



United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



International
Hydrological
Programme



INTEGRATED WATER RESOURCES MANAGEMENT AND CHALLENGES OF THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Second International Conference
Agadir, 24–26 March 2010

[Proceedings]



IHP-VII Series on Groundwater No. 4

International Hydrological Programme
Division of Water Sciences

The designations employed and the presentation of material throughout the publication do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or area or of its authorities, or the delineation of its frontiers or boundaries.

Published in 2012 by the United Nations
Educational, Scientific and Cultural Organization
7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP

Printed by

© UNESCO 2012

IHP-VII/2012/GW-4

Preface/Préface

This book is the result of the GIRE3D conference that was organized by the Moroccan Committee of the International Association of Hydrogeologists (IAH) in Agadir (Morocco) in March 2010, in cooperation with the Ibn Zohr University, the Agadir Faculty of Sciences, the Hydraulic Agency of Souss-Massa-Draa Basin (ABHSMD), the Moroccan National Office for Drinking Water (ONEP) and UNESCO's International Hydrological Programme (IHP). The conference was supported by the International Atomic Energy Agency (IAEA) and the World Bank as international partners and counted also on the support of several Moroccan public and private institutions.

In the beginning of the 21st century, pressures exerted on water resources are increasingly strong, in particular due to a growing water demand for water as well as water quality aspects. The extension of irrigated agricultural land and use of non-watersaving irrigation techniques, diversification of agricultural products, urbanization, industrial and tourism development are among the many factors which contribute to increase the pressure on water resources, and are aggravated by the uncertain impacts of climate change on the resource. The allocation of water resources has therefore become a top priority for many countries in the Mediterranean, Middle East and Africa, and needs to be informed by scientific research to guide sustainable and equitable management. Water resources in the MENA region are scarce, unevenly distributed and characterized by a high temporal variability and recurrent droughts over the last decades. Groundwater resources have for decades enabled communities to adapt to seasonal or perennial shortages in surface water by providing water for drinking, livestock, and more recently irrigation. Excessive abstraction of

these resources and their vulnerability to pollution are, however, of growing concern and encourage reconsidering the policies of water resources management. This management should be based on an integrated approach of water supply and demand, thus depending closely on the control of inputs and outputs at watersheds level.

The concept of integrated water resources management requires the conjunctive use of both surface water and groundwater to satisfy the water demand for socio-economic development in many countries, but also the use of non-conventional water resources such as revalorization (recycling) of wastewater, desalinization of sea water and saline water and artificial recharge of aquifers. Following the success of the first GIRE3D International Conference, held in Marrakech in May 2006, the GIRE3D Conference in Agadir gathered scientists and practitioners from all over the world to present the results of their research related to Integrated Water Resources Management. The Conference aimed at facilitating the exchange of knowledge and experience and fosters the cooperation between individual scientists, universities, governmental institutions as well as the private sector. The conference provided an opportunity for the different operators in the field of water resources management (researchers, decision makers, planners, laboratories, contractors, engineers and design departments, etc.) to present and exchange the results of their work around advances of new methodologies and new technologies for the improvement of integrated water resources management. Over several decades, UNESCO's International Hydrological Programme (IHP) has supported its Member States in their efforts to increase the sustainability of water resources management. The support is aimed at >>>

improving scientific knowledge as a basis for informed decision making processes and on facilitating cooperation and exchange of knowledge and experiences to better address the challenging issues that in particular in arid and semi-arid zones are facing. The Proceedings of the GIRE3D Conference are presented in this volume and form part of the IHP-VII Series on Groundwater. It is hoped that the scientific findings and related discussions will prove useful to guide integrated water management in the region and beyond.

Cet ouvrage est le résultat du Congrès GIRE3D qui a été organisé par le Comité Marocain de l'Association Internationale des Hydrogéologues (AIH) à Agadir (Maroc) en Mars 2010, en collaboration avec l'Université Ibn Zohr, la Faculté de Sciences d'Agadir, l'Agence hydraulique du bassin Souss-Massa-Draa (ABHSMD), l'Office national marocain de l'Eau Potable (ONEP) et le Programme hydrologique international (PHI) de l'UNESCO. Le congrès a été soutenu par l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) et la Banque mondiale en tant que partenaires internationaux, ainsi que par de nombreuses institutions marocaines publiques et privées.

Au début du XXI^e siècle, les pressions exercées sur les ressources en eau sont de plus en plus fortes, en particulier dû à une demande croissante ainsi qu'en ce qui concerne la qualité de l'eau. L'extension des terres agricoles irriguées et l'utilisation de techniques d'irrigation non économes, la diversification des produits agricoles, l'urbanisation, le développement industriel et le tourisme sont parmi les nombreux facteurs qui contribuent à augmenter la pression sur les ressources en eau, et sont aggravés par les effets incertains du changement climatique. L'allocation des ressources en eau est donc devenue une priorité pour de nombreux

pays de la Méditerranée, du Moyen-Orient et de l'Afrique, et elle a besoin des informations fournies par la recherche scientifique pour guider une gestion durable et équitable.

Les ressources en eau dans la région MENA sont rares, inégalement réparties et se caractérisent par une grande variabilité temporelle et des sécheresses récurrentes au cours des dernières décennies. Pendant des décennies les ressources en eaux souterraines ont permis aux collectivités de s'adapter à des pénuries saisonnières ou pérennes de l'eau de surface en fournissant de l'eau pour les ménages, l'élevage et l'irrigation. La surexploitation excessive de ces ressources et leur vulnérabilité à la pollution sont, cependant, une préoccupation grandissante et elles incitent à reconsidérer les politiques de gestion des ressources hydrauliques. Cette gestion doit être basée sur une approche intégrée de l'approvisionnement en eau et la demande, dépendant donc d'un bon contrôle des entrées et sorties au niveau des bassins versants.

Le concept de gestion intégrée des ressources en eau nécessite l'utilisation conjointe des eaux de surface et souterraines pour satisfaire la demande pour le développement socio-économique dans de nombreux pays, mais aussi l'utilisation des ressources en eau non conventionnelles telles que la revalorisation (recyclage) des eaux usées, le dessalement d'eau de mer et d'eau salée et la recharge artificielle des aquifères.

Après le succès de la première Conférence internationale GIRE3D, tenue à Marrakech en mai 2006, la Conférence GIRE3D à Agadir a réuni des scientifiques et des praticiens du monde entier pour présenter les résultats de leurs recherches liées à la gestion intégrée des ressources en eau. La Conférence visait à faciliter l'échange des connaissances et d'expériences et à favoriser la coopération entre les scientifiques, les universités, les institutions gouvernementales ainsi que le

secteur privé. Le congrès a été l'occasion pour les différents opérateurs dans le domaine de la gestion des ressources hydrauliques (chercheurs, décideurs, planificateurs, laboratoires, entrepreneurs, ingénieurs, bureaux d'études, etc.) pour présenter et échanger les résultats de leurs travaux autour de l'avancement des nouvelles méthodologies et des nouvelles technologies pour l'amélioration de la gestion intégrée des ressources en eau.

Pendant plusieurs décennies, le Programme hydrologique international (PHI) de l'UNESCO a soutenu les efforts de ses États membres visant à gérer durablement leurs ressources en eau. Cela se traduit par le soutien à

l'amélioration des connaissances scientifiques qui permettent une prise de décisions éclairée sur les processus, et à la facilitation des opportunités de coopération et d'échange de connaissances et d'expériences qui permettent de mieux répondre aux questions difficiles auxquelles sont confrontés, en particulier, les zones arides et semi-arides. Les Actes de la Conférence GIRE3D sont présentés dans ce volume et font partie de la Série "IHP-VII Series on Groundwater". Nous espérons que les découvertes scientifiques et des discussions qui s'y rapportent seront utiles pour orienter la gestion intégrée de l'eau dans la région et au-delà.

Acknowledgements/Remerciements

These proceedings were prepared within the framework of UNESCO's International Hydrological Programme/IHP-VII Series on Groundwater.

The proceedings were compiled by Lhoussaine Bouchaou, Moroccan Committee of IAH, with the support of Hanich Lahoucine, Moroccan Committee of IAH.

Editing coordination was provided by Holger Treidel and Marina Rubio, UNESCO Division of Water Sciences.

The conference was organized with support of UNESCO-IHP, IAEA, World Bank-GWMATE, ONEP, Conseil Municipal d'Agadir, and several Moroccan institutions, departments and companies, among which ORMVASM, RAMSA, CNRST, IRD, Sidi Ali and Agrotech.

Ces Actes ont été préparés dans le cadre de la Série sur les eaux souterraines "IHP-VII Series on Groundwater" du Programme hydrologique international de l'UNESCO. Lhoussaine Bouchaou avec le concours de Hanich Lahoucine, Comité marocain de l'AIH, ont réalisé la compilation des contributions.

Holger Treidel et Marina Rubio, Division des sciences de l'eau de l'UNESCO, ont assuré la coordination éditoriale.

La conférence a été organisée avec le soutien du PHI de l'UNESCO, de l'IAEA, du GWMATE de la Banque mondiale, de l'ONEP, du Conseil Municipal d'Agadir et de nombreux organismes, institutions et entreprises du Maroc, parmi lesquels ORMVASM, RAMSA, CNRST, IRD, Sidi Ali et Agrotech.

Organizing Committee

Aboufirass M. (Comité Marocain AIH,
Vice chair IAH-MENA, Marrakech, Morocco)

Amraoui F. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Hassan II. Faculty of Sciences Casablanca)

Aoutem M. (University Ibn Zohr, Faculty
of Sciences Agadir)

Aslikh A. (ABHSM, Agadir)

Bouchaou L. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Ibn Zohr. Faculty of Sciences Agadir)

Ben Omar B. (ABHSM, Agadir)

Boutaleb S. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Ibn Zohr. Faculty of Sciences Agadir)

Chebouni Gh. (*Institut de Recherche pour
Développement, France*)

El Achheb A. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Chouaib Doukkali. Faculty of S. El Jadida)

El Faskaoui M. (ABHSM, Agadir)

El Mansouri B. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Ibn Tofail. Faculty of Sciences Kenitra)

Guillaume H. (*Institut de Recherche pour
le Développement, France*)

Hanich L. (Moroccan Committee IAH, UCAM.
Faculty of S. T. Marrakech)

Hsissou Y. (Moroccan Committee IAH,
Univ. Ibn Zohr. Faculty of Sciences Agadir)

Khalil N. (Moroccan Committee IAH, UCAM.
Faculty of Sciences Semlalia, Marrakech)

Laftouhi N. (Moroccan Committee IAH, UCAM.
Faculty of Sciences Semlalia, Marrakech)

Moukrim A. (University Ibn Zohr, Agadir)

Sinan M. (Moroccan Committee IAH,
Ecole Hassania des Travaux Publics Casablanca)

Tagma T. (Moroccan Committee IAH, Univ. Ibn
Zohr, Faculty of Sciences Agadir)

Scientific Committee

Aureli Alice (UNESCO, Paris)

Azzam R. (Germany)

Bartolome A.N. (Spain)

Benaabidate L. (Morocco)

Benavente H. J. (Spain)

Chebouni GH. (France)

Chtaini A. (Morocco)

Dadi D. (Morocco)

Djabri L. (Algeria)

Drogue M. (France)

El Amrani N. (Morocco)

Fryar A. (USA)

Gaye Ch.B. (Senegal)

Hubert P. (AISH)

Lahmouri A. (Morocco)

Larocque M. (Canada)

Mahé G. (IRD)

Michelot J.L. (France)

Monteiro J.A. (Portugal)

Mudry J. (France)

Newman B. (AIEA)

Pulido Bosch A. (Spain)

Razack M. (France)

Saad Z. (Lebanon)

Stournaras G. (Greece).

Taylor R. (UK)

Tianhuanaco C. (Uganda)

Travi Y. (France)

Vanclooster M. (Belgium)

Zouari K. (Tunisia)

Zuppi G.M. (Italy)

Contents/Table des matières

● Topic 1 / Thème 1

Tools and technologies applied to the management of water resources/ Outils et technologies appliqués à la gestion des ressources en eau

Biofilm Effluent Polishing for Removal of Recalcitrant Organics	14
<i>Rakmi Abd Rahman, Abu Bakar Mohamad and Nurina Anuar</i>	
Estimation de l'évapotranspiration au niveau de la Plaine du Haouz au Maroc par utilisation d'une série d'images de moyenne résolution 2000-2009	20
<i>Abourida Aahd, M. Le Page, V. Simonneaux, S. Er-Rakki, H. Kharrou, B. Berjamy et G. Chehbouni</i>	
Origine de la salinité des eaux superficielles et profondes de la région de Marrakech : approche hydrochimique et isotopique	27
<i>A. Ait Lemkademe, J.L. Michelot, A. Benkaddour, L. Hanich et A. Maliki</i>	
Groundwater Dams, a Promise Option for Sustainable Development of Water Resources in Arid and Semi-Arid Regions	35
<i>Thair M. Al-Taiee</i>	
La filtration sur sable: recherche et optimisation	42
<i>A.K. Baba-Hamed et A. Bouanani</i>	
La nappe Barrémo-Albo-Aptienne du synclinal de Remtha (Atlas Saharien Occidental, Algérie): modélisation et gestion/The Barremo Albo Aptian Water Table of Remtha's Synclinal (Western Saharian Atlas, Algeria): Modelisation and Management	50
<i>K. Baba-Hamed, A. Derdour et A. Bouanani</i>	
Coupling Coagulation-Flocculation and Microfiltration Processes for Treatment of Textile Wastewaters	60
<i>K. I. Barrouk, S. Alami Younssi, M. Ouammou, A. Kabbabi, R. Ben Amarc and J. Maghnoujb</i>	
Utilisation des systèmes d'information géographique à l'établissement d'une carte hydrogéologique de la région des Doukkala	64
Hydrogeological Mapping of Doukkala Region: Contribution of Geographic Information System	64
<i>Abouchouaib Belahmira, Abdellatif Souhel, Abderrahim El Achheb, Nabil Midiker, Soufiane El Maliki et El Mostafa Ettachfini</i>	
Constricted Wetlands – Sustainable Aproach for Wastewater Treatment in Rural Area	69
<i>A.M. Belic and S.S. Belic</i>	

Pollution of Phreatic Waters Influenced by Liquid Waste Disposal Site <i>S.S. Belic and A.M. Belic</i>	72
Apport des SIG dans la caractérisation hydrochimique de la nappe d'Ain Sefra (Atlas saharien occidental, Algérie) <i>A. Bouanani, A. Rahmani, K. Baba-Hamed et C. Abdelbaki</i>	77
Impact de l'activité pétrolière sur la nappe du Mio-Pliocène dans le champ de Hassi Messaoud <i>A. Bouanani, A. Boudjema K. Baba-Hamed et S. Guettaia</i>	84
Mapping of Air Temperature in an Arid Mountainous Watershed Using Landsat ETM+ Data <i>Abdelghani Boudhar, Benoît Duchemin, Lahoucine Hanich, Gilles Boulet, Vincent Simonneaux and Abdelghani Chehbouni</i>	97
Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et hydrochimique de la nappe des Oulad Bou Sbaâ, Province de Chichaoua, Maroc <i>K. Boukhari, A. El Mandour, N. Laftouhi et N. Limam</i>	106
Hydrochemical Characteristics of Mioplio-Quaternary Groundwater and its Suitability in the Agricultural Area of Djelfa (Algeria) <i>F. Bouteldjaoui, M. Bessenasse and A. Kettab</i>	113
Preparation of TiO ₂ Thin Films for Environmental Applications <i>A. Elfanaoui, E. Elhamri, L. Boulkadat, M. Meddah, A. Ihlal, K. Bouabid, L. Laanab, A. Taleb and X. Portier</i>	123
Spring Water Hydrochemistry in North-South Profile in the Jordan Valley <i>Marwan Ghanem and Subha Ghannam</i>	128
État des connaissances des réservoirs aquifères dans la région de Gourrama (Haut Guir, sud du Maroc) <i>M. Hilali, M. Boualoul et T. Bahaj</i>	134
Modélisation et simulation numérique de l'échange rivière-nappe de Sébaou <i>Tahar Ikni, Mohamed Kadri, Ahmed Benamar</i>	143
Structure et modélisation hydrodynamique de la nappe alluviale de l'oued M'zi (partie orientale de Djebel Amour méridional) (Laghout, Algérie) <i>O. Kheddoum</i>	150
Using Electrocoagulation-Electroflotation Technique to Treat Textile Wastewater <i>B. Merzouk, M. Yacoubi, K. Madani, J.-P. Leclerc, F. Lapique and B. Gourich</i>	155
Isotope Tracer Studies on Surface-Groundwater Interconnection along the Velika Morava Catchment <i>N.R. Miljevic, Dj.M. Boreli-Zdravkovic, D. D. Golobocanin, N. Ogrinc and D. K. Solomon</i>	163

Simulation of seawater intrusion in the Chaouia Coastal Aquifer, Morocco	171
<i>J. Moustadraf and F. Amraoui</i>	
L'approche systémique, un outil pour la gestion intégrée des ressources en eau	184
<i>B. Rouissat, A. Bekkouche et N. Smail</i>	
Valorisation d'une argile anionique de synthèse pour la dépollution des eaux de l'industrie textile	195
<i>N. Sayah et A. Bakhti</i>	
Variabilité hydroclimatique dans le bassin de la Volta au Bénin: un indicateur de gestion intégrée des ressources en eau	203
<i>H.S.V. Totin, A. Afouda, E. Amoussou, E.W. Vissin, J. Tumbulto et M. Boko</i>	
Incidence du drainage minier acide sur la qualité des eaux souterraines au niveau de la mine de Kettara ; hydrogéochimies élémentaire et isotopique	211
<i>Toughzaoui S., Benkaddour A., El Amari K., Hibti M., Marah H. et Raïbi F.</i>	
A Method for Easy and Low-Cost Monitoring of Agricultural Land Use in Burkina Faso by Matching Small Scale Amateur Aerial Photogrphy . . .	217
<i>J. Wellens, B. Tychon, J. Derouane, A. Midekor and F. Traore</i>	

Topic 2 / Thème 2

Impact of climatic changes, new hydraulic structures and socio-economic development on water resources/

Impact des changements climatiques, des aménagements et du développement socioéconomique sur les ressources en eau

Étude d'impact des aménagements CES par application des modèles hydrologiques (Cas du bassin versant d'oued Oum Zessar)	224
<i>Mongi Ben Zaïed</i>	
Cartographie de la conductivité à saturation du sol par les méthodes géostatistiques.....	233
<i>Tarik Benabdelouahab, Ahmed Douaik, Rachid Mrabet et Hayat Lionboui</i>	
Étude d'impact des changements climatiques sur les ressources hydriques du bassin versant de l'Ouergha (Rif – Maroc)	241
<i>Boukrim S., Lahrach A. and Bouiniane A.</i>	
État des lieux des blooms toxiques à cyanobactéries, qu'est-ce que l'avenir nous réserve?/ Does inventory of fixtures of toxic blooms with cyanobacteries, what the future reserve to us?.....	248
<i>M. El Haji, A. Carriere, M. Prevost et B. Oudra</i>	



Impact climatique et anthropique sur les écoulements en milieu semi-aride : cas du Sahel au Burkina-Faso	256
<i>G. Mahe, B. Barbier, C. Dieulin, A. Dezetter, P. Diello, H. Karambiri, J.E. Paturel et N. Rouche</i>	
Un modèle de développement durable : la gestion intégrée des eaux dans une région hyperaride, cas de l'oasis Beni Abbès (Vallée de la Saoura, sud ouest algérien)	265
<i>Touhami Merzougui, Abedrehmene Mekkaoui, Abdesslam Kabor, Abderezak Bouanani, Hamidi Mansor et Okkacha Kaddoum</i>	
Contribution de l'hydrogéomorphologie dans la cartographie des zones inondables de la plaine alluviale de Sidi Bel Abbès (Algérie nord occidentale)	275
<i>Moueddene K., Hallouche B. et Benyahia M.</i>	
Impact des variations climatiques sur les ressources en eau dans le Bassin du Draa (Maroc) : corrélation entre la variabilité des précipitations et de l'évapotranspiration dans le bassin du Draa	283
<i>Samira Ouyse, Nour-Eddine Laftouhi et Kamal Tajeddine</i>	
The effect of Dams on Underground Water Storage.....	292
<i>A.A. Ganfoud, M.A. Razzaghi and A.F. El-Krekchi</i>	
Étude de l'impact des changements climatiques sur les variations piézométriques de la nappe N'fis (Marrakech, Maroc).....	297
<i>TA.Saad, N. Laftouhi et K.Taj-Eddine</i>	
Community Level Adaptation Strategies for Agricultural Production in Saline Prone Southwest Coastal Region of Bangladesh	303
<i>M.S.H. Swapan</i>	
Geostatistical interpolation of monthly rainfall in Kashafrood basin.....	312
<i>A. Afzali and M. Vafakhah</i>	
Incorporating Climate Change in Planning and Management of Water Resources Projects.....	319
<i>Saleh A. Wasimi</i>	
Blue Fan Palm Oasis and Sustainability: Developing Initial Anticipated Knowledge on a Key Desert Geographic Area of Northern Baja California	327
<i>E.V. Wehncke, X. López-Medellín and E. Ezcurra</i>	
Experimental Study for the Catchment Rainfall-Runoff Components and its Subsurface Contributions	342
<i>Wei-Zu Gu, Jia-Ju Lu, Min Xie and Jeffrey McDonnell</i>	

● Topic 3 / Thème 3

Integrated Water Resources Management and challenges of the sustainable development; quantitative and qualitative aspects/ Gestion Intégrée des Ressources en Eau et défis du développement durable ; aspects quantitatifs et qualitatifs

- Training activities and PhD program of SMART Research Program
as part of an integrated water resource management concept
for the Jordan River Valley (JRV)350
*Wasim Ali, Heinz. Hoetzi, Leif Wolf, Marwan Ghanem, Manfred Vanafferden,
Jaime Cardona, David Riepl and Subhi Samhan*
- Cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère
de Martil-Alila (Maroc) par utilisation d'une approche géophysique356
*S. Benabdelouahab, J. Stitou El Messari, M. Himi, A. Ouazzani Touhami,
M. Draoui, A. Salhi et A. Casas*
- Diagnostic sur la ressource eau et sa gestion dans le contexte de l'Oranie
(Algérie nord-occidentale) : situation, perspectives et stratégies.....361
W.M. Benyahia, H.K. Abdelhakk, A. Kerfouf, K. Moueddene et M.A. Bouzidi
- Poly(Vinyl Alcohol)/Poly(4-Vinylpyridine) Novel Metal-Chelating Membrane
for Sorption and Filtration of Hg(II) from Aqueous Solution.....370
H. Bessbousse, J.-F. Verchereb, L. Lebrunb, T. Wadea
- Sustainable Rivers Audit – An Assessment of River Health in the Murray-
Darling Basin379
Frederick Bouckaert, Michael Wilson and Mathew Maliel
- Vulnérabilité de la ressource en eau et défis du développement durable Eau
Bassin d'Essaouira.....383
H. Chamchati, M. Bahir, N. Chkir et P. Carreira
- Application des transformées en ondelettes à l'étude du fonctionnement
des systèmes aquifères atlasiques sahariens.....396
M. Chettih, K. Mouattah et M. Mesbah
- Surface and Groundwater Pollution of the Area of Taza, Morocco404
M. El Haji, S. Boutaleb, R. Laamarti and L. Laarej
- Localisation de l'interface eau douce/eau salée le long du Sahel côtier
de l'Oulja (Province d'El Jadida-Maroc).....413
S. El Maliki, M. El Achheb, M. Amar, N. Mdiker et A. Younsi
- État des ressources en eau en aval de la ville de Marrakech avant
et après l'installation de la station d'épuration419
A.El Masoudi, N. Laftouhi, A. El Mandour, N. Ouazzani; R.Hakkou et R. Azzam
- Évaluation de la salinité de l'eau et du sol en agriculture irriguée
(cas du périmètre d'El Fjé Médenine - Tunisie)427
Enneb Ibtissem, Taamallah Houcine et Hatira Abdessatar

Variations spatiales des paramètres physico-chimiques dans l'aération par déstratification et l'aération hypolimnétique : cas du lac de Hallwill (Suisse)	437
<i>Mustapha Gafsi et Ahmed Kettabb</i>	
Vers une gestion intégrée des eaux souterraines de l'aquifère Souss Chtouka	445
<i>Héctor Garduno, Stephen Foster et Mustapha ElHaiba</i>	
Efficience technico-économique et valorisation de l'eau des exploitations agricoles dans le périmètre irrigué de Tadla.....	452
<i>Hayat Lionboui, Mohammed Rachid Doukkali, Aziz Fadlaoui, Abdeljabar Bahri et Tarik Benabdelouahab:</i>	
Water Resources Management and Precession Irrigation in the Jordan Valley – Palestine: Case study Cucumber Crop	460
<i>A. Marei, M. Shakarneh, S. Khayat, W. Ali, A. Tamimi and M. Ghanem</i>	
Challenges for Public Participation in Japanese Water Management.....	467
<i>Katsumi Matsuoka</i>	
'Water Diplomacy' Effecting Bilateral Partnerships for the Exploration and Mobilization of Water for Mutual Gain.....	473
<i>Indianna D. Minto-Coy</i>	
Importance stratégique de l'eau virtuelle des céréales en Algérie : Constat et perspectives	481
<i>B. Mouhouche et S. Lani</i>	
Conception d'une base de données pour la gestion des ressources en eau dans la plaine du Souss aval Chtouka (Maroc)	489
<i>S. Naiha et N. El Amrani Paaza</i>	
Assessment of Water Resources in and around Eco-City, Tirupati, India.....	498
<i>K.L. Narasimha Rao, T.V.KrishnaReddy and V. PushpaKumari</i>	
Role of the Information Technology in Water Quality Management and Social-Economical Estimation of the Flood Impacts in Mountain Regions of the Central Asia	505
<i>P.I. Normatov, O.S. Bokiev, K.F. Emomov and I.Sh. Normatov</i>	
Application of WEAP in Simulation of Water Resources Management Scenarios in Dinajpur Sadar Upazila	510
<i>M.S. Rahman and M. Salehin</i>	
Participation et conflit : comment peut-on relativiser ces deux concepts pour une meilleure gestion de la ressource naturelle?	519
<i>M. Sayah et M. Guenet</i>	

Topic 1

**Tools and technologies applied to the management
of water resources**



Thème 1

**Outils et technologies appliqués à la gestion
des ressources en eau**

Biofilm Effluent Polishing for Removal of Recalcitrant Organics

Rakmi Abd Rahman, Abu Bakar Mohamad and Nurina Anuar

Dept. Chemical and Process Engineering, Universiti Kebangsaan Malaysia, 43650 Bangi, Malaysia (rakmi@eng.ukm.my)



Abstract

With increasing pollution of rivers by trace industrial and household chemicals and pharmaceuticals, and greater demands for water, the difference between effluent polishing and water treatment is diminishing. Biofilm reactors are increasingly used to treat industrial effluents with difficult components, which have not been effectively removed by the conventional activated sludge types of processes. The reactors have biomass active even at very low concentrations of the target organics, rendering the reactor more efficient for removing trace toxic compounds in water and wastewaters. Biofilm processes are of interest in water and effluent treatment due to their low energy chemical free requirements. Results of on-going research on use of a biofilm process to treat simulated effluents as well as to polish a papermill secondary effluent containing difficult to biodegrade chloroorganics, with pentachlorophenol (PCP) as the target recalcitrant molecule, are reported here. Studies were carried out at several residence times, with analysis of PCP and its metabolites, as well as the biodegrading cultures. The biofilm process has been found very effective for treatment of waters containing PCP, and polishing the papermill effluent, resulting in removal of chloroorganics, by biodegrading them in the oxic and anoxic layers of the biofilms. Biodegradation mechanism studies showed that removal of PCP was by adsorption followed by biodegradation, with biodegradation occurring via reductive dechlorination that was made possible in the anoxic bottom layers of the biofilms.

Keywords: Biofilm, chloroorganics, pentachlorophenol, biodegradation mechanism.

Introduction

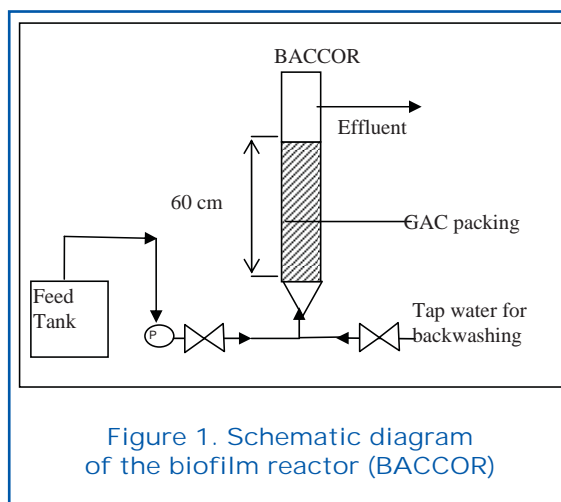
Biofilm systems are increasingly found to be more efficient in removing trace toxic compounds in wastewaters. They are less sensitive to the presence of toxic and inhibitory substances than dispersed growth systems, and therefore are more resistant to shock loading. These advantages render biofilm systems more suitable for use in treatment of industrial wastewaters containing adsorbable organohalides. Chlorophenols, such as pentachlorophenol, are quite commonly found in industrial effluents, especially those from pulp and paper mills and wood preservation industries. Many chlorophenols have recently been shown to be anaerobi-

cally and aerobically biodegradable (Hakulinen and Salkinoja-Salonen, 1981; Steirt and Crawford, 1986; Boyd and Shelton, 1984; Perroti and Rodman, 1974, and Moos, et al, 1983). It has been shown that some gram negative bacteria, especially facultative bacteria, may be particularly important in dechlorination reaction. Reductive dechlorination, or direct removal of chlorine atom from the aromatic ring as a first step is a significant process, because the dechlorinated products are usually less toxic and are more readily degraded either anaerobically or aerobically (Mikesell and Boyd, 1986). Granular activated carbon (GAC) is a good bacterial immobilization matrix as it is very adsorptive and has a very high surface-to-volume ratio, due to its large number of



internal pores and rough surface texture. The biofilm on activated carbon can perform a combination of physical and biological removal mechanisms: adsorption onto GAC and biological degradation by microorganisms grown on GAC. The adsorptive function of GAC contributes towards the reduction of the aqueous phase concentration of the inhibitory organic compound to below threshold level under which the inhibitory effect on biological degradation decreases (Sufliya et al, 1982). Biofilm processes are of interest in water and effluent treatment due to its low energy, chemical free requirements. Results of on-going research on use of a biofilm process to treat simulated effluents as well as to polish a papermill secondary effluent containing difficult to biodegrade chloroorganics, with pentachlorophenol (PCP) as the target recalcitrant molecule, are reported here.

with PCP in settled river water. Thereafter it was fed with papermill secondary effluent.



Materials and Methods

Biofilm Reactor

The reactor used was a Biofilm Activated Carbon Column Reactor (BACCOR) (Fig. 1) made of plexi-glass column of 1 m height, 5.5 cm internal diameter and packed with 60 cm height of coconut shell based, 0.5–1.0 mm sized, granular activated carbon (GAC) at 360 g/L. The sludge for seeding was taken from a pulp and paper mill (Sipitang Pulp and Papermill, Sabah, Malaysia) wastewater treatment plant. Operating conditions for the BACCOR are summarised in Table 1. Concentrations of PCP tested for biodegradation ranged from 10 and 100 mg/L and the empty bed contact time (EBCT) ranged from 45 minutes to 4 hours. In Run 1 to Run 4, BACCOR was fed with PCP in tap water, while in Run 5 to Run 6, it was fed

PCP and Metabolites Analysis

PCP concentrations of the BACCOR influents and effluents were monitored via absorbance at 320 nm using UV-Vis Spectrophotometer. For biodegradation and metabolites analysis, samples were also analyzed using high performance liquid chromatography (HPLC) with a ZORBAX SB-C18, 4.6 x 150 mm column (Agilent). The eluting solvent was 70% acetonitrile and 30% potassium phosphate at 0.05 M. The flow was at 1,000 mL/min and 35°C, with detection by UV at 254 nm. Samples were taken at inlet and outlet of BACCOR at least once a week, and analysed for PCP and its metabolites. For each analysis, a 4 mL sample was centrifuged at 13,000 rpm for 5 minutes to separate the biomass. The supernatant was filtered through 0.2 µm syringe filter and the filtrate obtained was injected into the HPLC system. Biomass concentration in the BACCOR was

Table 1. Operational conditions for BACCOR

Run number	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6
Time (days)	1-161	162-204	205-265	266-389	390-428	429-501
EBCT (hour)	2	4	0.75	2	2	1
Influent PCP-Na, mg/L	10-100	20-100	10-25	10-30	10	10
Water	Tap water	Tap water	Tap water	Tap water	River water	River water

measured after NaOH digestion to dissolve the attached biomass and by taking media weight differences, before and after digestion.

Culture Isolation

Liquid samples from the reactor were spread onto isolation agar plates which contained PCP at 10 mg/L, and nutrient salts: KH_2PO_4 at 1,000 mg/L, $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ at 1,250 mg/L, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ at 1,000 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ at 500 mg/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ at 50 mg/L and $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ at 5 mg/L. Colonies grown on the agar were subsequently subcultured, giving isolated pure cultures. Gram staining and API-20E (BioMérieux) were used to identify the bacterial isolates.

Papermill Secondary Effluent Polishing

Treated effluent from the clarifier outlet (secondary effluent) of a recycled paper papermill wastewater treatment plant (using activated sludge process) was used as feed instead for the BACCOR. As the treated effluent already had very low COD, a longer ECBT of 4 hrs was employed, thus the

BACCOR was used as a biological polishing unit. The run was carried out for more than two months with PCP and metabolites analysis carried out about once a week, according to the method in (b) above.

Results and discussion

PCP Removal and Biodegradation in BACCOR

PCP removal is shown in Table 2. PCP concentrations in the effluent were at under 1.0 mg/L or 1,000 µg/L throughout the study, showing excellent removal of PCP. That the PCP removal averaged more than 98% throughout the study of more than 500 days showed that removal was not by adsorption alone, but also by biodegradation, as also shown by the metabolites analysis below. The measured biomass concentrations showed that relatively high biomass concentrations could be achieved. Variations in readings were due to the random nature of biofilm thicknesses on the solid media.

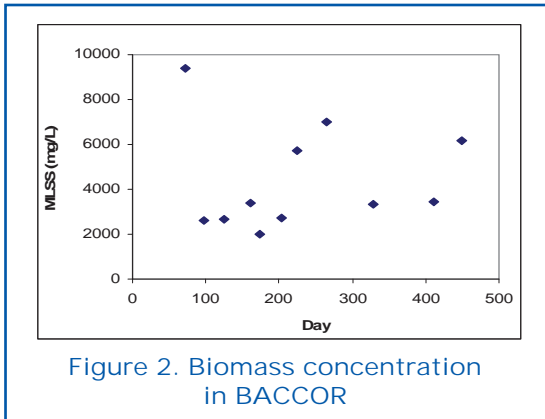
Nevertheless, Figure 2 shows that the concentrations (equated to MLSS) ranged from

Table 2. PCP removal by BACCOR

Run	Ave. MLSS (mg/L)	PCP (mg/L)	Min, (µg/L)	Max (µg/L)	Ave., (µg/L)	Ave. % removal
1	2,900	50	ND	ND	ND	99.6
		40	ND	ND	ND	
		10	ND	97	51	
2	3,000	50	62	297	133	99.7
		20	ND	90	44	
		10	ND	ND	ND	
3	6,500	20	ND	67	22	99.6
		10	ND	210	79	
4	5,250	20	15	304	107	99.6
5	3,000	10	53	325	156	98.6
6	6,000	10	32	528	125	98.9

ND: non-detectable





3,000 to 7,000 mg/L, which means that they can be as high as double those in conventional activated sludge processes despite the lack of readily biodegradable carbon source. This is due to excellent biomass retention by the GAC media. Figure 3 (a) and (b) below show the HPLC chromatograms for the influent and effluent from the BACCOR. From the chromatogram for influent, PCP was detected at 12.5 minutes. Much lower PCP concentrations, but higher metabolites' concentrations, in the effluent as compared to the influent, indicated that microorganisms in the biofilms had degraded the PCP into metabolites which would then rapidly mineralise. The

mechanism of anaerobic degradation of chlorophenols is not well known and reports on microbial degradation of PCP are scarce (Apajalahti and Salkinoja-Salonen, 1986). In anaerobic sewage sludge, PCP was shown to be reductively dechlorinated (Mikesell and Boyd, 1986). In this study, results of HPLC analysis on the influent and effluent indicated that reductive dechlorinations had occurred, converting the PCP to lesser chlorinated compounds detected as metabolites (CP, DCP and Phenol) and finally mineralization into CO₂. Reductive dechlorination, or removal of Cl atoms directly from the ring of aromatic compounds, is a significant process because the dechlorinated products are usually less toxic and are more readily degraded either anaerobically or aerobically (Mikesell and Boyd, 1986; Tsuno et al. 1996). Based on the detected metabolites, a biodegradation mechanism of PCP as occurred in this biofilm process was proposed and illustrated in the Figure 3.

Biodegrading cultures Isolated

After five days of incubation, pinpoint sized colonies surrounded by clear 'halo' were found on the isolation agar indicating that these microbes were able to grow in the

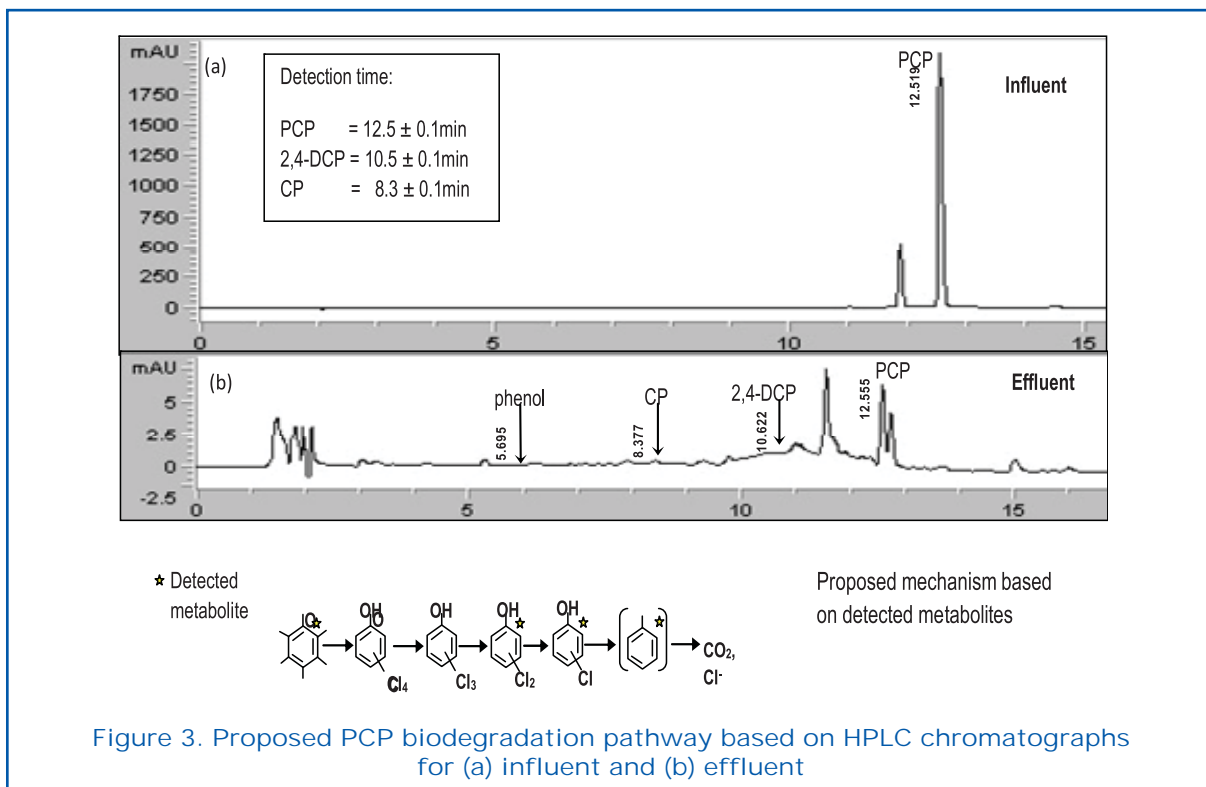


Table 3. Some properties* of the gram-negative Isolates

Test	Reactions/Enzymes	Isolate 1	Isolate 2	Isolate 3
ONPG	Beta-galactosidase	+	-	+
CIT	Citrate utilisation	+	+	-
H2S	H ₂ S production	-	-	-
UREA	urease	-	-	-
IND	Indole production	-	-	-
GEL	Gelatinase	-	+	+
GLU	Fermentation/oxidation	+	-	+
Nitrate reduction GLU tube	NO ₂ production	+	+	-
API-20E identification		<i>K. terrigena</i>	<i>P. aeruginosa</i>	<i>Klebsiella spp.</i>

Tests according to API-20E system: + positive result; - negative result.

presence of PCP as the sole carbon source. Further sub-culturing found three gram-negative isolates of rod type bacteria. Tests with API-20E system have managed to identify two of them: Isolate 1 as *Klebsiella terrigena* and Isolate 2 as *Pseudomonas aeruginosa*. Isolate 3 was tentatively identified as *klebsiella sp.* Table 3 lists some of the properties of these bacteria. All of them are classified as aerobes but are also able to grow anaerobically, thus are facultative bacteria.

Papermill Effluent PCP Biodegradation

Figure 4 shows the HPLC chromatogram for the secondary effluent from the papermill (as influent or feed to the biofilm process) as

well as the chromatogram after polishing by the biofilm process. It can be seen that papermill secondary effluent still had detectable levels of monochlorophenol, dichlorophenol, and pentachlorophenol (CP, DCP and PCP). These were substantially reduced after biofilm polishing. Using the PCP standard curve for calculation, it was found that approximately 70% of PCP in the secondary effluent could be removed by the biofilm process. This shows that the passive biofilm process such as the BACCOR used here has considerable potential to polish secondary effluents to reduce concentrations of recalcitrant organohalides, thus making the effluent safer for the environment as well as facilitating effluent reuse.

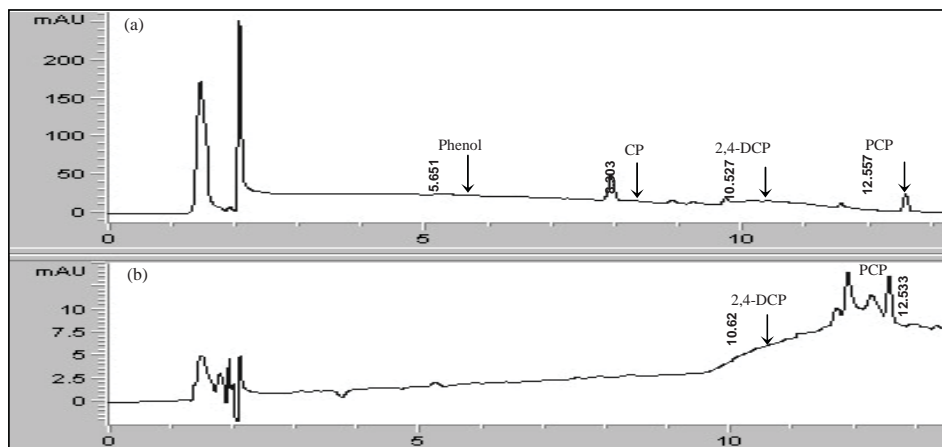


Figure 4. HPLC chromatograms for biofilm polishing of papermill secondary effluent: (a) influent and (b) effluent



Conclusion

A biofilm process initially seeded with sludge from a pulp and paper mill was used to treat water containing pentachlorophenol, PCP. The process was found able to sustain high attached biomass concentrations, which were able to remove the PCP, via adsorption and biodegradation. Metabolite analysis using HPLC proved that biodegradation had occurred. Lesser chlorinated metabolites of dichlorophenol, chlorophenol and phenol showed that dechlorination had occurred. A biodegradation mechanism involving reductive dechlorination was proposed based on the observed metabolites, with reduction possible in the anoxic inner biofilm layers, showing that unlike aerobic dispersed biomass systems, biofilm processes are more capable due to presence of oxic and anoxic regions. Isolates were found to be *Klebsiella terrigena*, *Pseudomonas aeruginosa* and another *klebsiella sp* yet to be identified. Experimental runs using actual papermill secondary effluents showed that the biofilm process was able to substantially removed residual chloroorganics. Thus, this study has shown that the passive biofilm process, such as the BACCOR used here, has considerable potential to polish secondary effluents to reduce concentrations of recalcitrant organohalides, thus making the effluent safer for the environment as well as facilitating effluent reuse.

References

- Apajalahti, J.H.A. & Salkinoja-Salonen, M.S. (1986) Degradation of polychlorinated phenols by *Rhodococcus chlorophenolicus*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25:62-67.
- Boyd, S.A.; & Shelton, D.R. (1984) Anaerobic biodegradation of chlorinated phenols in fresh and acclimated sludge. *Appl. And Environmental Microbiology*.
- Hakulinen, R. & Salkinoja-Salonen, M. (1981) An aerobic fluidised bed reactor for the treatment of industrial wastewater containing chlorophenols. In: Biological fluidised bed treatment of water and wastewater, P.F. Cooper & B. Atkinson (Ed.) Ellis Horwood Publ., Chichester. Pp. 374-382.
- Mikesell, M.D. & Boyd, S.A. (1986) Complete reductive dechlorination and mineralization of pentachlorophenol by anaerobic microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.* 52:861-865.
- Moos, L.P., Kirsch, E.J., Wukasch, R.F., & Grady, C.P.L. Jr. (1983) Pentachlorophenol biodegradation I. *Water Sci.* 17:1575-1584.
- Perroti, A.E., Rodman, C.A. (1974) Factor involved with the biological regeneration of activated carbon, *AIChE Symp. Ser.*, 70144, 317-325.
- Steirt, J.G. & Crawford, R.L. (1986) Catabolism of pentachlorophenol by a *Flavobacterium sp.* *Biochem. Bio-phys. Res. Commun.* 141:825-830.
- Suflita, J.M., Horowitz, A., Shelton, & Tiedje, J.M. (1982) Dehalogenation: A Novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds. *Science*: 218:1115-1117.
- Tsuno, H. Masasumi, K. & Somiya, I. (1996) Anaerobic degradation of pentachlorophenol (PCP) in biological expanded-bed reactor. *Wat. Sci. Tech.* 34:335-344.

Estimation de l'évapotranspiration au niveau de la Plaine du Haouz au Maroc par utilisation d'une série d'images de moyenne résolution 2000-2009

*Abourida Aahd⁽¹⁾, M. Le Page⁽²⁾, V. Simonneaux⁽²⁾, S. Er-Rakki⁽¹⁾,
H. Kharrou⁽³⁾, B. Berjamy⁽⁴⁾ et G. Chehbouni⁽²⁾*

(1) Université Cadi Ayyad /Institut de Recherche pour le Développement, Marrakech, Maroc

(2) CESBIO- Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère, Toulouse, France

(3) ORMVAH Office régional de mise en valeur agricole du Haouz, Marrakech, Maroc

(4) ABHT Agence de bassin hydrologique du Tensift, Marrakech, Maroc



Résumé

Située dans un contexte semi-aride la plaine du Haouz au Maroc est confrontée à une réduction importante des ressources en eau et une pression accrue du secteur agricole irrigué aussi bien par les eaux de surface que souterraines. Dans la perspective d'améliorer les performances hydriques des périmètres irrigués, une meilleure connaissance spatio-temporelle des besoins en eau des cultures devient primordiale, l'objectif étant d'irriguer sans excès mais sans causer un stress aux cultures. Satellite monitoring of irrigation (SAMIR, Cesbio, 2010) est un logiciel de spatialisation de l'évapotranspiration (ET) et du bilan hydrique des cultures irriguées sur de grandes surfaces, basé sur l'utilisation d'images satellitaires, développé dans le cadre du projet SUDMED en collaboration entre l'Institut de Recherche pour le Développement, l'Université Cadi Ayyad de Marrakech, l'Agence de Bassin Versant Hydraulique du Tensift, L'Office de Mise en Valeur Agricole du Haouz et la Direction de la Météorologie Nationale. Cette source d'information fournit une vision synoptique et périodique de la localisation et du développement des cultures, donnée critique pour une estimation fiable de l'ET. Cette dernière est calculée au moyen de la méthode FAO, bien adaptée au calcul sur de grandes surfaces où l'information disponible sur le sol et les cultures est limitée.

Ici, nous nous focaliserons sur l'utilisation d'imagerie satellitaire de moyenne résolution (Modis, 250m) sur une période longue (9 ans). En effet, bien que facilement disponible, l'utilisation de Modis pose le problème de la mixité du pixel.

Dans un premier temps, nous allons calibrer les paramètres de discrimination de l'occupation du sol en fonction de vérités terrain collectées en 2003 et 2004. Nous obtenons ainsi une validation locale puis une validation globale en comparant la classification moyenne résolution avec celle obtenue sur une série temporelle haute résolution (Landsat).

Ensuite, nous calculons l'ET par la méthode 'FAO dual crop', que nous comparerons avec les mesures réalisées sur des cultures de blé, oranger et olivier entre 2003 et 2008 par scintillométrie et Eddy-correlation.

Introduction

Depuis toujours, les conditions climatiques semi-arides du Maroc ont fait de l'irrigation une technique incontournable pour remédier au manque de précipitations, qui limite le

développement agricole et ce malgré l'existence d'importantes superficies de sols cultivables (Debbarh, 1997). Au niveau de la plaine du Haouz, l'agriculture irriguée consomme jusqu'à 85 % de la ressource en eau captée, d'où l'aménagement et la mise en place de



périmètres de grande et moyenne hydraulique pour assurer la pérennité d'une agriculture exigeante en eau. Une meilleure connaissance spatio-temporelle des besoins en eau des cultures devient alors primordiale.

L'objectif de ce travail est d'estimer l'évapotranspiration au pas de temps mensuel sur une longue période en se basant sur la cartographie de l'occupation du sol à partir des images de moyenne résolution MODIS et sur la spatialisation de l'évapotranspiration de référence. Cette information servira ensuite d'entrée à la modélisation intégrée Weap-Modflow dont l'implémentation est en cours.

Cadre géographique

Situé au centre du Maroc (entre 7°2' W et 9°1' W, 31°5' N et 32° N), le Haouz de Marrakech est une vaste plaine de 6 000 km² de superficie. Il est limité au sud par la chaîne du Haut Atlas s'élevant jusqu'à 4 165 m (mont Toubkal), au nord par les reliefs primaires des Jbilet, à l'est par les premiers versants du Moyen Atlas et à l'ouest par les plateaux d'Essaouira-Chichaoua qui la sépare de l'océan Atlantique (Fig.1).

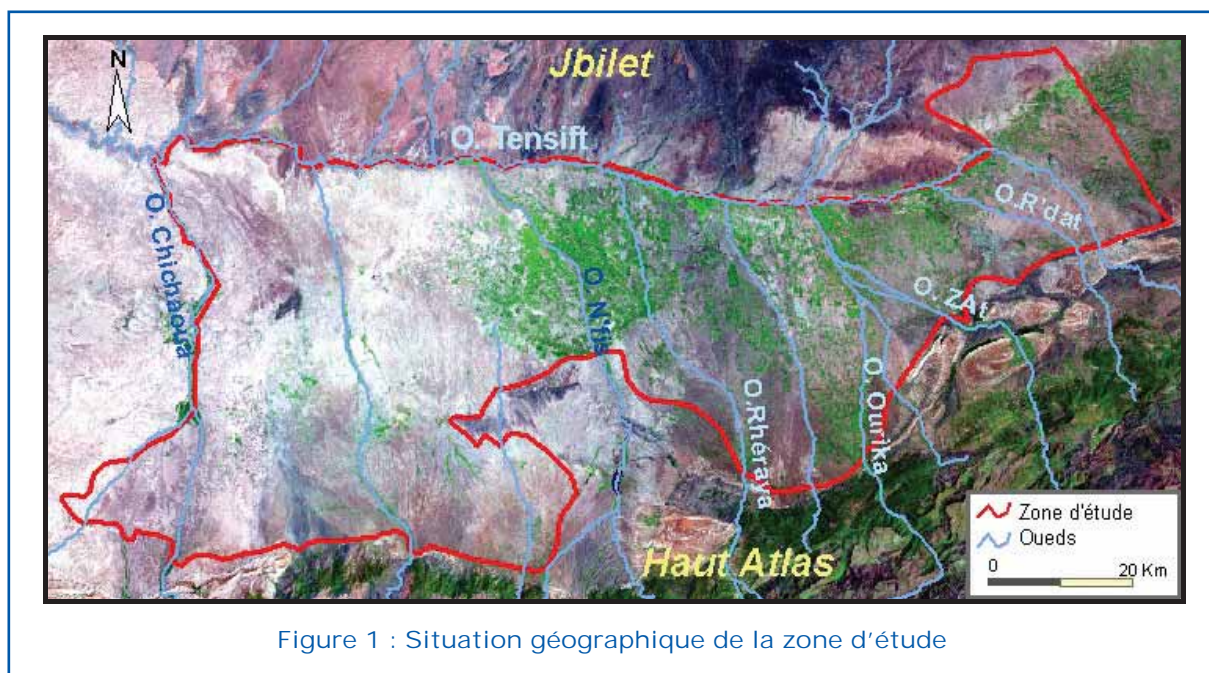
Le climat régnant au niveau de la plaine est semi-aride, caractérisé par des amplitudes thermiques importantes entre l'hiver et l'été avec des températures d'environ 5°C en

hiver et 45°C en été. Les précipitations changent entre 160 mm/an et 350 mm/an avec d'importantes variations interannuelles.

Le réseau hydrographique du Haouz est composé d'une multitude de cours d'eau qui s'organisent en deux systèmes : le Tassaout Lakhdar, affluent de l'Oum ErRbiaa, et le Tensift qui reçoit en rive gauche tous les oueds du Haouz central et occidental issus du versant nord de l'Atlas. Ces cours d'eau sont régularisés par trois grands barrages: le barrage Moulay Youssef et Moulay El Hassan^{1er} qui alimentent le canal de rocade et le barrage Lalla Takerkoust (Alexandre, 2002).

Matériel et méthode

Pour une gestion optimale des ressources hydriques des périmètres irrigués, une meilleure connaissance spatio-temporelle des besoins en eau des cultures donc de l'évapotranspiration devient primordiale. Pour estimer l'évapotranspiration au niveau de l'ensemble des zones irriguées, nous avons utilisé le logiciel SAMIR (Satellite monitoring of irrigation), en se basant sur l'imagerie satellitaire de moyenne résolution MODIS en accès libre. Les images Modis NDVI sont disponibles en synthèse de 16 jours accessibles au format HDF et comptant 36 bandes, elles sont acquises par des spectroradiomètres imageurs à résolution



moyenne installés sur les satellites TERRA (EOS AM) et AQUA (EOS PM) qui balayent la surface de la terre en un jour ou deux. Cette source d'information fournit une vision globale et périodique de la localisation et du développement des cultures (Simonneaux et al, 2006), donnée critique pour une estimation fiable de l'ET. Cette dernière est calculée au moyen de la méthode FAO dual-crop coefficient, qui tient compte de l'évaporation du sol et du stress hydrique. L'ET est donc la somme de la transpiration des végétaux et de l'évaporation de l'eau du sol :

$$ET = ET_0 * (K_{cb} * K_s + K_e)$$

ET_0 étant l'évapotranspiration de référence calculée par l'équation de la FAO développé par Penmann-Monteith (Allen et al., 1998) en utilisant les données mesurées sur le terrain et spatialisées par SAMIR, K_{cb} est le coefficient cultural qui tient compte de la transpiration de la fraction du couvert (f_c), K_e coefficient déterminant l'évaporation de la fraction de sol nu ($1 - f_c$) et K_s coefficient de stress hydrique .

L'estimation des coefficients culturaux K_c en Dual crops, fait intervenir les images NDVI et l'occupation du sol de chaque année en appliquant des relations NDVI- K_{cb} calibrées sur la zone d'étude (Er-Raki et al., 2006 , Duchemin et al., 2006).

Occupation du sol

La classification des images MODIS est effectuée, en se basant sur les profils de l'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), qui est déterminé par le rapport de la différence entre les réflectances de surface dans les domaines proche infrarouge et le rouge sur la somme de celles-ci (Rouse et al., 1974; Jackson, 1983). La taille importante du pixel Modis 250 m, fait que la classe majoritaire déterminée correspond généralement à celle du mélange entre différentes cultures, ou du sol nu et des zones cultivées ce qui peut entraîner une sous ou surestimation de la surface de l'occupation du sol au niveau de certaines zones.

La séparation entre les classes par SAMIR est basée sur trois seuils du NDVI ajustés pour obtenir une bonne discrimination. Le premier seuil étant la valeur du NDVI qui permet une discrimination entre le sol nu et la végétation

les deux autres seuils, seuil annuelles et seuil adventices permettent de séparer les cultures annuelles des autres végétations à cycle annuel.

Les sols nus sont faciles à distinguer, caractérisés par un profil NDVI faible toujours au dessous du seuil Sol nu (Simonneaux et al, 2007), malgré la présence dans la zone d'étude des sols avec différentes propriétés (la texture, la rugosité et l'humidité). Cette classe représente les sols sans végétation ou avec végétation très réduite tout au long de l'année. Les cultures annuelles sont définies par des valeurs de NDVI supérieures au seuil sol annuelles, représentant une biomasse significative de la végétation. Lors d'un seul cycle les valeurs importantes de la NDVI baissent au dessous du seuil sol_nu, montrant ainsi une végétation non permanente qui comprend principalement les céréales comme le blé et l'orge. Cette période sans végétation permet de distinguer entre les annuelles et les arbres (olive et les agrumes) qui présentent des NDVI relativement constant toute l'année avec de légères variations liées à la croissance et à l'ébranchage. Les arbres sur sol nu sont détectés par leur NDVI inférieur au seuil 0,50, les NDVI supérieures à ce seuil caractérisent les arbres avec un sous étage. Pour plus de précision nous avons aussi appliqué le seuillage temporel qui permet de distinguer entre les arbres caduques et les arbres pérennes ainsi qu'entre les céréales et autres annuelles. Nous avons calibré les seuils de classification pour l'année 2002-2003. Pour cette année, nous disposons d'une vérité terrain (occupation du sol de périmètre irrigué R3). Nous avons pu déterminer les seuils suivant: seuil de végétation 0.18, seuil adventices 0.26, seuil annuelles 0.41 qui nous ont permis de mieux discriminer les différentes classes existantes soit : Arbres pérennes, Arbres avec sous strate de végétation, Sol Nu, Jachère, Cultures annuelles, CA ou adventices, Céréales, Arbres caduques (Fig. 2).

Pour la validation l'occupation du sol obtenue nous avons utilisé la classification de l'image de haute résolution Landsat de l'année 2002-2003 que nous avons réalisé et croisé avec une autre vérité terrain étalée sur le Haouz central, ce qui a donné une précision de l'ordre de 75 % pour les arbres, 89 % pour les jachères et 74 % pour les céréales.

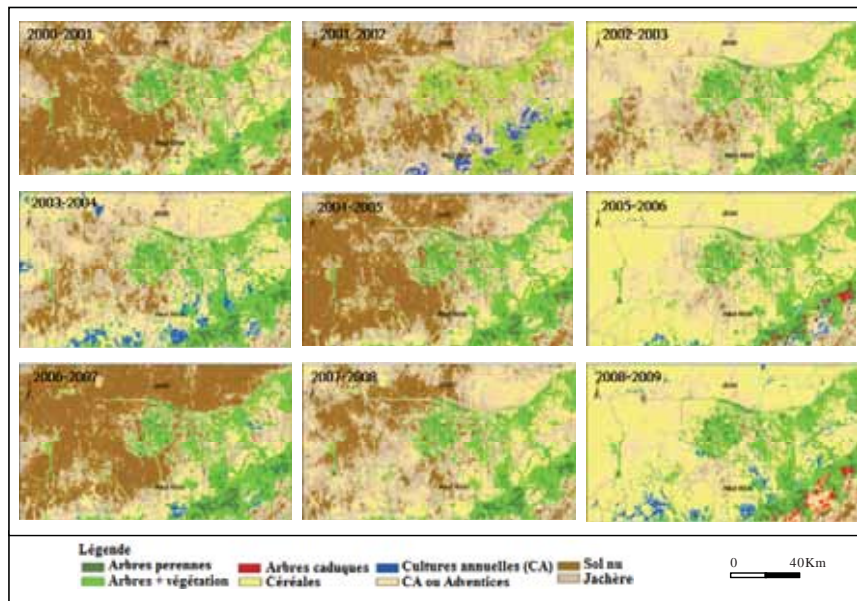


Figure 2 : Occupation du sol de la zone d'étude entre 2000 et 2009

Estimation de l'évapotranspiration

L'estimation de l'évapotranspiration par SAMIR nécessite l'introduction des cartes spatialisées de l'évapotranspiration de référence ET_0 obtenues par interpolation barycentrique des données des stations de mesure sur le terrain avec un recalage à l'aide d'une matrice de référence (année 2002-2003), d'occupation du sol, et du K_c interpolé linéairement dans le temps. Le coefficient cultural est obtenu pour chacune des classes d'occupation du sol par des relations linéaires du type $K_{csat} = a * Ndv_i + b$ qui sont soit tirées de la bibliographie soit obtenues localement. Ces données servent au calcul de l'ET par la méthode FAO-56: $ET_{sat} = K_{csat} * ET_0$. L'ET ainsi obtenu ne prend pas directement en considération les périodes de stress liées aux irrigations non optimales (K_s), mais à long terme l'effet du stress sur le cycle de la végétation est reflété sur l'indice de végétation. ET_{sat} est alors intermédiaire entre l'évapotranspiration potentielle ET_c définie par la FAO et l'évapotranspiration réelle mesurée sur le terrain. Le résultat est représenté sur les figures 3 et 4 où chaque pixel de l'image représente les valeurs de l'ET_{sat} en mm au cours de l'année.

Pour la validation de l'évapotranspiration calculée nous avons utilisé les mesures ponctuelles effectuées par la méthode des flux turbulents (eddy correlation, EC), dans le cadre du projet SUDMED et synthétisés au pas de temps mensuel. Toutefois, la validation présente des difficultés. D'une part, la mesure par EC couvre une surface inférieure à celle du pixel Modis (250 m), d'autre part, la position de l'EC par rapport aux pixels Modis fait que la mesure terrain peut correspondre à la contribution de plusieurs pixels, enfin la mesure d'EC dépend de la direction du vent, et bien qu'il soit possible de calculer l'emprise de la mesure, ce travail n'a pas été effectué ici.

En analysant la figure 5, on note l'existence d'une marge d'erreur entre les mesures effectuées sur le terrain et les ET calculées par Samir pour un pas de temps mensuel pour les différents sites (Fig. 5). Ainsi pour les oliviers bien développés soit de l'Agdal ou du site de Sidi Rahal (R3) l'erreur est de l'ordre de 20 %. L'écart important observé en 2006 pour les oliviers de Sidi Rahal est lié au jeune âge des arbres (plantés en 2005) ce qui crée une confusion entre la classe arbres et cultures annuelles. Pour les orangers on retrouve une différence moins importante avec 11% au niveau de Saada1 (Arbre sur sol nu)

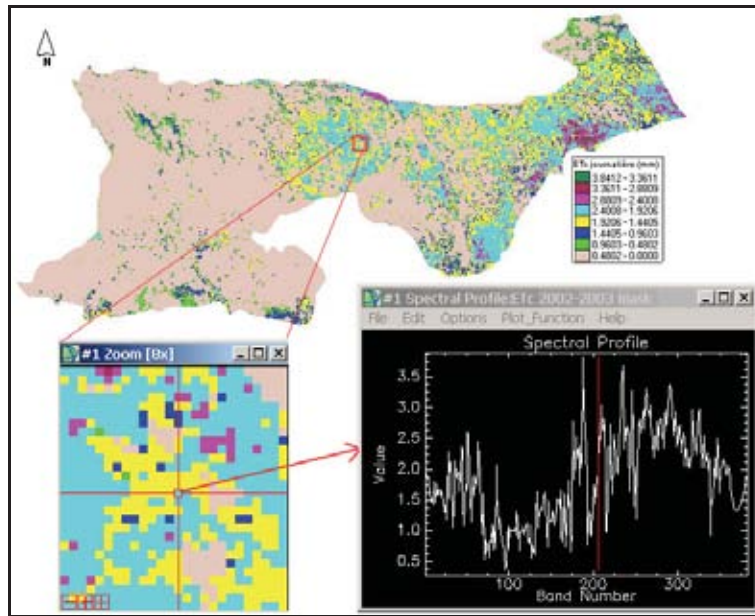


Figure 3: ET_{sat} journalière calculée pour l'image 2002-2003

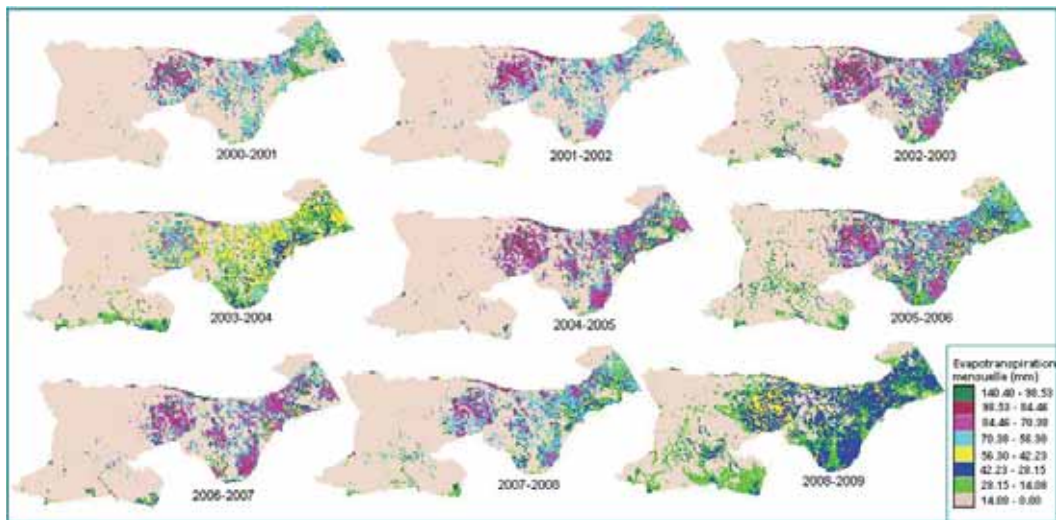


Figure 4 : ET_{sat} au pas de temps mensuel de 2000 à 2009

alors que pour Saada 2 (irrigation gravitaire) et Agafay où nous avons une strate inférieure les différences sont de l'ordre 17 et 23 %. On note aussi la même tendance pour les céréales avec une variation de l'ordre de 20% qui atteint les 30% pour le bloc 130 (parcelle incomplète existence d'une zone habitée qui influence la NDVI). Cependant, nous consi-

dérons que les différences observées peuvent être attribuées en grandes parties à la différence de l'échelle de validation. D'une part, le pixel Modis couvre une superficie de plus de 6 ha qui n'est pas forcément attribuée à une occupation du sol unique, d'autre part, les expériences de terrain étaient centrées sur la culture à échantillonner.

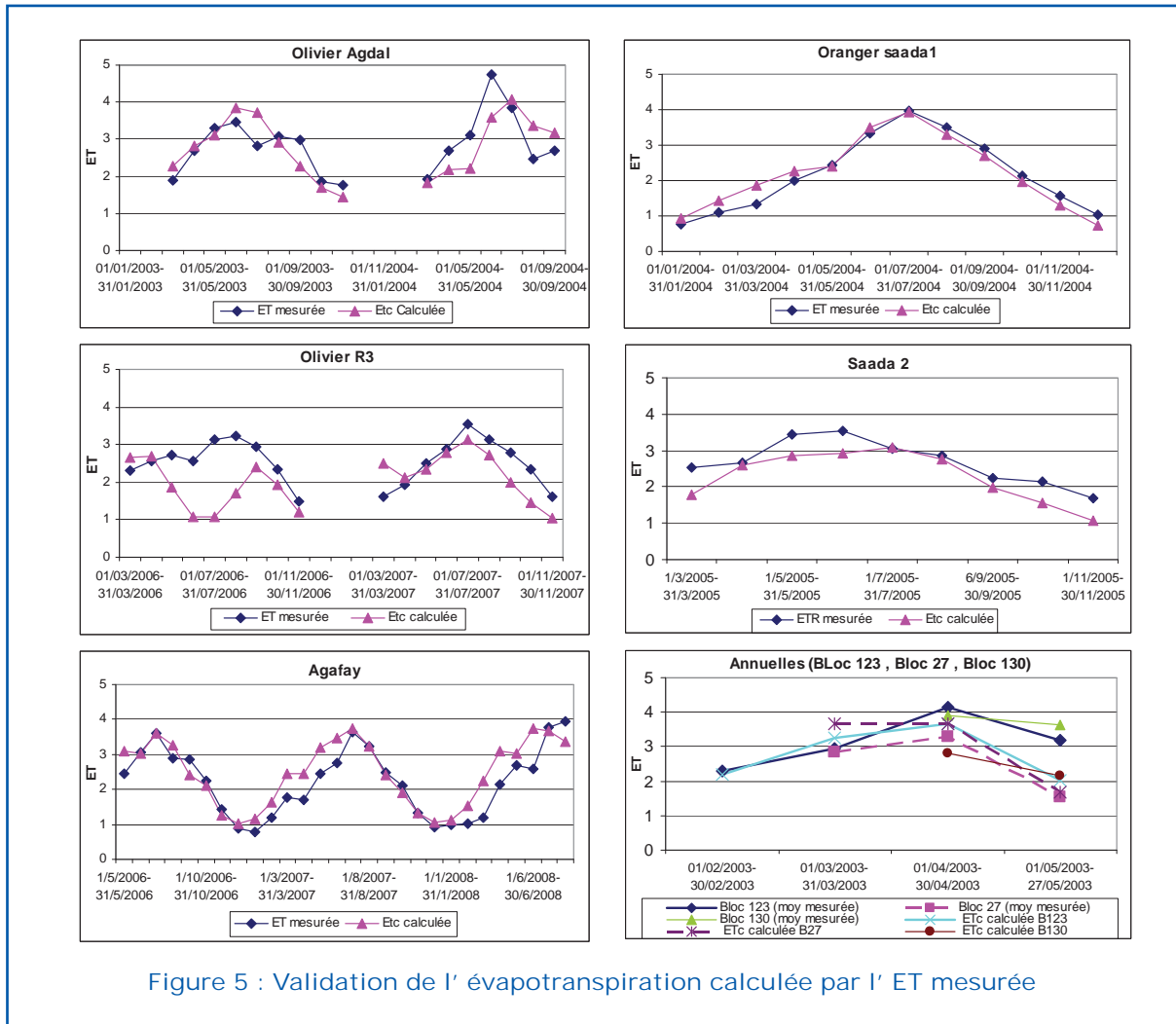


Figure 5 : Validation de l' évapotranspiration calculée par l' ET mesurée

Conclusion

Cette étude a pour objectif l'estimation et la spatialisation de l'évapotranspiration au niveau de la plaine du Haouz sur une longue période au pas de temps mensuel. Pour l'obtention d'une carte de l'évapotranspiration en appliquant le modèle FAO, trois paramètres sont indispensables l'évapotranspiration de référence ET_0 , l'occupation du sol et le coefficient cultural K_c . La spatialisation de l' ET_0 est obtenue par interpolation barycentrique des données des stations de mesure disponibles. L'occupation du sol annuelle est obtenue par une méthode de classification sur seuils temporels. La spatialisation du coefficient cultural K_c est obtenue à partir de relation avec le $NDVI$ ou Taux de couverture. Les valeurs d'évapotranspiration estimées nous ont permis de calculer la demande en eau au niveau de certains sites de validation, ainsi on note que pour les oliviers de l'Agdal

les besoins en eau sont de l'ordre de $5600 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ valeur proche de celle utilisée par l'ORMV AH qui est de l'ordre de $6700 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Pour les orangers de Saada 2 les besoins en eau calculés sont d'environ $4200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ alors que la valeur déterminée sur le terrain est de l'ordre de $5100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Pour les céréales de la parcelle 123 les besoins sont de l'ordre de $5100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et coïncident avec les valeurs de l'ORMVAH environ $5200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour le blé.

La méthodologie utilisée ici peut-être facilement reproduite sur d'autres territoires, mais la validation ne peut-être effectuée que là où les enquêtes d'occupation du sol et les mesures d'évapotranspiration sont disponibles. Nous considérons toutefois que l'évaluation à moyenne résolution peut-être améliorée par déconvolution de l'imagerie ou fusion avec un certain nombre d'images intermédiaires en haute résolution.

Remerciements

Cette étude s'inscrit dans le cadre du programme SudMed (Fonctionnement et ressources hydro-écologiques en région semi-aride (Tensift, Maroc) : caractérisation, modélisation et prévisions), mené en partenariat entre l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD, France) et l'Université Cadi Ayyad de Marrakech (UCAM, Maroc), l'Agence de Bassin Hydrologique du Tensift (ABHT), l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole (ORMV AH) et la Direction de la Météorologie Nationale (DMN). Ce travail a bénéficié du soutien financier du projet PLEIADes du sixième programme cadre de la Communauté Européenne.

Références

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop Evapotranspiration, Guidelines for Computing Crop Water Requirements, *FAO Irrigation and drainage*, paper 56 FAO, Rome, 465 p. M-56. ISBN 92-5-104219-5.
- Alexandre O. (2002). L'extension de l'espace hydraulique du Haouz central. Incompatibilité entre grande hydraulique et développement des territoires de montagne. TEO-CERMOSEM, UMR 5038 CNRS, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 14 p. <http://www.inbo-news.org/IMG/pdf/Alexandre.pdf>
- Cesbio, (2010), Satellite Monitoring of Irrigation. Le logiciel développé en partenariat dans le cadre du projet Sudmed entre l'unité Cesbio (IRD), ABHT, ORMV AH, UCAM est une œuvre en cours d'enregistrement.
- Duchemin B, Hadria R, Er-Raki S, et al (2006). Monitoring wheat phenology and irrigation in Center of Morocco: on the use of relationship between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely sensed vegetation indices. *Agric Water Manage*; 79 : 1-27.
- Debbarh A. (1997). Irrigation et développement durable : aspects environnementaux. *Options Méditerranéennes*, A, 31, Séminaires Méditerranéens, pp. 357-365.
- Er-Raki S, Chehbouni A, Guemouria N, Duchemin B, Ezzahar J, Hadria R. (2006) Combining FAO-56 model and ground-based remote sensing to estimate water consumptions of wheat crops in a semi-arid region. *Agric Water Manage*; 87 : 41-54.
- Jackson, R.D. (1983). Spectral indices in N-space, *Remote Sensing of Environment*, 14: 409- 421.
- Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., Harlan J.C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Type III, Final report, Greenbelt MD: 1-371.
- Simonneaux, V., Helson, D., Metral, J., Kharrou, H., Cherkaoui, M., Duchemin, B. and Chehbouni, G. (2006). SAMIR, a tool for irrigation monitoring using remote sensing for land cover mapping and evapotranspiration estimation. The 2nd International Symposium on Recent Advances in Quantitative Remote Sensing: RAQRS'II.
- Simonneaux, V., Duchemin, B., Helson, D., Er-Raki, S., Olioso, A., Chehbouni, A. G. (2007). The use of high-resolution image time series for crop classification and evapotranspiration estimate over an irrigated area in central Morocco, *International Journal of Remote Sensing*, 1-22.

Origine de la salinité des eaux superficielles et profondes de la région de Marrakech : approche hydrochimique et isotopique

A. Ait Lemkademe ⁽¹⁾, J.L. Michelot ⁽¹⁾,
A. Benkaddour ⁽²⁾, L. Hanich ⁽³⁾ et A. Maliki ⁽³⁾

(1) Lab. IDES, CNRS – Université Paris-Sud, Orsay, France

(2) Lab. Géoresources, Fac. Sciences et Techniques, Marrakech, Maroc

(3) Service Hydrogéologie et Environnement, Managem, Casablanca, Maroc



Résumé

Dans la région de Marrakech (Maroc), une salinité importante a été mesurée dans l'eau de certains puits, destinée à la consommation humaine et à l'irrigation. En outre, l'installation d'une mine dans un gisement de sulfures polymétalliques (Draa Sfar) a mis en évidence des venues d'eaux profondes très salées : la salinité dépasse en certains points 80 g/l.

Les études hydrochimiques et isotopiques montrent des modes de minéralisation et des mélanges spécifiques à différentes familles d'eau souterraine. Cette compartimentation géochimique et isotopique s'accompagne d'une compartimentation hydrogéologique des schistes de la zone d'étude.

Au nord, dans les Jbilet, le volume de la recharge, locale, est limité et les eaux se minéralisent essentiellement en dissolvant des minéraux (halite, gypse, calcite) présents dans la porosité ou la schistosité de la roche.

Dans la zone sud, la recharge, plus importante, provient essentiellement du Haut Atlas. L'altération du socle conduit probablement à la mobilisation plus ou moins prononcée d'une solution concentrée piégée dans la porosité des schistes.

Les eaux les moins salées de la mine correspondent à des eaux superficielles drainées par les travaux miniers. Dans les eaux les plus salées, les concentrations élevées résulteraient de contributions très significatives de la solution porale des schistes, qui peut correspondre aux reliquats des fluides hydrothermaux très salés à l'origine de la mise en place du gisement de sulfures. Ainsi, l'eau la plus minéralisée de la mine contiendrait environ 80% d'eau météorique superficielle, et 20% de saumure porale.

Introduction

En raison de la croissance démographique et les changements environnementaux, une grande partie du Maroc doit faire face à un important déficit en eau (Agoussine et Bouchaou, 2004).

Dans la région de Marrakech, où les ressources en eau sont particulièrement limitées, une salinité excessive a été constatée plus ou moins ponctuellement dans l'eau de certains puits, destinée à la consommation humaine et à l'irrigation. Ces puits sont implantés dans des sédiments plio-quatérnaires d'épaisseur limitée, qui sont probablement



en continuité hydraulique avec les schistes du socle sous-jacent par l'intermédiaire d'une couche d'altération. D'autre part, l'installation d'une mine polymétallique dans ces schistes, à 16 km au NW de Marrakech, et l'avancement des travaux d'exploitation ont mis en évidence l'existence de venues d'eaux profondes très salées dont la minéralisation totale dépasse dans certains cas 80 g/l.

Les objectifs de l'étude sont de comprendre l'origine de ces eaux salées superficielles et profondes et celle de leur salinité.

La présence de solutions très concentrées, de type Na(-Ca)-Cl, dans les socles cristallins et métamorphiques n'est pas rare. Leur origine est controversée et plusieurs explications ont été proposées, qui peuvent être regroupées selon deux hypothèses principales : (i) l'intervention de sources internes à la roche comme les interactions eau-roche ou la libération des inclusions fluides (voir par exemple Frape et Fritz, 1987 ; Kamineni, 1987 ; Norström et Olson, 1987 ; Edmunds et al., 1987 ; Lodemann et al., 1997), (ii) l'intervention de sources externes d'origine sédimentaire (voir par exemple Bottomley et al., 1999 ; Savoye et al., 1998 ; Louvat et al., 1999 ; Michelot, 1999 ; Shouakar-Stash et al., 2007 ; Greene et al., 2008). Dans un contexte

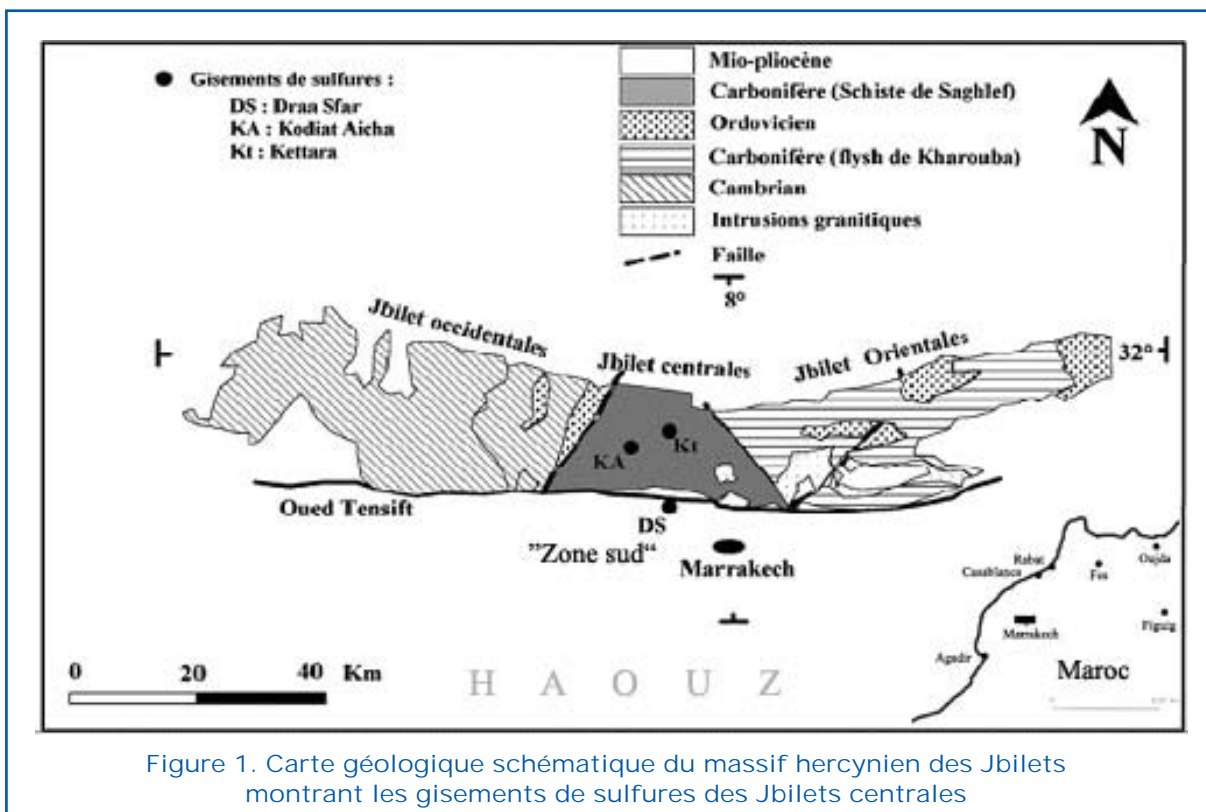
proche géographiquement de celui qui nous concerne, l'étude de la nappe côtière de Chtouka-Massa, près d'Agadir, au Maroc, a montré que les fortes teneurs en Cl^- ne proviennent pas de l'intrusion marine, mais plutôt de l'altération du substratum schisteux (Krimissa et al., 2004).

Géologie -Hydrogéologie

La zone d'étude se situe à la rencontre des Jbilet centrales, au Nord, et du bassin de l'Haouz, au Sud.

Le massif des Jbilet est un massif hercynien, qui s'étend sur environ 140 km E-W et 40 km N-S. Il s'agit d'un bassin complexe où sédimentation, tectonique et volcanisme se sont déroulés simultanément. Il est composé de trois unités structurales :

Les Jbilet orientales sont formées essentiellement par des dépôts viséens connus sous le nom des 'flysch de Kharouba' (Huvelin, 1977). Il s'agit d'une succession de schistes et de grès avec un faciès turbiditique. Après mise en place des turbidites, une séquence de sédiments détritiques et carbonatés (formation de Taksim) a été déposée (Essaifi et Hibti, 2008).



Les Jbilettes occidentales comprennent une formation cambro-ordovicienne (Huvelin, 1977) constituée de schistes et calcaires silicifiés recouverts par des shales, des grès et des pélites évaporitiques triasiques (Valenza et al., 2000), ainsi que des conglomérats continentaux du Westphalo-Permien (Huvelin, 1977; Essamoud et Courel, 1998; Essaifi et Hibti, 2008).

Les Jbilettes centrales consistent essentiellement en méta-sédiments marins carbonifères (Viséen-Namurien), connus sous le nom de 'schistes de Sarhlef', déposés dans un environnement anoxique (Beauchamp, 1984; Beauchamp et al., 1991; Bordonaro et al., 1983).

Cette unité centrale est séparée des deux autres par deux zones de cisaillement, 'West Moroccan Shear Zone' (WMSZ) à l'Ouest et 'Marrakesh Shear Zone' (MSZ) à l'Est. Ces schistes renferment des bancs lenticulaires de calcaire ou de grès (Huvelin, 1977). Leur dépôt a été accompagné d'un magmatisme intense; on y rencontre des laves et des sills (gabbros, rhyolite), des alternances de tufs volcaniques acides et basiques. Cette unité abrite des gisements de sulfures, parmi lesquels celui de Draa Sfar.

Le bassin de l'Haouz est un bassin d'origine tectonique qui s'est formé entre l'Atlas et les Jbilettes suite à un jeu de fractures et de flexures (mouvements tertiaires) lors du soulèvement du Haut Atlas. Dans ce bassin se sont accumulés au Néogène et au Quaternaire d'importantes formations détritiques, issues du démantèlement de la chaîne atlasique par érosion fluviale. Les oueds ont étalé leurs alluvions dans la dépression, la transformant ainsi en une zone d'épandage. La nature des sédiments dépend des terrains traversés par ces oueds. Ils deviennent de plus en plus fins en allant vers l'aval (vers le Nord).

En ce qui concerne l'hydrogéologie, la nappe des Jbilettes circule du N-E vers le S-W et la nappe de l'Haouz du S-E vers le N-W. L'oued Tensift constitue l'exutoire naturel des deux nappes (Hakkou et al., 2001). De même, pour les eaux de surface, l'oued Tensift est le collecteur des grands affluents du bassin de l'Haouz et des écoulements (temporaires) de surface des Jbilettes.

Prélèvements et analyses

L'échantillonnage a concerné les venues d'eau dans la mine et les eaux des puits qui se trouvent immédiatement autour (campagne locale) en 2006 et 2007. Une seconde campagne de prélèvement des eaux souterraines, régionale, a été réalisée en 2008 à l'échelle des Jbilettes centrales. Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés sur le terrain. Une analyse chimique complète des eaux (éléments majeurs et traces) a été faite par le laboratoire de la mine (REMINEX). Les analyses isotopiques (^{18}O et ^2H de l'eau) et l'analyse du bromure ont été réalisées au laboratoire IDES, à Orsay.

Des échantillons de roches des différents faciès constituant le socle schisteux (tufs, laves, pélites gréseuses et pélites noires) ont fait l'objet de prélèvements à différents niveaux de la mine, de 110 m jusqu'à 700 m de profondeur. Sur ces échantillons, ont été réalisés des essais de lixiviation avec mesure des teneurs en Cl^- et Br^- des lixiviats (IDES), et des mesures de porosité et de densité (IRSN).

Résultats et discussion

Origine de l'eau

Les teneurs en isotopes stables de l'eau (^{18}O et ^2H) montrent que les eaux d'origine météorique dominent largement dans l'ensemble des échantillons analysés (Fig. 2). Toutefois, les eaux souterraines des Jbilettes, d'une part, et celles de la zone sud et de la mine, d'autre part, montrent des cachets isotopiques différents, qui correspondent à des origines différentes. Ceci révèle donc une compartimentation (nord/sud) des eaux souterraines du secteur d'étude.

En effet, les teneurs en isotopes stables des eaux de la nappe de l'Haouz et celles des puits de la zone sud montre que les eaux qui les alimentent proviennent, selon toute probabilité, du Haut Atlas. La droite des précipitations du Haut Atlas (Raïbi et al., com. pers.) présente en effet une ordonnée à l'origine plus élevée que la droite mondiale des eaux météoriques. Avec un gradient d'appauvrissement en ^{18}O de 0.32 ‰/100 m (Raïbi et al., com. pers.), l'altitude moyenne de recharge

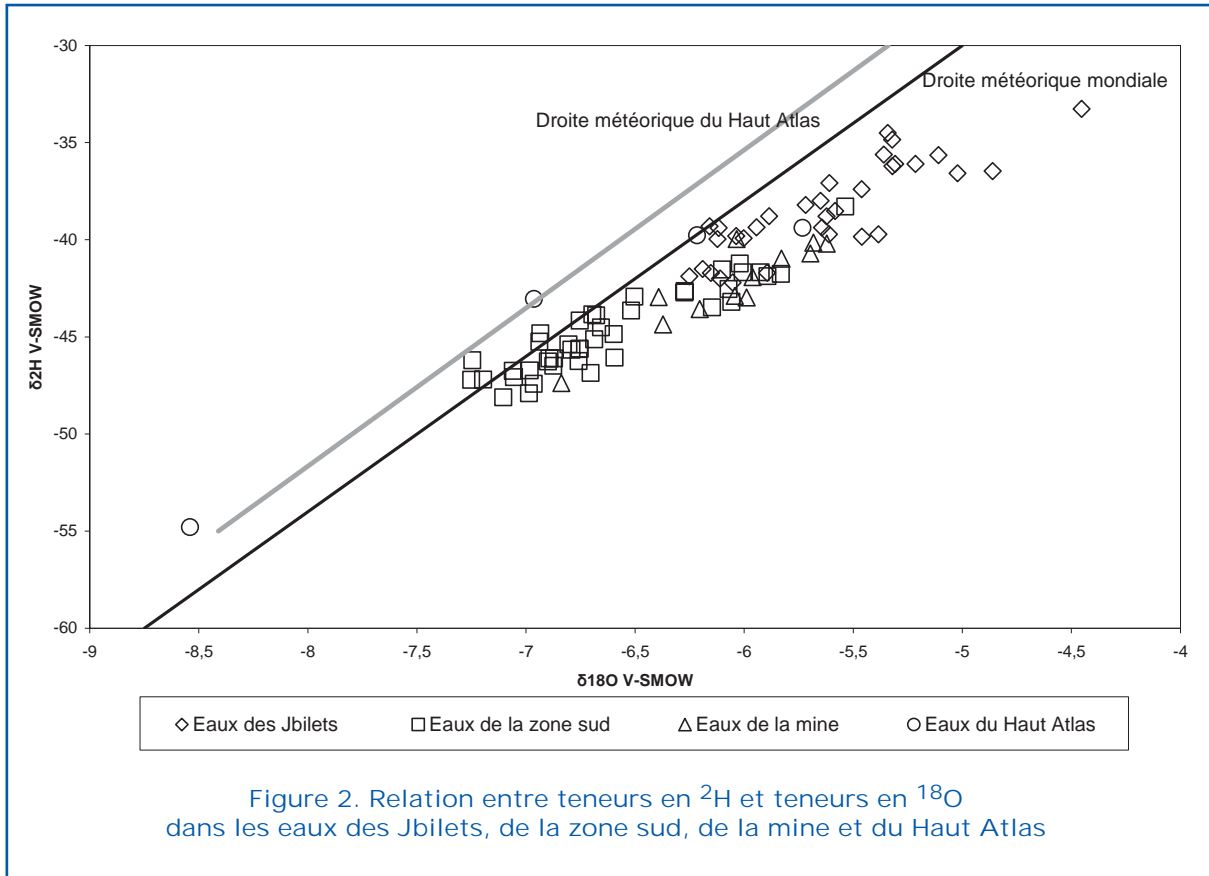


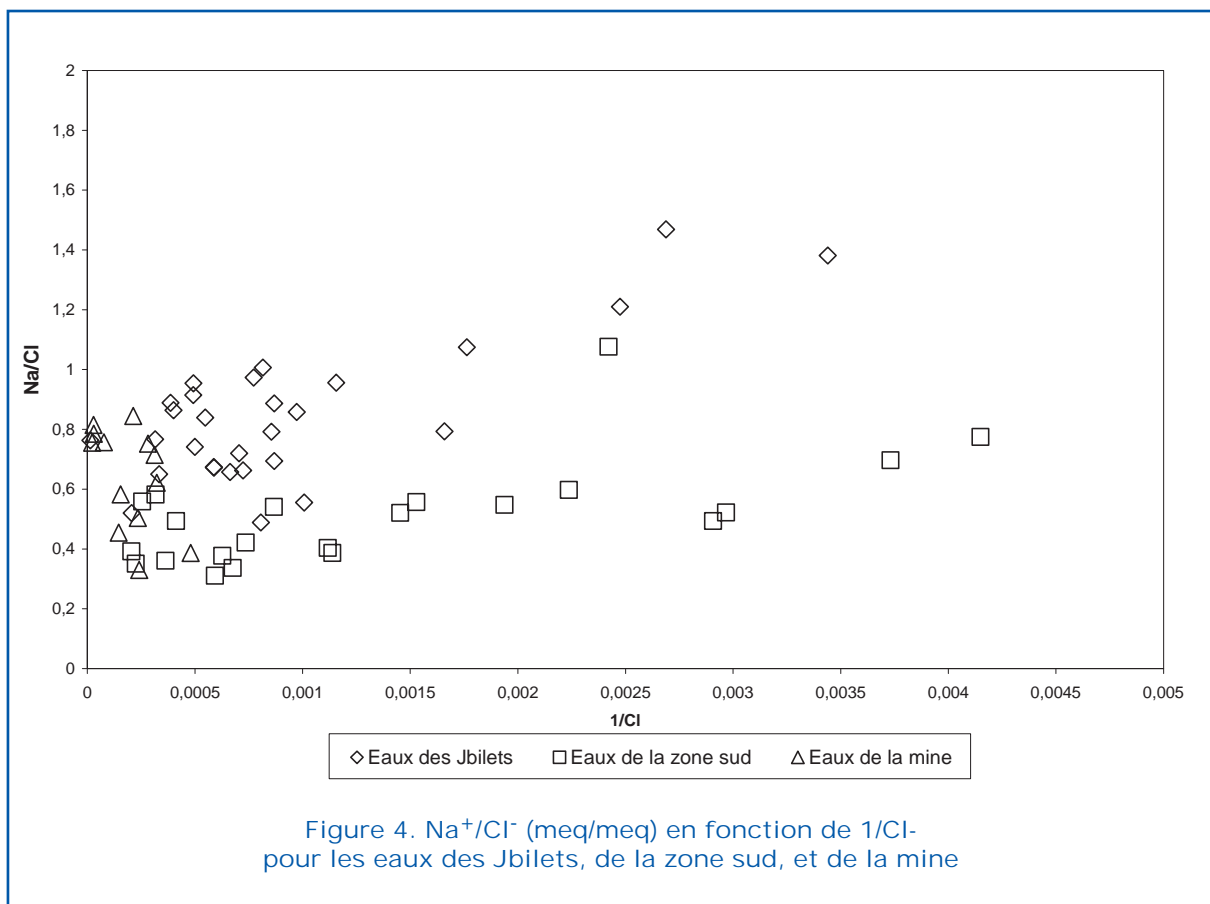
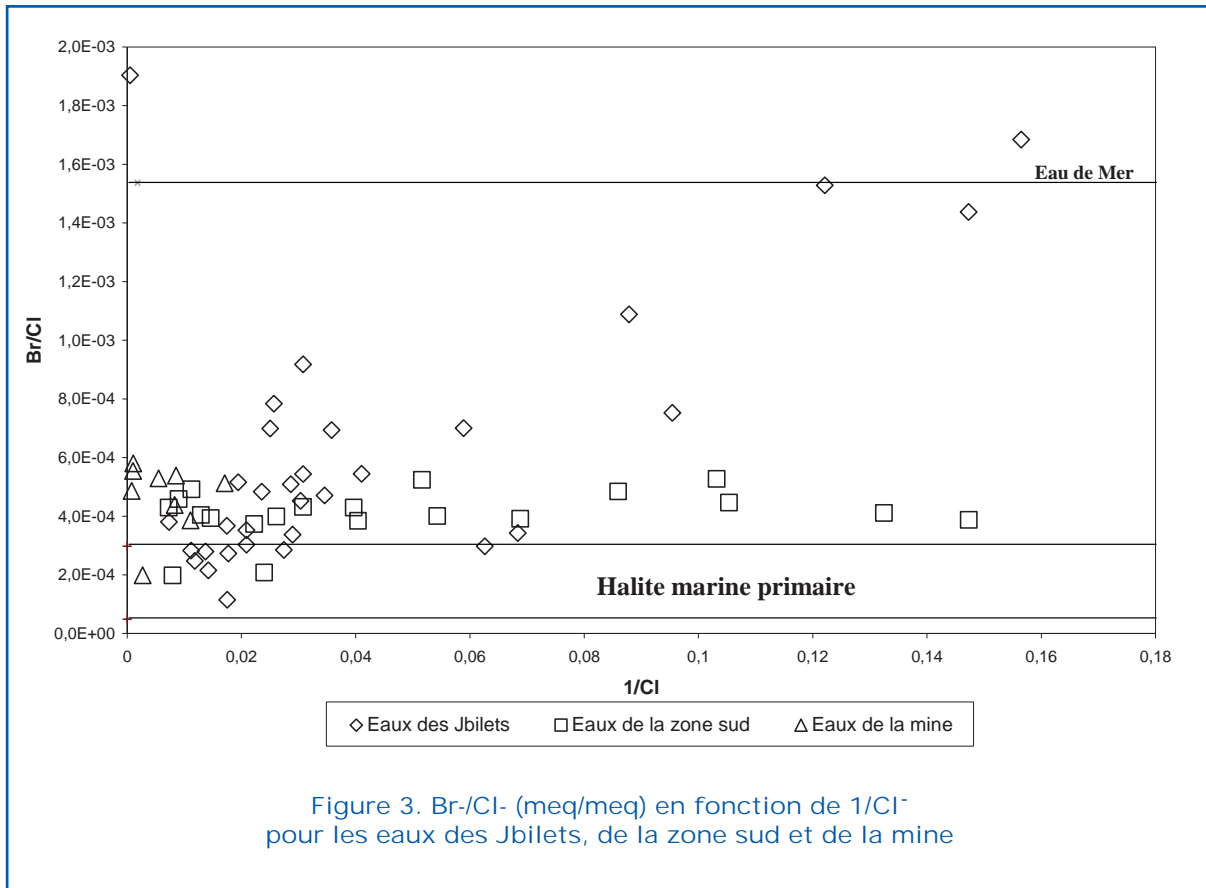
Figure 2. Relation entre teneurs en ^2H et teneurs en ^{18}O dans les eaux des Jbilets, de la zone sud, de la mine et du Haut Atlas

des eaux de la zone sud est estimée à environ 1 800 m.

Les eaux des Jbilets semblent trouver leur origine dans des précipitations de plus basse altitude, issues de masses d'air atlantiques : les points représentatifs des eaux échantillonnées tout en amont des Jbilets centrales se projettent à proximité de la droite mondiale des eaux météoriques. Si la recharge de ces eaux souterraines se limite aux précipitations locales, qui ne dépassent pas 250 mm par an sous ce climat semi-aride, l'alimentation et l'hydraulicité souterraine de ce compartiment nord sont beaucoup plus faibles que celles du compartiment sud. En ce qui concerne les eaux de la mine, leurs points représentatifs se situent dans, ou dans la prolongation de, l'alignement formé par les eaux de la zone sud dans le diagramme $\delta^2\text{H}$ versus $\delta^{18}\text{O}$. Il est donc probable que la majorité de l'eau provienne également du Haut Atlas. Un échantillon d'eau de la mine montre des teneurs en isotopes lourds élevées (hors du cadre de la Fig. 2), qui pourraient être dues à un problème de conservation de l'échantillon avant son analyse (évaporation ?).

Origine de la salinité

Les eaux souterraines les moins minéralisées prélevées dans les Jbilets ont un rapport Br^-/Cl^- marin (Fig. 3), qui pourrait refléter celui des précipitations (aérosols marins), alors que les plus concentrées ont un rapport Br^-/Cl^- voisin de celui d'une halite marine primaire (Matray, 1988). Au niveau de la zone d'étude, aucune évaporite n'a été rencontrée. Toutefois, des évaporites triasiques sont présentes dans les Jbilets orientales, au contact avec les Jbilets centrales, et dans les Jbilets occidentales vers la région de Chamaia (Huvelin, 1977). Il est également possible que l'origine de ce type de rapport Br^-/Cl^- soit interne à la roche elle-même. En effet, des sels pourraient être présents à la surface de la roche, dans la porosité ou bien dans la schistosité. Un diagramme mettant en relation les teneurs en chlorure et les teneurs en sodium (Fig. 4) montre que les points représentatifs des eaux des Jbilets sont, globalement, éparpillés aux alentours de la droite de dissolution de la halite et de celle du mélange avec l'eau de mer. Ceci confirme que la dissolution de la halite ainsi que le mélange avec une solution qui a un rapport

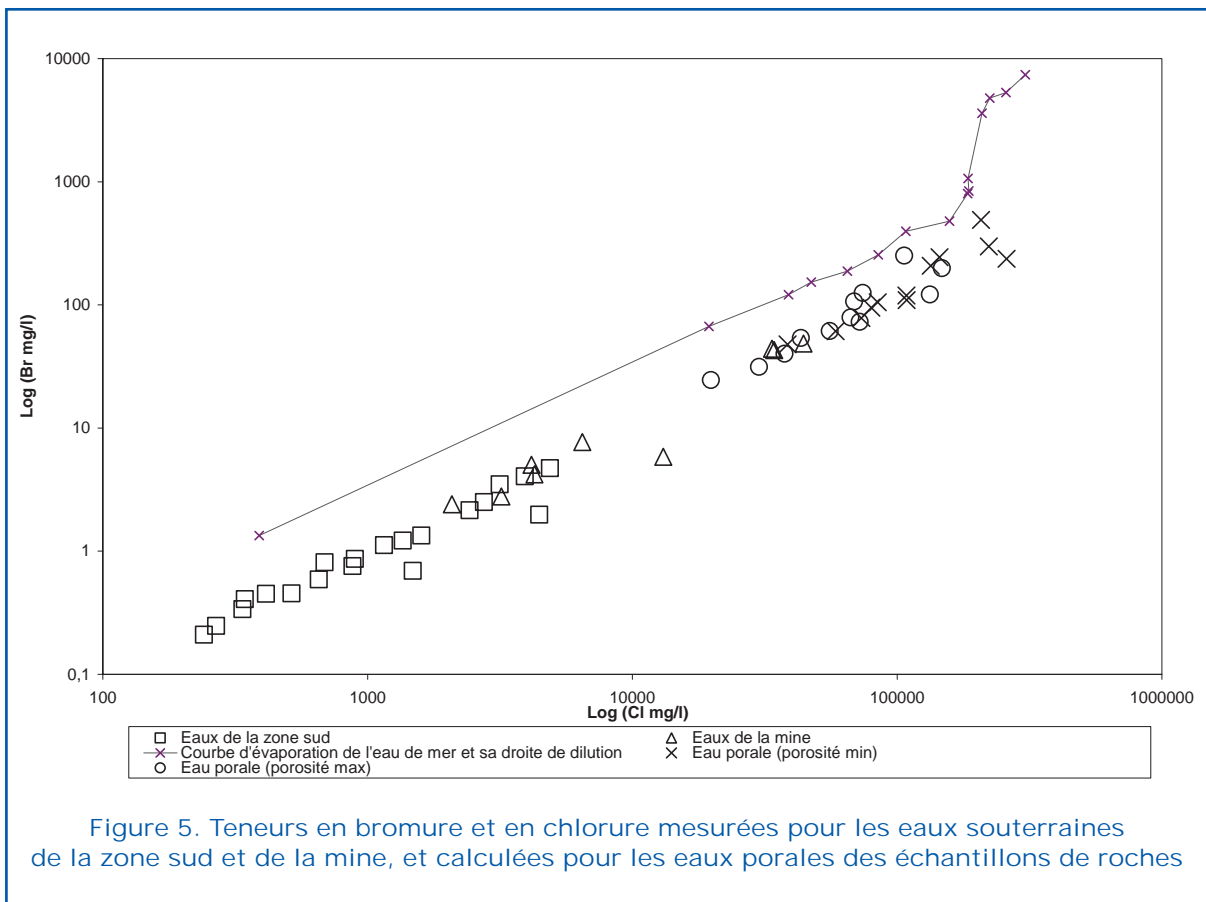


Na⁺/Cl⁻ marin sont probablement à l'origine du sodium et du chlorure dans ces eaux. Contrairement aux eaux des Jbilet, les eaux de la zone sud présentent pour l'essentiel des rapports Br⁻/Cl⁻ quasiment constants, indépendants de la teneur en chlorure, autour de 4 x10⁻⁴ meq/meq (Fig. 3). Seuls deux prélèvements montrent des rapports Br⁻/Cl⁻ inférieurs, cohérents avec une simple dissolution de halite marine primaire. De même, la quasi-totalité des eaux de la zone sud a un rapport Na⁺/Cl⁻ assez constant (0,5 ± 0,1 meq/meq) et faible. La constante des rapports de ces éléments conservés suggère la présence d'une seule source de Cl⁻, Br⁻ et Na⁺ interne à l'aquifère et plus ou moins diluée par les eaux en provenance de la nappe du Haouz, qui ne contiendraient que des teneurs négligeables en ces éléments.

En ce qui concerne les eaux de la mine, les eaux superficielles ont des rapports Br⁻/Cl⁻ et Na⁺/Cl⁻ similaires à ceux des eaux de la zone sud, alors que les eaux profondes, plus salées, montrent des rapports Br⁻/Cl⁻ et Na⁺/Cl⁻ un peu plus élevés.

Ces eaux de la mine possèdent des teneurs en lithium élevées (rapport Li⁺/Cl⁻ pondéral d'environ 8,2 x10⁻⁵), ce qui suggère une source de salinité sous forme aqueuse (solution concentrée), le lithium ne s'intégrant que très peu dans les minéraux chlorurés. Les expériences de lixiviation réalisées sur les différents types de roches prélevées dans la mine ont montré que ces roches contenaient des quantités importantes de Cl⁻ et Br⁻ mobilisables. Avec l'hypothèse que ces quantités de Cl⁻ et Br⁻ sont présentes à l'état dissous dans l'eau de la porosité des échantillons de roches, et après mesure de cette porosité (globalement faible, variable entre 0,42 % et 1,12 %), il a été possible de calculer les teneurs en Cl⁻ et Br⁻ des solutions porales.

Ces teneurs des solutions porales sont reportées sur la Figure 5, avec celles des eaux de la mine, et celles des eaux de la zone sud. On note une très bonne correspondance entre les rapports Br⁻/Cl⁻ des trois familles d'eau, ce qui suggère l'existence d'un lien: les eaux porales des roches pourraient constituer des réservoirs de chlorure (et de bromure) dis-



sous, à l'origine de la salinité des eaux de la mine qui résulteraient d'un mélange entre ces eaux porales et des eaux douces, météoriques, infiltrées à partir de la surface. Sur cette base, un bilan a été réalisé pour l'eau qui a la plus forte concentration en chlorure et bromure de toutes celles prélevées dans la mine (niveau 150) : $[Cl^-] = 44 \text{ g/l}$; $[Br^-] = 48,5 \text{ mg/l}$.

Pour la solution porale, la moyenne des teneurs calculées pour les deux eaux porales qui contiennent le plus de chlorure a été utilisée : $[Cl^-]_p = 240 \text{ g/l}$; $[Br^-]_p = 267 \text{ mg/l}$. L'eau météorique est supposée contenir des teneurs en chlorure et bromure négligeable par rapport aux eaux porales : $[Cl^-]_m = 0 \text{ g/l}$; $[Br^-]_m = 0 \text{ mg/l}$. Les bilans en chlorure et bromure s'écrivent :

$$[Cl^-] = \alpha [Cl^-]_m + (1 - \alpha) [Cl^-]_p$$

$$[Br^-] = \alpha [Br^-]_m + (1 - \alpha) [Br^-]_p$$

Le calcul de la fraction de mélange montre que les eaux porales contribueraient pour environ 20 % à l'eau prélevée au niveau 150, et l'eau douce météorique pour environ 80 %. Le même pourcentage est obtenu pour les bilans en bromure et en chlorure, ce qui reflète la concordance du rapport Br^-/Cl^- entre les eaux porales et l'échantillon d'eau prélevé au niveau 150. Afin de vérifier la validité globale de ce bilan, nous l'avons appliqué à l'ensemble des eaux prélevées dans la mine. En général, les résultats sont cohérents entre bromure et chlorure. Les eaux les moins salées de la mine montrent une contribution moyenne minimale des eaux météoriques d'environ 97 % et une contribution moyenne maximale peu différente, d'environ 98 %. L'effet de l'incertitude sur la concentration des eaux porales est évidemment plus sensible pour les eaux les plus salées de la mine puisque la contribution moyenne minimale de l'eau météorique est d'environ 71 %, alors que la contribution moyenne maximale atteint 82 %.

En utilisant un bilan inverse, à partir de la solution prélevée au niveau 150, et avec l'hypothèse que ce sont principalement les mélanges qui contrôlent la composition chimique, nous avons calculé les concentrations maximales en sodium, calcium, magnésium, potassium, et sulfate du pôle 'solution porale'.

Eléments	Concentrations
$Na^+ \text{ g/l}$	108,44
$K^+ \text{ g/l}$	0,655
$Mg^+ \text{ g/l}$	7,25
$Ca^{2+} \text{ g/l}$	21,02
$Cl^- \text{ g/l}$	240
$Br^- \text{ g/l}$	0,267
$SO_4^{2-} \text{ g/l}$	1,74

Il s'agirait donc d'une saumure de type Na-Cl, saturée par rapport à la halite, relativement riche en calcium et magnésium et relativement pauvre en potassium et sulfate, qui peut correspondre à des reliquats de la solution hydrothermale concentrée à l'origine de la mise en place des dépôts de sulfures.

Références

- Agoussine, M. & Bouchaou, L. (2004) Les problèmes majeurs de la gestion de l'eau au Maroc 194 ed. Science et changements planétaires / Sécheresse 15, 187-194.
- Beauchamp, J. (1984) Le Carbonifère inférieur des Jebilet et de l'Atlas de Marrakech (Maroc): Migration et comblement d'un bassin marin. *Bull. Soc. Géol. Fr.* 26, 1025-1032.
- Beauchamp, J., Izart, & Piqué, (1991) Les bassins d'avant-pays de la chaîne hercynienne au Carbonifère inférieur. *Can. J. Earth Sci.* 26, 2024-2041.
- Bordorano, M. (1983) Tectonique et pétrographie du district à pyrrhotite de Kettara (Paléozoïque des Jbilet, Maroc). Thesis Doct. Sci., Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, France.
- Bottomley, D.J., Katz, A., Chan L.H., Starinsky, A., Douglas, M., Clark, I.D. & Raven, K.G. (1999) The origin and evolution of Canadian Shield brines: evaporation or freezing of seawater? New lithium isotope and geochemical evidence from the Slave craton. *Chem. Geol.* 155, 295-320.
- Edmunds, W.M., Kay, R.L.F., Miles, D.L. & Cook, J.M. (1987) The origin of saline groundwaters in the Carnmenellis granite, Cornwall (UK): Further evidence from minor and trace elements. *Geol. Assoc. Can. special paper.* 33, 127-144.
- Essaifi, A. & Hibti, M. (2008) The hydrothermal system of Central Jebilet (Variscan Belt, Morocco): A genetic association be-

- tween bimodal plutonism and massive sulphide deposits? *J. Afr. Earth Sci.* 50, 188-203.
- Essamoud, R. & Courel, L. (1998) Séries charbonneuses dans des séquences rétrogradantes: cas du bassin houiller paraliqwestphalien de Jérada (Maroc). *C. R. Acad. Sci - Series IIA - Earth Planet. Sci.* 326, 885-892.
- Frape, S.K. & Fritz, P. (1987) Geochemical trends from groundwaters from Canadian Shield. *Geol. Assoc. Can. special paper.* 33, 19-38.
- Greene, S., Battye, N. Clark, I. Kotzer, T. & Bottomley, D. (2008) Canadian Shield brine from the Con Mine, Yellowknife, NT, Canada: Noble gas evidence for an evaporated Palaeozoic seawater origin mixed with glacial meltwater and Holocene recharge. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 72, 4008-4019.
- Hakkou, R., Wahbi, M., Bachnou, A., Elamari, K., Hanich, L. & Hibti, M. (2001) Impact de la décharge publique de Marrakech (Maroc) sur les ressources en eau. *Bull. Eng. Geol. Env.* 60, 325-336.
- Huvelin, P. (1977) Etude géologique et géochimique du massif hercynien des Jbilet (Maroc occidental). *Notes et mémoires du service géologique* 232 bis.
- Kamineni, D.C. (1987) Halogen bearing minerals in plutonic rocks: a possible source of chlorine in saline groundwater in the Canadian Shield. *Geol. Assoc. Can. special paper.* 33, 69-80.
- Krimissa, S., Michelot, J.-L., Bouchaou, L., Mudry, J. & Hsissou, Y. (2004) Sur l'origine par altération du substratum schisteux de la minéralisation chlorurée des eaux d'une nappe côtière sous climat semi-aride (Chtouka-Massa, Maroc). *C. R. Geosci.* 336, 1363-1369.
- Leybourne, M.I. & Goodfellow, W.D. (2007) Br/Cl ratios and O, H, C, and B isotopic constraints on the origin of saline waters from eastern Canada. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 71, 2209-2223.
- Lodemann, M., Fritz, P., Wolf, M., Ivanovich, M., Hansen, B.T. & Nolte, E. (1997) On the origin of saline fluids in the KTB (continental deep drilling project of Germany). *Appl Geochem.* 12, 831-849.
- Louvat, D., Michelot, J.L. & Aranyosy, J.F. (1999) Origin and residence time of salinity in the Aspö groundwater system. *Appl. Geochem.* 14, 917-925.
- Matray (1988) Hydrochimie et géochimie isotopique des eaux de réservoir pétrolier du trias et du dogger dans le bassin de Paris. Thesis Doct. Sci., Univ. Paris-Sud, Orsay, France.
- Michelot, J.L. (1999) Les eaux du système granitique de la Vienne: reconnaissance hydrogéochimique et isotopique in 'Etude du Massif de Charroux-Civray', EDP Sciences, Les Ulis, France, 181-201.
- Nordström, D.K. & Olsson, T. (1987) Fluid inclusion as a source of dissolved salts in deep granitic groundwaters. *Geol. Assoc. Can. special paper.* 33, 111-120.
- Savoie, S., Aranyosy, J.F., Beaucaire, C., Cathelineau, M., Louvat, D. & Michelot, J.L. (1998) Fluid inclusions in granites and their relationships with present-day groundwater chemistry. *Eur. J. Mineral.* 10, 1215-1226.
- Shouakar-Stash, O., Alexeev, S.V., Frape, S.K., Alexeeva, L.P. & Drimmie, R.J. (2007) Geochemistry and stable isotopic signatures, including chlorine and bromine isotopes, of the deep groundwaters of the Siberian Platform, Russia. *Appl. Geochem.* 22, 589-605.
- Valenza, K., Moritz, R., Mouttaqi, A., Fontignie, D. & Sharp, Z. (2000) Vein and karst barite deposits in the western Jebilet of Morocco: fluid inclusion and isotope (S, O, Sr) evidence for Regional Fluid Mixing Related to Central Atlantic Rifting. *Econ. Geol.* 95, 587-606.

Groundwater Dams, a Promise Option for Sustainable Development of Water Resources in Arid and Semi-Arid Regions

Thair M. Al-Taiee ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Research Center for Dams and Water Resources, Mosul University, Iraq



Abstract

Groundwater dams are structures that intercept or obstruct the natural flow of groundwater and provide storage for water underground. They have been used in several parts of the world. Their use is in areas where flows of groundwater vary considerably during the course of the year, from very high flows following rain to negligible flows during the dry season. The basic principle of the groundwater dam is that instead of storing the water in surface reservoirs, water is stored underground. Many main advantages of water storage in groundwater dams can be utilized in comparison with the surface storage. There are two main types of groundwater dam: the sub-surface dam and the sand storage dam. A sub-surface dam intercepts or obstructs the flow of an aquifer and reduces the variation of the level of the groundwater table upstream of the dam. It is built entirely under the ground. The sand storage dam is constructed above ground in stages and layers. Various materials may be used for the construction of groundwater dams. Materials should be waterproof, and the dam should be strong enough to withstand the imposed soil and water loads. Dams may vary from 2 to 10 meters high. Groundwater dams cannot be a universally applicable as these require specific conditions for functioning. The best sites for construction of groundwater dams are where the soil consists of sands and gravel, with rock or a permeable layer at a depth of a few meters. Ideally the dam should be built where rainwater from a large catchment area flows through a narrow passage.

Introduction

In arid and semi-arid areas of the world, sand and gravel deposits associated with streams and rivers can provide water for drinking purposes as well as for irrigation. Such watercourses are generally seasonal, but can be perennial. Riverbeds which are dry, but have been green vegetation along their bank and bed, indicate that there must be a source of water in the vicinity, below bed level. Due to limited and unreliable rainfall most rivers are ephemeral seasonal sandy bed streams and only experience heavy water runoff for short periods of time after rain. During such periods of high flow, large quantities of sand are transported downstream while others get trapped on upstream sides

of rocks ledge along the stream. Such sand trap forms natural aquifers that are capable of providing clean adequate water if well harnessed. Using appropriate technologies this can be exploited for water storage in the form of sand dams.

Water is taken from rivers for domestic and agricultural purposes in many places. If it concerns an ephemeral river such as in arid regions however, water will not be available all year around. The water in the river will flow away leaving behind a dry river bed. In order to bridge the periods of drought, water can be retained by building a dam. This type of dams can be built behind which surface water is stored. However surface water has some negative side effects such as evaporation. To overcome such problems, the water



can be stored subsurface, if the local conditions allow subsurface storage. The storage can be reached by building a dam behind which sand accumulates, enlarging the natural aquifer. The ground water in the river bed is obstructed by the dam and retained in pores in the sand. Then the water can be harvested using scoopholes or wells. See Figures and Photographs 1 and 2.

Benefits

Subsurface water storage has some clear advantages over open water storage; less water evaporation water quality remains more constant and is better. Ground water is also less affected by biological contamination than water open water (V asani, 2004). AS water flows subsurface it is also filtered and bacteria and other biological threats are reduced. Since ground water is in the soil. It is much less subjected to littering than open water. Another major advantage is that fewer mosquitos are present in the area, since mosquitoes need surface water for breeding grounds.

Sand dams increase moisture infiltration within soil profile and into the ground water providing both soil and water conservation benefits. These sites can be witness quick regeneration of indigenous trees along river banks there by attracting other biological resources and ecosystems that hither to faced threats from recurring droughts. Similarly sand dams also allow for small scale crop production through irrigation that was otherwise not possible.

Suitability

The techniques of subsurface or sand storage dams are applicable in sandy river beds that are seasonally dry but experience high siltation during water runoff. Sites with high riverbed and lower slopes are also desirable.

Objectives

On the hydrology of subsurface dams, very little is known. This study aims to acquire insight in the hydrological processes water flows and water quantities around ground

water dams. In order to upscale the application of ground water dams, this study aims to contribute to knowledge on the hydrological processes and the factors influencing them. To achieve this, the following aspects will be studied:

1. The response of ground water levels in the riverbed and riverbanks on rainfall and runoff.
2. The effect of ground water dams on groundwater in the catchment.
3. The storage capacity of groundwater dams and the amount of available water to people and cattle.
4. General water balance of groundwater dam
5. Knowledge gaps and recommendations for further researches.

Building a Dam

For many situations a groundwater storage dam can be good source of water . The success effectiveness of the dam depends on local and environmental situation as well as on the dam design. Preferably the local and environmental situation meet a set of criteria, concerning foundation and materials, Firstly water can be lost from the groundwater storage dam aquifer through leakage to deep groundwater . An impermeable layer underneath the dam and the sandy aquifer is desirable leaving little water to be lost to deeper aquifers. The dam should not be built on sand but on bedrock or clay layer . Secondly a location in the river with natural rock outcrop is preferred to build a dam. The outcrop forms a natural barrier , behind which water and sand already accumulates. If the dam is built on top of outcrop, it would be built on deeper part which means less effort and costs. Thirdly, the river system has to contain the right depositional material. If the final enlarged natural aquifer behind the sand dam consists of silts and clay little water infiltrate and harvested, Sand is much more favorable since the yield is much higher.

The concept of groundwater is not new and the methods have been applied in many places around the world since long time. For example groundwater blocking structures were found in Italy where dams were built in

Romans times. North Africa (Tunisia) dams of similar age were found. In the eighteenth century sand storage dams were built in Arizona, united states of recently various small scale groundwater damming structures have been built in many parts of world but manly in India, brazil , south and east Africa (Hanson and Nilsson, 1986). Although of these structures are more or less similar , different names are used in different parts of the world, such as sand storage dams , sand dam, subsurface dams, trap dams, check dams and desert water tank.

Types of Groundwater Dams

There are two types of groundwater dams; subsurface dams and sand storage dams. Sand dam is a special type of subsurface dam built across a seasonal river. It provides a means of increasing water storage capacity by accumulating sand and gravel upstream of the dam, which is raised progressively before each season until it reaches an appropriate height.

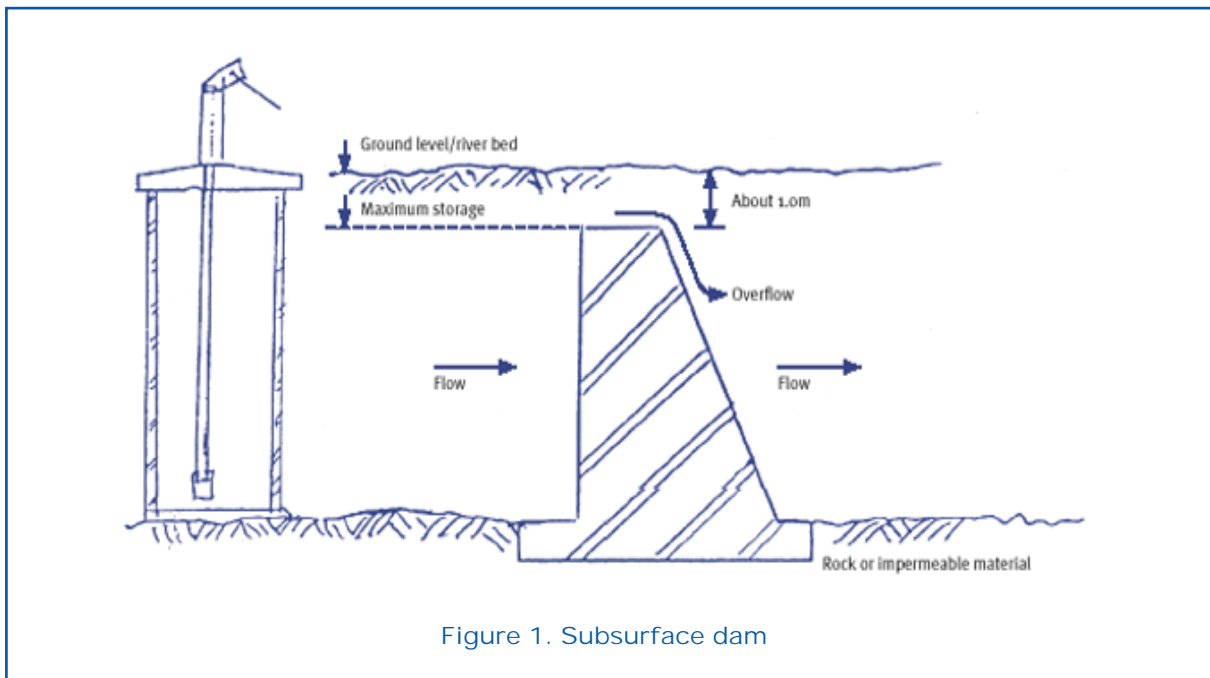


Figure 1. Subsurface dam

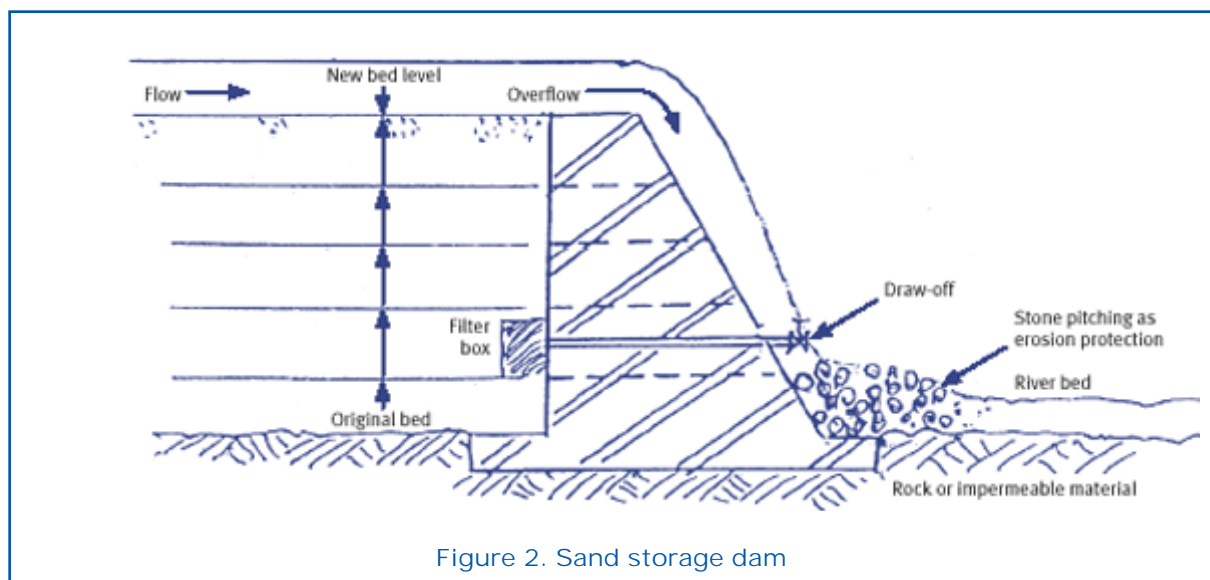


Figure 2. Sand storage dam



Photograph 1



Photograph 2

Engineering Construction Criteria

The dam has to meet some technical engineering criteria as well. Firstly to prevent water to flow around the dam and erode the banks wing-walls have to be constructed. Secondly a spillway has to be made to channel the river . This also prevents the river from eroding the banks around construction. The spillway has to be large enough to keep the channel, the river also during high discharge events. Without wing-walls and spillway the river will erode the banks and shift its course, flowing around the structure. Thirdly the dam has to be built of good materials that can withstand the forces of the river and are maintenance free. The materials of

which the dam is constructed of can be bricks or rocks, gathered in the vicinity of the building site. Finally in case the dam is not built on hard rock, a concrete slab on the downstream side of the dam has to be made on the riverbed to prevent erosion and undermining of the structure.

Material Characteristics Used in Dam Construction

Various materials may be used for construction groundwater dams (Fig. 3 and 4). Materials should be waterproof, the dam should be strong enough to withstand the imposed soil and water loads. Dams may vary

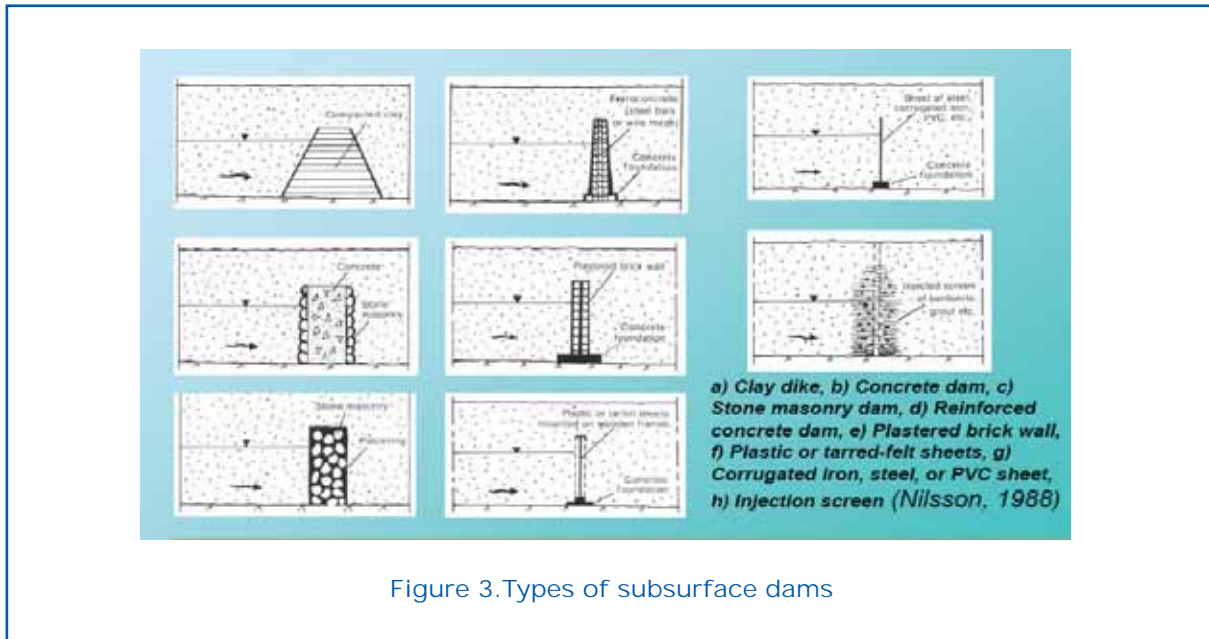


Figure 3. Types of subsurface dams

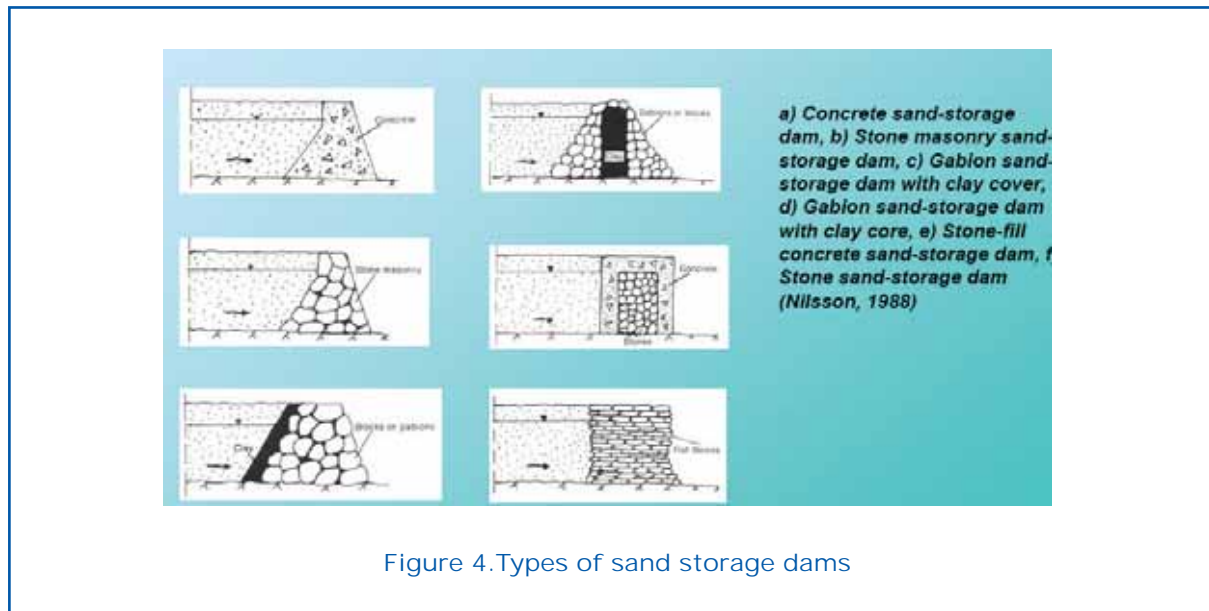


Figure 4. Types of sand storage dams

from 2 to 10 meter high materials include compacted clay, concrete, stone and clay masonry wall or plastic sheet. Rocks can be used to make gabions- permeable rock dams.

Limitation of Groundwater Dams

groundwater can not be a universally applicable as these require specific conditions for functioning. The best sites for construction of groundwater dams are where the soil consist of sand, gravel with rock or permea-

ble layer at a depth of few meter. Ideally the dam should be built where rainwater from a large catchment area flows through a narrow passage.

Operation and Maintenance

Once construction is complete further operation costs are negligible. Only the low river - banks need to be protected against erosion as this might floodwater to cut around the dam. The structures lifespan is approximated at 30 years.

Abstraction

Water can be abstracted from sand, gravel or soil upstream of the sub-surface dam via a well or tube well formed in this storage material. The use of a concrete well sealed with a cover slab and provided with a hand pump, is advisable. Alternatively, if the river is in spate it can cause problems with either of these abstraction methods. The use of a Rower-type hand pump sited away from the impoundment and potential area of inundation may help to make maximum use of the time available when it is safe to abstract water (Fig. 5).

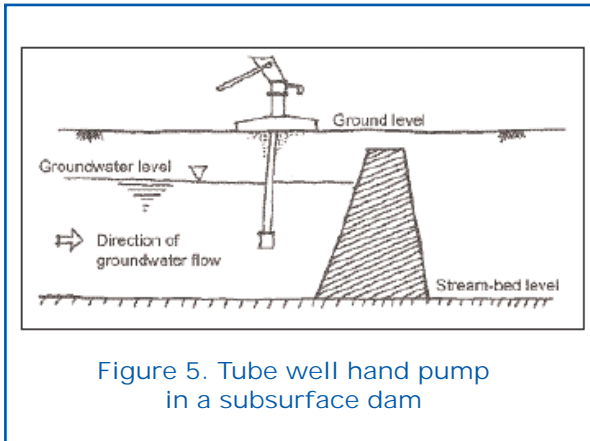


Figure 5. Tube well hand pump in a subsurface dam

Water Balance of the Sand Storage Dam Catchment Segment

To get insight in the different fluxes and amounts of water in the system around a sand storage dam (Fig. 6), a water balance must be set up. All potentially fluxes must be taken into consideration. The main aim of putting up this water balance is to determine the amount of water available for human use and the effect of sand storage dams on this amount.

A standard water balance consists of input (I), output (O) and change of storage (ΔS):

$$I = O + \Delta S$$

When it is assumed that the system is in equilibrium, then ΔS is 0 (zero) and the equation becomes:

$$I = O$$

The amount that can be harvested is the total of the amounts that can be yielded from the riverbed and riverbank plus the lateral base

flow that adds to the amount in the riverbed during the season, minus evaporation from the riverbed and recharge to the basement aquifer as follows:

$$U = Y_r + Y_b + B_s - E - G_r$$

In which:

U = abstractable water

Y_r = amount of extractable water from riverbed

Y_b = amount of extractable water from riverbanks

B_s = lateral base flow

E = evaporation

G_r = leakage from riverbed

Not all water present in the sediment can be harvested, since a small film of water remains around the soil particles. The amount that can be harvested is the specific yield. Since a part of the water remains in the soil during the next rainy season not the total pore space has to be filled up again, but only the specific yield has to be added.

The amount extractable from the riverbed equals:

$$Y_r = L * W_r * D_r * Sy_r$$

In which:

Y_r = amount of extractable water from riverbed (m^3 /season)

L = length of river segment (m)

W_r = average width of river (m)

D_r = average thickness of the riverbed (m)

Sy_r = specific yield riverbed (%)

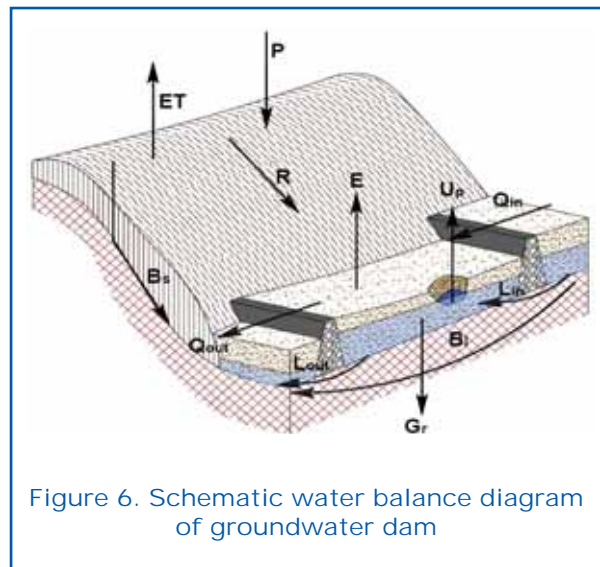


Figure 6. Schematic water balance diagram of groundwater dam

Conclusion

Subsurface and Sand dams technology that artificially enhances traditional water harvesting knowledge if well sited can bank large quantities of water used during drought periods. For further development of these underground dam technologies, there is need to monitor rainfall patterns and install river gauging structures along streams. The most important conditions for the application of sand storage and subsurface dams in other areas are:

1. The flow of groundwater varies considerably during the course of the years from high flows following rain negligible flows during dry season.
2. Coarse material in the riverbed.
3. Semi-impermeable layer underneath the proposed dam site.
4. High intensity rainfall, that can work around and remove silt layers in the sand dam aquifer.
5. Organized community to participate in constructing and maintaining the dam.

Groundwater dams are easy to build and economical to generate use and process new water cycles in rural arid and semi-arid areas. Such dams stop erosion, restore river sediments and generate bank storage, In short they create artificial aquifers and can be consider as a tool for sustainable water resources development in arid areas.

References

- Ake Nilsson,(1988). Groundwater Dams for Small –Scale Water Supply, ITDG publishing available from ([www .development-bookshop.com](http://www.development-bookshop.com)).
- Borst,L., Haas,S.A., (2006). Hydrology of Sand Storage Dams . A case study in the Kiindu Catcment , Kitui, Kenya. Master Thesis, Hydrogeology . University of Vrije, Amsterdam, Holland.
- Hanson G., Nilsson, A.(1986). groundwater dams for rural water supplies in developing countries. groundwater. Vol. 24, July. 9pp.
- Joel K. Kibiiy ,et.al, (2003). Sand Dams : Source of water in Arid and Semi Arid Lands of Kenya. Proceeding of the Inter - national Civil Engineering Conference on Sustainable Development in the 21st century, Nairobi, Kenya, 12-16 Aug.
- M.D. Lee and J.T. Visscher, (1999). Water Harvesting in Five African Countries. IRC Occasional paper no. 14.
- Thomas,D.B (1999). Where there is no water. A story of community water development and sand dams in kitui District. SASOL and Ufanisi, Nairobi.
- Vasani, R.P .,(2004). W ater bioengineering techniques for efficient water harvesting system. 30th WEDC International Conference , Vientiane, Lao PDR.
- Yilmaz M.,(2003). Control of groundwater by underground dams. M.Sc. Thesis. Dept. of Civil Eng. METU, Ankara.

La filtration sur sable : recherche et optimisation

A.K. Baba-Hamed ⁽¹⁾ et A. Bouanani ⁽²⁾

- (1) Laboratoire 25, Département des Sciences de la Terre, Faculté des Sciences, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email: kambabahamed@yahoo.fr
(2) Laboratoire 25, Département d'hydraulique, Faculté des Sciences de l'Ingénieur, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email: a_bouananidz@yahoo.fr



Résumé

Dans un pays comme l'Algérie caractérisé par la faiblesse de ses potentialités en eaux aussi bien souterraines que superficielles ; le recours aux ressources non conventionnelles (épuration, dessalement) est plus qu'une nécessité. Aussi et pour assurer une eau de bonne qualité, le traitement des eaux effectué dans nos stations passe par un certain nombre de phases en particulier le dégrillage, le dessablage, la floculation-coagulation, lits bactériens, ... jusqu'à la filtration et la désinfection.

Le processus de filtration en Algérie comme ailleurs dans le monde est basé sur le passage d'une quantité d'eau qui sort des bassins de décantation et floculation – coagulation sur un filtre de sable à filtration rapide ou lente. Les solides en suspension ainsi retenus par le milieu poreux s'y accumulent et finissent par colmater le filtre ; il faut donc nettoyer ce milieu de façon continue ou de façon intermittente. Le sable utilisé est importé de l'étranger, impliquant des frais en devises non négligeables, sachant que pour une station donnée, les lits de sable utilisés doivent être changés ou réajustés après un certain nombre d'opérations.

Dans l'objectif de chercher un matériau filtrant (un gisement de sable), susceptible de remplacer les sables importés dans nos stations, nous avons lancé une étude expérimentale au laboratoire, en utilisant un pilote de filtration verticale. Nous exposons dans cette note quelques résultats préliminaires.

Introduction

L'eau d'alimentation ne doit guère contenir de germes pathogènes ou de substances toxiques susceptibles de provoquer de graves contaminations chez le consommateur. D'où la nécessité de son traitement avant toute distribution. Le traitement consiste à transformer une eau brute quelle que soit son origine (souterraine ou superficielle) en une eau potable convenable à la consommation. Pour cela, différents procédés de traitement ont été développés. Ces procédés peuvent avoir plusieurs techniques et l'eau doit subir plusieurs étapes : mécaniques, chimiques et biologiques afin quelle soit débarrassée de toute substance toxique pouvant altérer sa qualité.

Parmi les procédés développés, on cite : le

traitement par échange d'ions, ou par membranes, par ultrafiltration et par filtration sur sable.

La filtration consiste à faire circuler un fluide (l'eau dans notre cas) contenant des particules solides à travers un corps perméable appelé « milieu poreux », dont le diamètre des pores est inférieur à celui des particules qui sont retenues.

Dans ce travail, nous avons mené sur banc d'essai au laboratoire une série d'expériences de filtration en régime gravitaire et en charge à travers un échantillon de sable d'une eau chargée en matières en suspension. L'objectif de ses essais est de chercher l'efficacité du sable en fonction de la charge en suspension de l'eau brute et du débit de sortie de l'eau traitée.



Les étapes de traitement des eaux potables

L'objectif du traitement des eaux consiste à transformer une eau brute quelle que soit son origine, souterraine ou superficielle, en une eau potable convenable à la consommation humaine ou industrielle. Nous présentons ci-dessous le schéma général du traitement des eaux potables (Figure 1).

Le principe de la filtration

On présente un milieu poreux sous forme d'un corps solide muni à l'intérieur de très

petites cavités appelées interstices. A partir de cette définition, on peut dire que le phénomène d'infiltration est le passage de l'eau à travers un milieu poreux ou fissuré.

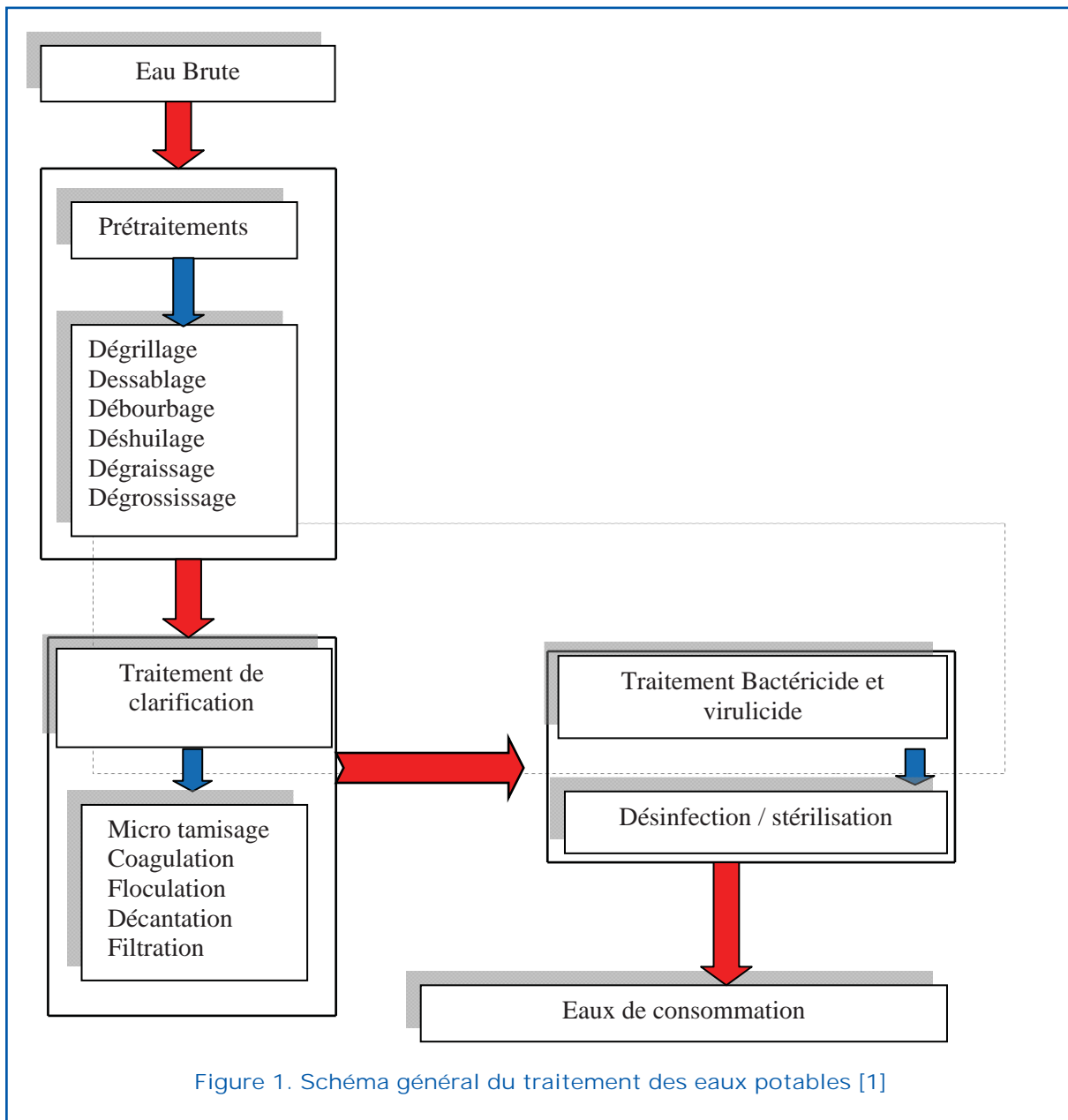
En 1856, Henry Darcy a étudié expérimentalement l'écoulement de l'eau à travers une colonne de sable. Les expériences de Darcy (Figure 2) ont déduit que le débit qui est filtré à travers le sable peut être estimé à l'aide de la formule suivante :

$$Q = k \cdot S \cdot H = k \cdot \Delta S \cdot l$$

Avec :

Q : débit écoulé (m³/s)

S : surface de section mouillée (m²)



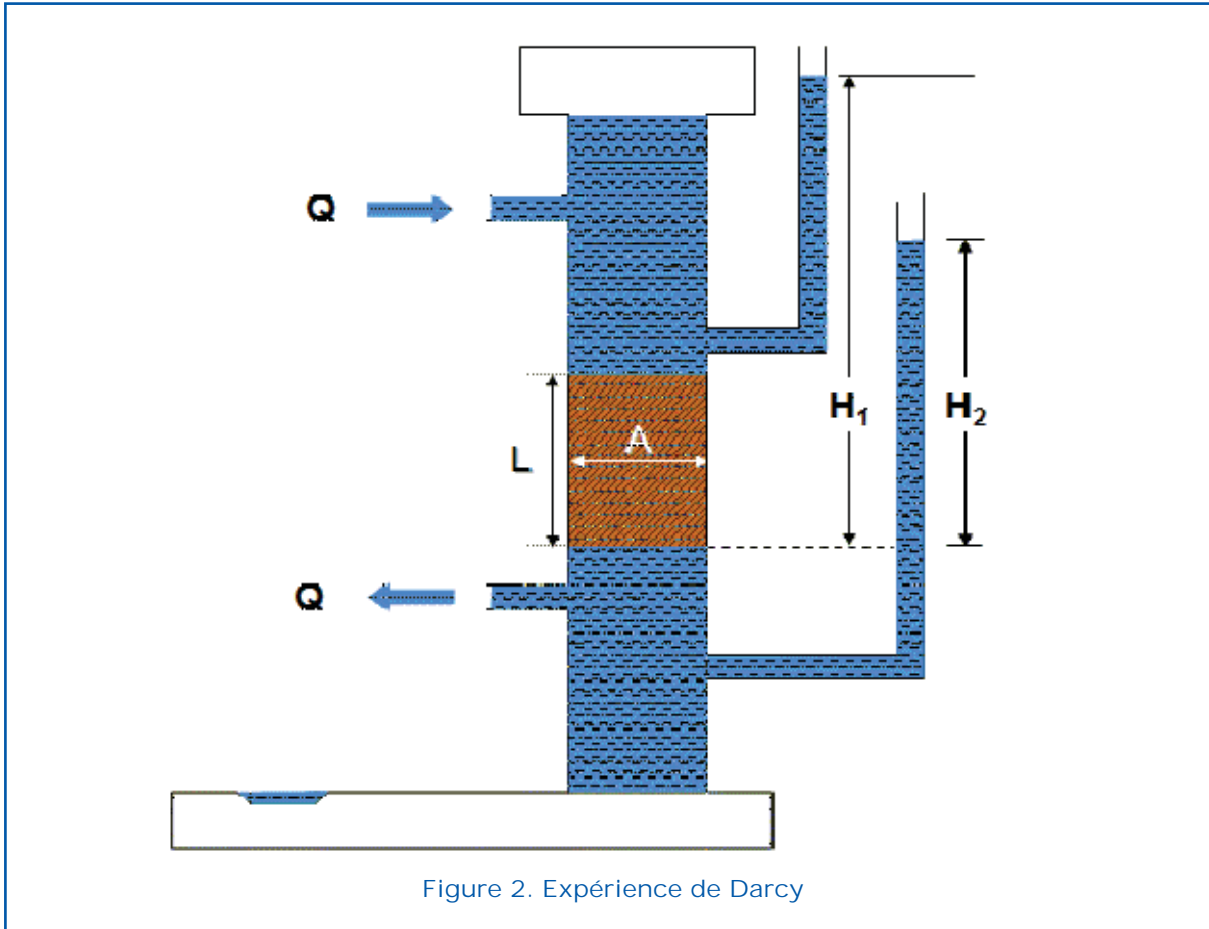


Figure 2. Expérience de Darcy

l : le gradient hydraulique
 ΔH : différence de charge (m)
 k : le coefficient de filtration ou de perméabilité (m/s)

Presentation du banc d'essai

Le pilote TE 400 est un appareil envisagé pour l'étude de la filtration sur sable, l'expérimentation consiste à faire passer l'eau contenant des particules en suspension à travers un milieu poreux (une colonne de sable) où, les particules ayant des diamètres supérieurs aux pores du sable, se déposent en permettant à l'eau d'être filtrée et d'être clarifiée. [2]

L'appareil consiste essentiellement en une colonne contenant le média filtrant, monté sur un panneau supporté par une charpente, ainsi qu'aux organes de stockage de contrôle et de mesure. Il est composé essentiellement de (Figure 3) :

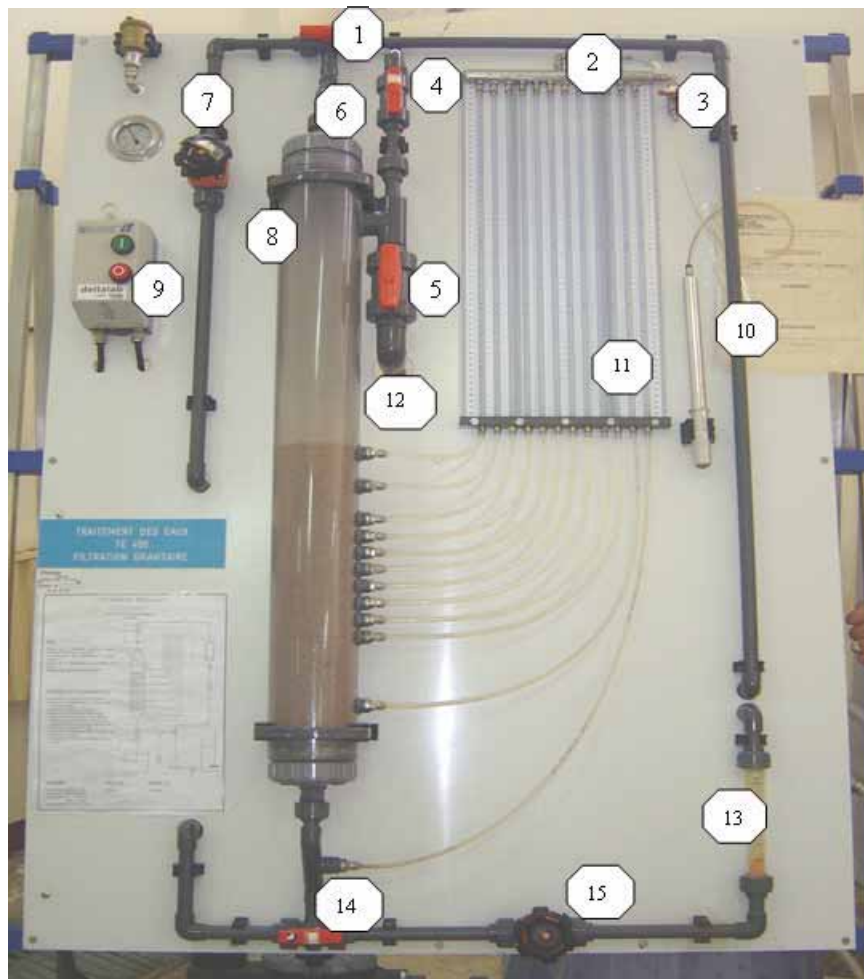
- une cuve d'alimentation en pvc transparent cylindrique de capacité 140 l,
- une pompe d'alimentation de suspension,

- une colonne contenant le media filtrant en altuglas d'un diamètre intérieur de 100 mm et de hauteur de 1 000 mm contenant du sable grossier,
- multitubes piézométriques pour la mesure de la pression dans la colonne du filtre,
- deux robinets de réglage de débit, un pour le débit d'entrée et l'autre pour le débit de sortie,
- charpente de support en tube carré en acier inoxydable.

Experimentation, résultats et interprétations

Les objectifs principaux des expériences que nous avons mené se résumant par les points suivants :

- Étude des caractéristiques du sable de la colonne.
 - Étude de la filtration gravitaire sur sable.
- Nous nous limitons dans cette contribution à présenter les résultats de l'étude de la filtration gravitaire.



1: VD₁ vanne manuelle d'isolation , 2 : VA₁ collecteur multi-manomètres ,
3: VA₂ vanne manuelle d'arrêt pompe à vélo multi-manomètre, 4: VA₄ vanne manuelle d'arrêt mise à l'atmosphère, 5: VA₃ vanne manuelle d'arrêt retour bac alimentation,
6: VR₂ vanne manuelle de réglage entrée suspension, 7: Manomètre, 8: Marche, 9: Arrêt,
10: Pompe à vélo, 11 : multitubes piézométriques, 12: Colonne de sable , 13: Débitmètre à flotteur , 14: VD₂ vanne manuelle de distribution basse filtre, 15: VR₁ vanne manuelle de réglage sortie filtrat.

Figure 3. Pilote TE 400 de la filtration sur sable

Étude du sable de la colonne

L'origine de sable utilisé est du type marin avec un coefficient d'uniformité :

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} = 1,37$$

La courbe granulométrique (Figure 4), nous montre que ce type de sable est constitué de grains de différents diamètres allant de 2 mm à 0,1 mm. Comme les mailles de la grille du support de sable sont d'un diamètre de 0,8 mm. Cette situation nous oblige à éliminer l'ensemble des grains inférieurs à 1 mm.

Mesure de la turbidité

La turbidité est un paramètre important pour la qualité de l'eau. On peut la mesurer au laboratoire. L'unité de mesure est le NTU (unité de turbidité néphélométrique). L'appareil que nous avons utilisé pour la mesure de la turbidité est le turbidimètre WTW TURB 350 IR. C'est un véritable néphélomètre qui permet de mesurer la quantité de lumière diffusée à angle droit par un faisceau lumineux traversant l'échantillon.



Figure 4. Courbe granulométrique du sable de la colonne

Filtration gravitaire

Filtration gravitaire à débits variables

Pour ce faire, nous avons réglé une seule fois la vanne VR_1 (sortie du filtrat) à huit débits initiaux (200 l/h, 150 l/h, 100 l/h, 90 l/h, 80 l/h, 70 l/h, 60 l/h, 50 l/h). Après la mise en route de la filtration nous relevons l'évolution de ce débit, mesurons la turbidité toutes les cinq minutes jusqu'au colmatage du filtre.

a) $Q = 200 \text{ l/h}$

Nous constatons que le débit chute de 200 l/h à 20 l/h après 10 minutes (Figure 4) en même temps que la turbidité qui passe de 410 à 28,32 NTU (Figure 5). On assiste après à une stabilité relative du débit entre 20 et 10 l/h durant 25 minutes, toutefois la turbidité a plutôt tendance à augmenter jusqu'à une valeur de 244, NTU. Ceci laisse comprendre que le filtre a été rapidement colmaté après 10 minutes. Après 35 minutes, (Figure 6) l'eau sort turbide presque comme

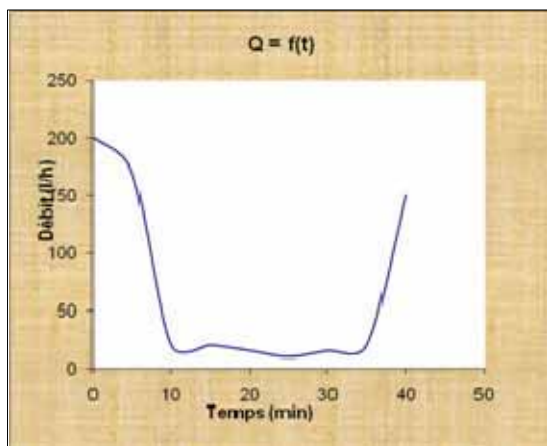


Figure 5. Évolution du débit [3]

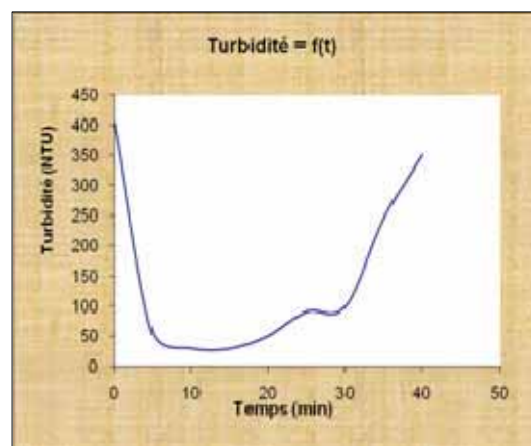


Figure 6. Évolution de la turbidité (Débit initial 200l/h)

à l'état initial avec un débit de 150 l/h ; le filtre ne joue plus son rôle.

b) Q = 150 l/h

Nous constatons (Fig. 7) que le débit diminue constamment toutes les 5 minutes de 8 l/h durant les 60 minutes. On passe de 150 à 50 l/h et à partir de là, il a commencé à augmenter. La turbidité a chuté de 410 à 27,25 NTU (Figure 8) durant les 5 premières minutes et reste presque constante environ 50 minutes pour augmenter ensuite à 260 NTU. Ce qui indique que le filtre s'est détérioré. Au cours de la filtration la porosité diminue en fonction du temps, ceci est provoqué par la pénétration d'hydroxyde de cuivre dans la masse filtrante.

L'utilisation des 2 débits 200 et 150l/h ne nous a pas mené à une bonne filtration. En effet, lorsque le débit atteint plus de 125 l/h, le régime d'écoulement devient turbulent et le colmatage de la masse filtrante est plus rapide.

c) Q = 50-60-70 l/h

Les deux figures (Figure 9 et 10) montrent bien que plus le débit diminue, plus la turbidité a tendance à augmenter. Pour les trois débits (70, 60 et 50 l/h) la turbidité a atteint respectivement un minimum de 1,2, 1,66 et 2,84 NTU. Dans ce cas une bonne filtration a été obtenue, néanmoins, le débit est presque nul respectivement après (30, 40 et

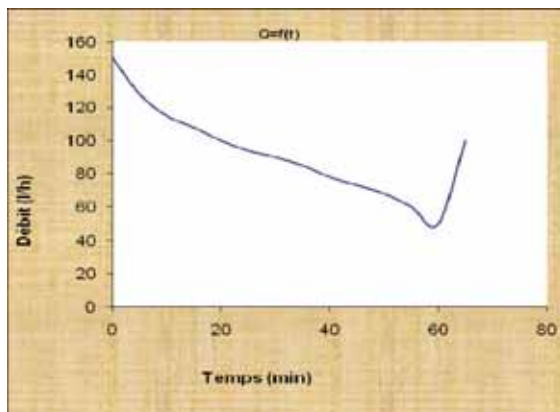


Figure 7. Évolution du débit [3]

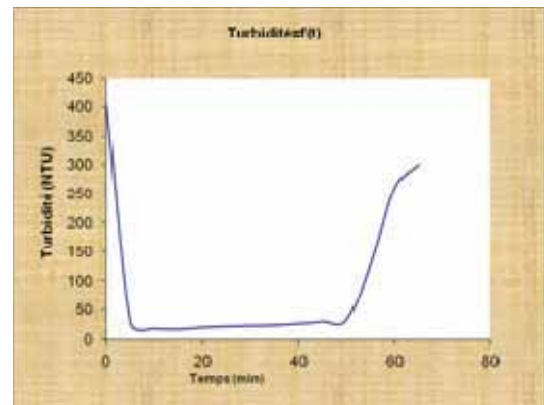


Figure 8. Évolution de la turbidité (Débit initial 150 l/h)

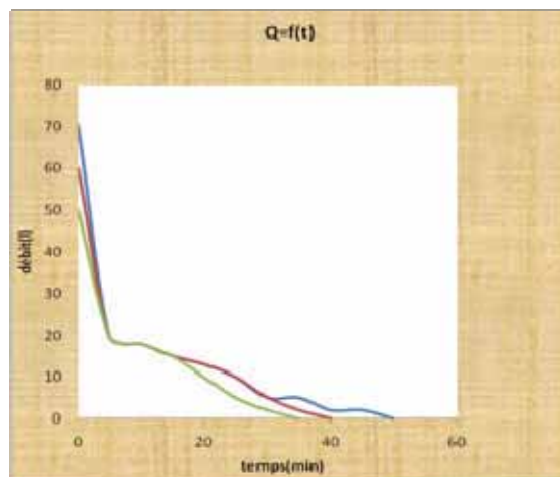


Figure 9. Évolution du débit [3]

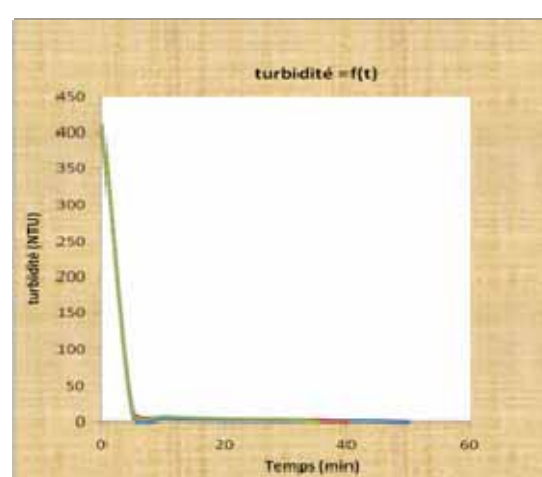


Figure 10. Évolution de la turbidité (Débit initial 70, 60, 50 l/h)

35 minutes). Pour l'ensemble de ces débits le colmatage a été rapide.

Notre but étant d'avoir une grande quantité d'eau filtrée avec un minimum de turbidité, nous avons essayé d'autres débits intermédiaires de 100, 90 et 80 l/h.

d) Q = 100, 90 et 80 l/h

Les trois courbes (Figure 11 et 12) de la turbidité des essais des débits de 100, 90 et 80 l/h sont alignées, la turbidité a chuté de 410 à 0,25 NTU et reste stable. Les débits s'annulent après : 135-240 et 215 minutes.

L'évolution des débits de sortie du filtrat est plus lente pour un débit initial de 90 l/h et ne s'annule qu'après 4 heures (Figure 10), impliquant un temps de colmatage plus long.

Les turbidités minimales de 0,5 ; 0,25 et 0,16 NTU sont obtenues respectivement pour les débits initiaux de 100, 90 et 80 l/h après 80 minutes ; 125 minutes et 135 minutes.

Aussi, on obtient des teneurs inférieures aux normes de potabilité de 2 NTU après 50 minutes pour les débits de 100 et 90 l/h et 20 minutes pour 80 l/h.

Le régime d'écoulement de ces 3 débits est laminaire, et convient bien à une bonne filtration.

Le débit optimum trouvé est de 90 l/h, compte tenu du rendement quantitatif et qualitatif.

Le régime d'écoulement des débits : 50-60-70-80-90 et 100 l/h est laminaire et s'avère donc utile pour une bonne filtration.

Bien que nous ayons obtenu de bons résultats pour tous ces débits, nous avons préféré garder le débit de 90 l/h correspondant à la quantité la plus importante d'eau filtrée pour la continuité des essais.

Filtration gravitaire à débit constant = 90 l/h

La courbe de la figure (Figure 13) montre que le débit est constant durant 30 minutes, ceci est dû au réglage de la vanne VR₁. A la 35^{ème} minute, la vanne VR₁ est ouverte et le débit de soutirage du filtrat diminue jusqu'à devenir nul à la 80^{ème} minute, ceci indique que le filtre est colmaté.

Quant à la courbe de la figure 14, la turbidité a chuté dès les 5 premières minutes de 410 à 6,4 NTU et est maintenue pratiquement stable jusqu'à l'ouverture entière de la vanne VR₁, au-delà, la turbidité baisse à 0,31 NTU après 60 minutes.

A la 65^{ème} minute la turbidité a connu un rebondissement de 324 NTU puis a rechuté rapidement. Ce rebondissement de la turbidité est provoqué par la manipulation de la vanne VR₁ lorsque le filtre commence à s'encrasser (pénétration d'hydroxyde de cuivre dans la masse filtrante) Il y a vidange des MES stockées dans le filtre.

La quantité d'eau filtrée par ce procédé est importante, toute fois la turbidité reste légèrement supérieure à la norme de potabilité.

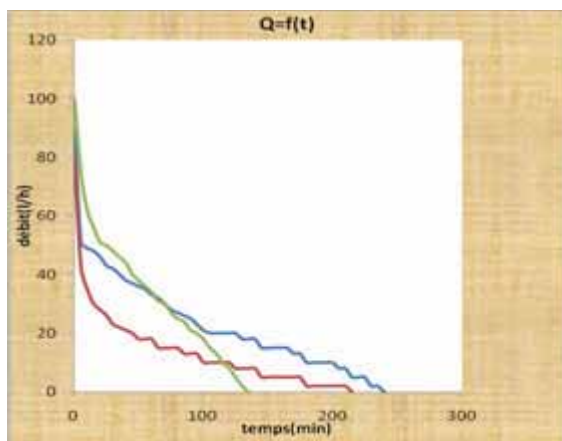


Figure 11. Évolution du débit [3]

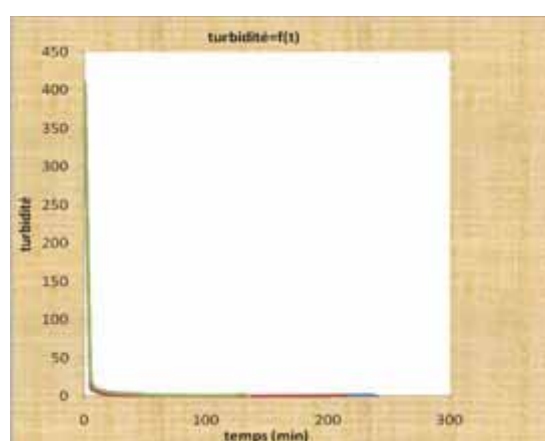


Figure 12. Évolution de la turbidité (Débit initial 100, 90, 80 l/h)



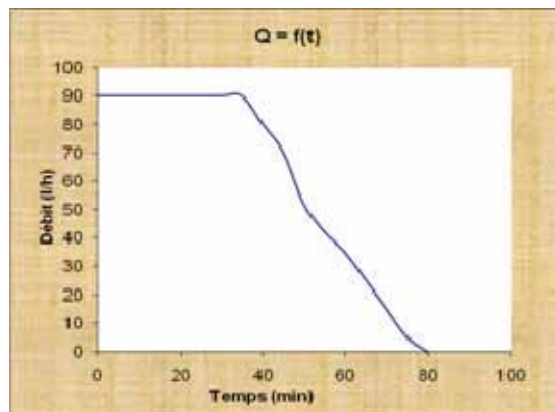


Figure 13. Évolution du débit [3]

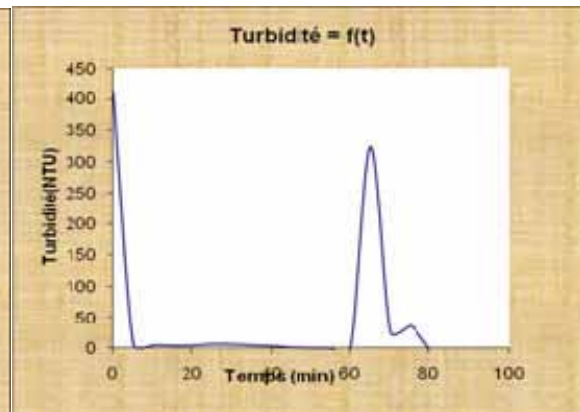


Figure 14. Évolution de la turbidité (Débit initial 90l/h)

Conclusion

A l'issue de cette étude effectuée sur le pilote de la filtration sur sable (TE400) où nous avons utilisé la filtration gravitaire à différents débits, on peut conclure ce qui suit :

- L'utilisation des grands débits aboutit au colmatage rapide du filtre et à une mauvaise filtration.
- Les débits inférieurs à 125 l/h (régime d'écoulement laminaire) offrent une bonne filtration.
- Malgré la perte de charge élevée, ce type de filtration reste le plus usité.
- L'utilisation du procédé gravitaire, avec

comme suggestion le réglage de la vanne VR_1 (vanne de réglage du débit de sortie) au débit 90 l/h.

Bibliographie

- DEGREMENT, 1972. Mémento des eaux. Lavoisier, paris.
- DELTALAB. Bulletin technique de filtration sur sable TE400, laboratoire de traitement des eaux, département d'hydraulique, Université de Tlemcen.
- BEDIAF A. & GLAOUI H., 2008. Filtration sur sable sur pilote au laboratoire. Mem. Ing. Hydrogéologie, Univ. Tlemcen. 76 p.

La nappe Barrémo-Albo-Aptienne du synclinal de Remtha (Atlas Saharien Occidental, Algérie): modélisation et gestion

The Barremo Albo Aptian Water Table of Remtha's Synclinal (Western Saharian Atlas, Algeria): Modelisation and Management

K. Baba-Hamed⁽¹⁾, A. Derdour et A. Bouanani

⁽¹⁾ Laboratoire 25, Département des Sciences de la Terre, Faculté des Sciences, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email: kambabahamed@yahoo.fr

Résumé

La nappe Barrémo-Albo-Aptienne du synclinal de Remtha qui fait partie des Monts des Ksour (Atlas Saharien occidental), alimente les habitants ainsi que les périmètres agricoles de la région d'Asla (Est d'Ain Sefra). Face aux risques liés aux phénomènes naturels (baisse piézométrique de la nappe liées à un faible taux de recharge «climat aride», infiltration 2.2 mm/an), et aux phénomènes anthropiques : surexploitation de la nappe pour les besoins d'alimentation suite à la croissance démographique et surtout agricole, une gestion des ressources en eau avec un modèle mathématique devient nécessaire. L'étude piézométrique montre un sens d'écoulement SW-NE, l'exutoire de la nappe est la source Belgred et la nappe est alimentée à l'ouest par la nappe de synclinal Lankar.

Après une représentation du fonctionnement global du système aquifère, l'utilisation du modèle mathématique basé sur la méthode des différences finies en régime permanent améliore la connaissance des caractéristiques hydrauliques de l'aquifère et l'évaluation d'un bilan hydrologique complet. La simulation du modèle en périodes de sécheresse et en surexploitation a permis de prévoir les niveaux d'abaissement de la nappe.

Mots clé: Barrémo-Albo-Aptien, synclinal, Remtha, modèle mathématique, simulation

Situation géographique

L'Atlas Saharien constitue une barrière topographique et climatique entre l'Algérie du Nord et le Sahara algérien, la partie occidentale de l'Atlas Saharien correspond aux monts des Ksour, qui sont limités au Nord par les hautes Plaines oranaises, au sud par la plaine saharienne, à l'Ouest par le haut Atlas marocain et à l'Est par le Djebel Amour (Atlas Saharien central) (Fig. 1).

Les monts des Ksour correspondent à une région montagneuse qui culmine à plus de 2 000 m d'altitude à Djebel Aïssa (2 236 m). Ils sont constitués par de vastes synclinaux à

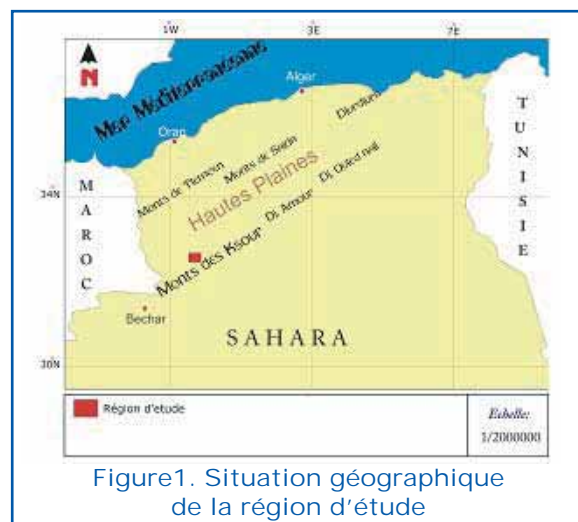


Figure1. Situation géographique de la région d'étude



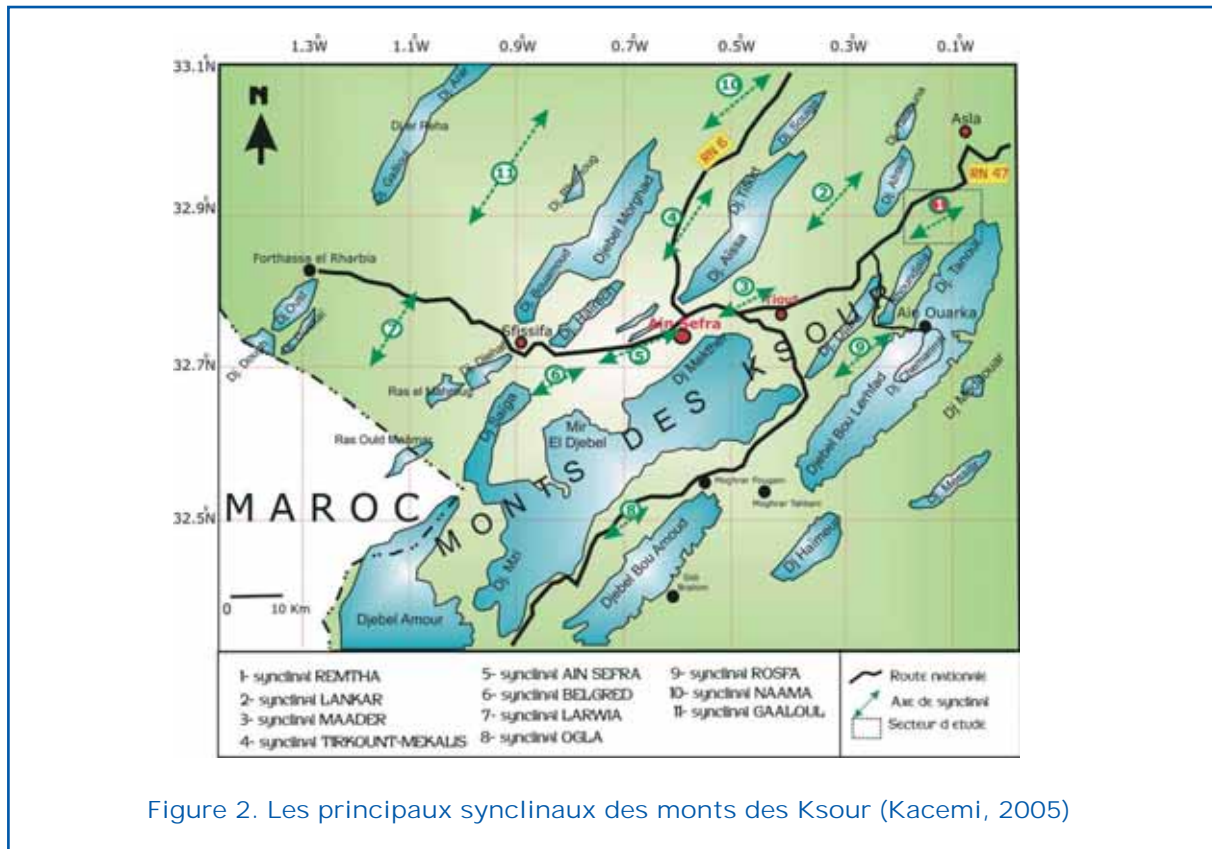


Figure 2. Les principaux synclinaux des monts des Ksour (Kacemi, 2005)

fond plat (Fig. 2) dont celui de Remtha situé à 50 Km à l'Est d'Ain Sefra et qui repose sur des terrains attribués au Crétacé inférieur.

Le synclinal de Remtha est limité:

- au Nord-Ouest par Djebel Afzouz-Talbouna,
- au Sud- Est par Djebel Tanout-bram,
- à l'Est par l'Oued Torba,
- à l'Ouest par le synclinal LANKAR.

L'oued Asla est le principal cours d'eau dans la région d'étude, il reçoit l'Oued Msif et l'Oued Rtem et draine les versants NE du Djebel Afzouz et Talbouna.

Cadre géologique

La région de Remtha est située dans un de ces synclinaux où les couches sont représentées par des grès crétacés attribués au Barrémo-Albo-Aptien. Deux anticlinaux l'un au Nord et l'autre au Sud encadrent le synclinal où il y affleure des terrains gréseux plus anciens : Jurassique supérieur et Crétacé inférieur, ces anticlinaux ont donné naissance aux Djebel Afzouz et Djebel Tanout (Fig. 3).

La structure de ce synclinal se présente comme suit.

On distingue du Nord-Ouest au Sud-Est:

- l'anticlinal jurassique du Djebel Afzouz,
- un synclinal néocomien de Dalaat Miloudah,
- un synclinal Albien à fond très plat de Remtha,
- l'anticlinal jurassique de Djebel Tanout.

Hydrogéologie de la nappe

Les formations aquifères

On peut distinguer les niveaux aquifères suivants.

1. La nappe du Jurassique

Bien que aquifère, le jurassique à plus de 500 m de profondeur n'est pas capté par les forages hydrauliques.

2. Les nappes du Crétacé inférieur

2.1 La nappe du Néocomien: formation de Tiloula

Le Néocomien (passage Jurassique-Crétacé)

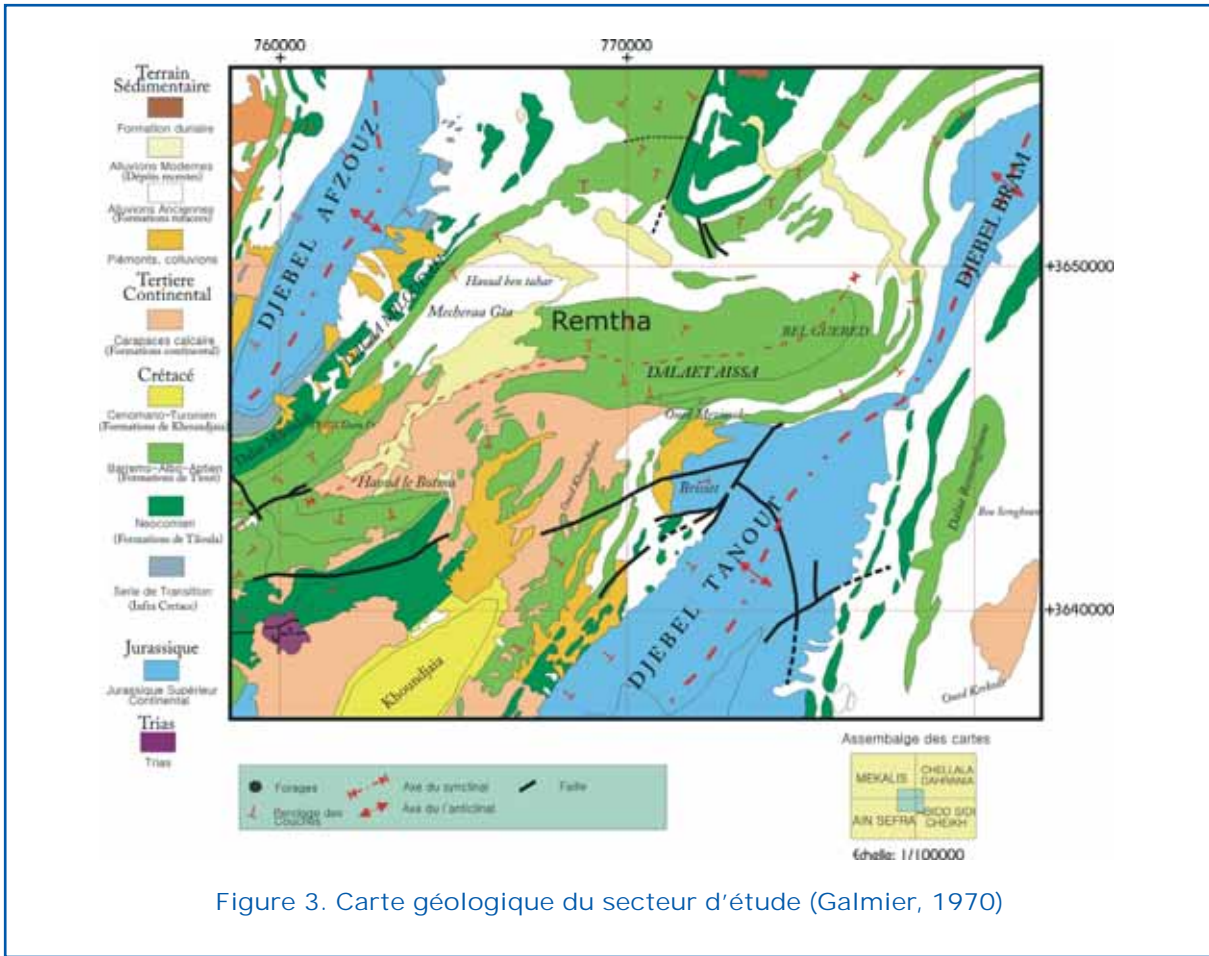


Figure 3. Carte géologique du secteur d'étude (Galmier, 1970)

est une formation argilo-gréseuse caractérisée par :

- l'augmentation d'épaisseur d'argile qui sépare la nappe néocomienne de celle barrémo-albo-aptienne,
- mauvaise qualité de l'eau par l'excès des sulfates issu de la dissolution du gypse dans « la formation de Tiloula ».

2.2 La nappe du Barrémo-Albo-Aptien

C'est la seule nappe importante de la région et la plus exploitée par de nombreux forages. Le Barrémo-Albo-Aptien est une formation gréseuse avec des passées argileuses. Il occupe généralement les dépressions topographiques, facteur qui favorise l'alimentation de la nappe. Les grosses sources de la région constituent les exutoires naturels de cette nappe : la source d'El Breidj pour le synclinal d'El Hendjir, la source Ain Messaoud pour le synclinal d'El Maader et la source de Belgred pour le Synclinal Remtha.

3. La nappe du Quaternaire

3.1 Les dépôts alluvionnaires

Ils constituent de bons réservoirs lorsque leur étendue et leur puissance sont importantes, cas des oueds Breïdj et Tirkount très exploités par de nombreux puits dans le cadre de la mise en valeur des terres (ex: la nappe de Dzira et celle d'Oued Asla).

3.2 Les dépôts dunaires

La dune d'Ain Sefra contient elle aussi une nappe aquifère qui se manifeste par quelques sources pérennes au bord de la ville (source de la dune), après les grandes averses d'Octobre 2008 plusieurs sources ont émergé dans la dune.

Géométrie de l'aquifère

La coupe hydrogéologique AA' (Fig. 4) établie à partir des logs stratigraphiques des forages réalisés par la DHW (Direction de l'Hydraulique de la Wilaya) Naama et l'étude



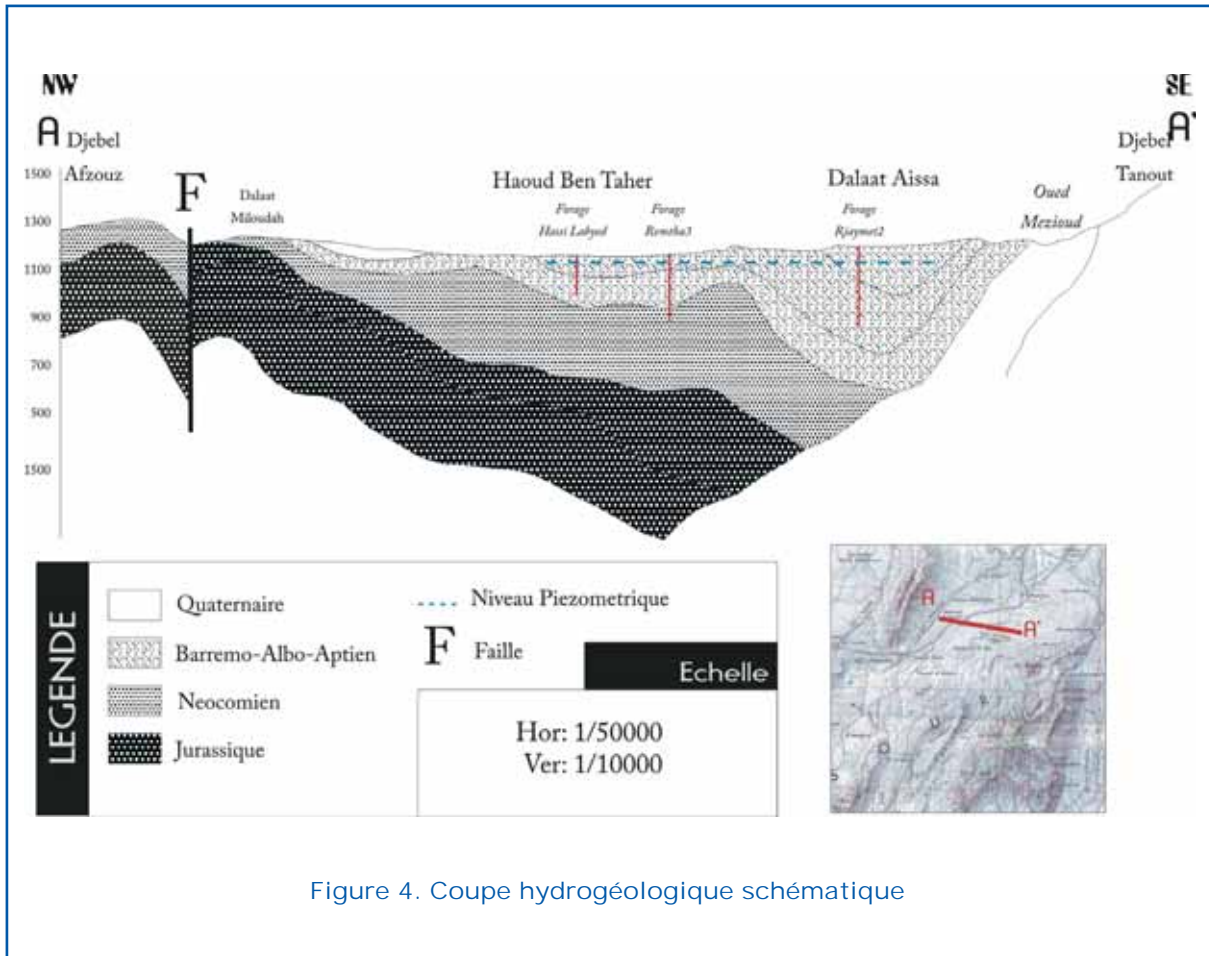


Figure 4. Coupe hydrogéologique schématique

géophysique effectuées par la C.G.G (Compagnie générale de la géophysique) en 1974 dans la région des Monts des Ksour, montre l'existence de 3 aquifères interstratifiés.

- des grés compacts avec grande intercalation d'argile,
- une série gréseuse attribuée au Barrémo-Albo-Aptien avec intercalation des passées argileuses,
- une formation quaternaire constituée d'alluvions et de dunes de sable.

Une cartographie d'épaisseur de l'aquifère indique que les grés sont plus épais au niveau de l'axe du synclinal (Dalaat Aissa) où ils atteignent plus de 165 m que vers la périphérie où ils ne dépassent pas 55 mètres (Fig. 5).

Piézométrie

Nous avons réalisé une carte piézométrique

de la nappe du Crétacé inférieur du synclinal Remtha (Année 2008).

La nappe d'Er Remtha est représentée par des eaux circulant dans des terrains hétérogènes gréseux, avec des inter-lits argileux plissés et affectés par des failles.

L'étude piézométrique du secteur montre que l'exutoire de la nappe d'Er Remtha est la source de Belgred. Les eaux convergent du SW (Haoud el Botma) au NE vers Oued Torba (Fig. 6). Le niveau statique moyen est de l'ordre 30 à 40 m de profondeur.

On constate aussi que le synclinal d'Er Remtha est alimenté à l'Ouest, par la gouttière synclinale des grés crétacés à fond plat du Lankar (Fig. 7).

Le débit entrant du côté Ouest du synclinal Remtha est estimé à $1,9 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{s}$ soit $1\,646.6 \text{ m}^3/\text{jour}$. Le débit sortant de la nappe est évalué à $1,21 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{s}$ soit $1\,045.44 \text{ m}^3/\text{jour}$ donnant une différence entre le débit entrant et sortant de la nappe de $600 \text{ m}^3/\text{jour}$ correspondant à l'exploitation dans la région d'Er Remtha.

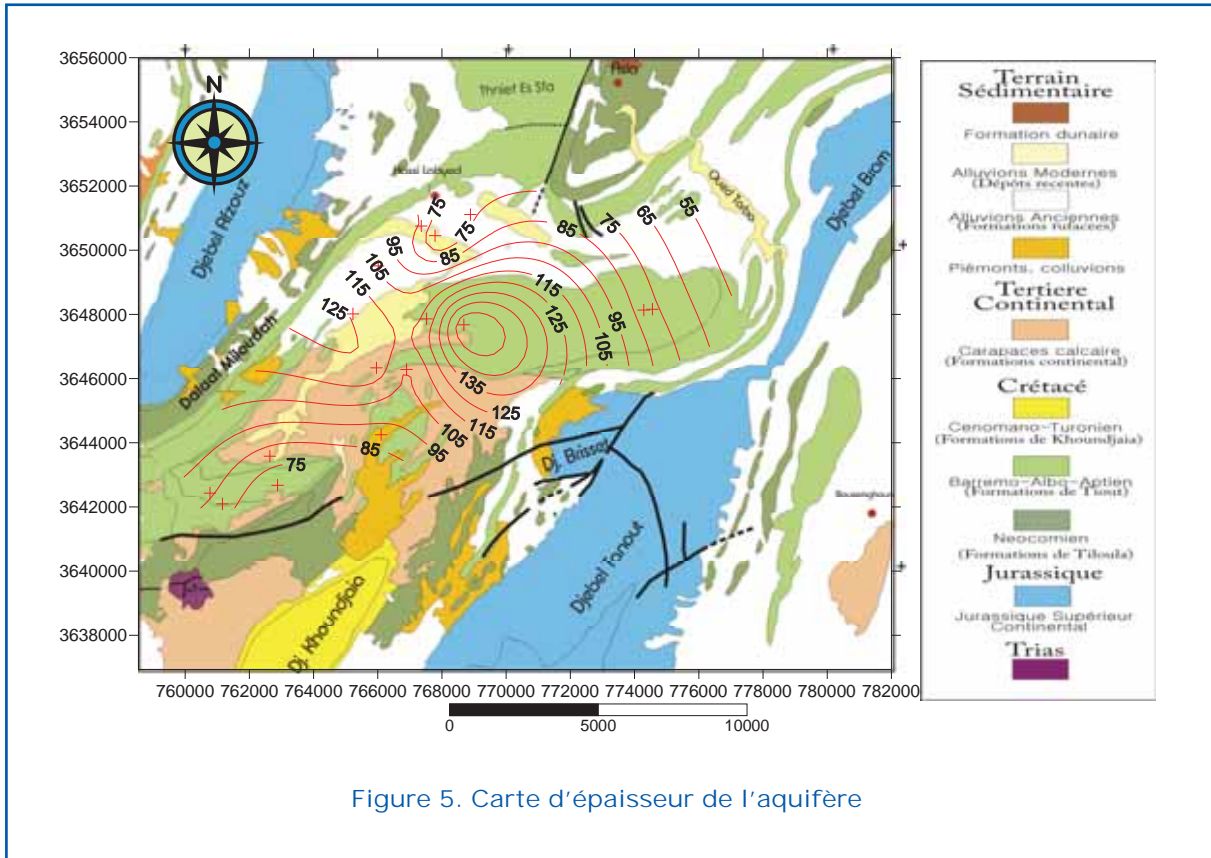


Figure 5. Carte d'épaisseur de l'aquifère

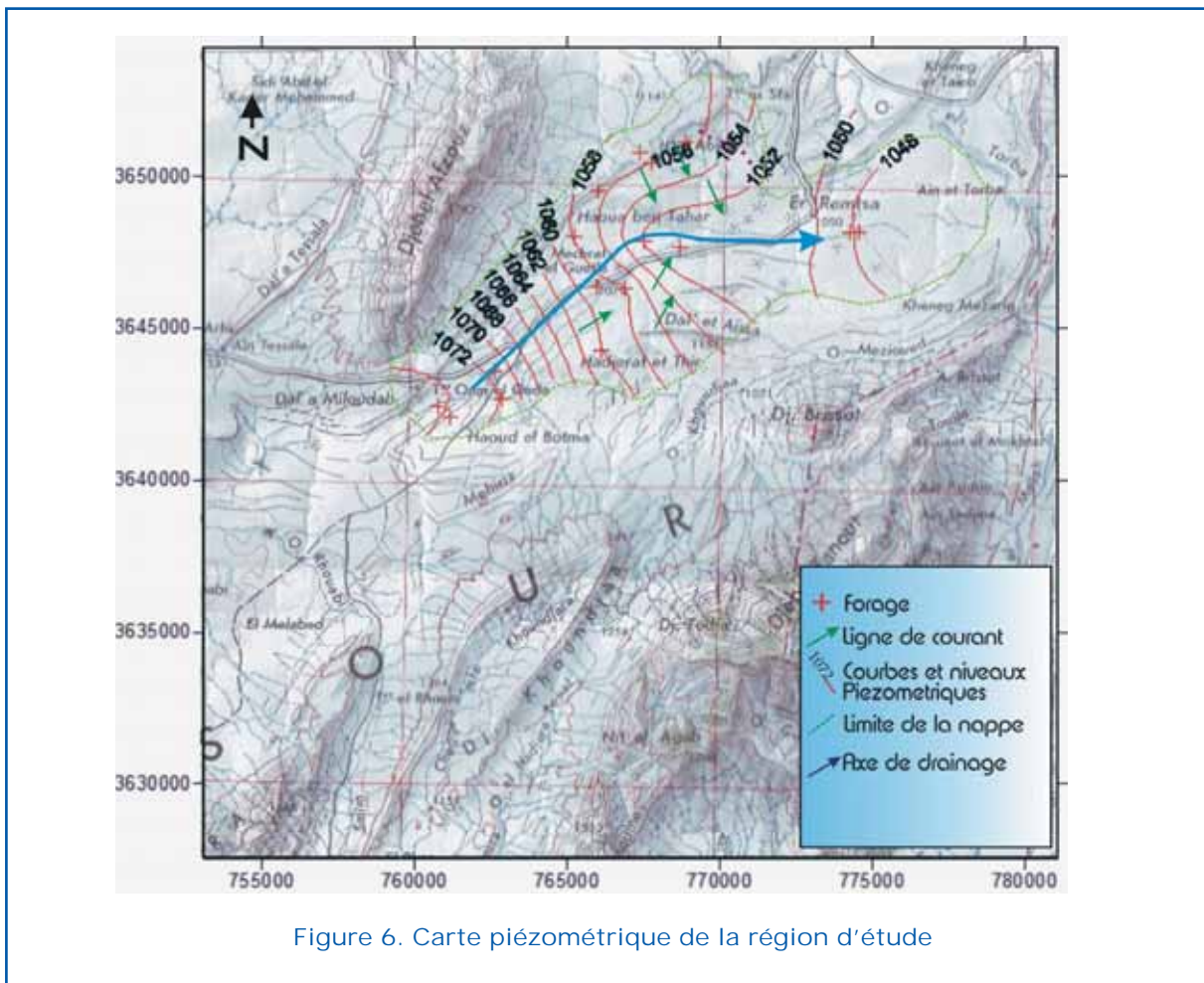


Figure 6. Carte piézométrique de la région d'étude

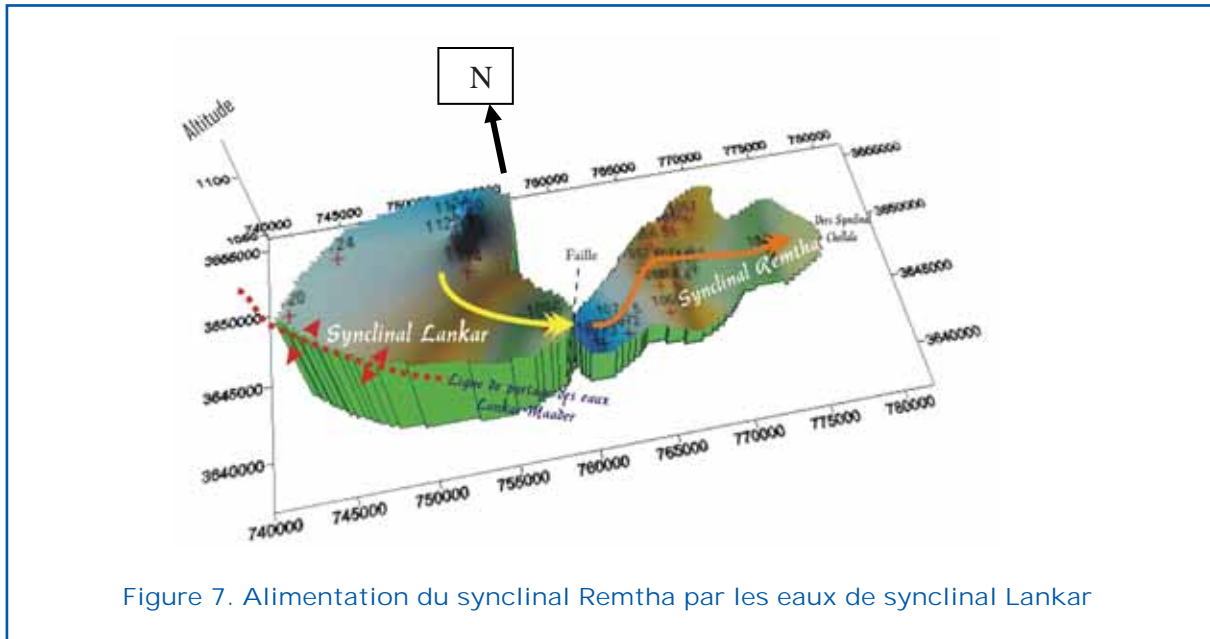


Figure 7. Alimentation du synclinal Remtha par les eaux de synclinal Lankar

Caractéristiques hydrodynamique de la nappe

Les paramètres importants qui définissent les caractéristiques d'un aquifère sont généralement connus en seulement quelques points repartis sur l'ensemble du domaine. On cherche à estimer ces paramètres sur l'ensemble du domaine à partir d'une infor -

mation partielle. Le krigeage permet d'appréhender la structure spatiale du phénomène étudié et de déterminer le plus précisément possible les caractéristiques de l'écoulement souterrain (Baba-Hamed, 2007). Les valeurs des transmissivités krigées obtenues (Fig. 8) nous ont permis de mieux comprendre la variation spatiale des paramètres étudiés.

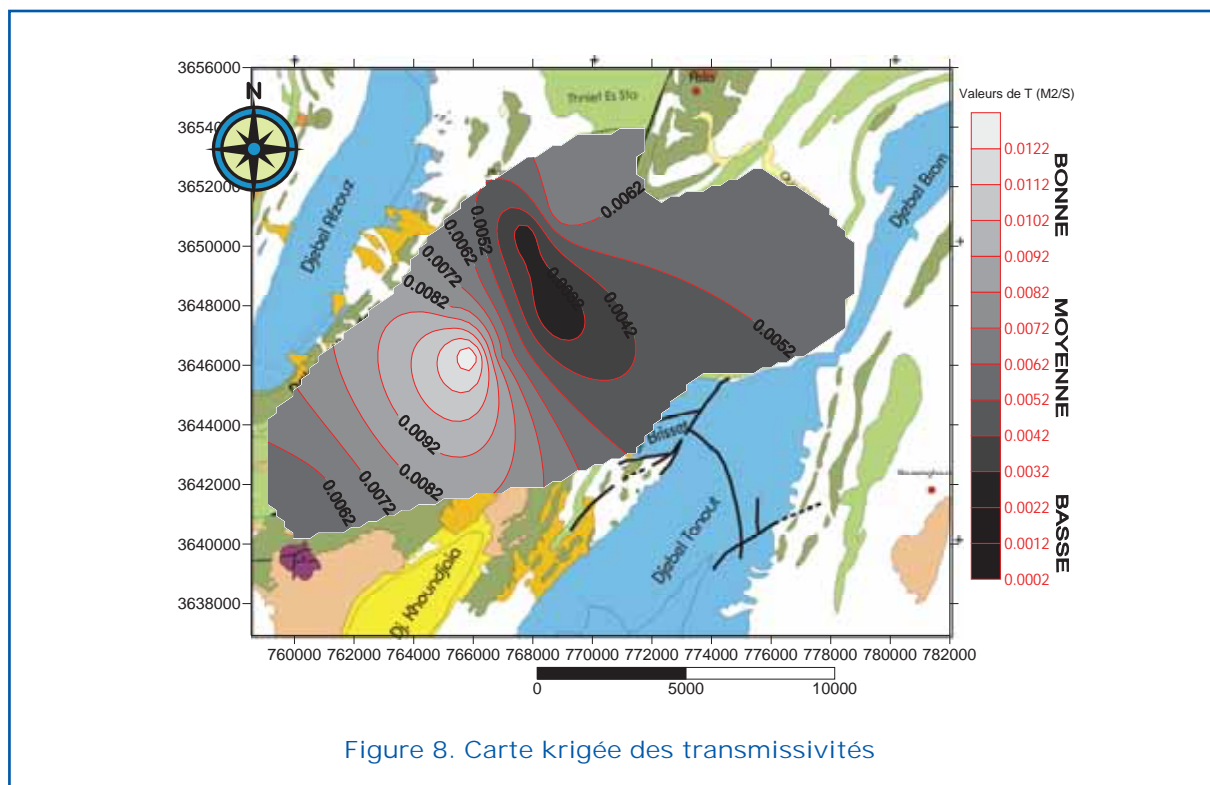


Figure 8. Carte krigée des transmissivités

Modélisation et gestion

Les objectifs de la modélisation sont la quantification des débits naturels transitant dans la nappe et la connaissance de la distribution de la transmissivité permettant la reconstitution de la piézométrie et ainsi de mieux appréhender le fonctionnement hydrodynamique du système.

La modélisation hydrodynamique du système aquifère a été réalisée par le code ASMWIN (Aquifer Simulation Model for Windows), (Kinzelbach et al, 1995) en régime permanent. La modélisation des écoulements se traduit dans un premier stade par une identification des limites du domaine et une discrétisation du domaine en mailles carrées.

Les limites du modèle

La gouttière synclinale barrémo-albo-

aptienne de la région de Remtha a été étudiée dans sa globalité, on a supposé que la partie sommitale du Barrémo-Albo-Aptien constitue une seule couche aquifère gréseuse. Nous avons discrétisé notre domaine de 228 km² en 1 800 mailles carrées uniformes de 400 m de côté, avec 45 colonnes et 40 lignes, dont 674 mailles sont actives (Figure 9).

Les conditions aux limites suivantes ont été imposées :

- à l'Est : limite à flux imposé de sortie, vers la gouttière synclinal d'Ech-Chellala,
- à l'Ouest : limite à flux imposé d'entrée représentant l'alimentation par le synclinal Lankar,
- au Nord et au Sud les limites sont à flux nul,
- les débits en continu ont été imposés aux mailles où existent les pompages,
- les oueds ne sont apparents qu'en période de crue et faute de données ils n'ont pas été pris en compte dans le modèle.

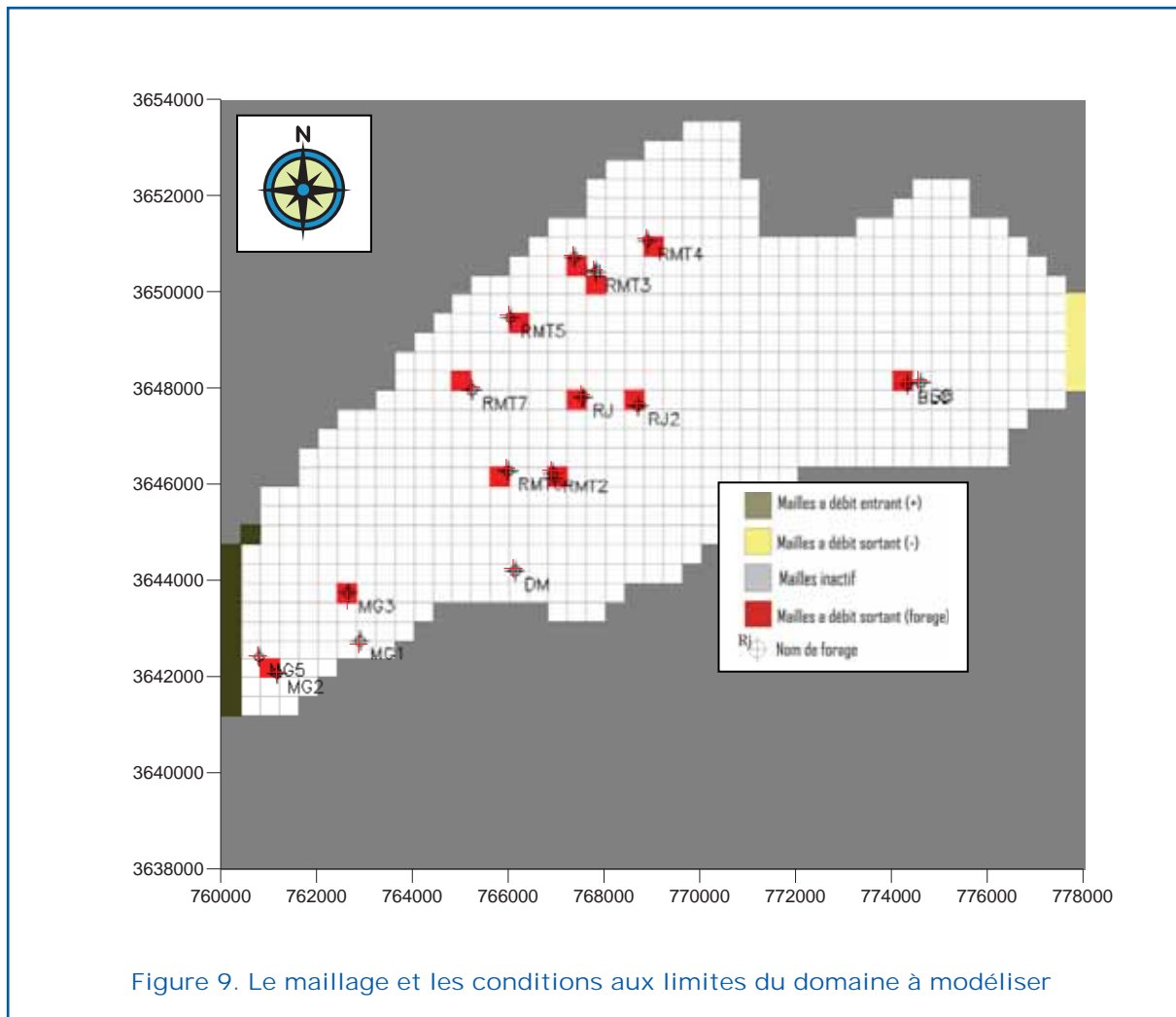


Figure 9. Le maillage et les conditions aux limites du domaine à modéliser

Les paramètres

Le traitement des données de terrain par les méthodes géostatistiques a permis d'élaborer des documents cartographiques qui permettent de fixer:

- l'épaisseur de l'aquifère indiquant que les grès sont plus épais au niveau de l'axe du synclinal (Dalaat Aissa) où ils atteignent plus de 165 m. De part et d'autre de l'axe l'épaisseur diminue pour atteindre 55 m.
- les bonnes transmissivités sont situées au niveau de l'axe du synclinal Dalaat Aissa (forage Rejaymet2 $2,03 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ et Remtha6 $1.39 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$). Par contre les basses valeurs sont situées au niveau des autres forages s'expliquant par la présence de passées argileuses.

Le calibrage en régime permanent et bilan

L'état de référence retenu pour caler ce modèle en régime permanent est la piézométrie de 2008. Les cartes piézométriques (Fig. 10) correspondants aux potentiels aussi bien mesurés que calculés présentent la même forme. La comparaison entre les valeurs calculés (H_c) et mesurés (H_m) pour toute les mailles montre des écarts entre 0 et 1,67 m.

Le bilan hydrologique (Tableau 1) calculé pour le modèle en régime permanent est équilibré.

Tableau 1. Bilan hydrologique de la nappe de Remtha après calage du modèle en régime permanent

Flows (m^3/s)	Flow term		
	In	Out	In-Out
Constant head	6.56×10^{-1}	4.23×10^{-1}	2.32×10^{-1}
Well	0.00	3.00×10^{-1}	-3.00×10^{-1}
Boundary flow	0.00	0.00	0.00
Recharge	6.72333×10^{-2}	0.00	6.72333×10^{-2}
Sum	7.236643×10^{-2}	7.236638×10^{-1}	5.364418×10^{-7}

Pour tenir compte de l'hétérogénéité de l'aquifère, nous avons adopté (Fig. 11) pour les transmissivités comprises entre 6×10^{-5} et $1 \times 10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$ une zonation découpée en 5 classes. Les valeurs des transmissivités les plus élevées sont situées au niveau du cœur du synclinal suite aux affleurements et les épaisseurs des grès importants, les valeurs faibles sont liées aux augmentations des épaisseurs d'argiles.

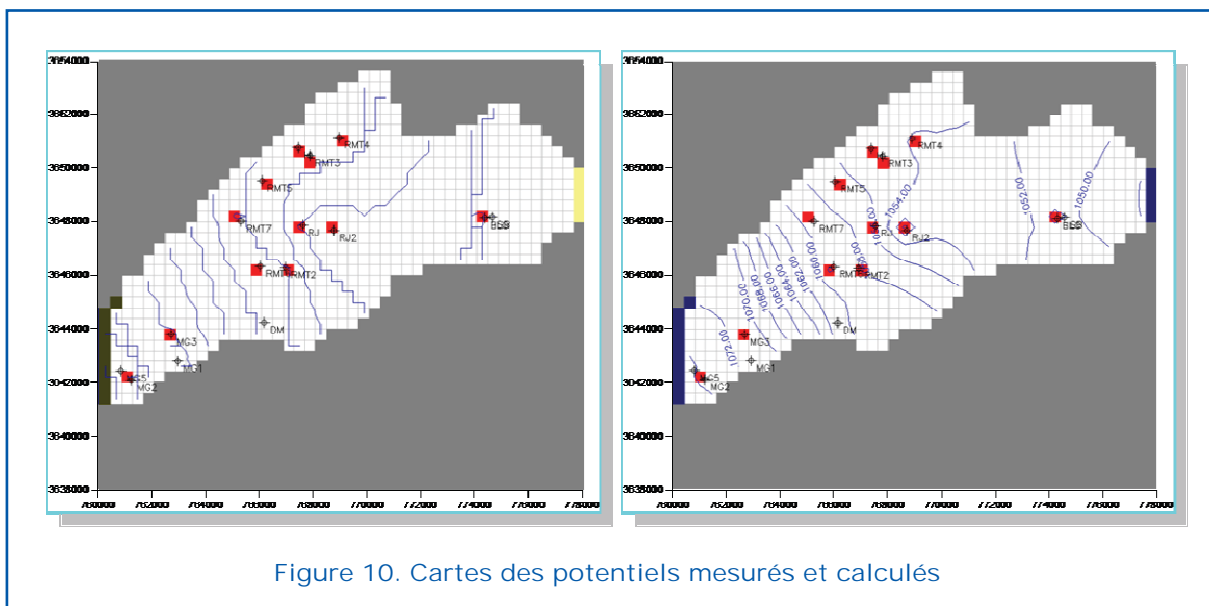


Figure 10. Cartes des potentiels mesurés et calculés

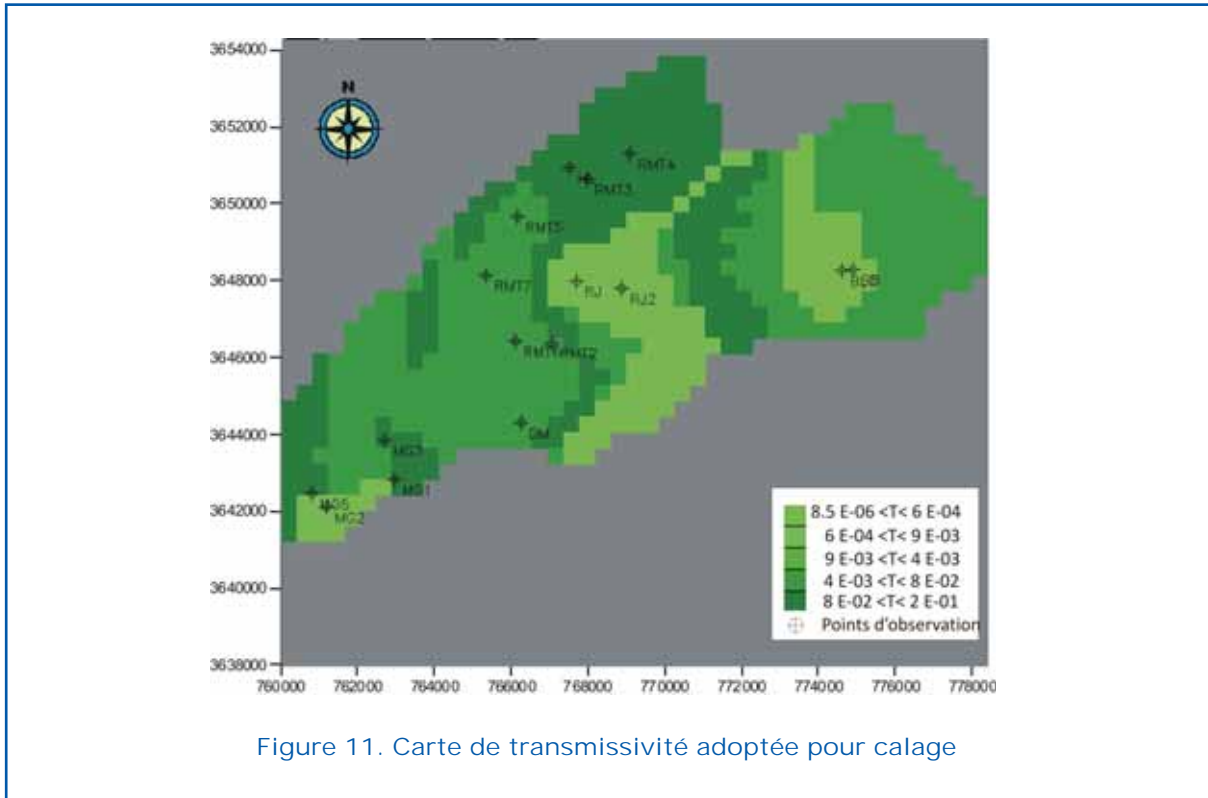


Figure 11. Carte de transmissivité adoptée pour calage

Exploitation du modèle

Scénario 1

Nous avons simulé un premier scénario avec multiplicité des forages du à la création de nouveaux périmètres agricoles à l'Est du synclinal (ajout de six forages). On note (Fig. 12) une baisse piézométrique d'environ 2m de la nappe et un dénoyage de quelques mailles à l'Est.

Scénario 2

Nous avons simulé une période de sécheresse en supposant une diminution de la recharge par les précipitations efficaces et le débit d'alimentation de la nappe de son coté Ouest. Dans ce cas la nappe observe (Fig. 13) une baisse piézométrique d'un mètre en moyenne.

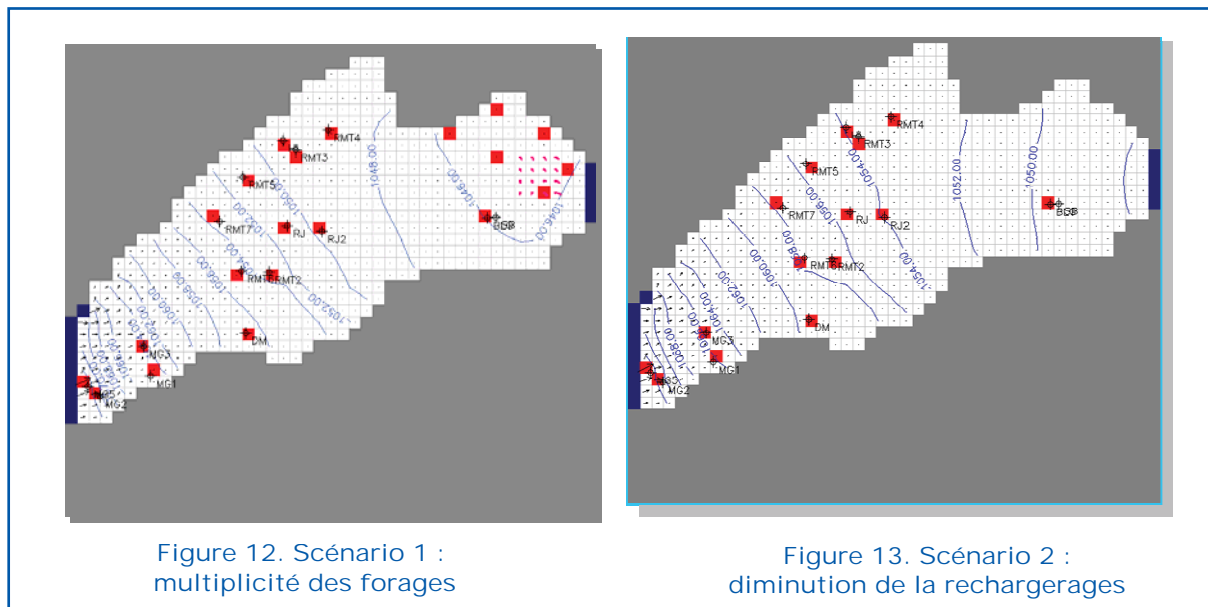
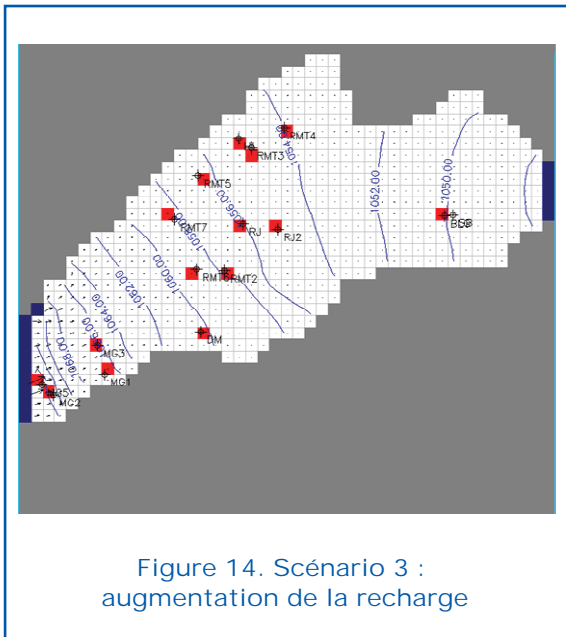


Figure 12. Scénario 1 : multiplicité des forages

Figure 13. Scénario 2 : diminution de la recharges

Scénario 3

Nous avons également simulé une augmentation de la recharge par les précipitations efficaces et par l'alimentation du coté Ouest à partir du synclinal Lankar. La réaction de la nappe (Fig 14) s'exprime par une augmentation piézométrique de plus de deux mètres.



Conclusion

L'application d'un modèle numérique de simulation des écoulements souterrains (ASM) à la nappe du synclinal de Remtha permet de vérifier les hypothèses émises sur le fonctionnement du système aquifère. La modélisation a permis de mettre en évi-

dence un destockage continu des réserves. Ce déficit hydrique accompagné par une baisse des niveaux piézométriques est lié essentiellement à une surexploitation de la nappe et à l'indigence des précipitations. La modélisation s'est avérée comme un outil très performant pour comprendre le fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère en tenant compte des hétérogénéités du milieu. Elle permet de prévoir les modalités économiques d'exploitation en prenant en considération des contraintes techniques. Les impacts négatifs d'une surexploitation de la nappe peuvent devenir catastrophiques si aucune mesure n'est prise pour juguler le problème.

Bibliographie

- Baba-Hamed, K. 2007. Hydrodynamique et modélisation d'une nappe alluviale, validation par l'approche géostatistique : application à la nappe de la plaine de Maghnia (NW Algérien). thèse Doc. Univ, Tlemcen, 158 p.
- Compagnie Générale de Géophysique (CGG) 1974. Etudes géophysiques dans la région d'El Bayadh – Zone Mekalis – Tirkount-El Hendjir.
- Kinzelbach, W. et Rausch, R., 1995. Aquifer simulation model. International ground - water modelling center. Netherlands. 53 p.
- Kacemi A. 2005. Cartographie et dynamique sédimentaire de la série fin Dogger début Crétacé (Djara-Rhoundjaia) des Monts des Ksour (Atlas Saharien -Algérie) Mémoire Magister Université d'Oran. 194 p., 47 Fig., 15 Pl.

Coupling Coagulation-Flocculation and Microfiltration Processes for Treatment of Textile Wastewaters

*K. I. Barrouk⁽¹⁾, S. Alami Younssi⁽¹⁾, M. Ouammou⁽¹⁾,
A. Kabbabi⁽²⁾, R. Ben Amarc⁽³⁾ and J. Maghnoujb⁽²⁾*

- (1) Laboratoire des Matériaux, Catalyse et Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan II. B.P 146. Avenue Hassan II, C.P.20 650, Mohammedia, Morocco
- (2) Centre d'Etude et de Recherche des Phosphates Minéraux (CERPHOS), 73 Boulevard Moulay-Ismaïl. Casablanca, Morocco
- (3) Laboratoire des Sciences de Matériaux et Environnement, Faculté des Sciences de Sfax, Route de Soukra Km 4, 3038 Sfax, Tunisia



Abstract

The objective of this study is the treatment of textile wastewater by coupling coagulation-flocculation and microfiltration processes.

Ceramic tubular microfiltration membrane based on natural Moroccan phosphate with a pore size of 0.35 μm was used. A comparison of their performance in terms of flux and rejection of dyes with commercial membranes based on α -alumina with a pore diameter of 0.2 μm was achieved.

The effect of filtration operating conditions (velocity and pressure) on the performance of membranes was investigated.

This treatment is very effective because the rejection of dyes is over than 90% and the results shows total reduction of turbidity for both membranes.

Keywords: Textile effluents; Microfiltration; Coagulation-Flocculation; Apatite; Alumina.

Introduction

The textiles effluents, discharged into the environment, in addition to aesthetic problems, contribute to eutrophication and disruption of aquatic life. The treatment of these effluents must be implemented to limit the deterioration of the natural environment and allow for possible reuse of treated wastewater in different processes. Several studies have been undertaken to degrade the dyes contained in these waters by using various physicochemical techniques (coagulation, flocculation) (Kennedy et al., Heng et al.), adsorption on natural materials, biological treatment (activated sludge, trickling filters) [Ribeiro da Costa. et al] or tertiary treatment (oxidation, photo-degradation) (Wu et al.). The high cost investment for the treatment of these discharges, the complexity and

diversity of pollutants in these effluents pose a difficulty in choosing of appropriate treatment.

The first aim of this work is to treat of textile effluent pre-treated by coagulation-flocculation by microfiltration processes; the second is to compare the effectiveness treatment of membranes based on apatite with those of commercial membranes based on alumina.

Material and Methods

The effluent used in this experiment was obtained from textile industry of jean in sfax, Tunisia using the reactive dye blue bezectif SGLD. The effluent is pre-treated by physicochemical process by coagulation flocculation. The results of characterization are shown in Table.1. As can be seen in Table 1 a



Table.1: Water quality of the textile effluent

Absorbance at 660 nm	Concentration of dye (mg/l)	pH	Conductivity (ms/cm)	Turbidity (NTU)
0.127	38	6.8	5.6	57.7

Table 2. Properties of the membranes used

Membranes	Pores diameter (μm)	Permeability ($\text{l/h.m}^2.\text{bar}$)
Apatite	0.35	800
Alumine	0.2	1,000

number of water quality parameters exceed the World Health Organization (WHO), in particular colour, conductivity and turbidity and thus needs treatment by membrane process. Two microfiltration membranes were used in this study. Table 2 shows the characteristics of these membranes.

Results and Discussion

Experiments were carried out to optimize of operation conditions such as pressure and velocity and to evaluate their influence in the retention of dyes.

Figure 1 and Figure 2 showed the influence of pressure on the hydraulic performance of the membrane and on the rejection of dyes. The rejection of membranes is independent of pressure and is increase with it until reach a threshold at 2 bars. To prevent fouling of membranes and for energy issue the optimal pressure was fixed at 2 bars.

The rejection of the investigated membranes for dyes was plotted against the operating velocity as shown in Fig. 3 and Fig. 4. It is clear here that the flow increases linearly with speed, due to efficient removal of the fouling layer on the surface of the membrane. The beneficial effect turbulence can be clearly observed in the retention of

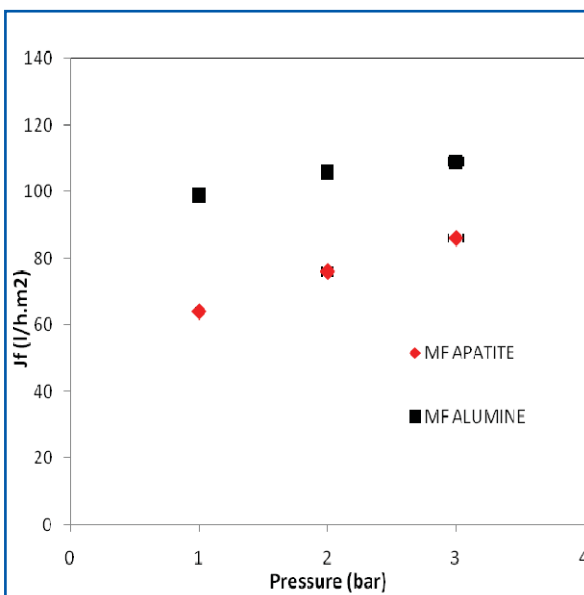


Figure 1. Permeation flux of membranes for effluent as a function of pressure ($V = 1.76 \text{ m/s}$, $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{FCV} = 1$)

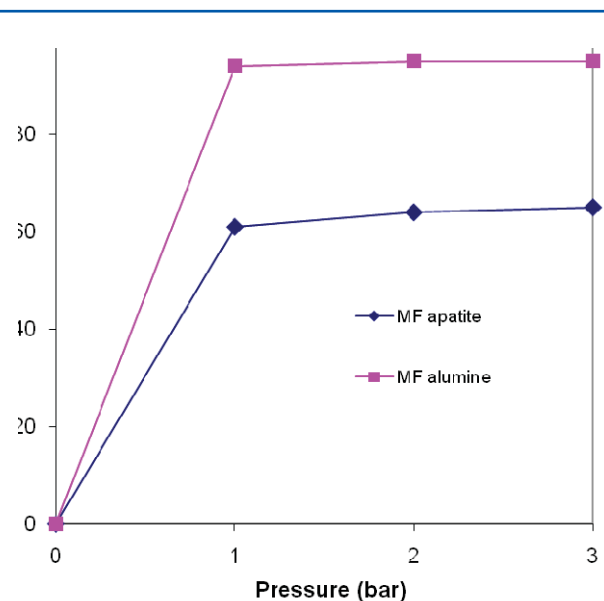


Figure 2. Rejection of dyes as a function of transmembrane pressure ($V = 1.76 \text{ m/s}$, $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{FCV} = 1$)

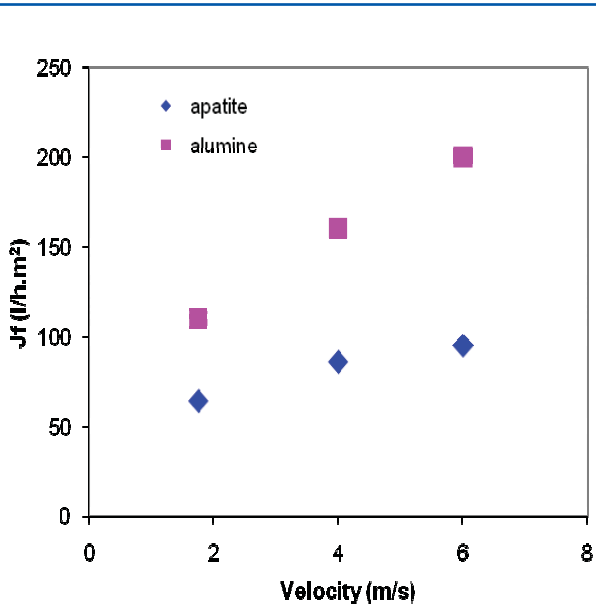


Figure 3. Permeation flux of membranes for effluent as a function of velocity (P= 2 bars, T= 25 °C, FCV= 1)

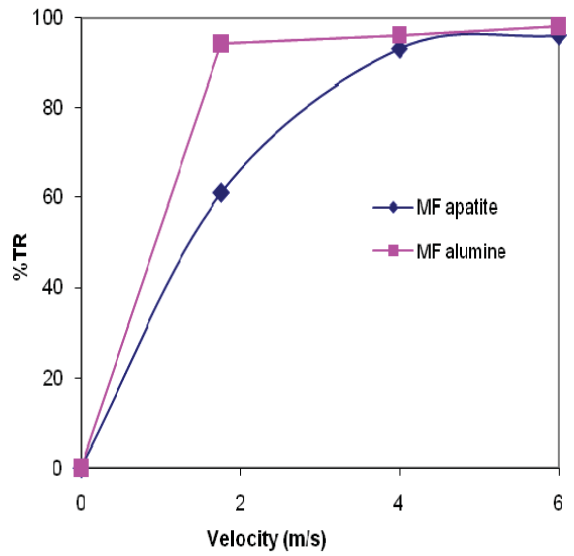


Figure 4. Rejection of dyes of membranes as a function of velocity for effluent (P= 2 bars, T= 25 °C, FCV= 1)

Table.3: Comparison of the effectiveness of membranes studied

%Retention		pH		Conductivity (ms/cm)		Turbidity (NTU)	
Alumine	Apatite	Alumine	Apatite	Alumine	Apatite	Alumine	Apatite
97.6	96	7.5	7.4	4.5	4.0	1.5	1.0

the dye seems to be concerned by the increasing velocity.

From these data we can deduce that the best performance of microfiltration and process for effluent is obtained for a velocity of 6 m/s and a pressure of 2 bars.

Under these optimal conditions we compared the purifying performance of membranes studied. The result shows the same retention of dyes for both membranes, despite a pores diameter of membrane with apatite is over than commercial membrane. We can deduce the formation of a polarization layer deposition with a gel that can act as a dynamics filtration layer and thus explain the high rejection rate (Saffaj et al).

Conclusion

The study of the decolouration of textile

effluents by coupling coagulation-flocculation and microfiltration processes showed that the treatment is effective. Indeed, the rejection of dyes reached 98% with almost total retention of turbidity . In comparison with commercial membranes, the membranes based on apatite exhibited similar performance purifying.

References

- Kennedy, M. T., Morgan, J. M. , Beefiejd, L. K. & Fadden, A. F., (1992). Color removal from textile dye wastewater: a case study, section six. Ind. Wastes B. textiles, 727-741.
- Heng, S., Lin, H. & Ming, L., (1997). Treatment of textile wastewater by chemical methods for reuse, Wat. Res., 31, 4, 868-876.
- Ribeiro da osta, R. H., Woff, D. B., Barthel, L.





- & Paul, E., (1999). Utilisation de réacteur à lit fluidisé triphasique dans le traitement d'effluent textile, 3ième congrès Int. L'eau et sa réutilisation, Toulouse.
- Wu, J. & Wang, T., (2001). Ozonation of aqueous azo dye in a semi-batch-reactor, *Wat. Res.*, 35, 4, 1093-1099.
- Saffaj, N. Persin, M. Alami Yousfi, S. Albizane, A. Bouhria, M., Loukili, H., Dach, H., Larbot A. (2005). Removal of salts and dyes by low ZnAl₂O₄-TiO₂ ultra-filtration membrane deposited on support made from raw clay, *Separation and Purification Technology*, 47, 1-2, 36-42.



Utilisation des systèmes d'information géographique à l'établissement d'une carte hydrogéologique de la région des Doukkala

Hydrogeological Mapping of Doukkala Region: Contribution of Geographic Information System

*Abouchouaib Belahmira, Abdellatif Souhel, Abderrahim El Achheb,
Nabil Midiker, Soufiane El Maliki et El Mostafa Ettachfini*

Département de géologie, Laboratoire de Géosciences et Techniques de l'Environnement,
Faculté des sciences, El Jadida, Maroc



Résumé

Cet article traite la méthodologie de la cartographie hydrogéologique de la région des Doukkala. La carte est dressée sur la base de données multivariées : géologiques, hydrogéologiques et toponymique compilées dans le cadre du Projet SaDIN. Les données recueillies à travers les divers travaux et documents ainsi que les études antérieures, sont intégrées dans un système d'information géographique (SIG). Cette carte constitue un document essentiel pour toute entité impliquée dans la gestion qualitative et quantitative des ressources en eaux souterraines et plus généralement pour tout acteur dans le domaine de l'environnement et de l'aménagement du territoire.

Mots clés : SIG, carte hydrogéologique, géologie, projet SaDIN, Doukkala, Maroc

Abstract

The aim of this article is to shed light on the methodology of hydrogeological mapping of Doukkala region. The map is set on geological database, hydrogeological and gazetteer compiled SADIN project. Most of the data is collected through various works and documents, as well as previous studies which are integrated into a geographic information system (GIS). This map is equally considered as an essential document for any person, company or public agency involved in managing quantity and quality of groundwater resources in particular and more generally any active figure in the field of environment and spatial planning.

Keywords : GIS, hydrogeological map, geology, SaDIN project, Doukkala, Morocco.

Introduction

La carte hydrogéologique à 1 : 400 000 de la région des Doukkala a été établie dans un cadre plus général, celui du Projet SaDIN (www.sadin.org). Cette carte synthétise les informations hydrogéologiques disponibles à l'échelle régionale. Elle fournit des informations concernant l'extension, la géométrie, la piézométrie ainsi que les caractéristiques

hydrochimiques et hydrodynamiques des aquifères de la région. L'intégration de ces données pour une cartographie de la région est réalisée à l'aide du logiciel ArcGis dans l'optique d'une mise à jour actualisée. La carte principale est accompagnée de cartes des éléments chimiques, des coupes géologiques et d'un tableau synthétique de la lithostratigraphie régionale.



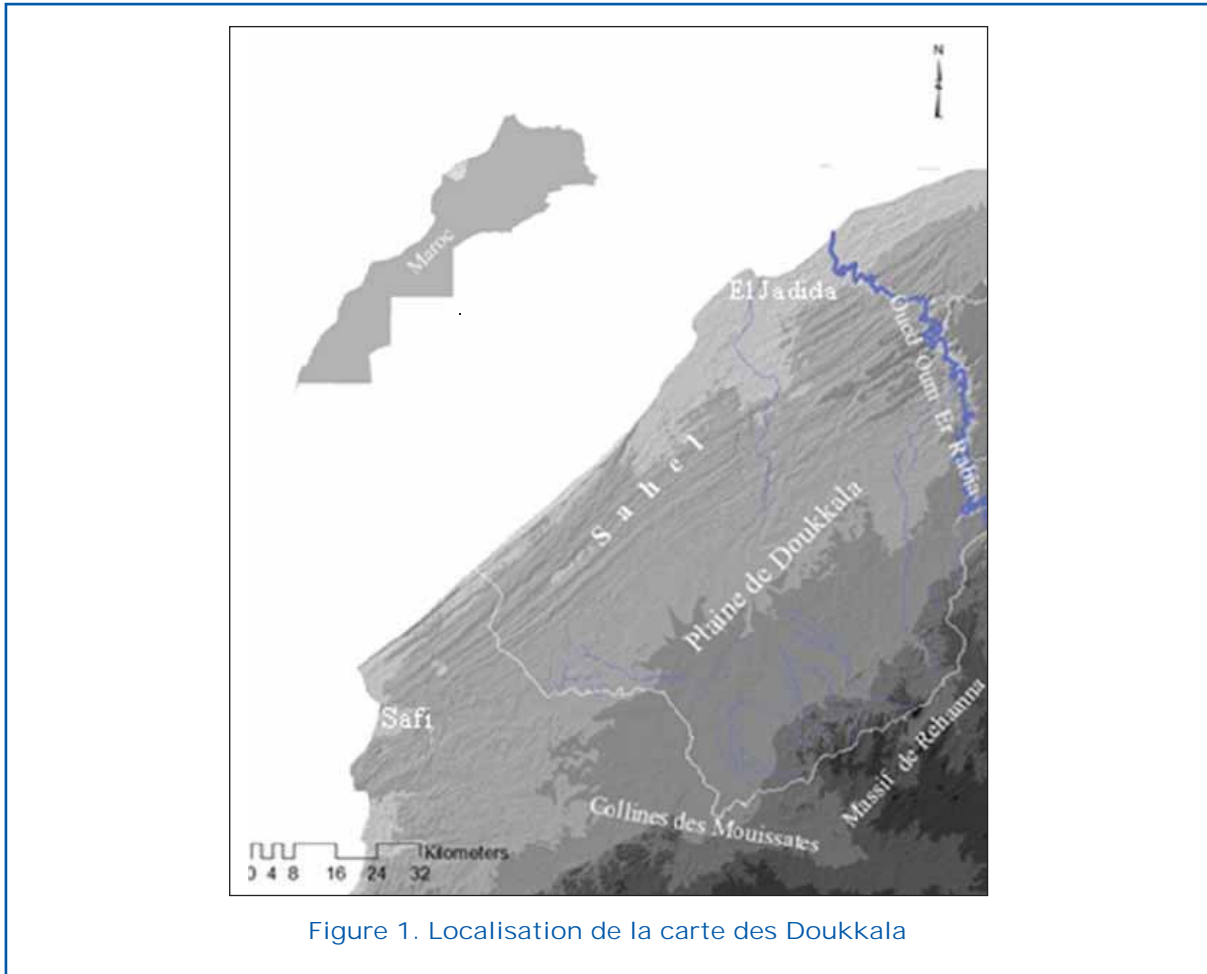


Figure 1. Localisation de la carte des Doukkala

Cadre géographique et géomorphologique

La région couverte par la carte fait partie de la Meseta côtière marocaine (Fig. 1). Limitée à l'Ouest par l'océan atlantique, au Nord par l'Oued Oum Er Rbia, au Sud par les collines de Mouissate et au Sud-est par le massif de Rehamna. La région est subdivisée en deux parties : la plaine de Doukkala avec de faibles reliefs, formée de dépôts continentaux Quaternaires et le Sahel caractérisé par un système de cordons de dunes consolidé d'âge Plio-quaternaires allongés parallèlement à la côte selon une direction générale SSW-NNE.

Méthodologie de réalisation de la carte

Base de données SaDIN

La réalisation de la carte hydrogéologique de la région des Doukkala est basée essentielle-

ment sur des informations stockées dans une base de données mise en place dans le cadre du projet SaDIN.

De telles données aussi complexes et abondantes, nécessitent une organisation structurée de manière à optimiser leur stockage, leur gestion et leur mise à jour. Ainsi une base de données hydrogéologique et géologique a été développée sous un système d'information scientifique (SIS) (Fig. 2). Cette première version de la banque de données a été régulièrement intégrée dans un système d'information géographique (SIG).

Intégration des données SaDIN dans le système d'information géographique

La base de données SaDIN est exploitée dans un système d'information géographique (SIG) qui permet de visualiser et d'analyser les données spatiales en superposant des couches d'informations telles que le réseau hydrographique, la géologie et la piézométrie (Tableau I). La carte

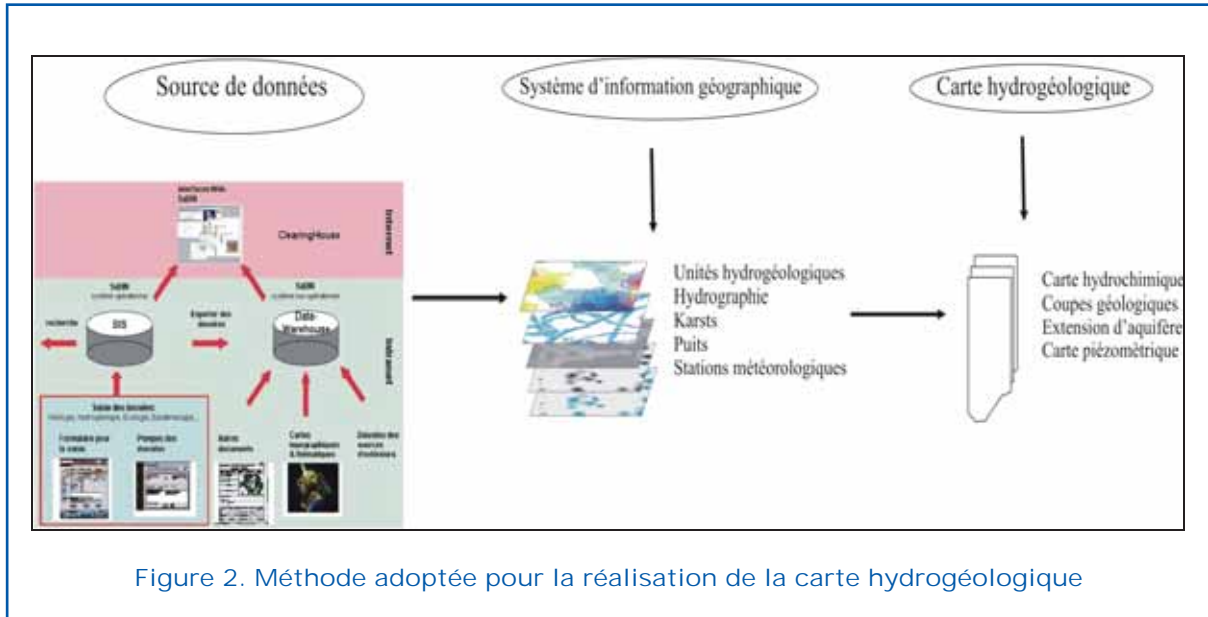


Figure 2. Méthode adoptée pour la réalisation de la carte hydrogéologique

Tableau I. Différentes couches implémentées dans le SIG « ArcGIS »

Couches		Source	Technique
Hydrogéologie	Unités hydrogéologiques	projet SaDIN	Numérisation
Hydrochimie	Piézométrie	Projet SaDIN	Interpolation par le krigeage
	Na ⁺ ,Cl ⁻ ,SO ₄ ²⁻ - Conductivité		
Hydrographie	Oueds et principaux affluents	Cartes topographiques au 1 :50 000	Numérisation
	Lacs		
Karst	Formes de surface et souterraines	Bibliographie, terrain	Numérisation
Autres	Ouvrages, carrières,	Projet SaDIN, terrain	Numérisation
	Stations météorologiques		

hydrogéologique des Doukkala est réalisée avec le logiciel ArcGis. La carte contient plusieurs couches structurées dans le projet cartographique sous forme géodatabase.

Résultats et discussion

La carte hydrogéologique est accompagnée d'une notice explicative disponible sur le site www.sadin.org et d'un poster A0 présenté lors du « 2ème Congrès International Gestion Intégrée des Ressources en Eau et Défis de Développement Durable GIR3D ». Cette carte contient (Fig. 3) :

1. une carte principale à l'échelle 1 :400 000,

reprenant la topographie, le réseau hydrographique, les unités hydrogéologiques en terme d'aquifères, les ouvrages selon leur type (puits, piézomètre et forages), la piézométrie, les carrières et les phénomènes karstiques,

- des coupes géologiques montrant la structure des unités hydrogéologiques et le niveau piézométrique,
- un tableau de correspondance entre les formations géologiques et les unités hydrogéologiques,
- rois cartes d'isoteur (éléments chimiques) et une carte de conductivité complétant l'information donnée par la carte principale.

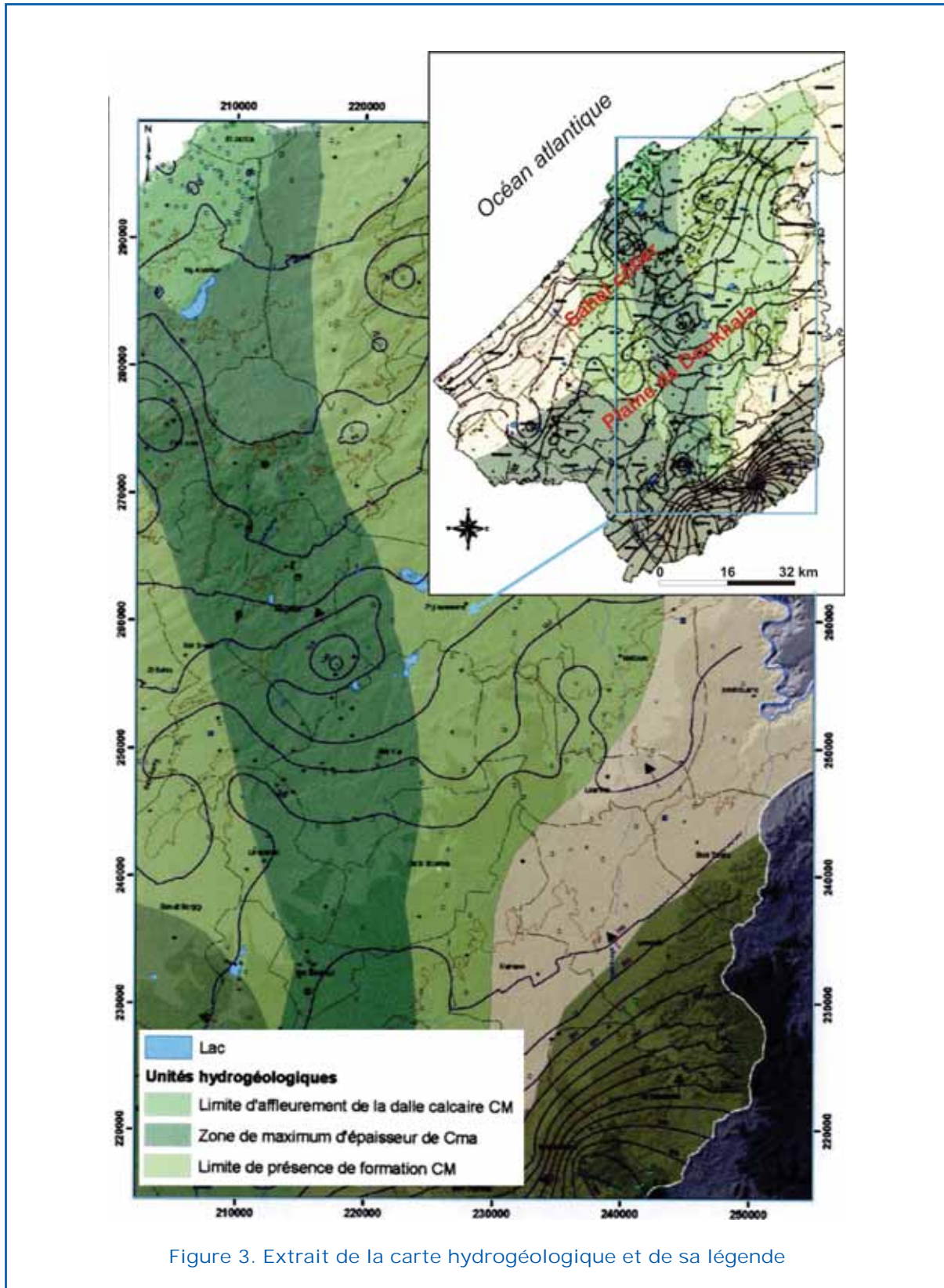


Figure 3. Extrait de la carte hydrogéologique et de sa légende

L'atout principal de la carte hydrogéologique réside dans le fait qu'elle permet de consulter simultanément des données déjà disponibles à d'autres endroits en y ajoutant

des éléments essentiels relatifs aux aquifères : nature et extension des aquifères, piézométrie et sens d'écoulement. L'approche méthodologique sur laquelle est

dressée cette carte possède quelques limites qu'il est nécessaire de préciser en vue d'une amélioration future, les compléments d'informations nécessaires portent sur la vulnérabilité des systèmes aquifères et sur les aspects hydrologiques de surface tels les aménagements à usage agricole. L'intégration de ces données dans la carte hydrogéologique est très importante dans la perspective de l'utilisation et protection des ressources en eaux souterraines.

Conclusion

La combinaison des données géologique et hydrogéologiques a permis la cartographie des systèmes aquifères de la région. La carte hydrogéologique obtenue constitue un document de base pour tout acteur dans le domaine de l'environnement et de l'aménagement du territoire.

La carte hydrogéologique à l'échelle 1 : 400 000 représente une première carte numérique dans la région des Doukkala réalisée à l'aide de système d'information géographique intégrant plusieurs couches d'informations.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet SaDIN cofinancé par le programme Life pays tiers de l'Union Européenne.

Références

Base de Données., Projet SaDIN «Sahel-Doukkala Scientific Information Network» www.SaDIN.org.

La cartographie hydrogéologique régionale outil essentiel à l'inventaire des ressources en eaux souterraines. Mémoire du centre géoscientifique de Québec Octobre 199 René Lefebvre, Yves Michaud, Richard Martel & Nathalie Fagnan.

Hydrogeological mapping in Switzerland Marc Schürch, Ronal Kozel & Laurent Jemelin Hydrogeology Journal (2007) 15:799-808.

Constricted Wetlands – Sustainable Approach for Wastewater Treatment in Rural Area

A.M. Belic and S.S. Belic

Department for Water Management, Faculty of Agriculture, University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia



Abstract

This paper deals with details of the first constructed wetland in Glozan, which is working from November 2004. Total area of the wetland system of 8,400 m² is divided into three ponds: settling pond (Field I), purification pond (Field II), and the pond improvement of treatment effects (Field III). Investigation is concerned with the effects of wetlands in the process of purification of wastewater of the Glozan settlement as assessed on the basis of biological oxygen demand (BOD₅), suspended matter (SM), total phosphorus, ammonium, chloride, and some of the microbiological organisms. Monitoring of efficiency was carried out four times till now, by measuring five parameters in influent and effluent. Decreasing of BOD₅, Total Suspended Solids, Total P, NH₄, and Cl ranged between 5% (Cl) and 100% (TSS) in the first control; between 18% (P) and 93% (TSS) in the second control; between 83% (Cl) and 99% (NH₄) in the third control; between 18% (Cl) and 94% (TSS) in the fourth control. According to microbiological investigation, total count of aerobic heterotrophic micro organisms in wastewater was of an order of several hundred thousands per ml. The highest count was observed in the sample taken at the site immediately before the wastewater inlet to the system (influent), and it amounted to 116.67 × 10⁵ per ml. The count of heterotrophs in the water after Field II and Field III was many times lower. The count of total coliform bacteria was highest in the water prior to the inflow to Field I (150 per ml), whereas the counts of these bacteria in the other samples were insignificant (30, 9 and 7 per ml). *Escherichia coli* were present in the sample taken immediately after the wastewater inlet, whereas the presence of these bacteria in the other water samples could not be detected.

Introduction

Wastewater is treatable in a number of different types of constructed wetlands. The first constructed wetland system for treating wastewater in our country is situated in Glozan settlement. Constructed wetland is located on the Danube inundation site, south of the settlement, between the reclamation channels B and B-12. It has been dimensioned on the basis of the sewerage of the settlement with 2800 inhabitants, with a maximal daily discharge of wastewater in the amount of 200 litres per capita. The constructed wetland system consists of settling field, purification field, and field for improving treatment effects (Ivković and Ratković, 2002).

It is known that constructed wetlands show best effects in the treatment of municipal wastewaters from smaller rural settlements, as well as agricultural and industrial wastewaters after their primary or secondary treatment (Lakatos, 1998). The technological process of municipal wastewater treatment is based on the combined effect of wetlands and wetland plants (macrophytes). The wetlands have the function of retention and improvement of purification effects. This method takes advantage of the growing of special plants that play the role of purifiers. In the Glozan wastewater treatment use is made of common water reed (*Phragmites communis*), which grows naturally on the location. Common reed by its trunk enables



inflow of substantial amounts of air into the root system zone, contributing thus to the development of aerobic micro organisms that inhabit the zone around the root (Brix, 1994).

Material and Method

This work is concerned with the effects of wetlands in the process of purification of wastewater of the Glozan settlement as assessed on the basis of biological oxygen demand (BOD₅), suspended matter (SM), total phosphorus, ammonium, chloride, total aerobic heterotrophs, total coliform bacteria, and *Escherichia coli*; the parameters being chosen having in mind the composition of domestic wastewaters (Jahić, 1990). The purification degree of the settlement wastewater, that is the efficiency of wetlands, was determined by a comparative analysis of the input and output values of the mentioned characteristic parameters.

Single wastewater samples were taken from four sites: at the inflow to Field I (sample 1), at the inflow to Field II (sample 2), at the inflow to Field III (sample 3) and immediately before the effluent discharge to Channel B-12. Chemical analyses were carried out in the laboratory of the Hydro meteorological Institute of Serbia. To assess the effect of constructed wetlands from microbiological aspect, examinations were carried out in the Microbiological Laboratory of the Department of Field Crops and Vegetables, using the method of most probable number (Jarak and Đurić, 2004). Microscopic examination of preparations was used as a proof of the presence of *E. coli*.

Results and Discussion

In Table 1 are shown the effects of particular fields in the total reduction of the analyzed parameters. The presented results show that a maximal decrease of suspended matter (91%) took place in the settling field (Field I), with small changes in Fields II and III, the outlet value being 19 mg/l. The reduction of organic pollution was 70% in Field I, the effect of Fields II and III being 96% and 21% respectively, so that the effluent BOD₅ value was 3.8 mg/l. Content of total phosphorus was reduced by 21% in Field I, 46% in Field II

and 94% in Field III. The effect of decrease of ammonium ion content in Field I was 26%, in Field II 51%, and in Field III 99%. Chloride content was reduced by 33% in Field I, 25% in Field II and 66% in Field III.

Table 1. Effects of particular fields (I, II and III) expressed as percents

Parameter	Field I	Field II	Field III
BOD ₅	70	96	21
Suspended matter	91	30	36*
Total phosphorus	21	46	94
Ammonium	26	51	99
Chloride	33	33	66

* increase with respect to the preceding field.

In the water of the constructed wetland system for treating Glozan domestic wastewater, total count of aerobic heterotrophic micro organisms was of an order of several hundred thousands per ml (Table 2).

Table 2. Counts of micro organisms per ml of water

Parameter	Influent to			Effluent
	I	II	III	
Total aerobic heterotrophs (x10 ⁵)	116.67	17.47	15.20	4.27
Total coliform bacteria	150	30	9	7
<i>Escherichia coli</i> (10 ¹)	9	-	-	-

The highest count was observed in the sample taken at the site immediately before the wastewater inlet to the system (influent), and it amounted to 116.67 x 10⁵ per ml. The counts of heterotrophs in the water after Field II and Field III were many times lower. The count of total coliform bacteria was highest in the water prior to the inflow to Field I (150 per ml), whereas the counts of these bacteria in the other samples were insignificant (30, 9 and 7 per ml). *Escherichia coli* were present in the sample taken immediately after the wastewater inlet,

whereas the presence of these bacteria in the other water samples could not be detected.

View of constructed wetland in Glozan is given on Figure 1.



Conclusions

The presented results show that the system used for wastewater treatment showed high efficiency from both chemical and microbiological point of view. The values of the ana-

lyzed parameters indicate a high degree of purification of wastewater from the Glozan settlement using the constructed wetland system. The results obtained by monitoring the effects in the first year of the system exploitation, as well as the results from November 2005 presented in this work, show that the choice of the applied treatment method was justified. The achieved effects demonstrate the applicability of the method in the natural conditions of our country.

References

- Brix H. (1994), Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), 71-78.
- Ivković P., Ratković V. (2002), Kanalizacija naselja Gložan, Aneks glavnom projektu. Biro NEPTUN, Novi Sad.
- Jahić M. (1990), Pre čišćavanje zaga enih voda. Poljoprivredni fakultet, Institut za ure enje voda, Novi Sad. Jarak M. Đurić S. (2004), Praktikum iz mikrobiologije. Poljoprivredni fakultet, Novi Sad.
- Lakatos G. (1998), Hungary, In: Constructed Wetlands for W astewater T reatment in Europe, J. Vymazal (ed.), Backhuys Publishers, Leiden, pp. 191-206.

Pollution of Phreatic Waters Influenced by Liquid Waste Disposal Site

S.S. Belic and A.M. Belic

Department for Water Management, Faculty of Agriculture, University of Novi Sad,
Novi Sad, Serbia



Abstract

Intensive development of livestock breeding in northern part of the Serbia has been characterized by construction of large-capacity pig breeding farms involving wet discharge technologies, and by inappropriate solutions to the treatment and disposal of the generated liquid waste. For the mentioned region it is characteristic that the liquid waste sites are not adequately designed, as they represent the simple basins dug in the ground, with no appropriate isolation. In that way the disposed liquid wastes have become sources of contamination. The aim of this investigation was to define phreatic water regime change influenced by liquid waste disposal sites.

To determine the characteristics of the liquid waste, samples have been taken four times a year during a three-year period. To monitor the changes in composition of phreatic waters, ten wells were drilled on the experimental areas. Physical and chemical characteristics of phreatic water samples were carried out analyzing the same parameters as in liquid waste.

The changes in chloride (Cl) concentrations and chemical oxygen demand (COD) values are considered as being representative for the conservative and nonconservative pollutants in phreatic water. For simulation of pollutants transport from liquid waste disposal sites through soil and phreatic waters, mathematical model of Hoeks and Rijtema has been applied. Model was applied to simulate the spatial and time variation of Cl and COD. Applicability of these models was analyzed by comparing the calculated results with the results obtained by field measurements, and satisfactory applicability of mentioned model has been established.

Introduction

Phreatic water in Serbian province Vojvodina, and its regime, plays a very important role in area. In spite of the fact that groundwater represents a constantly renewable resources, its natural regime, quantity, and especially quality, undergo inevitable changes in time. An important cause of these changes is the recently very intensified anthropogenic activities, resulting in the discharge of large quantity of different wastewater. One segment of this problem represent wastewater from the pig raising farms (quantity of annual production is about 2.8 millions m³) collected in lagoons (liquid waste disposal site). For the Vojvod-

ina region it is characteristic that the lagoons are not adequately designed, as they represent the simple basins dug in the ground, with no appropriate isolation. In that way the lagoons have become sources of contamination (Belic and Belic, 1996).

To obtain a complete insight into the changes of groundwater quality in the vicinity of lagoons, three experimental fields have been established (Figs. 1, 2 and 3). The investigation locations were chosen having in mind the diversity in their natural characteristics, whereas in all three cases the pollution source considered was the wastewaters originated from the pig-breeding farms.

The exploitation times of particular lagoons



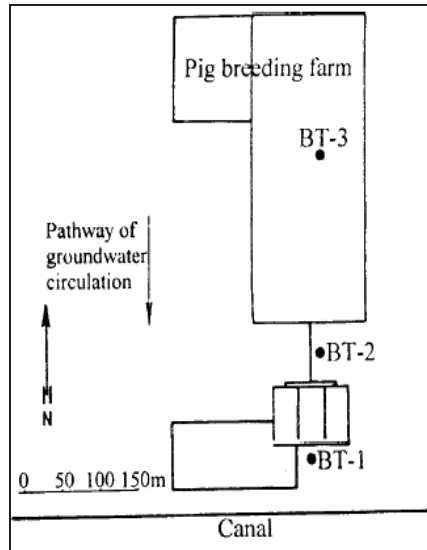


Figure 1. Investigation field A

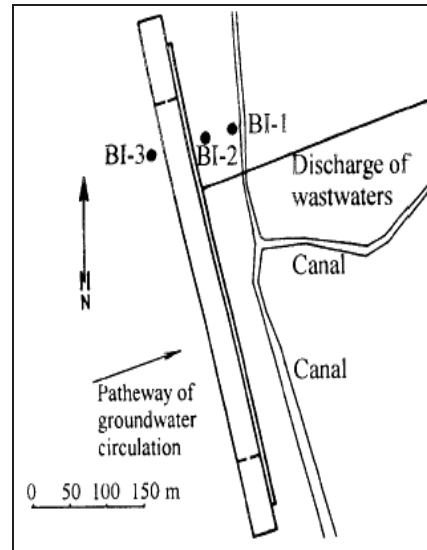


Figure 2. Investigation field B

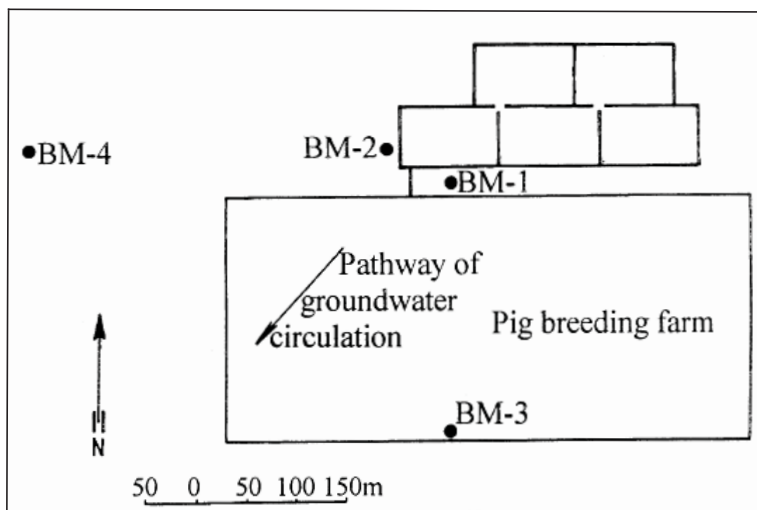


Figure 3. Investigation field C

before beginning the investigation were also different. Thus lagoon A was in use 1.25, lagoon B 5.50, and lagoon C 4.00 years before starting experimental measurements. The effect of wastewaters contained in the lagoons on the characteristics of phreatic waters was monitored by determining physical and chemical parameters of the samples from the purposely drilled wells (three on locations A and B, and four on location C) during three years (Belic, 1994; Kolarov, 2000). A standard analysis included the determination of 20 parameters.

Description of the Applied Model

By model of Dutch authors Hoeks (1981) and Rijtema (1987) analytical solutions are given for a description of the transport of contaminants in groundwater flow system. The model simulates spatial and time changes in the concentration of conservative and non-conservative pollutants in phreatic waters under the influence of one pollution source. The equations describing the flow of groundwater are combined with the equations for the interaction processes in the soil, such as linear adsorption and first-order biochemical

decay. The model is based on the simplified relations obtained by neglecting the deformability in the unsaturated zone, as well as the dispersion. The basic elements of the model represent the characteristics of the pollutants at their source (the analyzed parameter) and the medium through which the pollutants migrate. Pollutants are characterized by their concentrations, whereas the medium is considered by the filtration coefficient, and by the effective porosity, adsorption, and biochemical decay.

Applications

After calibration and verification, the model was applied to simulate contaminants transport through phreatic aquifer from the pollution source. A comparison of the results obtained by applying the model and those occurred on field experiments showed that the model can be applied with a satisfactory degree of reliability.

In continuation, only one part of Hoeks and Rijtema model application together with the corresponding field experiment results will be presented. The model was applied to simulate the spatial and time variation of chlo-

ride (Cl), as a representative of conservative pollutants on the one hand, and chemical oxygen demand (COD) as a parameter characterizing the non-conservative pollutants. The results of the application of the model onto locations A, B and C are presented in Table 1. The depth (d) and horizontal distance (X) to which the pollutant migrated from the center of its emission – the lagoon, are given as a function of time (t) after liquid waste discharge, taking into consideration retention time in the soil cover (t1).

The results of application of the model on location A indicate that chloride after a vertical penetration in the time period of 1.20 years began to migrate in the horizontal direction. After 2.75 years, the pollutant originated from the lagoon reached a distance of 25.75 m, that is the zone of well BI-2. Such a progression trend is also followed by the curve of the experimental results (Figure 4). In the case of organic pollutants on the investigation location the results of the model application indicate that the organic matter originated from the lagoon did not reach the groundwater of the installed wells during the period of this study. The validity of the model is also confirmed by the measured COD values, which

Table 1. Calculated transport distance, horizontal (X) and vertical (d) for Cl and COD

Contaminants and locations	Beginning of field sampling (year)	End of field sampling (year)	t (year)	t1 (year)	X (m)	d (m)
Cl A BI-1	1.25	4.00	4.00	1.20	47.30	5.17
Cl A BI-2	1.25	4.00	2.75	1.20	25.70	3.81
Cl B BT-1	5.50	8.25	4.00	1.46	71.45	6.22
Cl C BM-1	4.00	6.75	4.50	1.50	74.83	11.64
Cl C BM-2	4.00	6.75	5.00	1.50	88.24	12.59
Cl C BM-3	4.00	6.75	6.00	1.50	115.90	14.38
Cl C BM-4	4.00	6.75	6.50	1.50	130.17	15.22
<hr/>						
COD A BI-1	1.25	4.00	4.00	4.80	-	1.67
COD A BI-2	1.25	4.00	4.00	4.80	-	1.67
COD B BT-1	5.50	8.25	8.25	5.40	-	3.34
COD C BM-1	4.00	6.75	4.50	1.50	74.83	11.64
COD C BM-2	4.00	6.75	5.00	1.50	88.24	12.59
COD C BM-3	4.00	6.75	6.00	1.50	115.90	14.38
COD C BM-4	4.00	6.75	6.50	1.50	130.17	15.22



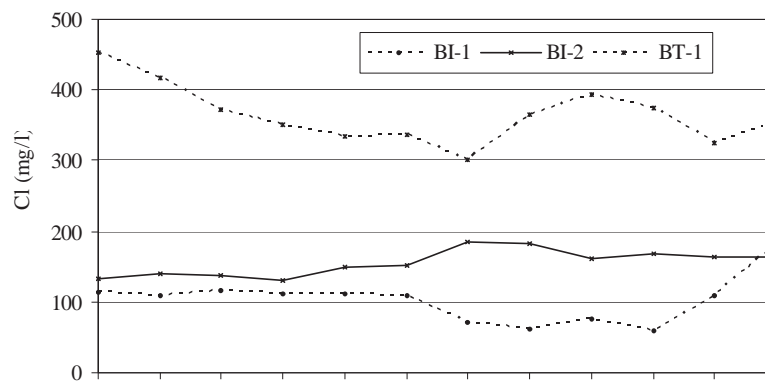


Figure 4. Observed values of Cl on fields A and B during investigation period

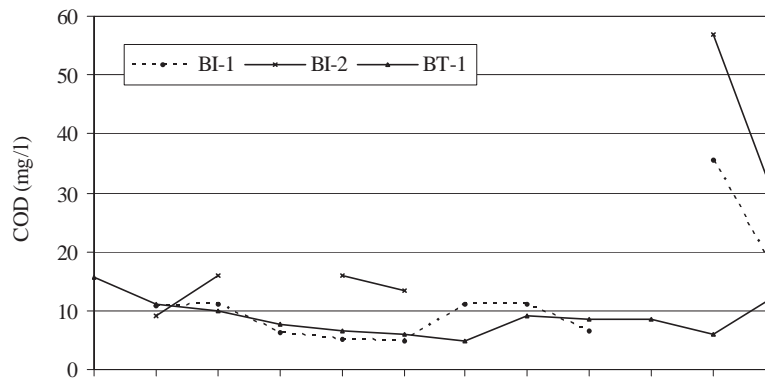


Figure 5. Observed values of COD on fields A and B during investigation period

for the ground water of location A did not exceed 60 mg/l (Figure 5). The application of the model onto the situation on location B showed that the vertical chloride transport was characteristic of the first 1.46 years. After that started its horizontal transport, so that chloride originated from the lagoon reached well BT -1 after 4.00 years. Such a pattern of chloride transport showed a good agreement with the results obtained by field measurements (Figure 4). The presence of chloride in well BT-1 in a concentration of about 450 mg/l was observed at the very beginning of investigation, which corresponded to a 5.50 years long period of the lagoon operation. As for the organic pollutants, the application of the model showed that this parameter was not effected during the investigation period. This conclusion is also supported by the experi -

mental results for COD, which for this location did not exceed the value of 16 mg/l (Figure 5). The results of application of the model on location C indicate that chloride after a vertical penetration in the time period of 1.50 years began to migrate in the horizontal direction. After 4.40 years, the pollutant originated from the lagoon reached a distance of 74.83 m, that is the zone of wells BM-1 and BM-2. Such a progression trend is also followed by the curve of the experimental results (Figure 6). In the case of organic pollutants the results of the model application indicate that the organic matter originated from the lagoon also reached the groundwater of the installed wells BM-1 and BM-2. The same is visible from observed COD values shown on Figure 7.

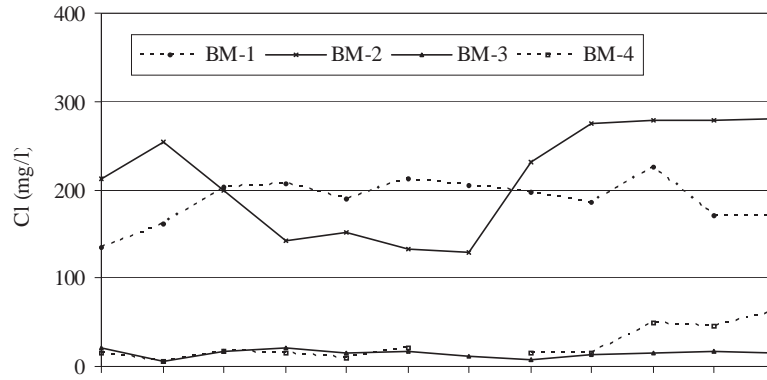


Figure 6. Observed values of Cl on field C during investigation period

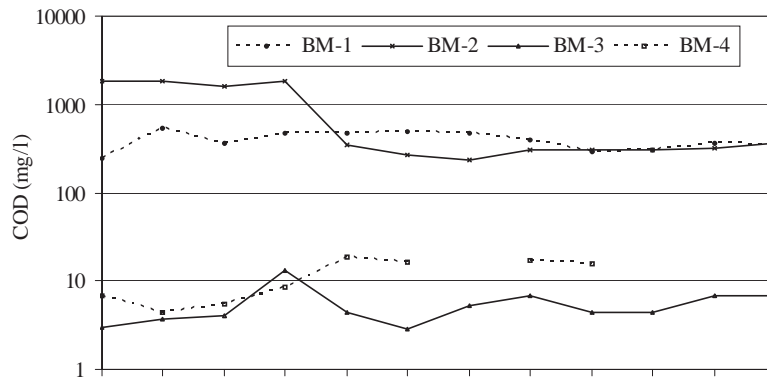


Figure 7. Observed values of COD on field C during investigation period

Conclusion

A comparison of the results obtained by applying the model of Hoeks and Rijtema for all three investigated locations with the results of field measurements show that this model may be used to obtain a satisfactory indication of the transport of conservative and non-conservative pollutants, originated from a pollution source, into the groundwater in Serbian province Vojvodina. Also, model can be used to predict extent of contaminant plumes and the rate of plume migration, to aid in the design of groundwater quality monitoring programs, and to design and assess the effectiveness of remedial schemes for groundwater contamination.

References

- lutants Migration from the Pollution Source to Phreatic Aquifer. Second International Conference on Hydroinformatics, Zurich, Switzerland
- Belic A. (1994). Risk for Phreatic Aquifer Caused by Lagoons of Pig Farms. In: B.Mijatovic: Management, Utilization and Protection of Water in Vojvodina. Chapter III, Faculty of Agriculture, Novi Sad, pp. 255-264
- Kolarov V. (2000). Models Use for Pollutants Migration through Phreatic Aquifer. Fifth International Symposium on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, Prague, Czech Republic
- Hoeks J. (1981). Analytical Solutions for Transport of Conservative and Nonconservative Contaminants in Groundwater Systems. New series 2, Technical bulletins, ICW, Wageningen, pp. 1-12
- Rijtema P. E. (1987). Groundwater Quality Management. Delft, IHE, pp. 1-89.



Apport des SIG dans la caractérisation hydrochimique de la nappe d'Aïn Sefra (Atlas saharien occidental, Algérie)

A. Bouanani ⁽¹⁾, A. Rahmani, K. Baba-Hamed et C. Abdelbaki

⁽¹⁾ Laboratoire 25, Département d'hydraulique, Faculté des Sciences de l'Ingénieur, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email: a_bouananidz@yahoo.fr



Résumé

Les eaux souterraines des grés du Crétacé inférieur (Barrémo-Albo-Aptien) constituent actuellement les principales ressources pour l'alimentation en eau potable de la ville d'Aïn Sefra et la localité de Tiout, ainsi que l'eau pour l'irrigation qui représente la principale activité socio-économique de la région, et dont le nombre de points d'eau n'a cessé d'augmenter d'une année à l'autre avec une demande croissante pour la création de forages de moyenne profondeur.

Les débits des forages d'une profondeur allant de 150 m à 250 m, varie entre 05 l/s et 85 l/s.

Des analyses physico-chimiques effectuées sur les eaux des forages, puits et sources captant les grés du Crétacé inférieur de la région, ont permis d'identifier quatre principaux faciès chimiques avec des minéralisations se situant entre 500 mg/l et 3 500 mg/l.

La potabilité des eaux de consommation suivant les normes algériennes fixées par la Norme NA 6360-1992 varie d'une eau de très bonne qualité à mauvaise.

Le travail présenté dans cette contribution s'articule sur la connaissance des eaux souterraines de la nappe du Crétacé Inférieur de la région d'Aïn Sefra par l'apport des systèmes d'information géographique, tout en spécifiant la thématique sur la lithostratigraphie, la tectonique, l'hydrodynamique et l'hydrochimie. Ceci a permis la délimitation des différentes nappes, à savoir celles de l'Albien, du Barrémo-Aptien et du Néocomien, tout en faisant ressortir une esquisse hydrogéologique, ainsi qu'une carte de potabilité des eaux de la région.

Mots clés : Aïn Sefra, Atlas saharien, Grés du Crétacé, SIG, Potabilité.

Introduction

Faisant partie du cœur de l'Atlas Saharien occidental, la région d'Aïn Sefra et de Tiout, dont l'histoire est étroitement liée à la ressource en eau et aux différentes modes de sa mobilisation, constitue une très belle approche pour comprendre les phénomènes hydrogéologiques qui régissent les écoulements souterrains, leur origine ainsi que le chimisme lié principalement à la zonalité géologique de la région.

A l'instar des villes situées en milieu aride, la disponibilité de l'eau a toujours été au centre des préoccupations des collectivités locales.

Les premiers habitants ont fait leur prospérité à partir des adductions conçue gravitairement pour la distribution en eau potable et l'irrigation ainsi que l'abreuvement du cheptel, à partir des plus anciennes sources (la source de la dune et de Tiout).

A partir de 1945, le service des eaux s'est orienté en direction de la source d'Aïn Skhouna, exutoire naturelle de la nappe des grés albiens, située à 8 km à l'Ouest d'Aïn Sefra débitant à l'origine 10 l/s. En 1967, les services de l'hydraulique ont réalisé le premier forage (Skhouna) dans la région, d'une profondeur de 100 m à proximité de la source, captant les grés du Crétacé Inférieur avec un débit de 17 l/s. A partir de 1981 des



recherches se sont orientées vers l'Est d'Aïn Sefra, ainsi 2 forages (Slih 1 Et Mehisserat 1) captant la même formation dans le synclinal de Slih-Maader, sont venus renforcer le système déjà existant, avec des débits respectifs de 80 l/s et 13 l/s.

Plus tard d'autres forages ont été réalisés dans le cadre du renforcement de l'alimentation en eau potable des localités d'Aïn Sefra et Tiout (Mouillah et Matlag) avec des débits de 30 l/s chacun, et dont l'eau s'est avérée impropre à la consommation, et leur exploitation est conditionnée par d'éventuelles mélanges avec une eau moins chargée. La région étant à vocation agricole, de nombreux puits et forages (environ 100) ont été réalisés depuis la mise en place en 2000 du fond national du développement et de la régularisation agricole (FNDRA).

La nappe des grés du Crétacé inférieur, dont les exutoires donnent naissance à d'importantes émergences, constitue la ressource souterraine la plus importante de la région. Elle devient de plus en plus exploitée malgré la méconnaissance de ces potentialités. Cette situation nécessite l'étude des possibilités hydrogéologiques du système aquifère.

Le travail proposé, porte principalement sur l'étude des gouttières synclinales de Garet Kheil - Skhouna, et de Tiout (Maader issues de la nappe des grés du Crétacé Inférieur). Il

a pour objectif d'apprécier et d'élaborer, à partir des données topographiques, géologiques, hydrogéologiques et hydrochimiques propres à la région d'étude numérisées et géoréférencées, un Système d'Information Géographique (SIG), afin d'identifier les zones favorables qualitativement pour l'implantation d'éventuels forages destinés à l'alimentation en eau potable et l'irrigation.

Cadre géographique et climat

La région d'étude se situe dans le Sud-Ouest algérien (Fig. 1). Elle appartient au domaine atlasique occidental, traversée en diagonale du Nord-Est au Sud-Ouest par une chaîne montagneuse enserrant au Nord-Est l'Atlas Tellien et les Hautes Plaines et au Sud-Est une zone saharienne.

Cette chaîne montagneuse formant l'extrémité occidentale de l'Atlas Saharien appelée « Monts des Ksour » se termine à l'Est par El Bayadh et à l'Ouest par Beni-Ounif.

Le centre d'Aïn Sefra se trouve dans le fond d'un couloir montagneux séparant les deux grands Djebels parallèles d'Aïssa et Morhad orientés Nord Est, Sud Ouest. Le fond du couloir étant formé par le massif du Mekter. Les différentes méthodes d'étude du climat indiquent que la région d'Aïn Sefra jouit

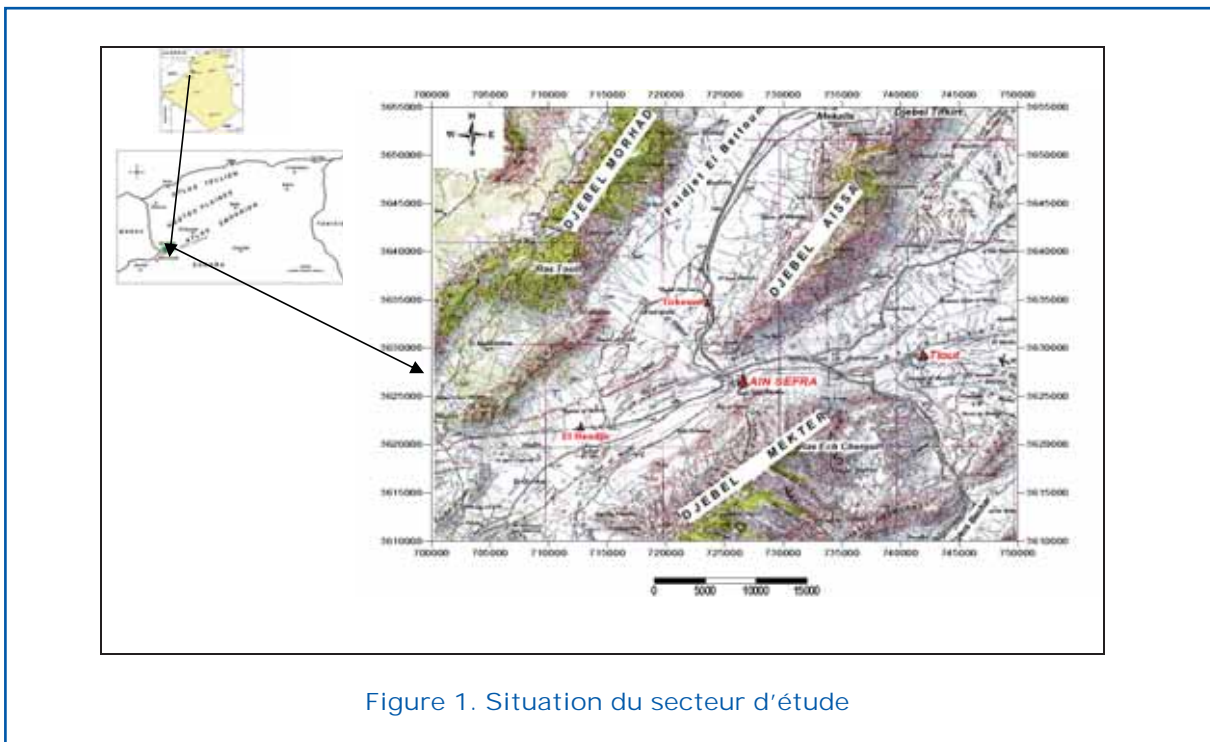


Figure 1. Situation du secteur d'étude

d'un climat de type semi-aride à aride avec influence désertique, et une évaporation intense. La moyenne annuelle des précipitations sur 30 années de mesures à la station d'Aïn Sefra (1979-2008), est de 168 mm. La température moyenne annuelle est de 17°C. Les principaux oueds sont:

- Oued Breidj reçoit les eaux d'Oued Sfisifa et d'Oued Benikrou, qui drainent les versants Nord du Djebel Mzi et Mekter,
- Oued Tirkount qui draine les eaux du Djebel Morhad et Aissa.

Ces deux oueds se rencontrent au centre d'Aïn Sefra pour former Oued Aïn Sefra qui se dirige vers le Sud tout en recevant d'autres oueds comme Oued Tiout et Sam, formant Oued Rhouiba puis Oued Namous qui se perd dans le grand Erg occidental.

(Membre inférieur et supérieur) : formé de grés blancs et verdâtres, avec intercalation d'argiles gypseuses,

- Le Barrémo-Albo-Aptien : Formation de Tiout: essentiellement gréseux avec intercalation d'argiles rougeâtres,
- Le Quaternaire: formé d'alluvions et les formations dunaires.

Le style tectonique est celui classique de l'Atlas Saharien, entre les vastes voûtes anticlinales (Aissa, Morhad, Mekter) de direction NE-SW, s'étalent des synclinaux à fond plat (Tirkount - Garet Kheil - Skhouna - Slih-Maader). Aux nombreux alignements, on peut rattacher celui de Ras Touil - Aïn Sefra décelé par l'étude géophysique et dont le rôle est important dans le chimisme de l'eau.

Géologie

La série stratigraphique de la région d'Aïn Sefra s'étale de terrains allant de l'âge Triasique au Quaternaire récent (Fig. 2).

- Le Trias: constitué d'argiles versicolores avec du gypse et du sel,
- Le Jurassique: formé généralement de grés et d'argiles,
- Le Néocomien: Formation de Tilioula

L'hydrogéologie

L'alimentation en eau potable de la ville d'Aïn Sefra et Tiout, ainsi que l'eau pour l'irrigation des différents périmètres agricoles, est assurée par une série de forages d'une profondeur allant de 100 à 230 m, répartie à travers la région. Les faciès géologiques prédominant dans cette région, sont les formations gréseuses souvent intercalées par des bancs argileux.

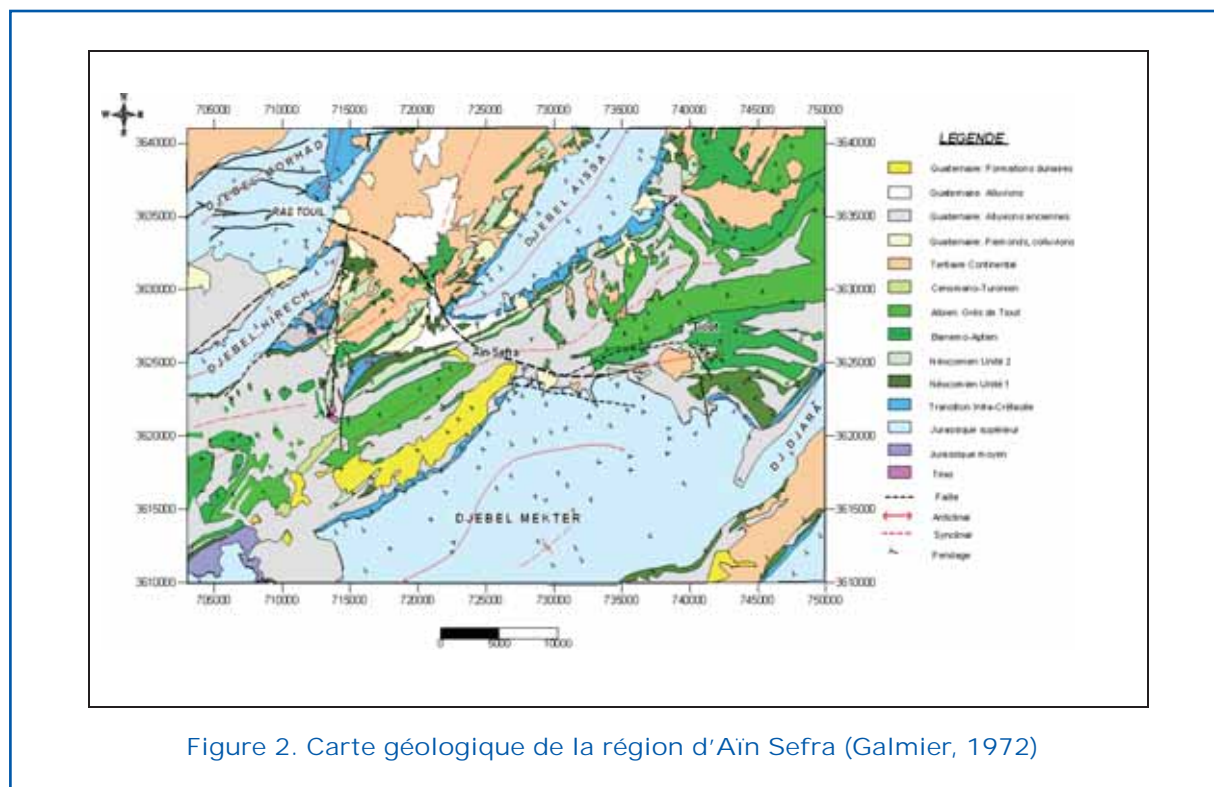


Figure 2. Carte géologique de la région d'Aïn Sefra (Galmier, 1972)

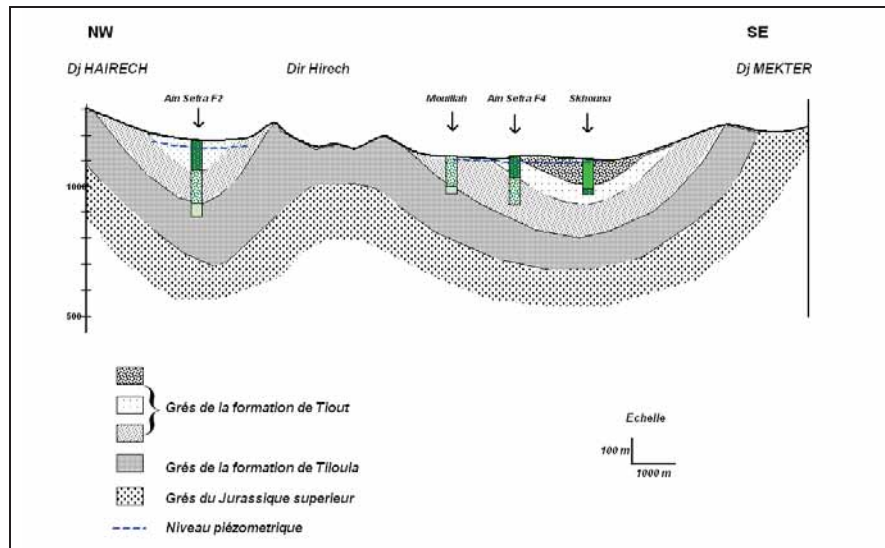


Figure 3. Coupe hydrogéologique schématique

La coupe hydrogéologique schématique (Fig. 3) établie sur la base de l'étude géophysique (CGG 1974), et les coupes des forages, montre l'existence de 2 systèmes aquifères :

- Les grés du Jurassique supérieur.
- Les grés massifs du Crétacé inférieur, captés par les forages de la région d'étude, dont leur interprétation révèle 2 niveaux :
 - Les grés de la formation de Tiloula (membre supérieur): avec intercalations argileuses.
 - Les grés massifs de la formation de Tiout : à porosité d'interstices et de fissures, intercalés par des passées argileuses rougeâtres, lui conférant une semi captivité à la nappe, qui se divise en 3 membres, inférieur, médian et supérieur.

L'apport des systèmes d'information géographique (SIG)

L'apport des systèmes d'information géographique (SIG), dans la caractérisation hydrochimique, permet d'effectuer une analyse spatiale dans le but d'avoir des cartes de synthèse, de la qualité, et la potabilité des eaux souterraines de la nappe du Crétacé inférieur de la région d'Aïn Sefra suivant les normes algériennes des eaux de consommation NA 6360-1992 inspirées de celles de l'OMS). A cet effet, nous avons utilisé le logiciel

MapInfo Professional V6.5, associé à Microsoft Access.

L'étude hydrochimique est basée sur l'interprétation des analyses physico-chimiques des échantillons prélevés au niveau de 29 forages. Les eaux analysées présentent des faciès chimiques variés ; Bicarbonaté Calcique, Chloruré Calcique, Chloruré Sodique, Sulfaté Calcique, Sulfaté Magnésien et Sulfaté Sodique.

La carte thématique du faciès chimique (Fig. 4) montre que les faciès dominant sont Sulfaté Calcique - Magnésien, et Chloruré Calcique - Sodique indiquant l'influence du gypse et de la halite dans le chimisme des eaux de la région. Aussi, Les faciès sulfaté calcique caractérisent les eaux des terrains gypsifères, c'est à dire la majorité des terrains lagunaires et continentaux. Les faciès chloruré sodique caractérisent les eaux des terrains sédimentaires marins.

Analyses thématiques et requêtes

A partir de notre base de données, il nous a été possible d'effectuer des analyses thématiques, notamment : la dureté, la minéralisation, les nitrates, la potabilité. Nous ne présentons dans cette note que le résultat de la fusion et la superposition de la minéralisation et de la potabilité avec la carte géologique.

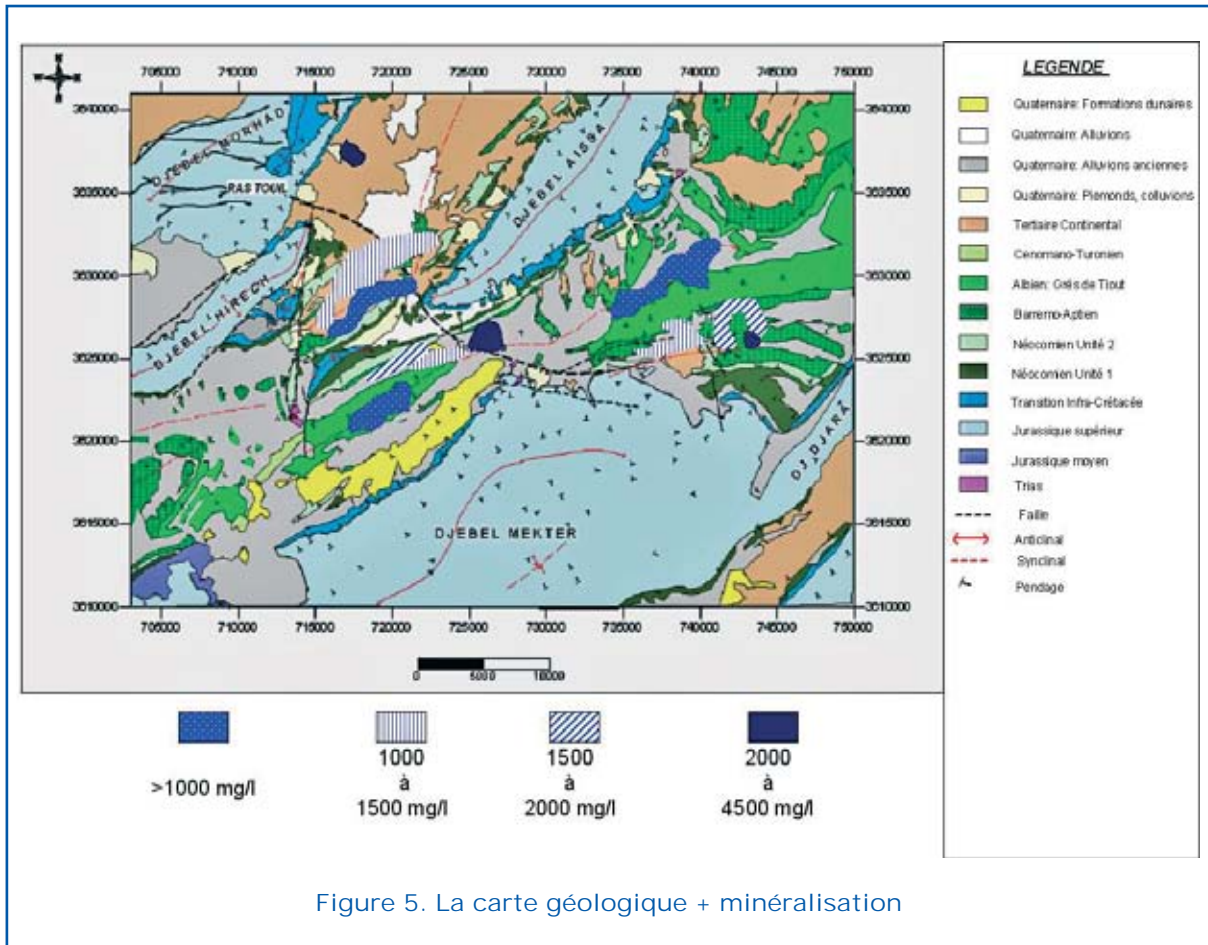


Figure 5. La carte géologique + minéralisation

Fusion et superposition des données

Le but est d'obtenir , en superposant les cartes de minéralisation et de potabilité avec la carte géologique, des informations qui se traduisent par la représentation des divers résultats sur un seul et un même support.

Carte géologique + minéralisation

La carte (Fig. 5) montre que les minéralisations les plus faibles (< 1000 mg/l) se situent au niveau des points d'eau situés au cœur des synclinaux de Gareit Kheil - Skhouna - Slih et Maader, où les forages captent la formation de Tiout (membre supérieur). Par contre les plus fortes minéralisations (supérieures à 1 500 mg/l) se situent à Aïn Sefra même, dans la région de Tirkount et au Sud de Tiout, au niveau des zones captant la formation de tiout (membre médian et inférieur), le membre supérieur de Tiloula et à proximité de la faille Ras Touil - Aïn Sefra.

Carte géologique + la potabilité

En se basant sur les normes de potabilité algérienne (NA 6360-1992), une analyse thématique de la variable « Potabilité » a été réalisée, à partir de laquelle une carte (Fig. 6) de potabilité sur support géologique de la zone d'étude a été établie faisant ressortir:

- Les zones de bonne potabilité se trouvent dans les régions de Skhouna – Gareit Kheil – Slih – Maader dont les forages captent le membre supérieur de la formation de Tiout.
- Les zones avec une potabilité passable à médiocre se trouvent dans les régions au sud de Tiout, et au Nord de Gareit Kheil, captant les membres médian et inférieur de la formation de Tiout.
- Les zones avec une potabilité mauvaise se situent dans les régions où les forages captent le membre supérieur de la formation de Tiloula, à Aïn Sefra et à proximité de l'accident « Ras Touil - Aïn Sefra ».

Les cartes ainsi réalisées, constituent un outil très important pour l'aide à la décision

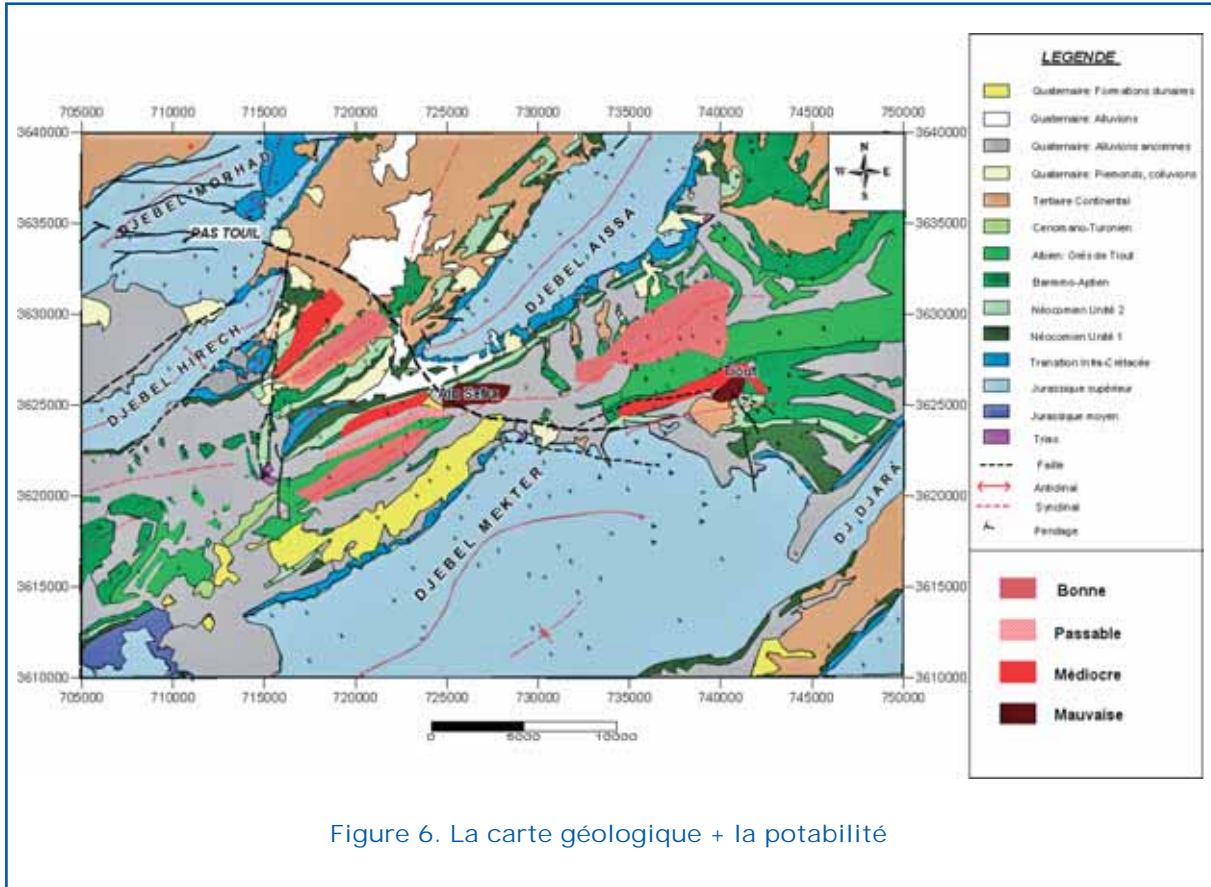


Figure 6. La carte géologique + la potabilité

quand aux choix des formations à exploiter pour les futures implantations des forages destinés à l'alimentation en eau potable. A cet effet, la carte tridimensionnelle (Fig. 7)

nous donne un cadre général des zones favorables dans la région pour d'éventuel impact de points d'eau destinés à l'Alimentation en Eau Potable (AEP).

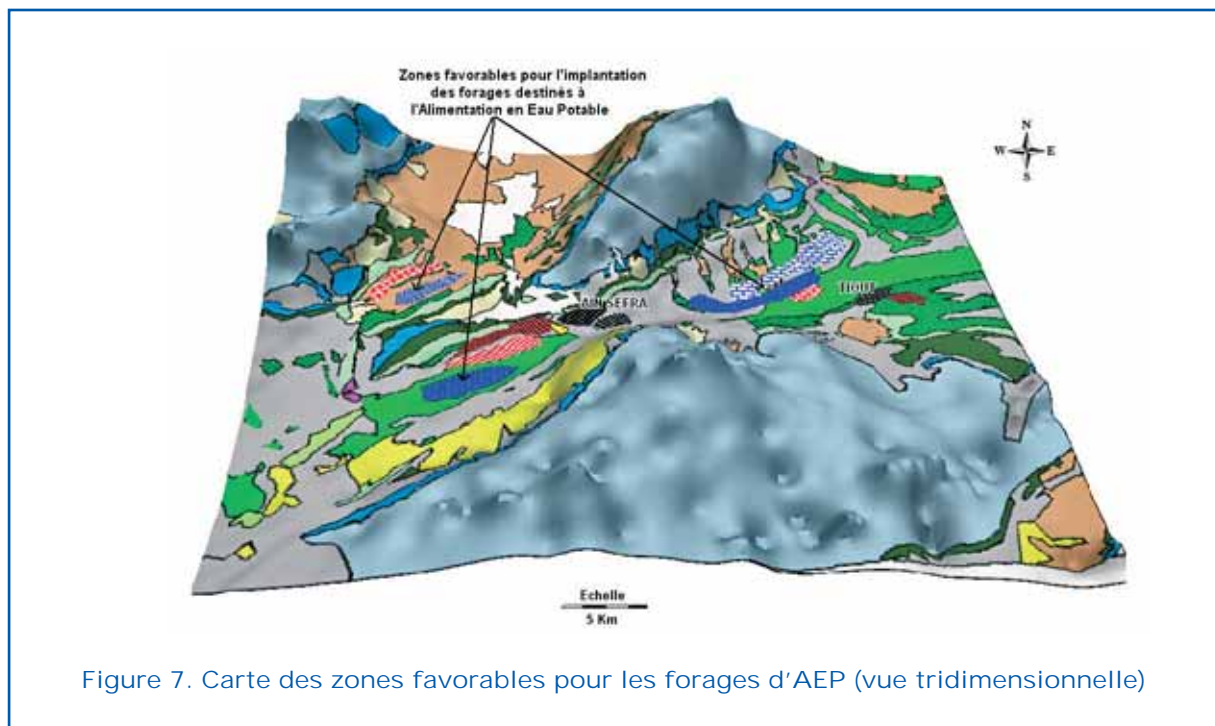


Figure 7. Carte des zones favorables pour les forages d'AEP (vue tridimensionnelle)



Conclusion

A partir des données topographiques, géologiques, hydrogéologiques et hydrochimique propres à la région d'Aïn Sefra numérisées et géo référencées, nous avons élaboré un Système d'Information Géographique (SIG), qui nous a permis d'identifier les zones favorables qualitativement pour l'implantation d'éventuels forages destinés à l'alimentation en eau potable et l'irrigation. Ce SIG constitue donc un outil incontournable d'aide à la décision. En effet, Pour avoir une eau de bonne qualité (une minéralisation < 1 000 mg/l) les profondeurs des forages doivent prendre fin au toit du membre médian de la formation de Tiout. Les forages captant les membres médian et inférieur de Tiout peuvent néanmoins servir à l'irrigation. Par contre les eaux du membre supérieur de Tiloula sont trop chargées pour être utilisées à des fins agricoles.

Bibliographie

- Barbier P. (2002). MAPINFO V6.5 V olume 1 Fonctionnalités de base - Ecole Nationale des Sciences Géographiques – Paris- 60 p.
- Bassoulet J.P. (1973). Contribution à l'étude stratigraphique du Mésozoïque de l'Atlas Saharien Occidental (Algérie) – Thèse Fac Science PARIS VI- 497 p., 50 fig., 32 Pl.
- Belhadj L. Et Ardallah A. (2008). Lithostratigraphie sédimentologie et structurologie de la région de Belefoufa (Aïn Sefra) Atlas Saharien Occidental Mémoire d'Ingénieur - Université de Tlemcen- 75 p., 27 fig., 3 Pl.
- Benhabi M. (1973). Alimentation en eau potable- Description des travaux de géophysiques – Implantation d'un forage d'exploitation- Rapport - (DEMRH)
- Chair A. (2008). Contribution à l'étude hydrogéologique et hydrochimique du synclinal d'El Maader . Monts des Ksour (Atlas Saharien Occidental - Algérie-) – Mémoire d'Ingénieur - Université de Tlemcen. 91 p., 35 fig.,
- Compagnie Générale de Géophysique (CGG) (1974). Etudes géophysiques dans la région d'El Bayadh – Zone Mekalis – Tirkount-El Hendjir.
- Derdour A. (2006): Contribution à l'étude hydrogéologique et hydrochimique du synclinal des grès Crétacé d'El Hendjir – Monts des Ksour - Atlas Saharien Occidental- (Algérie) Mémoire d'Ingénieur - Université de Tlemcen. 106 p. 56 fig.
- Direction De L'hydraulique Naama. Données des analyses physico-chimique et les essais de pompage des forages.
- Grandarowski G. (1965). Etude hydro géologique de la région d'Aïn Sefra – Rapport. (Service Etude Scientifique) – Oran.
- Kacemi A. (2005). Cartographie et dynamique sédimentaire de la série fin Dogger début Crétacé (Djara-Rhoundjaia) des Monts des Ksour (Atlas Saharien - Algérie). Mémoire Magister Université d'Oran.194 p., 47 Fig., 15 Pl.
- Lépinard P. (2008). Les requêtes de sélection SQL et les SIG. 64 p.
- Mansour H. (2007). Hydrogéologie du Continental Intercalaire et du Complexe Terminal en domaine aride. Exemple des Monts des Ksour (Atlas Saharien Occidental – Algérie). Thèse Doctorat d'Etat Université d'Oran-407 p.162 fig.8 Pl.
- Mansour H., Issaâdi A., Stamboul M. et Zeroual I. (2008). Apport des systèmes d'information à l'établissement d'une cartographie hydrogéologique régionale (monts des ksour, atlas saharien occidental, Algérie). Bulletin du Service Géologique National- 14 p.
- Mekahli L. (1996). Hettangien, Bajocien supérieur des Monts des Ksour . Biostratigraphie, évolution paléontologique et stratigraphie séquentielle. Thèse Doctorat d'Etat Université d'Oran. 358 p., 67 fig., 49 Pl.
- Mihoubi M.K., Abdelbaki C. (2003). Initiation à l'utilisation de MAPINFO –T ome 1 – concepts fondamentaux et principales fonctions –ENHS Blida – 56 p.
- Rahmani A. (1994). Contribution à l'étude hydrogéologique du synclinal « El Hendjir - Aïn Sefra -Tiout » Monts des Ksour (Atlas Saharien Occidental, Algérie). Mémoire d'Ingénieur - Université d'Oran- 100 p., 55 fig.

Impact de l'activité pétrolière sur la nappe du Mio-Pliocène dans le champ de Hassi Messaoud

A. Bouanani ⁽¹⁾, A. Boudjema ⁽²⁾, K. Baba-Hamed ⁽³⁾ et S. Guettaia ⁽⁴⁾

- (1-3) Laboratoire 25, Département d'hydraulique, Faculté des Sciences de l'Ingénieur, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email: a_bouananidz@yahoo.fr et kambabahamed@yahoo.fr
(2) Ingénieur Exploration SONATRACH et Doctorant, Département des Sciences de la Terre, Université Abou Bekr Belkaïd, BP 119, 13 000, Tlemcen; Email : baryte2003@yahoo.fr
(4) Département des Sciences de la Terre, Université Abou Bekr Belkaïd de Tlemcen



Résumé

L'activité pétrolière ne cesse de croître et atteindre un stade de développement considérable dans les domaines de recherche et de production des hydrocarbures, cette situation génère des sources de pollution qui peuvent nuire à la nature et à la qualité de vie. Parmi ces sources de pollution à Hassi Messaoud, les rejets liquides constitués par les eaux résiduaires des centres de traitement des hydrocarbures et lors des réalisations des forages. Ce type de rejet engendre d'une manière directe, la pollution du sol, caractérisée par des teneurs élevées d'hydrocarbures et de métaux lourds. Nous avons essayé à travers cette étude de proposer une carte de vulnérabilité à la pollution du champ de Hassi Messaoud qui constituera un élément de base à toute implantation future de forage pétrolier ou d'activité industrielle.

Mots clés: Activité pétrolière, nappe, boue de forage, borbier, DRASTIC.

Résumé

The oil activity does not cease growing and to reach a considerable stage of development in the fields of research and production of hydrocarbons, this situation generates sources of pollution which can harm the nature and the quality of life. Among these sources of pollution in Hassi Messaoud, ejections liquidised by waste water of the processing centres of hydrocarbons and at the time of the achievements of drillings. This type of rejection generates in a direct way the pollution of the ground, characterized by high contents of hydrocarbons and heavy metals. We tried through this study to propose a chart of vulnerability to pollution of the field of Hassi Messaoud which will constitute a basic element with any future establishment of oil drilling or industrial activity.

Keywords: Oil activity, aquifer, mud of drilling, mud pit, DRASTIC.

Introduction

Le champ de Hassi Messaoud est considéré comme l'un des plus grands gisements dans le monde. Il fait partie d'un ensemble de structures formant la partie Nord de la province Triasique, et se situe à environ 850 km au sud sud-est d'Alger, à 280 km au sud-est du gisement de Gaz condensas de Hassi R'Mel et à 350 km à l'Ouest de la frontière

tunisienne (Fig. 1). En surface, le Champ de Hassi Messaoud est composé essentiellement de dunes de sables formant des Ergs. Il n'y a pratiquement aucun signe de présence de réseau hydrographique, ceci est dû, d'une part, à la rareté des précipitations et d'autre part, à la nature d'un terrain très perméable et à la topographie qui ne permet pas le ruissellement. Il est caractérisé par un climat désertique, avec une précipitation



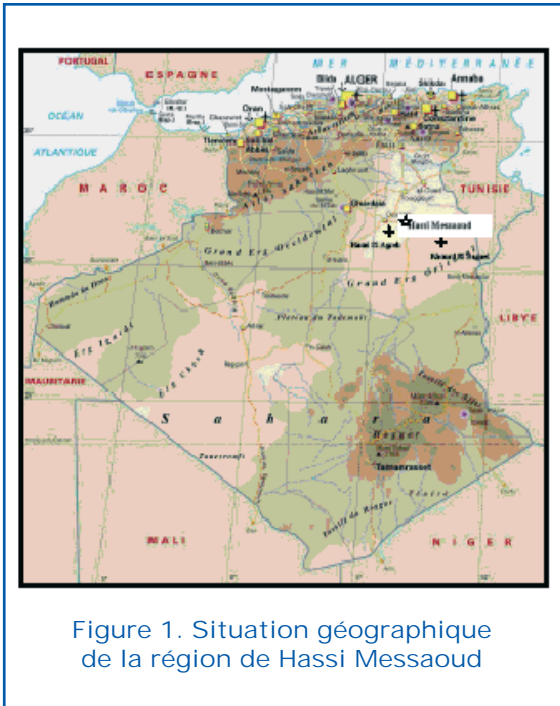


Figure 1. Situation géographique de la région de Hassi Messaoud

moyenne annuelle de 45 mm et une température moyenne annuelle de 23,7°C. Dans un environnement socio-économique en pleine maturation, caractérisé par des conditions climatiques particulièrement difficiles, l'eau au Sahara est un facteur primordial pour tout développement d'activité humaine, soit agricole ou industrielle. Si les formations du Cambro-Ordovicien du Champ de Hassi Messaoud recèlent d'une énorme réserve pétrolière, les formations du continental intercalaire (CI) et du complexe terminal (CT) renferment d'importantes réserves d'eau. Depuis la première découverte des hydrocarbures dans la région de Hassi

Messaoud, l'exploitation pétrolière ne cesse de croître d'une année à une autre par des centaines de forages réalisés jusqu'à nos jours (plus de 1 700 puits), une exploitation qui a toujours négligé l'impact de cette activité sur les ressources d'eau de cette région. Un impact qui n'affecte pas uniquement la réserve d'eau par son exploitation, mais aussi sa qualité, par le déversement répété des rejets issus de l'activité industrielle. La nappe du complexe terminal est exposée à une double contamination par l'activité pétrolière sur le Champ de Hassi Messaoud ; c'est une nappe phréatique exposée aux infiltrations directes des rejets liquides, mais aussi des volumes de boues injectées lors de réalisation des forages (sous forme de perte partielle ou totale) (Photo 1).

Nous avons essayé, dans ce présent travail, d'interpréter les résultats d'analyses physico-chimiques et bactériologiques, faire une enquête sur les sources de pollution, évaluer le risque de contamination, établir une carte de vulnérabilité pour le champ de Hassi Messaoud et enfin, apporter quelques solutions jugées nécessaires pour la préservation des ressources en eau souterraine de la région.

Géologie et hydrogéologie

Le champ de Hassi Messaoud se présente sous forme d'un anticlinal compartimenté en blocs (horsts et grabens) affecté par un réseau de failles de directions sub-méridionales SW-NE et NW-SE, hérité des événements anté-Hercyniens dont l'origine est le socle. On note qu'aucune influence tectonique n'affecte les



Photo 1. Sources de pollutions à Hassi Messaoud (à gauche, bourbier de forage, à droite raffinerie)

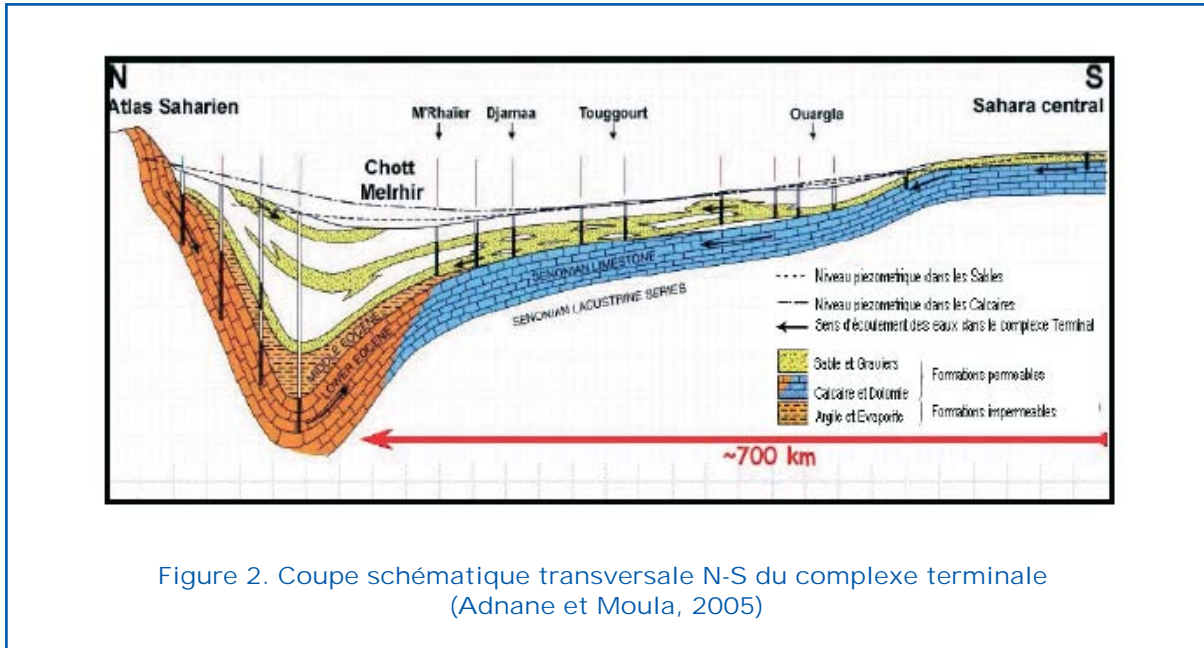


Figure 2. Coupe schématique transversale N-S du complexe terminale (Adnane et Moula, 2005)

formations du Complexe Terminal. Ce dernier est constitué essentiellement :

- de sable, de calcaire et de marne sableuse, d'âge mio-pliocène.
- de sable et de calcaire à intercalations d'argiles d'âge éocène.

L'analyse lithostratigraphique et l'étude hydrogéologique au niveau du Champ de Hassi Messaoud ont permis de diviser le complexe Terminal (Fig. 2) en deux aquifères:

1. Aquifère à nappe libre formée essentiellement par des formations néogènes (épaisseur: 360 m). Il est représenté par les formations sableuses et Calcareuses. Les eaux de cette nappe sont destinées essentiellement à l'activité pétrolière et de façon moindre aux différents usages domestiques (bases de vie et cités résidentielles). Les formations du Sénonien Carbonaté (e 107 m) constituées par les Calcaires, les Dolomies, font partie de l'aquifère de la nappe phréatique car elles sont en communication hydraulique avec les formations adjacentes.
2. Aquifère à nappe captive formée par les formations du Turonien (e 90 a 120 m). Les eaux de cette nappe sont injectées dans le forage pétrolier pour maintenir la pression du gisement d'Hydrocarbure. Leur salinité est de 210 g/l et leur densité est de 1,13 (Direction Régionale de Forage, 2003).

La région de Hassi Messaoud capte généralement la nappe du Miopliocène. Cette dernière présente des épaisseurs qui varient de 180 m à 265 m, elles sont plus importantes au Nord-Est de la zone d'étude qu'au centre, au Nord-Ouest et au Sud (Figure 3).

La carte piézométrique (Figure 4) dressée au niveau du champ de Hassi Messaoud montre que le sens d'écoulement des eaux souterraines est du Sud-Est vers le Nord-Ouest, dans la zone centrale (zone d'appel) et que le gradient hydraulique est élevé contrairement à ceux des zones nord-est et nord-ouest..

Hydrochimie

Les eaux de la nappe du Mio-Pliocène du champ de Hassi Messaoud sont basiques, agressives et parfois incrustantes, dures, très riches en Sulfate, Chlorure et Sodium. Les résultats d'analyse qualitative et quantitative des différents éléments chimiques présents dans l'eau montrent que cette dernière est caractérisée par une géochimie liée au système aquifère existant où l'influence de la géologie domine. D'après les normes de potabilité de l'OMS, les eaux du Mio-Pliocène, présentent une qualité mauvaise avec une minéralisation élevée (1 449 mg/l à 4899 mg/l), due au lessivage des formations géologiques (Argiles, Calcaires, dolomies et gypses). Cette minéralisation joue un rôle

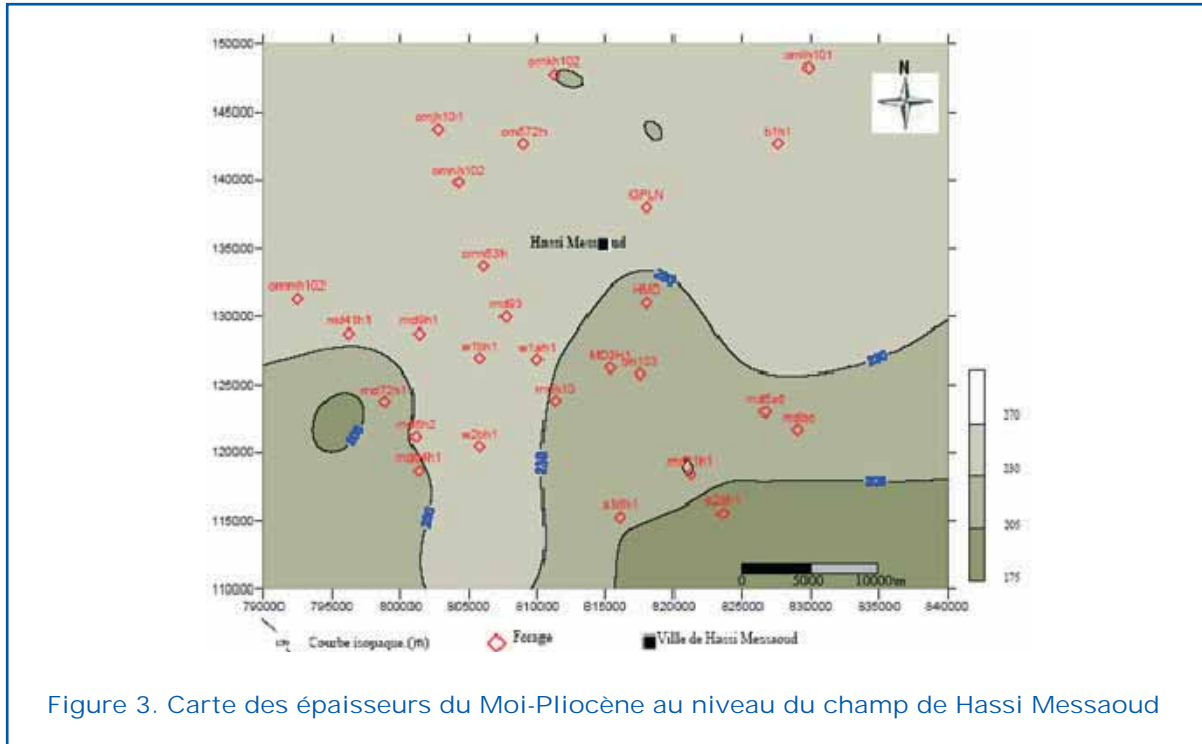


Figure 3. Carte des épaisseurs du Mio-Pliocène au niveau du champ de Hassi Messaoud

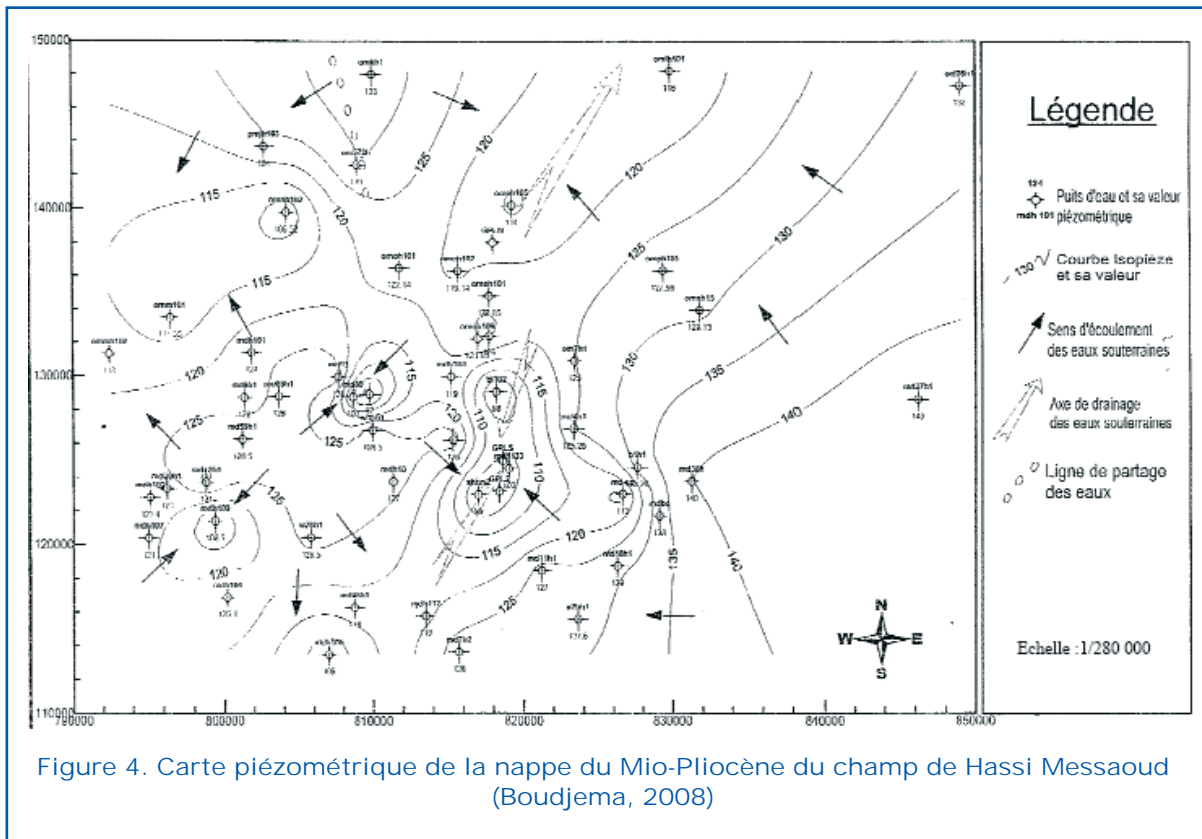
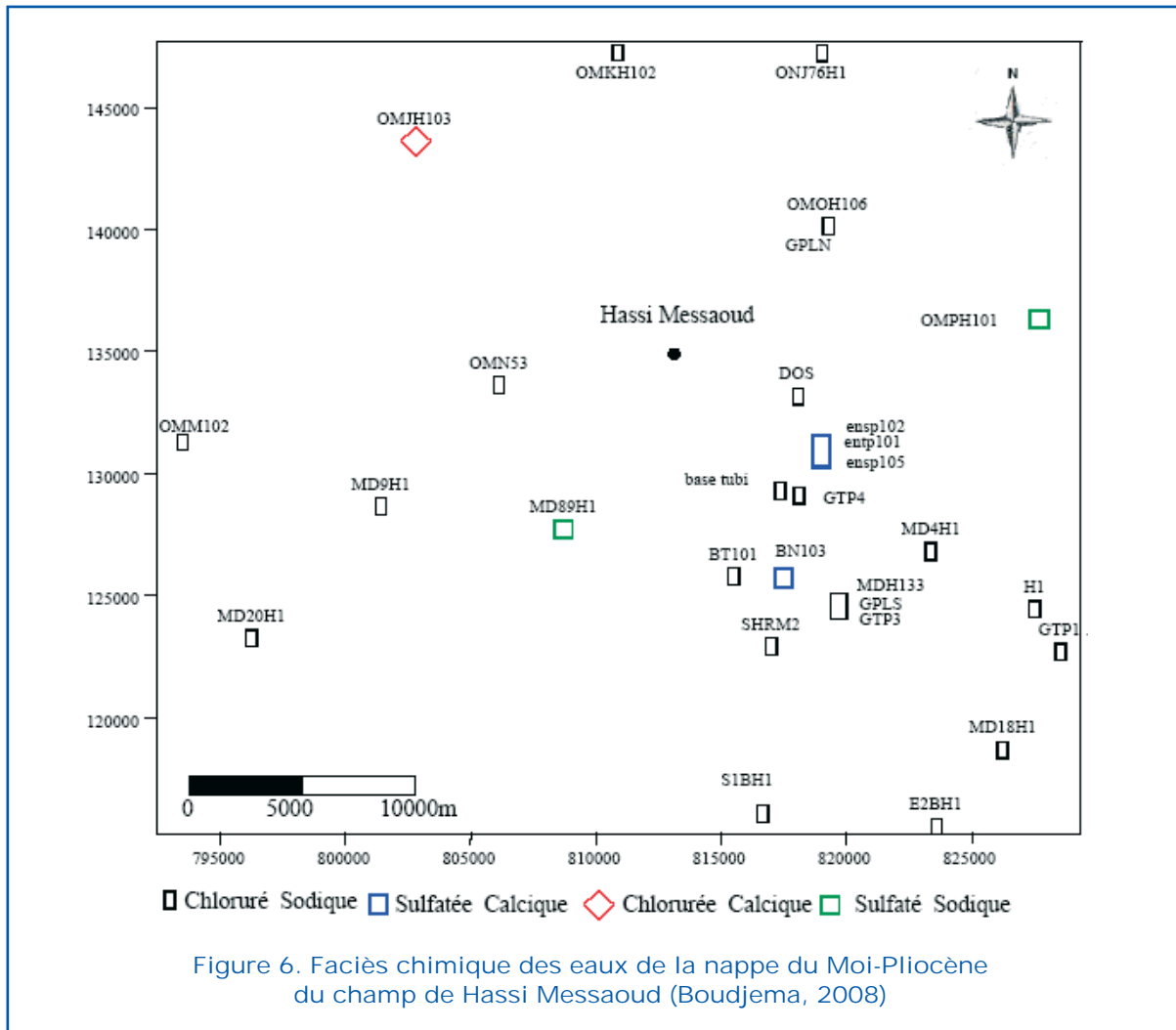
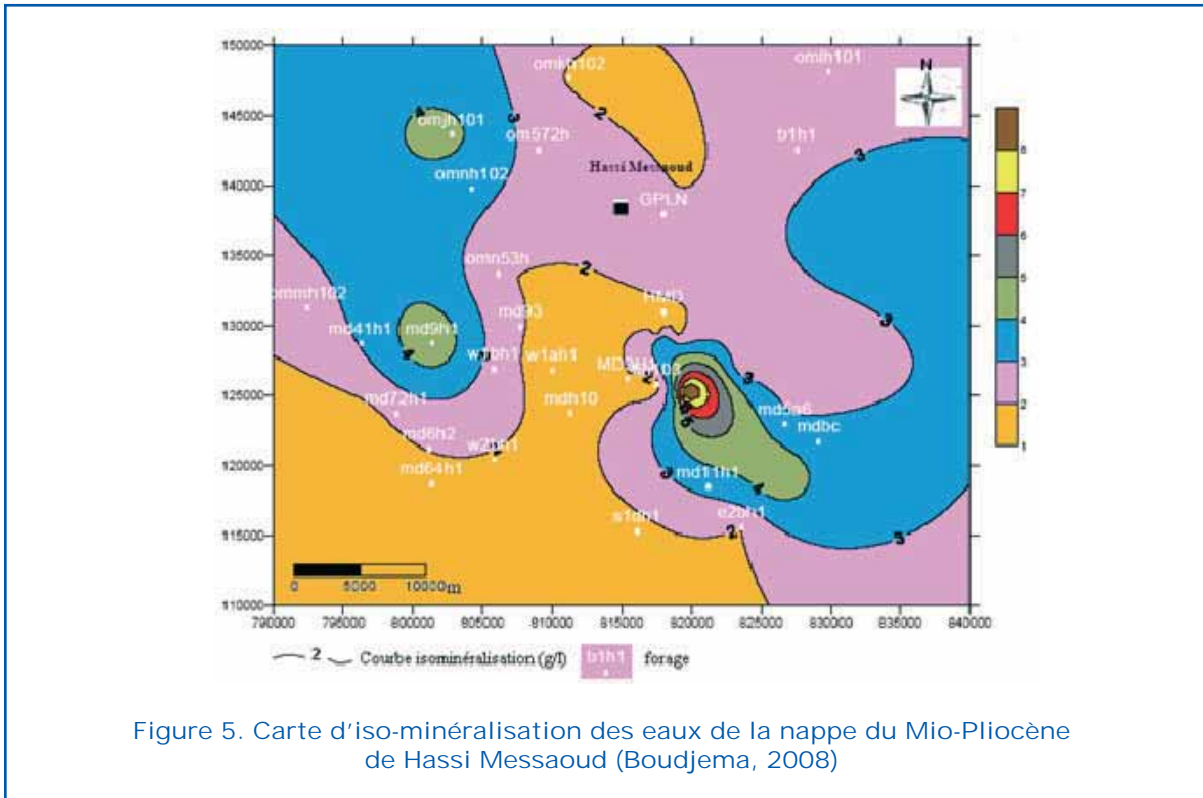


Figure 4. Carte piézométrique de la nappe du Mio-Pliocène du champ de Hassi Messaoud (Boudjema, 2008)

important dans la concentration des divers éléments chimiques majeurs. La carte de salinité des eaux du Mio-Pliocène (Figure 5), montre une salinité élevée au Sud-Est et dans la partie nord-ouest, faible

au centre et au Nord du champ (de l'ordre de 1 000 mg/l). Bien que les forages dans le Champ de Hassi Messaoud traversent uniquement (partielle-ment ou totalement) les formations du Mio-



Pliocène -formations Constituées par des sables, calcaires et marnes, on distingue que le faciès «Chloruré sodique» est le plus répandu (Fig. 6), ce qui nous permet de conclure que la nappe du Mio-Pliocène est alimentée par les eaux des formations du Sénonien anhydritique.

Pollution

Les sources de pollution à Hassi Messaoud sont multiples, issues de l'activité pétrolière représentée, par les rejets atmosphériques des centres de traitement des hydrocarbures, les huiles déversés par les entreprises pétrolières et la boue issue lors de réalisation des forages. Cette dernière constitue une menace majeure pour les eaux du complexe terminal par un double risque de contamination, soit par infiltration des boues rejetées dans les bourbiers, ou par injection lors de réalisation des forages.

Les fluides de forage, appelés « Boues » sont utilisés principalement pour évacuer les débris de roches écrasées par l'outil de forage, communément appelés Déblais. En effet, grâce à un circuit fermé, le fluide de forage est pompé, depuis la surface à l'intérieur des drills pipes (Tiges) pour ressortir au fond, à travers les orifices de l'outil et remonter à travers l'espace annulaire drill pipe et le trou, chargé de déblais. Une fois en surface, le fluide chargé est traité mécaniquement et chimiquement afin de générer ses caractéristiques chimiques et rhéologiques initiales pour le réinjecter de nouveau, par pompage dans le drill pipe. Les principaux types de boues de forage sont:

- La boue à base eau WBM (*Water base Mud* - boue à base eau) , la phase liquide continue étant aqueuse.
- La boue à base huile OBM (*Oil base Mud* - boue à base gasoil), la phase liquide continue étant organique.

Chaque type de boue est utilisé pour répondre à certains problèmes lors du forage. Par exemple, les argiles gonflantes prennent du volume au contact de l'eau, risquent ainsi de coincer la garniture de forage. Pour éviter ce type de problème, la boue à base huile est utilisée pour ce genre de cas. Pour les formations salifères, il est recommandé d'utiliser une boue à base huile ou une boue salée,

saturée en sel pour éviter toute dissolution des sels de formation.

A Hassi Messaoud on utilise surtout celle à base huile. Elle comporte du gasoil comme phase continue. Sa formulation dépend du rapport huile/eau et de paramètres : viscosité, densité et autres ; mais pratiquement les produits cités ci-dessous entrent dans la majeure partie des cas, dans la composition de la boue :

- Gasoil, entre 0.4 et 0.9 m³/m³.
- Argile Organophile, à laquelle se trouve combinée jusqu'à 5% de silice cristalline,
- Saumure de chlorure de sodium : 0.04 à 0.4 m³/m³,
- Emulsifiants tensioactifs,.
- Chaux (agent de neutralisation de l'eau),
- Un alourdissant: Baryte/Carbonate de calcium.

A la sortie du puits, le fluide remonté est chargé de déblais. Une batterie d'appareils mécaniques assure l'épuration avant d'être de nouveau réinjecté. Il s'agit essentiellement de tamis vibrants, d'hydrocyclones. Dans la plus part des cas, ce traitement est insuffisant pour débarrasser le fluide de tous les solides forés. Ce fluide, après un certain nombre de cycles, perd ses caractéristiques physico-chimiques, on injecte au bourbier (généralement non étanche conçu avant le démarrage de l'activité du puits) un certain pourcentage du volume de boue qui sera remplacé par une nouvelle boue, cela est valable pour la boue à base eau, par contre la boue à base huile sera isolée et récupérée dans des citernes. Les déblais séparés du fluide de forage sont réinjectés dans une grande excavation, réalisée à cet effet, appelée bourbier. Il se trouve que ces rejets gardent en rétention des quantités importantes du fluide porteur par enrobage ou encapsulation.

Lorsque c'est une boue à base huile qui est utilisée, on mesure le pourcentage massique d'huile sur les déblais ou OOC% (Oil On Cuttings ou le pourcentage des huiles dans les déblais). Le OOC% dépend de la nature de la roche, des caractéristiques du fluide, de la taille et de la forme des déblais. Le OOC% est dû à la présence de deux types d'interactions.

- Liquide-solide, par absorption.
- Liquide-liquide, par interaction de type Van der Waals.

Par expérience et distillation de plusieurs

types de déblais au cours du forage on admet que chaque m³ de déblais encapsule 1 m³ de boue. Ce chiffre est multiplié par 2 à 3 lorsque le traitement n'est pas efficace. Un borbier à Hassi Messaoud, en fin de forage, peut contenir jusqu'à 600 m³ de gasoil perdu par encapsulation. Ces quantités de gasoil se retrouvent lessivées par l'action des eaux de rejets qui peuvent atteindre jusqu'à 12 000 m³ dans un seul borbier à Hassi Messaoud. Les hydrocarbures (HC), non solubles dans l'eau, se trouvent en flottaison sur la surface de l'étendue d'eau, alors que ceux solubles dans l'eau se verront entraînés en profondeur par infiltration du fluide vecteur, en l'occurrence, l'eau de rejet.

Dans le cas des régions désertiques (région de Hassi Messaoud), la pollution hydrique concerne essentiellement les nappes d'eau souterraines qui sont la seule source d'eau pour les besoins domestiques et industriels. Dans le cas d'une forte contamination en surface qui est le cas à Hassi Messaoud, il est possible que ces contaminants atteignent des profondeurs pouvant altérer la qualité des eaux souterraines. Pour cela, des études physico-chimiques et bactériologiques sont primordiales.

Dans le cadre du suivi de la qualité des eaux du Mio-Pliocène et pour voir l'influence des

eaux des borbiers rejetées dans le champ de Hassi Messaoud, des analyses physico-chimiques et bactériologiques ont été effectuées sur les eaux :

- Du borbier du centre industriel sud de Hassi Messaoud (CIS).
- Un puits témoin T02 implanté à proximité du centre industriel Sud.

Les échantillons ont été prélevés en deux périodes, où les analyses ont été effectuées par le laboratoire de Direction Mud logging à Hassi Messaoud (Tableau 1).

Les résultats des analyses effectuées sur le borbier et le puits témoin (T02) montrent que la majorité des concentrations des éléments toxiques et indésirables dans le puits témoin sont nettement supérieures à celles du borbier, ce qui traduit une infiltration. Les analyses des eaux du puits témoin (T02) en 1994 et en 2002, portées sur les éléments indésirables et toxiques, montrent qu'il y a une diminution de ces éléments dans les eaux analysées du forage en 2002 par rapport à celles de 1994, ce qui traduit une propagation du polluant.

Aussi, Les analyses des éléments indicateurs de pollution, effectuées sur les eaux du borbier et sur les eaux du puits témoin (Tableau 2) permettent de faire les observations suivantes :

Tableau 1. Analyse des eaux du borbier et du puits témoin (1994 et 2002) (éléments toxiques et indésirables)

Année	1994				Puits témoin 2002
	Concentrations (Mg)				
	Borbier		Puits		
Elément indésirable	Echantillon (01)	Echantillon (02)	Puits(T 02)	Puits (T 02)	
Cuivre	0,03	0,01	0,04	0	
Fer (Fe)	77,74	29,49	15,86	0,01	
Manganèse (Mg)	0,6	1	3	0	
Zinc(Zn)	0,1	0,1	0,1	0,05	
Toxiques	Concentrations (Mg)				
Chrome(Cr ³)	0,1	0,1	0,2	0	
Plomb(Pb)	0,1	0,2	0,1	0	
Cadmium(Cd)	0	0,1	0,1	/	
Nikel(Ni)	1,3	1,5	2,3	/	
Hydrocarbures	/	0,01	0,016	/	

NB : La teneur en hydrocarbures déterminée dans l'eau du borbier représente seulement la quantité émulsionnée. La couche d'hydrocarbure flottant n'était pas prise en considération. Cette dernière empêche la dissolution de l'oxygène de l'air dans l'eau du borbier.

Tableau 2. Détermination des éléments indicateurs de pollution

Indicateur	Bourbier 1994		Puits témoin (T02)1994	Puits témoin (T02) 2002
	Echantillon(01)	Echantillon(02)		
Nitrites (No ₂)	0,009	0,01	0,012	0,009
Nitrates (No ₃)	0,5	1	1	0
Phosphates (Pon-3)	0,06	0,19	0,06	0,34
DCO	29	42	78	12
DBO	/	/	/	4

- La demande chimique en oxygène (DCO) des eaux du bourbier et des eaux du puits témoin, en 1994 est très élevée ce qui laisse supposer une contamination de la nappe par les produits éjectés dans le bourbier du C.I.S. On constate aussi une diminution de la DCO, nitrites, nitrates dans les eaux du puits témoin (T02), prélevées en 2002, par rapport à celles de 1994, ce qui renforce la théorie de la propagation du polluant.
- Pour les éléments nitrates, nitrites, leurs concentrations dans le bourbier pour l'année 1994, se rapprochent de celles mesurées dans le puits témoin, ce qui renforce la théorie de la contamination de la nappe par les produits éjectés dans le bourbier du centre industriel sud.

Carte de vulnérabilité à la pollution des eaux du champ de Hassi Messaoud

Les cartes de vulnérabilité aux pollutions constituent une base d'information essentielle pour la gestion des ressources en eau, pour l'évaluation des risques de pollution des nappes et la mise en place de mesures destinées à la prévention des pollutions accidentelles. La cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines permet d'identifier les zones à haut risque de contamination, indépendamment du type de polluant. Elle devrait en principe conditionner les plans d'occupation des sols ou, du moins, permettre de cibler les zones où des mesures rigoureuses de protection devraient être adoptées. La méthode DRASTIC, qui a été développée en 1987 aux Etats-Unis par la

NWWA (Natural Water Well Association) et l'EPA (Environmental Protection Agency), permet cette approche (BRGM 2002). C'est une méthode standardisée, d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines indépendamment du type de polluant et qui prend en compte la majeure partie des facteurs hydrogéologiques qui affectent et contrôlent l'écoulement des eaux souterraines : la profondeur de l'eau, la recharge efficace, les matériaux de l'aquifère, le type du sol, la topographie, l'impact de la zone vadose (zone aérée) et la perméabilité de l'aquifère. Ces facteurs sont représentés par des poids et des côtes qui dépendent respectivement de leur importance relative et des conditions hydrogéologiques locales. La combinaison des poids et côtes des divers paramètres aboutissent à une valeur numérique qui est l'indice DRASTIC. La cartographie de l'indice de vulnérabilité repose sur la superposition de sept cartes indicelles.

Les paramètres du modèle DRASTIC

Pour chacun des paramètres DRASTIC (Tableau 3), une note est affectée sur une échelle entière allant de 1 à 10. Pour un paramètre donné, une note basse implique que la nappe concernée n'est pas vulnérable à la pollution et vice-versa. L'échelle étant entière, il est donc naturel que les valeurs obtenues pour chacun des paramètres soient regroupés en classes ayant chacune un nombre unique. L'indice DRASTIC résulte de la somme des scores (notes) des facteurs de vulnérabilité multipliés par leurs poids respectifs :

$$D_i = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

Tableau 3. Propriétés et poids de chaque paramètre de la méthode DRASTIC

Symbole	Paramètre	Propriétés	Poids
D	Profondeur de la nappe (Depth)	Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met beaucoup de temps pour atteindre la surface piézométrique.	5
R	Recharge nette (Net recharge)	Véhicule principal pour le transport du contaminant. Plus cette recharge est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
A	Lithologie de l'Aquifère (Aquifère media)	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus la granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand.	3
S	Sol (Soil media)	Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des métaux lourds est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
T	Topographie (Topography)	Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible.	1
I	Zone non saturée (Impact of the vados zone)	Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. La percolation du polluant jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette texture est favorable (graviers, sables grossiers ...)	5
C	Perméabilité (Hydraulic conductivity of the aquifer)	Plus ce paramètre est grand, plus le transfert du polluant est rapide.	3

Tableau 4. Indice DRASTIC et degré de vulnérabilité (Fréchette 1987)

Intervalle de l'indice DRASTIC	Degré de vulnérabilité
23 à 84	Vulnérabilité très faible
85 à 115	Vulnérabilité faible
115 à 145	Vulnérabilité moyenne
146 à 175	Vulnérabilité élevée
176 à 226	Vulnérabilité très élevée

La vulnérabilité augmente avec l'indice. Il est possible d'utiliser cette méthode pour les nappes captives et pour les nappes libres. Par contre, l'évaluation se fait séparément. La gamme possible de valeurs de vulnérabilité se trouve entre 23 et 226. Les valeurs sont regroupées en cinq classes (Tableau 4). Les conditions d'utilisation de la méthode DRASTIC sont les suivantes :

- Le contaminant est introduit à la surface du sol.
- Le contaminant arrive aux eaux souterraines par infiltration.
- La vitesse du contaminant est liée à la mobilité de l'eau.
- La zone à évaluer est d'au moins 0,4 km².

Les différentes phases de l'élaboration de la carte de vulnérabilité

- Établissement d'un maillage de 500 x 500 m selon la limite de la région d'étude,
- Attribution d'un score pondéré pour chaque maille selon la méthode DRASTIC pour les sept paramètres, en respectant leurs répartitions spatiales.

Ainsi pour les sept paramètres DRASTIC, on note :

- *Profondeur du plan d'eau* : La carte des profondeurs (Fig. 7), établie à partir des relevés des niveaux statiques de l'année



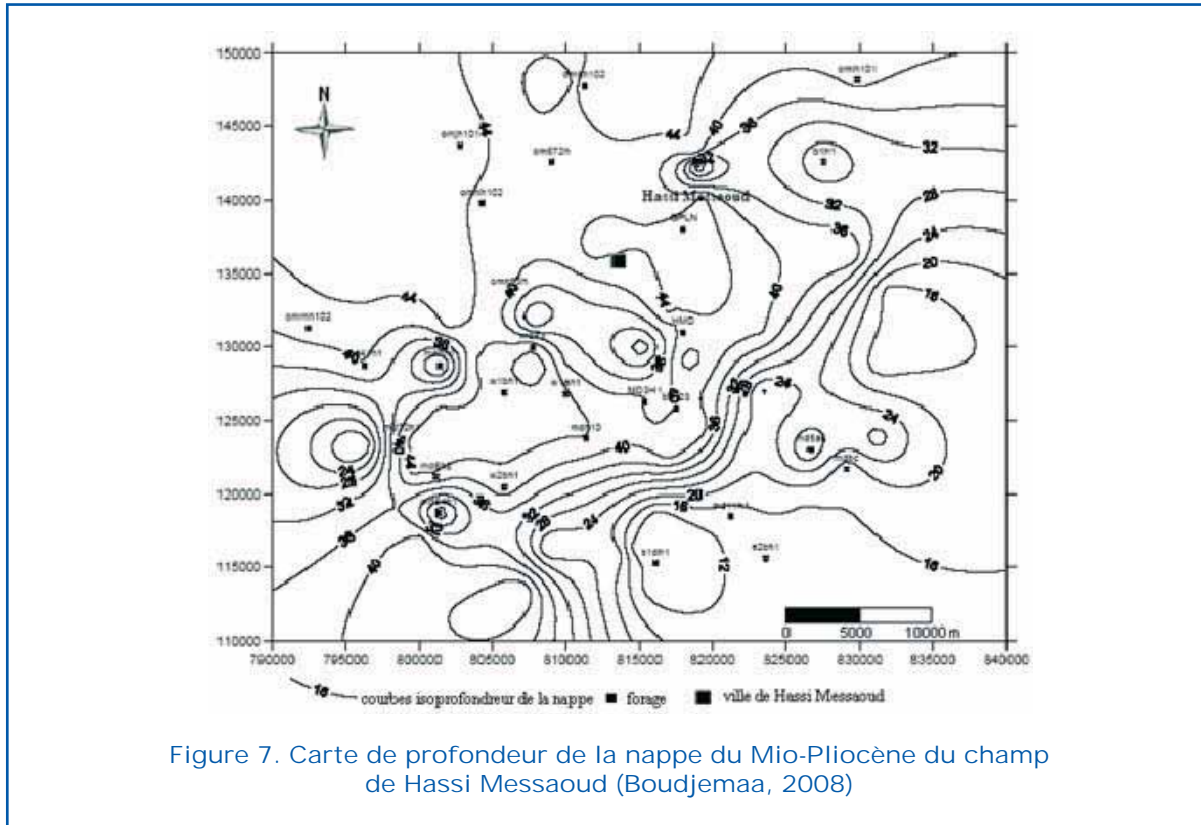


Figure 7. Carte de profondeur de la nappe du Mio-Pliocène du champ de Hassi Messaoud (Boudjema, 2008)

2003, montre que les profondeurs du plan d'eau varient de faibles à moyennes allant de 9 m à 48 m. Les données recueillies de la carte des profondeurs du niveau statique (2003), le tableau des classes et notes retenues pour la méthode DRASTIC, nous ont permis de subdiviser ces données en cinq classes. A chaque classe on a attribué une note et pour chaque maille un indice de profondeur.

- **Recharge nette** : L'étude climatique a montré une faible précipitation moyenne de 35.92 mm. Seules les très rares pluies torrentielles peuvent intervenir dans la réalimentation directe des nappes par infiltration. Aussi, on peut attribuer à cette dernière une cote de 1.
- **Lithologie de l'aquifère** : D'après les études géologiques et hydrogéologiques réalisées dans le champ de Hassi Messaoud, la nappe du Mio-Pliocène est constituée essentiellement par des sables. On donne à ce paramètre une cote de 8.
- **Sol de couverture** : La couverture pédologique dans le champ de Hassi Messaoud est de type sableux, par conséquent, la cote qu'on peut lui affecter est de 9.
- **Topographie** : Les boues issues de l'activité

pétrolière seront piégées dans des Bourbiers où s'infiltreront directement dans le sous-sol, sans être propagées. Pour cela, on attribue au facteur pente, une cote de 10.

- **La zone non saturée**: Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. Les forages qui ont traversé la nappe phréatique du Mio-Pliocène montrent que la lithologie de la zone non saturée est du sable. Par conséquent, nous avons donné à ce facteur une note de 8.
- **Perméabilité de l'aquifère** : par manque de données de perméabilité dans la zone d'étude, l'aquifère du Mio-Pliocène à Hassi Messaoud est constituée principalement par des Sables, la perméabilité est estimée à 2×10^{-4} . Ceci nous permet de donner au facteur de perméabilité une cote de 4.

Détermination de l'indice DRASTIC et élaboration de la carte de vulnérabilité

L'étude des facteurs qui favorisent l'évaluation du potentiel de pollution des eaux du

Mio-pliocène par la méthode DRASTIC, a montré que la majorité de ces paramètres sont constants dans la région d'étude, hormis la profondeur de la nappe (niveau statique) qui représente le seul facteur qui varie d'une maille à une autre. Il faut noter que le déversement des rejets liquides d'activité pétrolière présente la seule menace de contamination pour les eaux de cette nappe. Ces rejets sont déversés dans un bournier conçu à cet effet, où sont piégés et infiltrés sans être propagés et par conséquent, à chaque maille nous lui avons attribué une cote de 10, pour le paramètre Topographie. L'application de la formule DRASTIC sur ces paramètres a donnée pour chaque maille l'indice DRASTIC. Les données numériques des paramètres cités ci-dessus pour chaque maille, ont généré une carte de vulnérabilité (Fig. 8) et d'après Fréchette, la nappe du Complexe Terminal à Hassi Messaoud est exposée à un degré de vulnérabilité faible à moyen. Toute fois, nous avons constaté que la zone du CIS (Centre industriel sud) a été

contaminée en 1994 (Tableaux 1 et 2), c'est une zone où l'indice DRASTIC est l'un des plus faible dans le Champ de Hassi Messaoud (Fig. 8). Aussi, nous proposons pour le champ de Hassi Messaoud, une autre classification dans laquelle la vulnérabilité est élevée à partir de l'indice DRASTIC, égale à 113 (Tableau 5). Nous obtenons par conséquent, une carte de vulnérabilité (Figure 9) qui comporte deux zones :

Tableau 5. Intervalles des indices DRASTIC et degré de vulnérabilité adopté pour le Champ de Hassi Messaoud

Intervalle de l'indice DRASTIC	Degré de vulnérabilité
23 à 84	Vulnérabilité très faible
85 à 115	Vulnérabilité faible
115 à 145	Vulnérabilité moyenne
146 à 175	Vulnérabilité élevée
176 à 226	Vulnérabilité très élevée

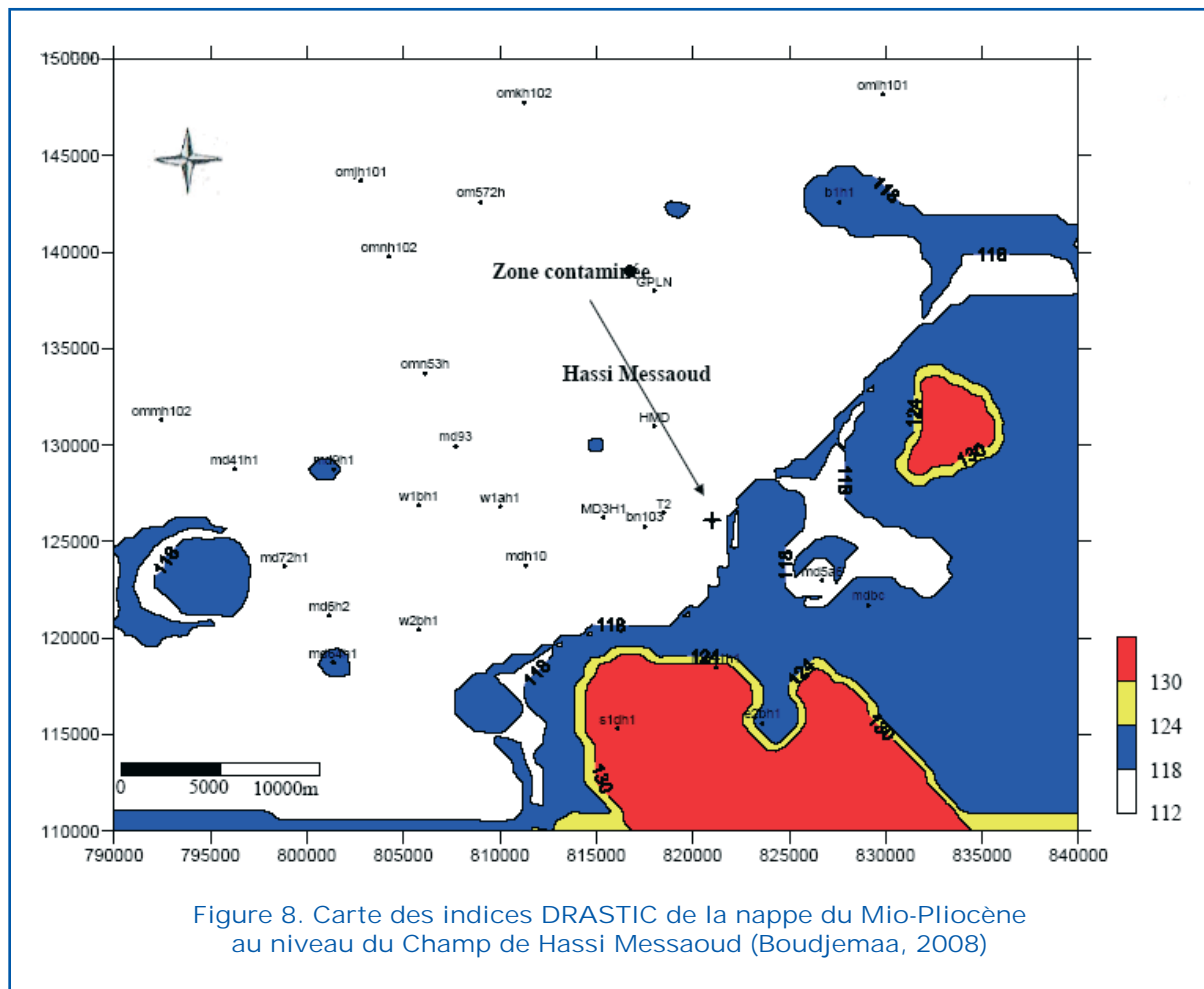
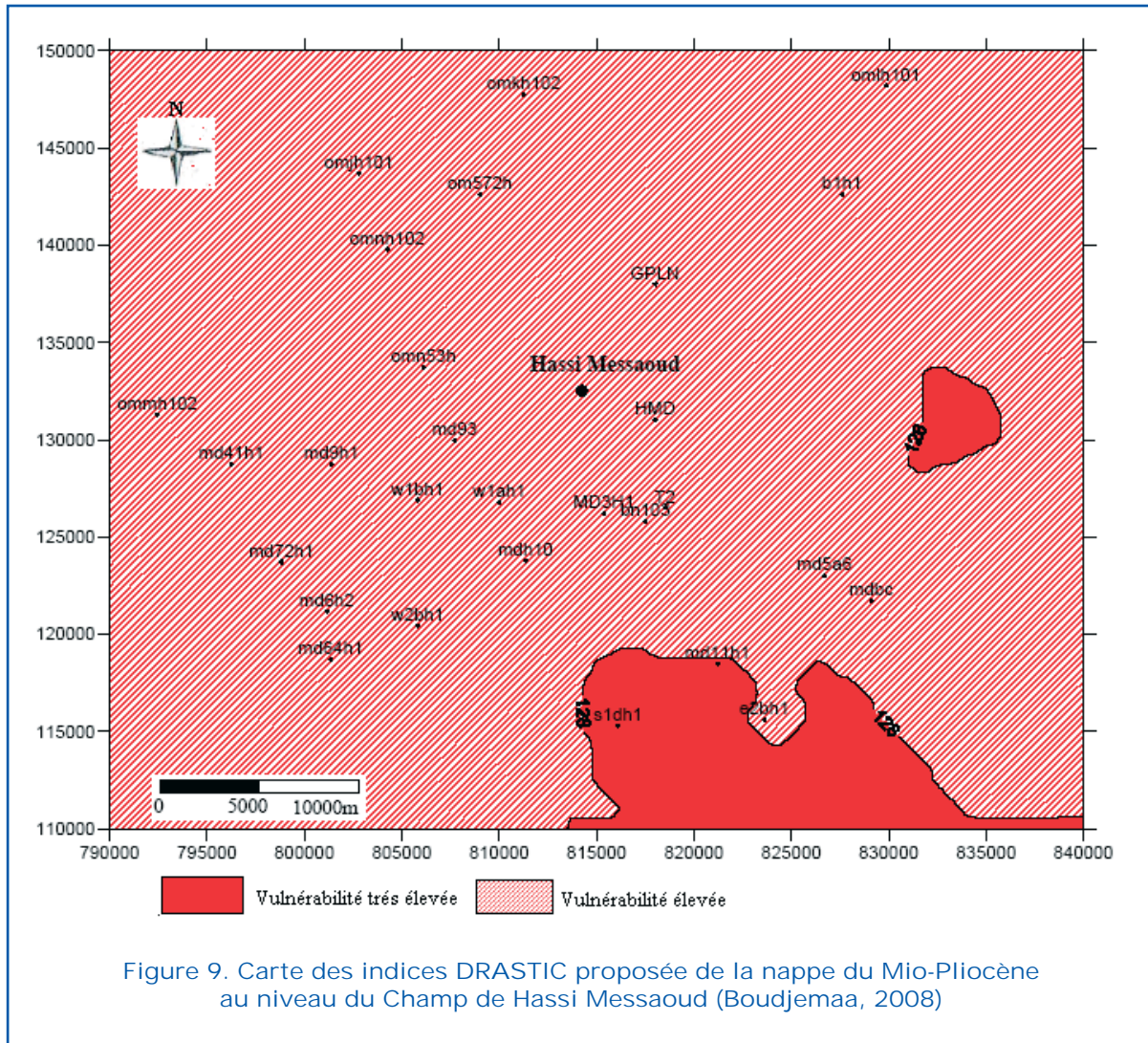


Figure 8. Carte des indices DRASTIC de la nappe du Mio-Pliocène au niveau du Champ de Hassi Messaoud (Boudjemaa, 2008)





- Une zone à vulnérabilité très élevée au Sud-Est, représentant 7,52% de la superficie du secteur.
- Une zone à vulnérabilité élevée, dans le reste du secteur.

Conclusion

Le champ de Hassi Messaoud a connu ces dernières décennies une augmentation du rythme de réalisation, exploitation des hydrocarbures, installation des sociétés étrangères et étatiques ce qui a provoqué une croissance de la population de la ville de Hassi Messaoud.

L'utilisation des produits chimiques et toxiques dans la réalisation des puits pétroliers, l'infiltration des eaux issues de l'activité industrielle et l'infiltration de la boue au

cours du forage augmentent le risque de contamination de la nappe phréatique. L'estimation du volume liquide déversé dans la nature pour un puits vertical à Hassi Messaoud est de 24 166 m³, en moyenne pour l'année 1998, ceci nous donne une idée sur le volume liquide déversé depuis le premier puits réalisé jusqu'à nos jours, soit plus de 1 700 puits.

D'autres volumes liquides viennent s'ajouter aux volumes déversés issus de la réalisation des puits pétroliers, c'est les eaux de l'activité industrielle, telle que les centres satellites sud et nord de Hassi Messaoud. Malgré les lois qui obligent les sociétés pétrolières de prendre les dispositifs suffisants pour protéger notre environnement, l'application reste au-dessous des exigences. La carte de vulnérabilité élaborée par la méthode DRASTIC montre que le champ de

Hassi Messaoud est vulnérable à très vulnérable à la pollution.

Bibliographie

Adnane S., Moula A., (2005). *Aperçu de quelques résultats d'hydrologie isotopique importants obtenus au Sahara algérien*. Colloque international, 13-14 décembre 2005 Ouargla, Algérie.,
Boudjema A. (2008). *Étude d'impact de l'ac-*

tivité pétrolière à la contamination de la nappe du Mio-Pliocène dans le champ de Hassi Messaoud, mémoire de Magister . Université de Tlemcen, 134p.

BRGM. (2002). *Cartographie de la vulnérabilité des nappes de Grande-Terre et de Marie-Galante ; Guadeloupe, France*. Edit 2002, 45060 Orléans, Cedex 2, France, 75 p.

SONATRACH Exploration, (2003). *Corporate HS & E Management System*, Rapport interne. 213 p.

Mapping of Air Temperature in an Arid Mountainous Watershed Using Landsat ETM+ Data

Abdelghani Boudhar ⁽¹⁾, *Benoît Duchemin* ⁽²⁾, *Lahoucine Hanich* ⁽¹⁾,
Gilles Boulet ⁽²⁾, *Vincent Simonneaux* ⁽²⁾ and *Abdelghani Chehbouni* ⁽²⁾

⁽¹⁾ Faculté des Sciences et Techniques de Marrakech, av. A. Khattabi, BP. 549, Marrakech, Maroc; Email: boudhar22@yahoo.fr

⁽²⁾ CESBIO (Université de Toulouse, CNRS, CNES, IRD), 18 Av. Edouard Belin BPI 280 Toulouse Cedex 4, France



Abstract

Understanding the spatial distribution of air temperature in mountainous areas is essential in hydrological modelling. In the Moroccan High Atlas range, the low spatial density of meteorological stations network makes difficult to retrieve it. To get additional information, we investigated the thermal infrared data supplied by the Enhanced Thematic Mapper (ETM+) sensor onboard Landsat 7 satellite. The relative variation in ETM+ brightness temperatures is used as a proxy to air temperature to initialize a model that describes its spatial variability. The model (MSPAT) accounts for sun location and topographic characteristics derived from the SRTM digital elevation model at a 90 m spatial resolution. The comparison between modelled and measured air temperatures in the meteorological stations shows that the performance of the MSPAT model is equivalent to that of the common altitudinal lapse rate method (LRM). Snow-covered areas (SCA) simulated from climatic data distributed using both MSPAT and LRM methods are compared with SCA derived from MODIS images. The results show a significant improvement of SCA predictions when air temperatures are spatially distributed using the MSPAT model.

Keywords: Air temperature, Landsat ETM+, Snow-covered areas, Moroccan High Atlas

Introduction

Air temperature is an important forcing variable for many environmental models, with a large range of applications concerning agronomy, hydrology or ecology. In snow hydrology, air temperature is obviously the main factor to partition liquid from solid precipitation and thus estimate snowfall. It is also presented as the main driving variable to estimate snowmelt (Martinec, 1975; Bloschl, 1991; Brubaker et al., 1996, Richard and Gratton, 2001). Therefore, it is fundamental to obtain accurate spatially-distributed temperature values for the purpose of hydrological modelling in snowy areas.

In mountainous areas, air temperature is controlled by different factors related to location and topography (Hudson and Wackernagel, 1994). Therefore, the use of interpolation methods may generate substantial errors and biases (Willmott et al., 1991; Robeson and Willmott, 1993). Conventionally, the method of altitudinal lapse rate has been used to estimate temperatures at different elevations (Dunn and Colohan, 1999; Singh P. and Singh V., 2001). More sophisticated geostatistical method such as AURELHY (Bénichou and Le Breton, 1987) aims at accounting for the effects of additional topographic factors (slope, aspect). However, such methods require a dense network to be



calibrated. This condition is not met in the majority of mountainous areas, especially in developing countries. Meteorological prediction may offer an alternative, but the grid of meteorological models is too coarse (1 to 10 km) for retrieving the spatial pattern of air temperature at a fine resolution over areas with a complex relief.

Satellite thermal infrared data allows retrieving the distribution of the surface skin temperature with a high spatial sampling rate and over extended regions. Several studies, most of them based on coarse resolution data, aimed at using this information to map air temperature at a regional scale. For instance, the daily maximum air temperature field can be retrieved with an accuracy of about 2.5 K using land surface temperatures derived from NOAA-AVHRR (Vogt et al., 1996, 1997). Due to the low spatial resolution of these data (1 km), these methods appear difficult to operate in mountainous regions. The objective of this paper is to investigate thermal infrared satellite data acquired to improve the spatial distribution of air temperature at a fine resolution over mountainous areas. Data analysis is performed for daily maximum air temperatures collected from meteorological stations installed in the Rheraya watershed on the High-Atlas mountain range. Landsat ETM+ images are compared to derivatives of SRTM digital elevation model for understanding the topographical factors controlling the air temperature variability. This analysis allows to initialize a model that simulates continuous (daily time step) and spatially distributed (90 m resolution) air temperatures using the data collected by only two reference stations. This model is compared to the altitudinal lapse rate method. The comparative evaluation of these two models is performed using air temperature recorded from additional meteorological stations and using snow cover maps derived from MODIS data at a 500 m spatial resolution.

Study Area and Data

The study area took place in the Rheraya atlasic sub-catchment within High Atlas (Fig. 1), a large mountain range in central Morocco (800 km long and 70 km wide).

This head watershed covers a surface area of about 225 km² and is characterized by a semi-arid and mountainous climate (precipitation of 360 mm/year at the outlet). Precipitations in the mountains allow supplying several big irrigated areas in the surrounding plains (Chaponnière et al., 2005; Boudhar et al., 2007; Chehbouni et al., 2008). They are very irregular in time and space, which is typical of semi-arid areas. Snowfalls occur mainly during the winter season (November to April) in the upper parts of watersheds. The contribution of snowmelt to streamflows is significant, varied from 20 to 45% of the total supplied water in the basin (Boudhar et al., 2010). The elevation ranges from 1,060 to 4,167 m, and slopes are very steep, with an average grade of 19%. The experimental data set consist in climatic data, Landsat ETM+ and MODIS images, and the SRTM Digital Elevation Model (DEM). Air temperatures were recorded by the six meteorological stations located in figure (Fig. 1). All stations are located within or in the close vicinity of the Rheraya catchment, with a large range of altitudes (1,400 m to 3,200 m) and aspects (from 20° northern to 184° southern exposures). For this study, daily maximum of air temperatures were used.

In addition to climatic data, we used in this study spatial data: thermal infrared data from ETM+ sensor (Enhanced Thematic Mapper) to compute the brightness temperature and MODIS data to estimate snow cover area. MODIS Images were ordered from September 2003 to June 2006 through the Earth Observing System (EOS) data gateway (<https://wist.echo.nasa.gov>). After filtering phase, the number of useful images is respectively 44, 52 and 82 for the seasons 2003/2004, 2004/2005 and 2005/2006 (equivalent of 1 image per week) (Boudhar, 2009).

The Digital Elevation Model (DEM) available at a 90 m spatial resolution (<http://seamless.usgs.gov/Website/Seamless/>) was used to calculate other topographic characteristics such as slope and aspect with the ENVI DEM extraction module (© 2008 ITT Visual Information Solutions). In particular, we derived from the DEM altitude, aspect and slope images at the full 90 m spatial resolution.



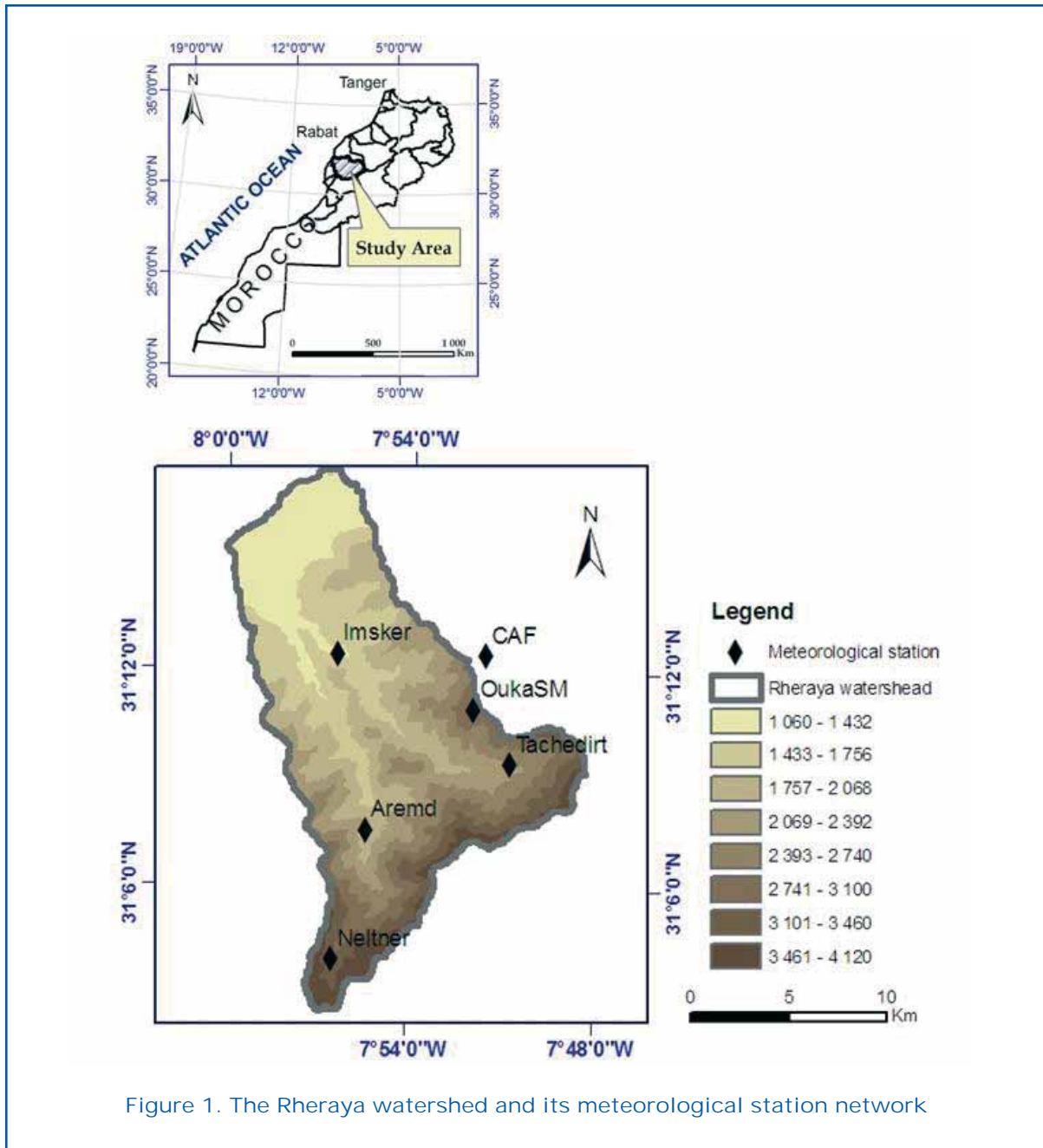


Figure 1. The Rheraya watershed and its meteorological station network

Methodology

Brightness temperature

Six images ETM+ acquired in the season 2002/2003 were used to compute the brightness temperature. For this purpose we used the following formula developed by the National Aeronautics and Space Administration to convert a digital numbers (Q_{dn}) to radiances (Eq. 1, after Markham and Barker 1986).

$$L_{(\lambda)} = 0.1238 + 0.005632156Q_{dn} \quad (\text{Eq. 1})$$

Once the spectral radiance $L(\lambda)$ is computed, the brightness temperature at the satellite level can be directly calculated either by inverting Planck's radiance function for temperature (Sospedra et al., 1998) or by using approximation formula (Eq.2, after Schott and Volchok 1985; Wukelic et al., 1989; Goetz et al., 1995) :

$$T_B = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L} + 1\right)} \quad (\text{Eq. 2})$$

where, T_B is the brightness temperature and

K_1 and K_2 are pre-launch calibration constants:
 $K_1 = 607.76 \text{ mWcm}^{-2}\text{sr}^{-1}\mu\text{m}^{-1}$ and
 $K_2 = 1260.56 \text{ degK}$, respectively
 (Schneider and Mauser, 1996).

Derivation of Maximal Air Temperature from ETM+

Maps of maximal air temperatures were established on the Rheraya watershed by combining ETM+ images and local measurements, with the assumption that air and brightness temperatures are linearly related. For each image, the brightness temperatures (T_b) of the pixels that include weather stations were extracted and compared with maximal air temperatures (T_{am}) obtained from the meteorological stations. It appears that T_b is well correlated with T_{am} , with a correlation coefficient R^2 of 0.82. T_{am} are calculated for T_b using a unique regression equation ($T_{am} = 0.7 * T_b - 3.2$) that is successively applied on each image.

Analysis of Maximal Air Temperature Variation

The maximal air temperature (T_{am}) versus elevation curves extracted for the remaining images display a pattern with lapse rates varying between $0.43^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ to $0.75^\circ\text{C}/100 \text{ m}$. These values appear consistent with that obtained from meteorological stations in 2007/2008 and with that of an international standard atmosphere ($0.65^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ according to the International Civil Aviation Organization). Also, we note that the change in air temperature with aspect follows a sinusoidal model. In this case, the sinusoidal curve is centred on about 140°C , in coherence with the sun diurnal course (the sun azimuthal angle is 165° at the time of acquisition). A deeper investigation shows that the dependence of T_{am} with aspect is function of altitude, slope and sun elevation. Fig. 2 presents the amplitude of T_{am} variations with aspects for seven altitudinal zones from 1,000 to 4,200 m (with steps of 400 m), together with slopes. Its analysis shows that variations of T_{am} with exposures match the altitudinal distribution of slopes, especially during the winter period when the sun

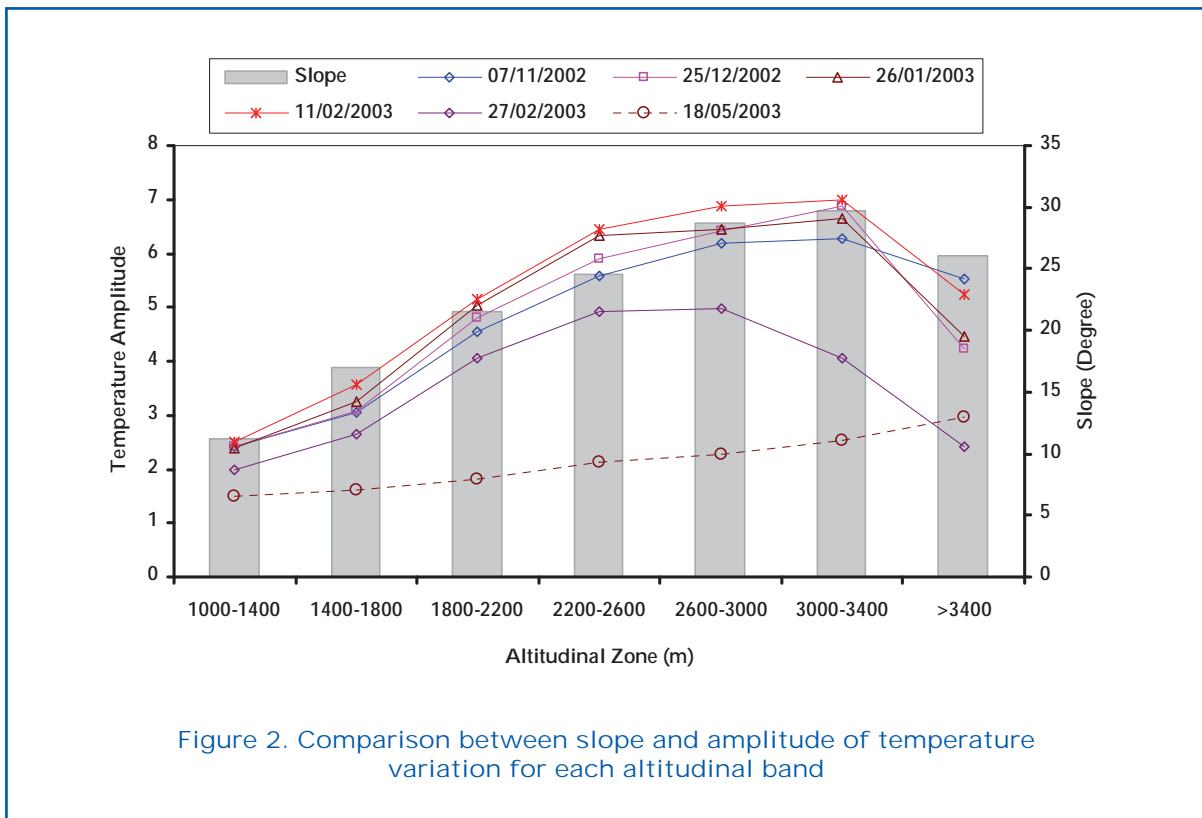


Figure 2. Comparison between slope and amplitude of temperature variation for each altitudinal band



elevation is low. For the ETM+ image acquired in May with a maximal sun elevation of 77°C, this effect appears very limited.

Spatial distribution of Air Temperature (MSPAT model)

The air temperature in any point $T_{am(i,j)}$ of the Rheraya sub catchment's is calculated from the air temperature recorded at the reference meteorological station ($T_{am}(I_{ref}, J_{ref})$) and topographical differences between this point and the reference station. These differences are accounted for using the MSPAT model with the altitude, exposition and slope extracted at the pixel (i,j) and at the location of the reference station (Eq. 3). The MSPAT is set up to obtain daily images of maximal air temperature at a 90m spatial resolution. In parallel, the lapse rate method is applied.

$$T_{am(i,j)} = T_{am(ref)} + (G \times \Delta Alt) - A \times \left[\cos\left(\frac{AS_{(i,j)}}{180} \cdot \pi\right) - \cos\left(\frac{AS_{ref}}{180} \cdot \pi\right) \right] / 2 \quad (\text{Eq. 3})$$

where :

- G is the air temperature lapse rate calculated from the two reference meteorological stations (Armed and OukaSM) at a daily time step
- $\Delta Alt = Alt_{(i,j)} - Alt_{(ref)}$ is the difference in elevation between the reference station and the pixel where air temperature is calculated.
- $AS_{(i,j)}$ and AS_{ref} are the aspect in degree of the pixel (i, j) and of the reference station, respectively.

The MSPAT model is proposed to reproduce the variation of air temperatures according to the previous analysis. For a given altitude, the model accounts for aspect, slope and sun elevation according to Eq. 4 and 5. In details, the air temperature is calculated from the temperature averaged for a given altitudinal band with a correction of the effect of exposure based on a cosine (Eq. 4). The maximal air temperature is logically supposed to be the highest when the surface is fully oriented at South (aspect of 180°). The amplitude of the cosine is adjusted as a function of the ratio of the local slope to the sun elevation (A coefficient in Eq. 5).

$$T_{am_z} = \overline{T_{am_z}} - A \times \cos\left(\frac{AS_z}{180 \times \pi}\right) \quad (\text{Eq.4})$$

$$A = 0.22 \cdot \left(\frac{SE}{SL}\right)^2 - 2.52 \cdot \left(\frac{SE}{SL}\right) + 8.37 \quad (\text{Eq. 5})$$

where:

- T_{am_z} is the maximal air temperature for a pixel of altitude z and aspect AS_z in degree,
- $\overline{T_{am_z}}$ is the mean of maximal air temperature for the altitudinal zone z ;
- A is a coefficients depending of date and altitudinal zone;
- SE and SL are the sun elevation angle and the slope, both in degree.

Estimates of Snow-Covered Areas (SCA)

The snow cover fraction (SCA) is parameterized as an asymptotically function of the snow water equivalent (SWE) according to Eq. 6 (Anderson, 1976).

$$SCA = SCA_{max} \times \tanh(100 \times SWE) \quad (\text{Eq. 6})$$

where SWE is the snow water equivalent (in mm), and SCA_{max} is the maximum allowed snow cover fraction, set to 0.95.

SWE is calculated as the balance between the accumulations processes (snowfall) and the ablation processes (snowmelt). During precipitation events, SWE is increased by the daily snowfall if the mean air temperature is below 0°C, otherwise precipitation is rain. Snowmelt is calculated with a classical temperature index described in Eq. 7.

$$M_s = \begin{cases} a \cdot (T_d - T_0), & T_d \geq T_0 \\ 0, & T_d \leq T_0 \end{cases} \quad (\text{Eq. 7})$$

where M_s is the daily bulk loss of water from the snowpack (mm/day); T_d is the mean daily air temperature (°C); T_0 is the base temperature (0°C); and a , the degree-day factor (mm/°C/day). The later is computed as 1.1 multiplied by the ratio of snow and water densities (Martinec, 1975).

Two sets of simulations are performed for years 2003/2004, 2004/2005 and 2005/2006 over the entire Rheraya watershed using a 90 m spatial grid, with the air temperature spatially distributed either with the MSPAT model (see the previous section) or with the simple lapse rate method. In both case, the precipitations are distributed using the precipitations recorded at the ARMED station and an average observed elevation gradient of 0.03 mm/100 m (Boudhar et al., 2009).

Model evaluation

Local scale

Daily maximum air temperatures modelled using MSPAT at the location of meteorological stations are evaluated against all measurements available over the Rheraya watershed, together with estimates of air temperature based on the lapse rate method (referred to as 'LRM'). The evaluation is carried out using classical statistical variables (RMSE, BIAS, and R^2).

Table 1 shows the statistical variables obtained by comparing the predictions and the measurements of daily maximum daily air temperature on an annual basis. Biases and RMSE are null for the Armed station which provides with the reference air temperature. Bias is also null for the OukaSM station since it is used for calculating the altitudinal lapse rate. From the statistics calculated on the remaining stations, we note that the performance of LRM and MSPAT models are similar, with moderate to excellent correlation (R^2 from 0.35 to 0.94), low biases (from -0.5° to 1.2°) and error varying from 1 to 3.2° . The MSPAT model works slightly better than the LRM method for 2 stations (Caf and Neltner), while appears slightly, whereas it is the opposite for 2 others (Imsker and Tachdert). The only effect between our stations is the elevation. Therefore, the correction of aspect effect with MSPAT model at the stations localisation is not possible in this case with low density of meteorological stations.

Catchment scale

The snow-covered areas derived from MODIS data and simulated with climatic data (LRM and MSPAT models) are compared for the three seasons of study (2003-2004 to 2005-2006). The two simulated snow covered area compare favourably to that derived from MODIS images. However, there is a slight underestimation of SCA simulated using the LRM method during the two previous years (2003 to 2005) and a slight overestimation of SCA simulated using the MSPAT model at the begin of the last year (December 2005). The peaks of SCA are well modelled with the two methods, even though those occurring after generalized snowfall events are clearly underestimated. This smoothing effect is due to the use of an asymptotic function between SCA and snow water equivalent.

The scatter plot between SCA simulated by the two climatic models and derived from MODIS allows to quantify the previous findings (Fig. 3). This comparison is carried out at a degraded resolution of 2 km^2 in order to limit the impact of miss-registration between MODIS and simulated SCA images. In the seasons 2004/2005 and 2005/2006, SCA modelled with LRM model are very underestimated and in 2003/2004 are not completely comparable with MODIS SCA. Whereas, we show a correction of this variation with the MSPAT model and the scatter plot of SCA are centred. The statistics results for each season are summarized in Table 2. We note

Table 1. Statistical simulation of air temperature with MSPAT model and LRM method

	Number of images	Pixels	Efficiency	LRM	MSPAT	
2003/2004	42	117	RMSE (%)	6,84	5,20	
			BIAS (%)	-0,17	-0,21	
			Regression Equation	R^2	0,80	0,88
			a	0,89	0,96	
			b	0,01	0,00	
2004/2005	52	117	RMSE (%)	9,66	6,08	
			BIAS (%)	-3,35	-0,42	
			Regression Equation	R^2	0,63	0,83
			a	1,27	0,97	
			b	0,03	0,01	
2005/2006	82	117	RMSE (%)	8,07	7,60	
			BIAS (%)	-2,28	0,11	
			Regression Equation	R^2	0,75	0,78
			a	1,08	0,93	
			b	0,02	0,00	

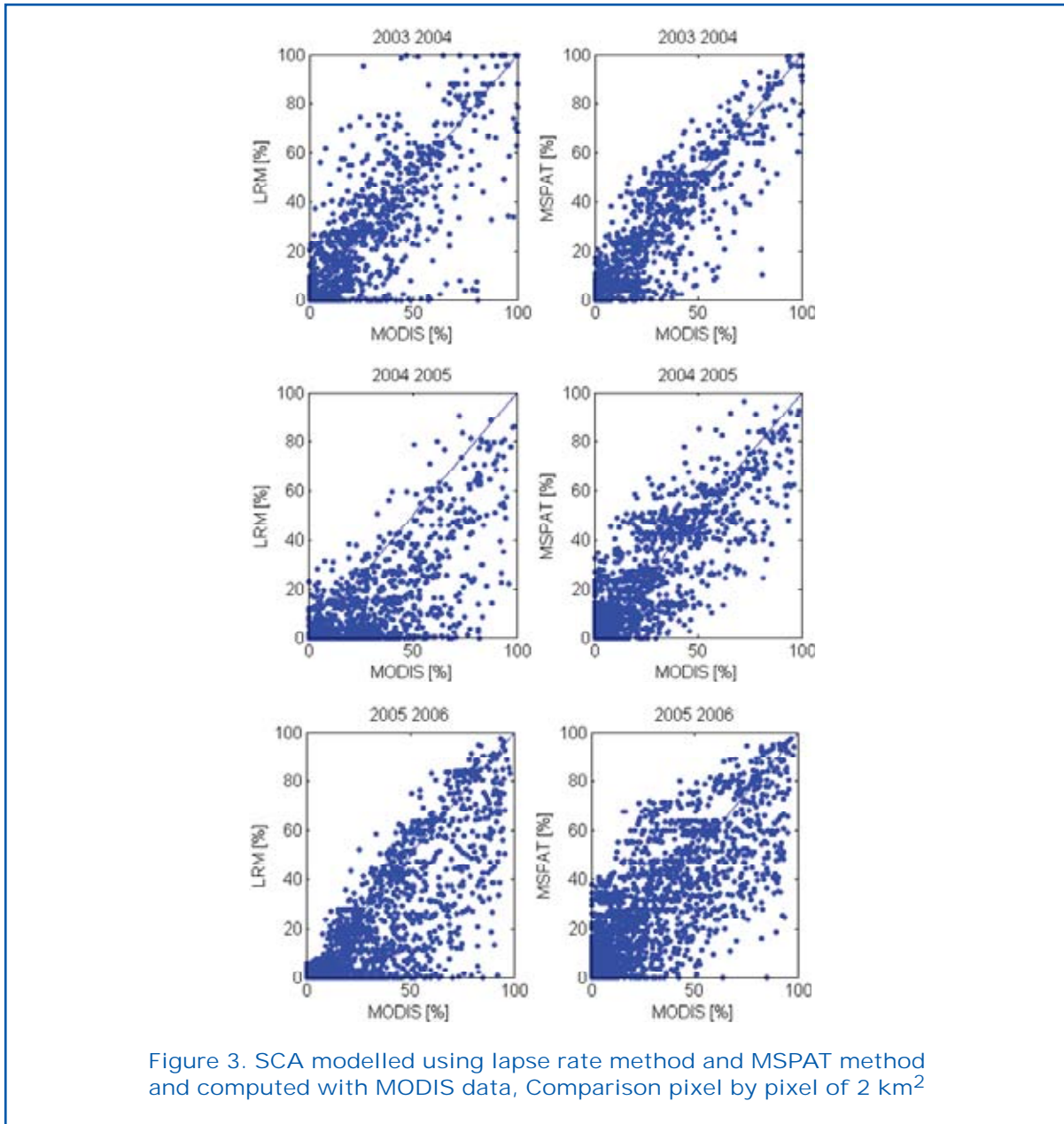


Figure 3. SCA modelled using lapse rate method and MSPAT method and computed with MODIS data, Comparison pixel by pixel of 2 km²

Table 2. Performance in snow cover area estimating using LRM and MSPAT models

		Number of images	Pixels	Efficiency	LRM	MSPAT
2003/2004	42	117	RMSE (%)		6,84	5,20
			BIAS (%)		-0,17	-0,21
			Regression Equation	R^2	0,80	0,88
				a	0,89	0,96
				b	0,01	0,00
2004/2005	52	117	RMSE (%)		9,66	6,08
			BIAS (%)		-3,35	-0,42
			Regression Equation	R^2	0,63	0,83
				a	1,27	0,97
				b	0,03	0,01
2005/2006	82	117	RMSE (%)		8,07	7,60
			BIAS (%)		-2,28	0,11
			Regression Equation	R^2	0,75	0,78
				a	1,08	0,93
				b	0,02	0,00

a remarkable improvement of the SCA modelled with MSPAT model. This amelioration is very important in the two seasons 2004/2005 and 2005/2006 with decreasing in bias by 2.9 and 1.8%, respectively.

Conclusion

This study focused on testing a method of air temperatures spatial variation, principally developed for high-relief mountain environments with scarce meteorological data. The thermal infrared band of Enhanced Thematic Mapper (ETM+) images was used to calculate the brightness temperature. The later data is compared with maximal air temperature measured in meteorological stations available, and the correlation equation obtained is served to generalize the maximal air temperature estimation in all pixels for each data ETM+.

The results of air temperature simulation with MSPAT model was compared with lapse rate model (LRM). The simulated air temperatures with two models at the available meteorological stations are similar. At the spatial scale, in the Rheraya watershed with important topography's heterogeneity, the models were evaluated using snow cover area (SCA) estimating. The last are then compared with SCA product computed from MODIS data. Results showed that MSPAT model had a considerable improvement on the modelling SCA. The approach developed here may be beneficial for hydrological applications, especially snowmelt modelling at watershed scale with scarce data.

In this study, we considerate many simplifications and assumptions to compute maximal air temperature from brightness temperature extracted from ETM+ images. We believe that the most significant simplifications were the lack of any explicit representation of vegetation and the neglect of variations in soil moisture as a function of location and slope orientation. In semi-arid climates such as those considered here, soil moisture tends to be greater and vegetation tends to be more dense on slopes that typically receive less solar radiation. In addition to ETM+ data, using other high resolution infra red products could improve the air temperature spatialization in a rugged mountain terrain.

References

- Anderson, E.-A. (1976). A point energy and mass balance model of a snow cover. Silver Spring, MD US. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Technical Report NWS 19.
- Benichou, P. LE Breton, N.O. (1987) Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques, *La Météorologie* 7ème série, 1987, 14 p.
- Bloschl, G. (1991) The influence of uncertainty in the air temperature and albedo on snowmelt. *Nordic Hydrology* 22: 95–108.
- Boudhar, A. (2009) télédétection du manteau neigeux et modélisation de la contribution des eaux de fonte des neiges aux débits des oueds du Haut Atlas de Marrakech, PhD thesis, Cadi Ayyad university (Morocco).
- Boudhar, A., Duchemin, B., Hanich, L., Chaponnière, A., Maisongrande, P., Boulet, G., Stitou, J. and Chehbouni, A. (2007) Snow covers dynamics analysis in the Moroccan High Atlas using SPOT-VEGETATION data, *Sécheresse* 18 (4): 278-88.
- Boudhar, A., Hanich, L., Boulet, G., Duchemin B., Berjamy B. and Chehbouni, A. (2009) *Hydrological Science Journal*. 54(6) 2009.
- Boudhar, A., Duchemin B., Hanich L., Jarlan L., Chaponniere A., Maisongrande, P., Boulet G. et Chehbouni A. (2010) Long-term analysis of snow-covered area in the Moroccan High- Atlas through remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 12S, 109–115.
- Brubaker K, Rango A, Kustas W. (1996) Incorporating radiation inputs into the snowmelt runoff model. *Hydrological Process* 10: 1329–1343.
- Chaponnière A et al. (2005) A combined high and low spatial resolution approach for mapping snow. *International Journal of Remote Sensing*. 2005; 26: 2755–2777.
- Chebouni, A., Escadafal, R., Boulet, G., Duchemin, B., Simonneaux, V., Dedieu, G., Mougenot, B., Khabba, S., Kharrou, H., Merlin, O., Chaponnière, A., Ezza-har, J., Erraki, S., Hoedjes, J., Hadria,

- R., Abourida, H., Cheggour, A., Raibi, F., Boudhar, A., Hanich, L., Guemouria, N., chehbouni, Ah., Oliosio, A., Jacob, F. and Sobrino, J. (2008) An integrated modelling and remote sensing approach for hydrological study in semi-arid regions: the SUDMED Program. *International Journal of Remote Sensing*, 29:5161-5181.
- Dunn, S. M., & Colohan, R. J. E. (1999). Developing the snow component of a distributed hydrological model: A step-wise approach based on multiobjective analysis. *Journal of Hydrology*, 223, 1-16.
- Hudson, G. and Wackernagel, H. (1994) Mapping temperature using kriging with external drift: theory and an example from Scotland, *Int. J. Climatol.* 14, 77±91.
- Markham, B. L., and Barker, J. L., (1986) Landsat-MSS and TM post calibration dynamic ranges, atmospheric reflectance and at-satellite temperature. *EOSAT Landsat Technical Notes 1*, (Lanham, Maryland: Earth Observation Satellite Company), pp. 3-8.
- Martinez, J. (1975) Snowmelt-runoff model for stream flow forecasts. *Nordic Hydrology* 6: 145-154.
- Richard C. and Gratton D. J. (2001) The importance of the air temperature variable for the snowmelt runoff modeling using the SRM. *Hydrol. Process.* 15, 3357-3370
- Robeson, S. M. and Willmott, C. J. (1993) 'Spherical spatial interpolation and terrestrial air temperature variability', *Proceedings Second International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Breckenridge, CO, pp. 111±115.
- Schneider, K., and Mauser, W., (1996) Processing and accuracy of Landsat Thematic Mapper data for lake surface temperature measurement. *International Journal of Remote Sensing*, 17, 2027-2041.
- Singh, P., & Singh, V. P. (2001). Snow and glacier hydrology. Dordrecht: Kluwer.
- SoÈderstroÈm, M. & Magnusson, B. (1995) Assessment of local agroclimatological conditions & a methodology, *Agric. For. Meteorol.*, 72, 243±260.
- Vogt, J.V., 1996. Land surface temperature retrieval from NOAA AVHRR data. Dans : G. D'Souza., A. Belward & J.P. Malingreau (eds.). Brussels & Luxembourg, 125-151.
- Vogt, J.V., Viau, A.A. and Paquet, F., (1997) Mapping Regional Air Temperature Fields Using Satellite Derived Surface Skin Temperatures. *International Journal of Climatology*, 17, 1559-1579.
- Wukelic, G. E., Gibbons, D. E., Martucci, L. M., and Foote, H. P., (1989) Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper Thermal Band. *Remote Sensing of Environment*, 28, 339-347.
- Willmott, C. J., Robeson, S. M. and Feddema, J. J. (1991) Influence of spatially variable instrument networks on climatic averages, *Geophys. Res. Lett.*, 18, 2249±2251.

Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et hydrochimique de la nappe des Oulad Bou Sbaâ, Province de Chichaoua, Maroc

K. Boukhari (1), A. El Mandour (1), N. Laftouhi (1) et N. Limam (2)

(1) Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Département de Géologie, Laboratoire GEOHYD

(2) Agence du Bassin Hydraulique de Tensift Marrakech (ABHT)



Résumé

Le bassin des Oulad Bou Sbaâ est situé à 25 km vers le Sud Ouest de Chichaoua, limitée par Sidi El Mokhtar au Nord, Oued M'Rameur au Nord Ouest, l'axe X= 160 m à l'Est et le Parallèle Y= 90 m au Sud. Il est caractérisé par un climat semi aride qui tend vers l'aride. L'étude géologique et géophysique ont montré la simplicité de la structure géologique et d'éclaircir la structure et la géométrie de principal aquifère du bassin (Eo-crétacé). En effet, l'analyse des forages traduit que la nappe est circulée dans un bassin de sédimentation fermé ayant l'aspect d'une large dépression (structure synclinale) et dont les bordures sont constituées par des formations calcaires secondaires et tertiaires et par des calcaires Eo-Crétacé de Chichaoua.

Sur le plan hydrogéologique, la nappe des Oulad Bou Sbaâ présente les meilleurs transmissivités qui traduisent sa bonne productivité avec des débits fournis dépassent les 15 l/s. Cependant, les mesures du niveau piézométrique, a montré que la plaine subit un changement dû aux fortes exploitations. La nappe présente également une bonne qualité chimique, avec des conductivités faibles induisant ses faibles minéralisations qui prennent différentes origines, notamment le phénomène de dissolution et/ou précipitation de la Halite qui marque une corrélation normale en ses éléments Na⁺ et Cl⁻ et qui engendre une salinité (conductivité élevée) de certains puits.

Mot clés : Plaine des Oulad Bou Sbaâ, climat semi aride, synclinal, configurations sismique, transmissivité et qualité chimique.

Introduction

Devant l'accroissement rapide de la démographie ainsi l'amélioration du niveau de vie des populations de la plaine des Oulad Bou Sbaâ, qui engendre un développement économique et social, nécessitent proportionnellement un accroissement des besoins en eau. Toutefois, la sécheresse des années successives (depuis 1980) accompagnant la rareté et l'irrégularité des apports annuels aussi bien en eaux superficiels qu'en eaux souterraines ont retardé cet accroissement (ABHT, 2006) et posent un vrai problème de gestion des ressources en eaux. Le présent travail a pour objectif d'étudier : l'effet de la

sécheresse et l'exploitation des ressources en eau sur le bilan hydrique de la nappe, la géométrie de l'aquifère en fonction de la géologie et la qualité des eaux de la nappe ainsi l'origine de sa minéralisation.

La plaine des Oulad Bou Sbaâ est située à 25 km vers le Sud Ouest de Chichaoua, limitée par Sidi El Mokhtar au Nord, Oued M'Rameur au Nord Ouest, l'axe X= 160 m à l'Est et le Parallèle Y= 90 m au Sud. Elle est caractérisée par un climat semi aride continental qui tend vers l'aridité au sens strict (Boukhari, 2008), avec des précipitations faibles et irrégulières dans le temps et dans l'espace (176 mm/an à 398 mm/an), des températures élevées principalement au cours



des mois d'été (moyenne annuelle 19.32°C) et de fortes évaporations indiquant un réchauffement continu de la plaine. Ceci agit directement sur les cours d'eau qui sont souvent à sec à cause de la faiblesse des apports hydriques (Boukhari, 2008). En effet, l'Oued Chichaoua est celui le principal cours d'eau qui est le collecteur des Oueds Ameznass, Imintanout et Seksaoua. Ce dernier , présente des débits mensuels et annuels faibles avec un régime irrégulier qui serait probablement présente une influence sur les autres oueds.

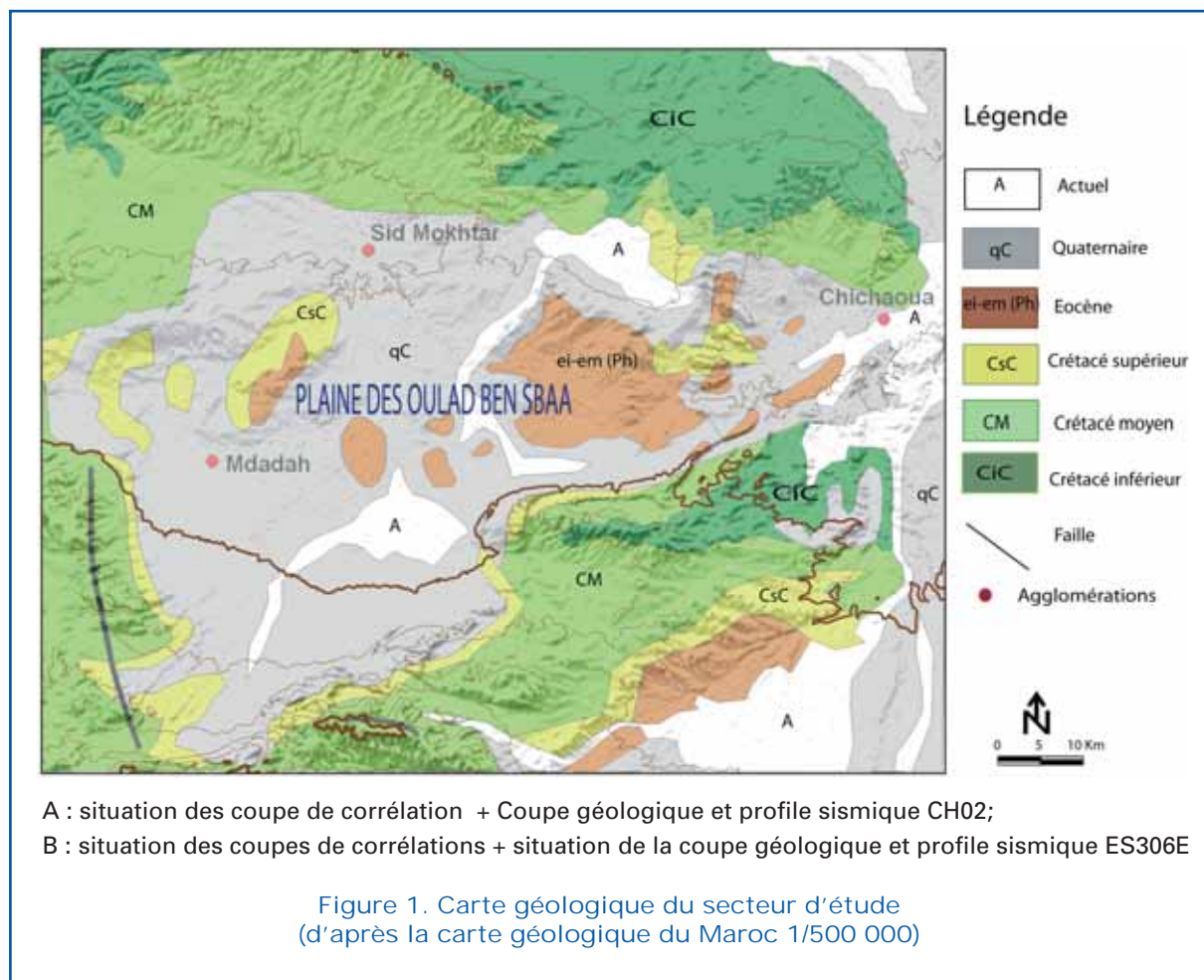
Quant au cadre géologique, La plaine est constituée d'une cuvette s'appelle cuvette de Sidi Mokhtar (Fig. 1). Elle appartient à une série de cuvettes du Haouz occidental. Ce dernier correspond a un bassin d'origine tectonique formé au tertiaire et au quaternaire (Boutayeb, 1988 ; ABHT, 1987) dont la sédimentation d'importantes formations détritiques continentales et fluviatiles (Boutayeb, 1998 ; Enanaa, 2000 ; ABHT, 1987) accumulées au Néogène et au quaternaire et issues

du démantèlement de la chaîne Atlasique (Enanaa, 2000 ; Lyakhloufi, 1994 ; Boutayeb, 1988). Le substratum de ces cuvettes formé essentiellement par les terrains paléozoïques ainsi que pour ces limites Nord et Sud (Enanaa, 2000).

Géométrie de l'aquifère

Afin de délimité géologiquement la plaine, 14 forages de profondeurs différentes et des profils sismiques ont fait l'objet des corrélations dans toutes les directions E-W et N-S. Généralement, les âges qui règnent les forages corrélés sont : le Plio Quaternaire, l'Eocène, le Crétacé moyen et le Crétacé inférieur.

D'une manière générale, les profils étudiés montrent (Fig. 2 et 3) la simplicité de la structure géologique de la plaine. La configuration géologique selon la direction Est-Ouest et du Nord-Sud, donne une variation des épaisseurs des formations géologiques. Les



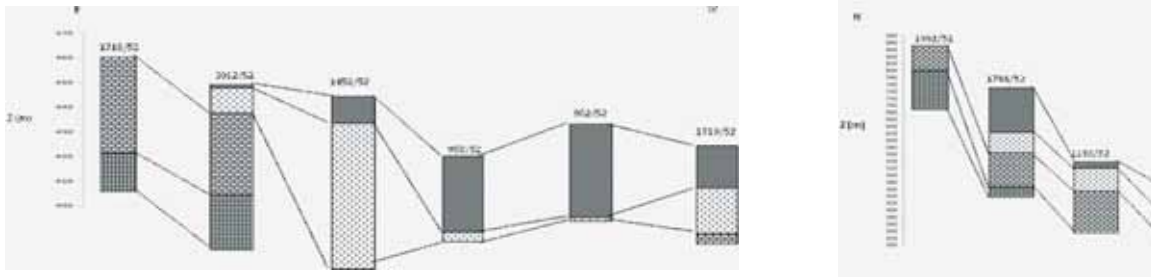


Figure 2. Corrélation latérale de faciès entre les coupes de forages de la plaine des Oulad Bou Sbâa (N-S) & (E-W)

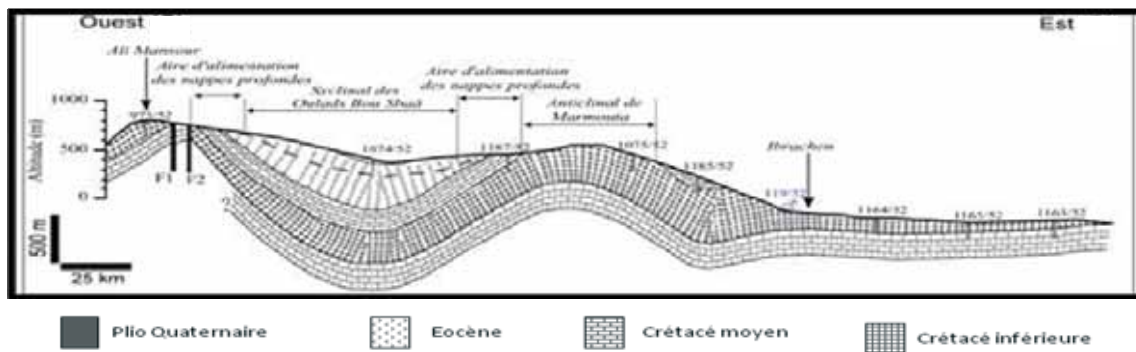


Figure 3. Schéma géologique interprétatif de la plaine des Oulad Bou Sbâa

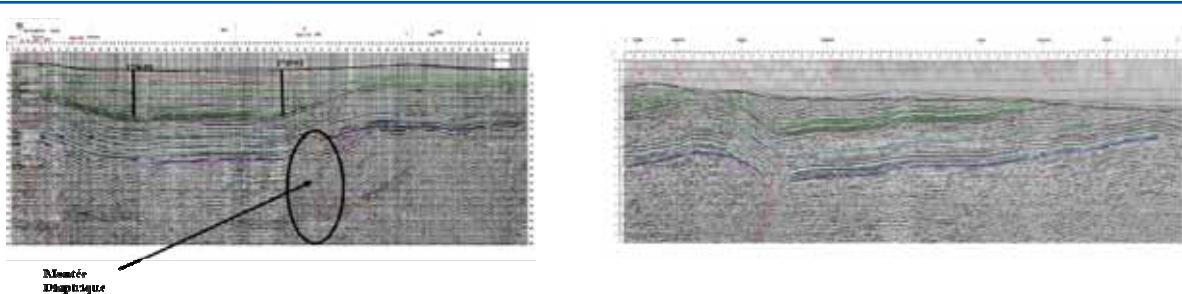


Figure 4. Profils sismiques (E-W et N-S) de la plaine des Oulad Bou Sbâa (ABHT, 2004)

remplissages plio-quaternaires se localisent au niveau de la dépression des Oulad Bou Sbaâ, ils reposent sur les marnes conglomératiques imperméables du Mio-Pliocène. L'approche géophysique (étude sismique) a montré que la plaine des Oulad Bou Sbaâ présente une structure d'une cuvette superposée sur un socle Primaire avec, une couverture Quaternaire superposé sur l'Eocène, le Crétacé moyen, le Crétacé inférieur et le

Jurassique. L'approche sismique confirme l'idée que la plaine des Oulad Bou Sbaâ est structurée en un synclinal limitée par les calcaires du Crétacé inférieur grâce à ses réflecteurs sigmoïdes et obliques, renseignant ainsi sur la variation latérale des épaisseurs des faciès. Les configurations parallèles, chaotiques et sourdes traduisant des lithologies qui sont similaires à celle trouvés dans les forages interprétés, montrant une variation

latérale importante des faciès en allant de l'Est vers l'Ouest ou du Nord vers le Sud (Fig. 4), témoignant ainsi la simplicité de la géomorphologie du bassin des Oulad Bou Sbaâ.

Cadre hydrogéologique et hydrochimique

La plaine des Oulad Bou Sbaâ, est définie par une nappe profonde et productive (Boukhari, 2008 ; Enanaa, 2000 ; Sinan, 2000), qui s'écoule dans les formations éocène. Des études hydrogéologiques ont pu montrer que la nappe Eocène de cette plaine peut mobiliser un débit de 150 l/s (Enquête 1987, ABHT in Boukhari 2008), de nombreux forages réalisés dans la cuvette de Mejjate ont confirmés l'importance de cette nappe. Les argiles imperméables constituent le substratum de la nappe (Boukhari, 2008). La nappe des Oulad Bou Sbaâ s'étend sur la quasi-totalité de la plaine de Mejjate, sur une superficie estimée à 540–600 km² (Moukhchane, 1983). Il est limité par l'Oued T ensift au Nord, la nappe du Haouz-Mejjate à l'Est, la nappe Meskala-Kourimate à l'Ouest et le Haut-Atlas au Sud. Quant aux extensions

lithologiques, la nappe est limitée au Nord-Ouest par les calcaires du Jurassique, à l'Est et au Sud par les assises calcaires et marno-calcaires du Crétacé et à l'Ouest par la ligne de partage des eaux (Enanaa, 2000).

Évolution de la profondeur de la nappe

Sept forages ont fait l'objet de traitement d'une base de données des profondeurs qui sont enregistrés chaque trois mois par les techniciens de l'ABHT avec une durée qui varie d'une année jusqu'à six ans selon la date de son installation (Fig. 5).

Le niveau piézométrique

Les mesures du niveau piézométrique ont été effectuées dans la zone d'étude avec 21 puits éparpillés dans la région. D'après la carte piézométrique (Fig. 6), on remarque que l'écoulement de la nappe des Oulad Bou Sbaâ se fait vers le NE pour rejoindre la vallée de oued Chichaoua (cuvette de l'oued El Biod), vers le N au droit de Sidi El Mokhtar et vers le NW au droit de l'oued M'rameur (Boukhari, 2002 ; 2008). Or, la nappe a connu une exploitation intense qui apparaît surtout

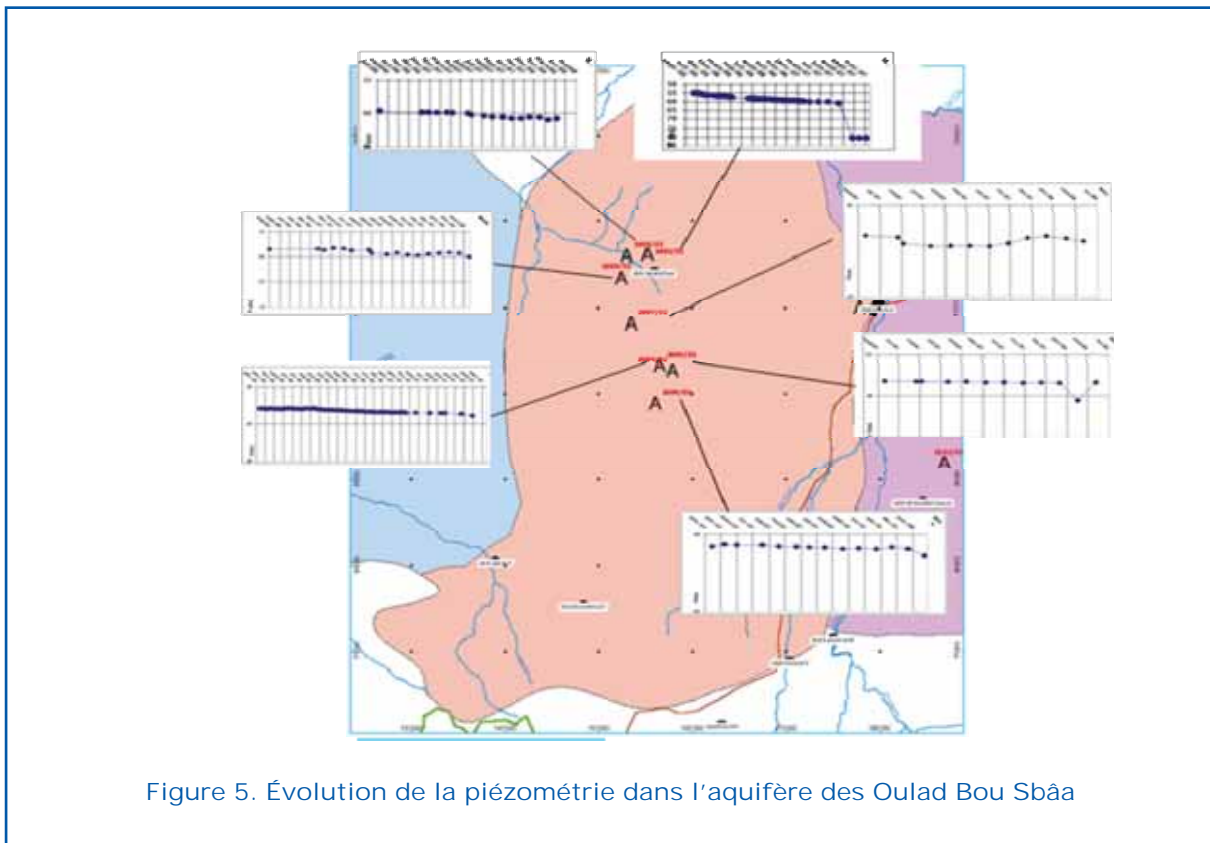


Figure 5. Évolution de la piézométrie dans l'aquifère des Oulad Bou Sbaâ

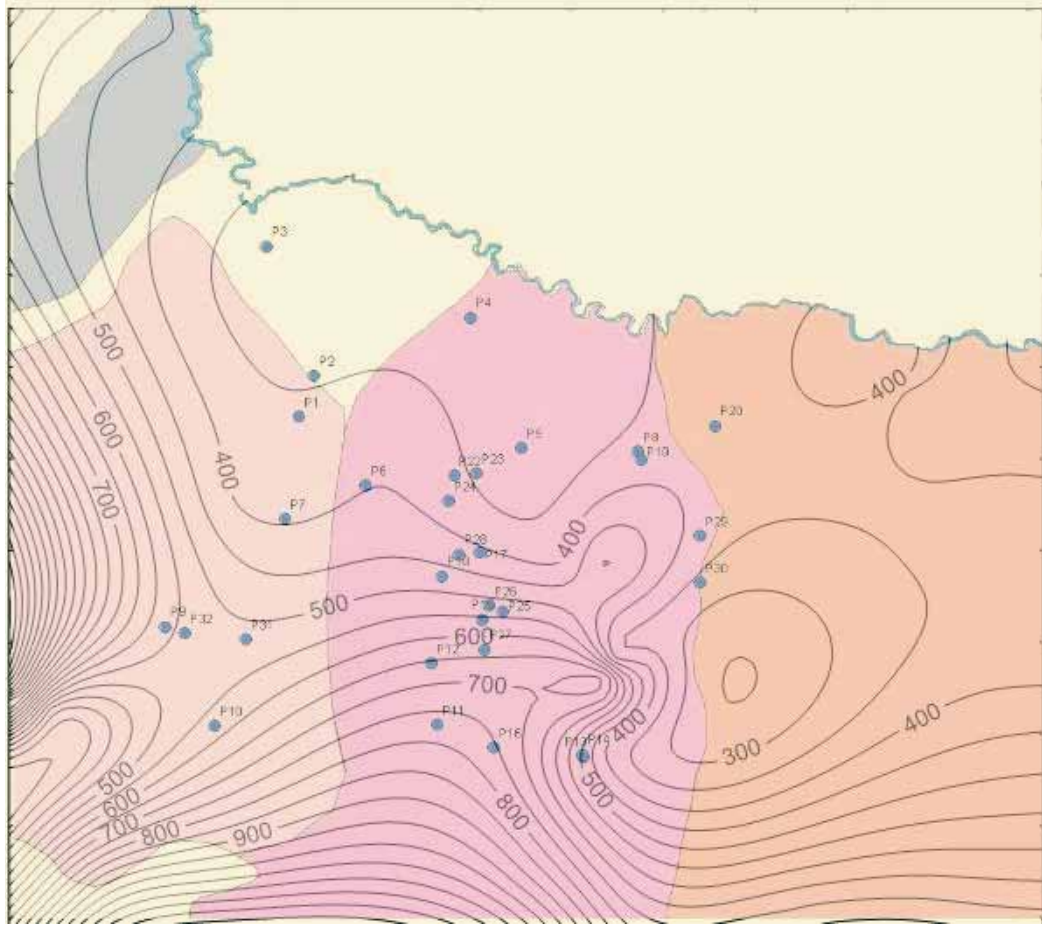


Figure 6. Carte du niveau piézométrique e la nappe des Oulad Ben Sbâa

au niveau de Tlet el Hanchane et au sud de Sidi Mokhtar où les courbes piézométriques sont serrées. De plus, on observe que ces courbes convergent surtout à la proximité de l'oued Tensift, ce qui traduit que l'oued alimente la nappe des Oulad Bou Sbaâ.

Paramètres hydrodynamiques

Les valeurs de transmissivité au niveau de la plaine des Oulad Bou Sbaâ varient de 10^{-3} à plus de 10^{-2} m²/s au niveau de Sidi El Mokhtar (Boukhari, 2008), et de 5×10^{-4} à 3×10^{-3} au Sud de la plaine (Haut-Atlas) (Enanaa, 2000), avec Les meilleurs valeurs se trouvent de part et d'autre de l'axe de Marmouta et dans la plaine des Oulad Bou Sbaâ qui traduisent la bonne productivité de la nappe avec les débits fournis dépassent 15 l/s (Boukhari, 2008). La perméabilité est bonne. Elle est généralement supérieure à 3×10^{-5} m/s (Boukhari, 2008). Quant au coefficient d'em-

magasinement, il est de l'ordre de 5 % au niveau de la plaine des Oulad Bou Sbaâ (Enanaa, 2000). Enfin, le gradient hydraulique est diminué progressivement en allant du Sud (2%) vers le Nord (5%). La carte piézométrique montre une continuité hydraulique qui nous permet de déduire que le système est peut être considéré comme un système multicouche (Boukhari, 2008).

Qualité des eaux de la nappe des Oulad Bou Sbaâ

Composition chimique

Pour mieux avoir une idée sur la chimie des eaux de la nappe des Oulad Bou Sbaâ, nous avons réalisé un diagramme radial (Fig. 7) à partir des moyennes des éléments majeurs analysés en meq/l.

Ce diagramme montre que ces eaux ont des teneurs: élevées en Chlorures, Magnésium et Calcium, moyennes en Sodium, Sulfates et

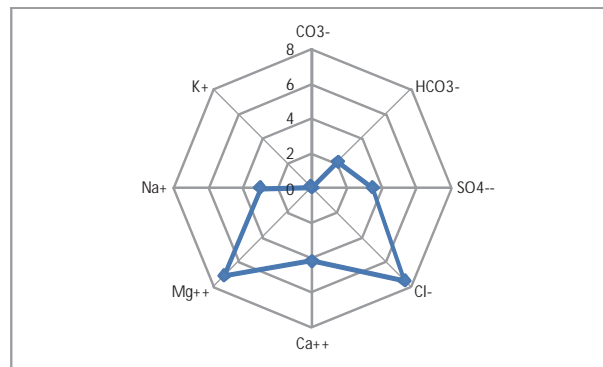


Figure 7. Composition chimique des eaux de la nappe des Oulad Bou Sbaâ

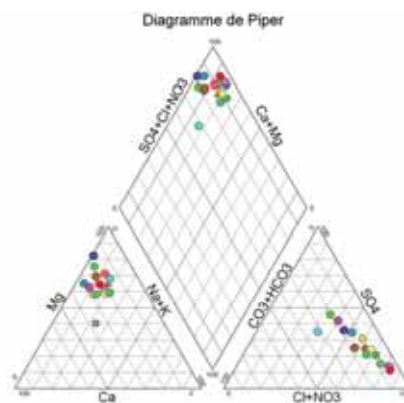


Figure 8. Faciès chimique des eaux des puits échantillonnés de la nappe des Oulad Bou Sbaâ

Bicarbonates et faibles voir nulles en Potassium et Carbonates.

Faciès chimique

Afin de déterminer le faciès chimique des eaux de la nappe des Oulad Bou Sbaâ, on a utilisé le diagramme de Piper du logiciel Aquachime qui nous a permis de projeter tous les échantillons sur le même diagramme.

L'analyse de ce diagramme (Fig. 8) montre que les eaux de la nappe des Oulad Bou Sbaâ présentent un faciès chloruré et sulfaté et magnésien.

Discussion et conclusion

La plaine des Oulad Bou Sbaâ connaît un développement socio-économique depuis les années 80. Elle est caractérisée par un climat semi aride qui tend vers aride, des précipitations faibles et variables dans le temps

et dans l'espace, des températures élevées et de fortes évaporations. Ceci agit directement sur les cours d'eau qui sont souvent à sec à cause de la faiblesse des apports hydriques (Boukhari, 2008).

L'exploitation et l'interprétation de la base de données géologiques et géophysiques ont permis de montrer la simplicité de la structure géologique et d'éclaircir la structure et la géométrie de principal aquifère du bassin (Eo-crétacé). En effet, l'extrait de la carte géologique à partir des forages a montré que la nappe circule dans un bassin de sédimentation fermé ayant l'aspect d'une large dépression (structure synclinale) et dont les bordures sont constituées par des formations calcaires secondaires et tertiaires ayant un pendage vers le Sud et par des calcaires Eo-Crétacé de Chichaoua, dont le pendage est vers l'Ouest. Ces calcaires à matrice marneuse, constituent une limite imperméable de cette nappe (Enanaa, 2000).

Sur le plan hydrogéologique, la nappe des

Oulad Bou Sbaâ présente des meilleurs transmissivités ($10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$) (Boukhari, 2008), traduisant sa bonne productivité, ceci montre les fortes potentialités de ce réservoir pour le secteur d'étude. Cependant, un changement du niveau piézométrique dû aux fortes exploitations au niveau de Sidi Mokhtar et au niveau de Tlet el Hanchane induisant une augmentation de profondeur remarquable dans toute la plaine.

L'analyse hydrochimique a permis de contribuer la qualité chimique des eaux de nappe des Oulad Bou Sbaâ. En effet, l'analyse des éléments majeurs des différents échantillons (Fig. 9) et (Tab.1 et 2) a montré que la nappe a une bonne qualité chimique avec des conductivités faibles. Cependant, certains puits montrent une conductivité élevée qui pourrait être due à la teneur élevée de Na^+ et Cl^- et qui proviennent du phénomène de dissolution et/ou précipitation de l'Halite (Fig. 9). Elle nous a permis également d'affirmer la contamination des eaux de surface et de même celles de la nappe de recouvrement, suite à l'infiltration directe des contaminants avec l'aquifère Plio-quadernaire (Boukhari, 2008). En effet, cette étude a révélé qu'au niveau de la plaine des Oulad Bou Sbaâ, les eaux pluviales et celles superficielles chargées en CO_2 atmosphérique s'infiltrèrent rapidement et s'enrichit d'avantage en CO_2 provient du sol et altère les roches encaissantes notamment l'Halite provenant du diapirisme Permo-Triasique, ces eaux se trouvent relativement enrichies en Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} ... etc. avec une pression partielle de CO_2 relativement élevée. Lors de son chemin, l'eau provient sursaturé vis-à-vis de l'Halite, ce qui leur donne l'aspect incrustante (Tab. 2). Les sels se précipitent et les concentrations en Na^+ et Cl^- se diminuent, ce qui explique les faibles teneurs de ces éléments et par conséquent les faibles conductivités.

Références bibliographiques

- Agence du Bassin Hydraulique de Tensift (ABHT)., (2006). L'avenir de l'eau, l'affaire de tous. Débat nationale sur l'eau.
- Agence du Bassin Hydraulique de Tensift (ABHT). (2004). Etude de synthèse des données géophysiques dans la plaine de Mejjate et Oulad Bou Sbaâ. 2004.
- Agence du Bassin Hydraulique de Tensift (ABHT). (1987). Etude du plan directeur intégré d'aménagement des eaux du bassin de Tensift. Octobre 1987.
- Boukhari K., (2008). La plaine de Mejjate et sa bordure occidentale ; Actualisation des connaissances hydrogéologiques et vision perspective de la mobilisation des ressources en eau. Thèse ès Science, Univ. Cadi Ayyad, Faculté des Science Semlalia Marrakech.
- Boutayeb K., (1988). Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines du Haouz (Marrakech). Thèse de 3^{ème} cycle. Univ. Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia Marrakech.
- Enanaa N., (2000). Etude hydroclimatologique et hydrogéologique des aquifères de la plaine de Mejjate et sa bordure occidentale ; simulation numérique des écoulements souterrains de la plaine de Mejjate (Maroc). Thèse ès Science, Univ. Tunis II, Faculté des Sciences de Tunis.
- Lyakhloufi S., (1994). Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de Mejjate et sa bordure occidentale. Thèse de 3^e cycle, Univ. Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia Marrakech.
- Moukhchane M., (1983). Contribution à l'étude des réservoirs aquifères profonds de la bordure Nord de l'Atlas entre Demnat et Imin'Tanout (Maroc). Thèse de 3^e cycle, Univ. De Franche-compte, Faculté des Sciences et Techniques.

Hydrochemical Characteristics of Mioplio-Quaternary Groundwater and its Suitability in the Agricultural Area of Djelfa (Algeria)

F. Bouteldjaoui ⁽¹⁾, M. Bessenasse ⁽²⁾ and A. Kettab ⁽³⁾

(1) Faculty of Nature and Life Sciences, Djelfa University; email theldjaoui@yahoo.fr

(2) Saad Dahlab University (Blida)

(3) Higher National Polytechnic School of Algiers



Abstract

Djelfa is located in the South of Algeria. The area is situated between 3° 4' to 34° 90' N Latitude and 3° 21' to 3° 70' E Longitude. The study area is characterized by a semi arid climate; the annual average rainfall is lowest than 300 mm. In this region groundwater resources are a key factor particularly for the planning of the sustainable regional development of agriculture, as well as for socio-economic development in general.

The aim of this study was to do a preliminary assessment of the hydrochemical ground water quality of the 'MioPlio-Quaternary' aquifer of Djelfa. This aquifer plays a very important role, and its ground water resources are developed for water supply and irrigation. The study of the hydrochemical characteristics and the suitability of the groundwater for Irrigation prove therefore necessary . In this sense, two countryside of sampling have been realized in May and October 2007. The present work concerns the spatial distribution of physicochemical parameters in the groundwater The thirty water samples collected, were subjected to analysis of major chemical elements (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, pH, electrical conductivity and temperature). The results of hydrochemical study of groundwater of the aquifer (MioPlio-Quaternary) shows that the dominance of Sulfato magnesian and Sulfato -calcic hydrochemical facies. In addition, the study of the suitability of water for irrigation uses. Show that the majority of groundwater samples are grouped within C2-S1 and C3-S1 classes without major risk of alkalisation.

Keywords: Mioplio-quaternary, Hydrochemistry, PCA, Irrigation.

Introduction

In the steppe area of Algeria, groundwater is the major source of water resources for most uses. The study area under a climate semi arid is characterized by a scarcity of the water resources, the strong irregularity as well space, as temporal and the degradation of water quality due to the human activity. The study area is one of the agricultural and pastoral region, knows an important economic advancement recently. The development of the agricultural activities and a rapid growth in population and urbanization were

associated by a continuous growth in more demand of water for agriculture and domestic activities. Consequently the groundwater is very requested to satisfy these needs. According to the hydrogeological investigations, the study area comprises several aquifers: Plio-Quaternary, Turonian, Albian, Barremian. Many questions are currently put about the importance of the exploited underground resources and about their physico-chemical quality. Within the framework of this work, is the hydrochemical study of groundwater of the Plio-Quaternary aquifer, will allow the identification of the various



hydrochemical facies of water, their quality. In addition it makes it possible to study the spatial variation of the physicochemical parameters and to estimate their origin, by correlating them with geology. It should be noted that the hydrochemical charts of spatial variation obtained could be used by the decision makers of the services hydraulics to be able to select the zones favorable to realize a wells of agriculture, in accordance with the international standards of irrigation water quality. [1], [9].

Study area

The study area (Synclinal North of Djelfa) is located in the high plateaus centers region of Southern Algeria (Fig. 1), between 3° 4' to 34° 90' North latitude and 3° 21' to 3° 70' longitude. The climate of the study area is considered to be semi-arid, the annual precipitation being approximately 300 mm.

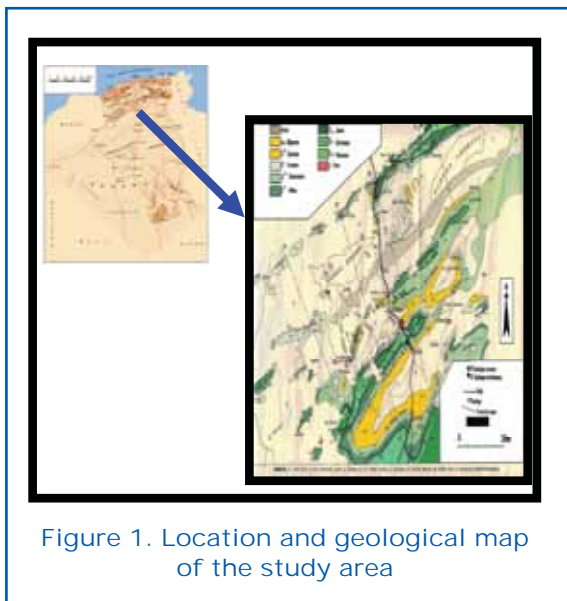


Figure 1. Location and geological map of the study area

Hydrology

The study area belongs to sub-basin of the wadi Djelfa-Hadjia. It is part of the the large area catchment of large will Zahrez. It belongs to the upstream part of under catchment area, represented by the mounts of Ouleds Nails. The drainage system of Zahrez basin is characterized by strongly arranged hierarchically by the rivers and conditioned by the structure of the basin. The western part of synclinal of Djelfa and the zone located at North until (Rocher de

sel) is drained by main wadi of Djelfa, wich cover an area of 1,294 km². The main wadi of Djelfa has its own tributaries, such as W adi Mahellem, W adi El-Haoud, Wadi Msekka, W adi Benaam, W adi Mellah. [1], [9].

Hydroclimatic conditions

The climatological reference in the study area is the Djelfa Meteorological station, which is located on the longitude 3° 23' East and the latitude 34° 20' North and at an elevation of 1,180.5 m. [10]

Aridity of the study area

The evaluation of the aridity of the study area, based on the aridity index from Martone, is identified as:

$$I = P / (10 + T)$$

where:

P = the mean annual precipitation (mm)

T = mean annual air temperature (°C).

The value of the index of Martone calculated is $I = 12.93$, what makes it possible to classify the climatic regions of the study area in semi-arid. In addition, the diagram of Bagnouls and Gausson of the study area, during the period (1995-2007) (Fig. 2) shows that the duration dry season is three months (June, July, August). The wet season extends from seven months, from January to May and October to December.

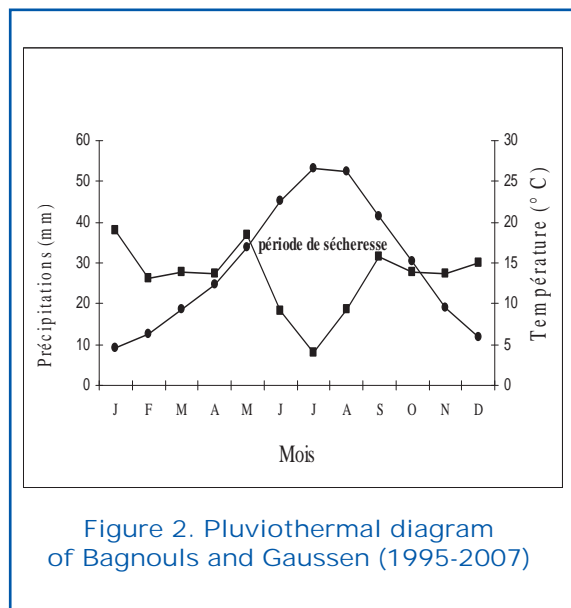


Figure 2. Pluviothermal diagram of Bagnouls and Gausson (1995-2007)



Statistical analysis of the meteorological parameters

The results of the statistical analysis of the climatic parameters recorded in the Djelfa Meteorological station are shown in the Table 1. [10]

The climate of the study area is characterized by a low and irregular precipitation, with an average annual precipitation range from 200 to 300 mm.

The average annual temperature during the period (1995-2007) is 14.66 °C; the highest value is 26.56 °C and the lowest value is 4.60 °C.

These results show that the average monthly rainfall in the study area varies between 8.06 mm to 38.12 mm with a mean of 26.47 mm; the values of the standard deviation and the coefficient of variation (CV) are respectively 8.59 and 0.31.

During the period (1995-2007) the monthly mean temperature ranges between 4.60 °C to 26.56 °C, with a mean of 14.66 °C. The values of the standard deviation and coefficient of variation are respectively 7.91 and 0.54.

In addition, the monthly mean evaporation varies between 45.70 to 291.97 mm, with an average of 145.03 mm, the values of the standard deviation and the coefficient of variation are respectively 84.81 and 0.58.

Geology and Hydrogeology

The area of Djelfa belongs to the mounts of Ouled Na I, located to the central part of the Sahara Atlas. Characterized by direction towards: South-West and North-East. This mounts begins after the crossed the chotts of Zahrez. The study area is characterized by the presence of geological formations of different age, such as Jurassic, cretaceous, tertiary and quaternary (Fig. 1). These formations are limited in the North by the high plateaus and the South by the Saharan platform. The major aquifers formations in the Djelfa area are: Barremian, Albian, Turonian and Plio-Quaternary. [1]

Materials and Methods

Groundwater sampling and analytical techniques

Groundwater samples were collected from the Plio-Quaternary aquifer during two field campaigns (May 2005 and October 2005). Water temperature, electrical conductivity (EC), and pH were measured in situ. Determination of major cations (Ca, Mg, Na, K) and anions (Cl, SO₄, NO₃) of the water samples were made using the analytical methods shown in Table 2. The accuracy of the chemical analysis was verified by calculating ion-balance errors (< 10%). [4], [5]

Table 1. Descriptive statistics of the monthly climatic data (1995-2007)

<i>Climatic parameters</i>	<i>Max</i>	<i>Min</i>	<i>Means</i>	<i>Standard deviation</i>	<i>CV</i>
Precipitations	38.12	8.06	26.47	8.29	0.31
Temperatures	26.56	4.60	14.66	7.91	0.54
Relative humidity	75.65	36.78	58.43	13.06	0.22
Evaporation	291.97	45.70	145.03	84.81	0.58
Wind Speed	4.79	3.37	4.01	0.45	0.11
Sun shine duration	321.70	168.87	244.32	53.00	0.22

Table 2. Methods used for chemical analysis of groundwater samples in study area

<i>Chemical Parameters</i>	<i>Methods</i>
pH	pH meter
Electrical conductivity (EC)	EC meter
Calcium (Ca ²⁺)	Titration with EDTA
Magnesium (Mg ²⁺)	Titration with EDTA
Sodium (Na ⁺)	Flame photometer
Potassium (K ⁺)	Flame photometer
Bicarbonate HCO ₃ ⁻	Titration with HCl
Chloride (Cl)	Titration with AgNO ₃
Sulphate SO ₄ ²⁻	Spectrophotometer
Nitrate NO ₃ ⁻	Spectrophotometer

Results and discussions

Statistical analysis

The statistical software (Statistica version 6) was utilized for the descriptive and multivariate statistical analyses – hierarchical cluster analysis (HCA) and principal component ana-

lysis (PCA) to support the conventional hydrochemical techniques. Nine hydrochemical variables (EC, Na, k, Ca, Mg, Cl, HCO₃, NO₃ and SO₄) were utilized in the statistical analyses. [2], [8]

Tables 3 and 4 illustrates the summary statistics of physicochemical parameters of groundwater of study are.

Table 3. Summary statistics of the hydrochemical variables (mg/l) (Period May 2007)

<i>Parameter</i>	<i>T°</i>	<i>pH</i>	<i>SAR</i>	<i>CE</i> ($\mu\text{S/cm}$)	<i>SO₄</i>	<i>HCO₃</i>	<i>Cl</i>	<i>NO₃</i>	<i>Ca⁺⁺</i>	<i>Na⁺</i>	<i>K⁺</i>	<i>Mg⁺⁺</i>
Max	20.60	8.00	1.62	1,323.24	1,355.12	335.50	395.40	46.90	364.73	248	39.51	198.24
Min	10.20	7.08	0.08	546.62	414.24	97.60	86.18	16.50	104.21	17.50	12.35	49.57
Average	17.06	7.51	0.64	934.59	759.97	145.59	184.20	31.75	211.09	132.54	24.24	142.15
Standard deviation	2.21	0.24	0.39	231.89	315.96	63.78	96.91	9.77	70.70	72.34	9.69	44.54
CV	0.13	0.03	0.62	0.25	0.42	0.44	0.53	0.31	0.33	0.55	0.40	0.31

Table 4. Summary statistics of the hydrochemical variables (mg/l) (Period October 2007)

<i>Parameter</i>	<i>T°</i>	<i>pH</i>	<i>SAR</i>	<i>CE</i> ($\mu\text{S/cm}$)	<i>SO₄</i>	<i>HCO₃</i>	<i>Cl</i>	<i>NO₃</i>	<i>Ca⁺⁺</i>	<i>Na⁺</i>	<i>K⁺</i>	<i>Mg⁺⁺</i>
Max	20.60	8.00	1.62	1,601.77	1,422.88	316.55	508.76	54.86	399	286	42.48	319.78
Min	10.20	7.08	0.08	664.52	384.21	112.50	91.25	25.41	104.21	23.57	14.74	118.04
Average	17.06	7.51	0.64	1,089.52	959.73	172.35	275.32	39.34	258.65	163	28.45	186.44
Standard deviation	2.21	0.24	0.39	291.28	290.33	60.22	123.31	9.19	72.73	78.24	8.93	45.92
CV	0.13	0.03	0.62	0.27	0.30	0.35	0.45	0.23	0.28	0.48	0.31	0.25



The chemical results of the analysis of the whole of the water points show that the near total of the physicochemical parameters of the values of CV lower than 50% thus characterizing the homogeneity of the series of the data. The values of the temperature of the groundwater range from 10 to 20.6 °C, with an average value of 17 °C (period May 2005). The pH value range from 7.03 and 8, with an average value of 7.51 (Period May 2005). In addition, the electric conductivity of groundwater sample range from 546.62 to 1601.77 µs/cm, with a mean of 1229.26 µs/cm. Magnesium concentrations varied from 118.04 to 319.78 mg/l, with an average value of 118.04 mg/l. Calcium concentrations range from 104.21 to 399 mg/l, with an average value of 258.65 mg/l. Sodium and Potassium values ranging from 23.57 to 286 mg/l, and 14.74 to 42.48 mg/l, with a mean of 163 and 28.45 mg/l respectively. Chloride values ranged from 91.25 to 508.76 mg/l, with an average value of

275.32 mg/l. Sulphate and nitrate concentrations varied from 384.21 and 1422.88 mg/l, and 25.41 and 54.86 mg/l, with an average value of 959.73 and 39.34 mg/l respectively. The bicarbonate concentrations ranged from 112.50 to 316.55 mg/l, with a mean of 172.35 mg/l. The SAR values varied from 0.08 to 1.62, with an average value of 0.64, and standard deviation of 0.39 coefficient of variation of 0.46.

Correlation Matrix

The correlation matrix, given in Tables 5 and 6, shows that there is a positive correlation between an electrical conductivity and such calcium as well as the sulphate anion ($0.77 < r < 0.93$). In contrast, there is little positive correlation between electrical conductivity and potassium ($0.45 < r < 0.51$). In addition, of another good positive correlation ($r = 0.80$) was observed between sulphate and calcium, indicating a gypseous origin.

Table 5. Matrix of correlation between hydrochemical parameters for synclinal aquifer of Djelfa (period May 2007)

	EC	Ca	Mg	Na	K	Cl	HCO ₃	NO ₃	SO ₄
EC	1.00								
Ca	0.77	1.00							
Mg	0.22	-0.03	1.00						
Na	0.28	0.27	-0.21	1.00					
K	0.51	0.42	0.18	-0.01	1.00				
Cl	0.01	-0.13	0.74	0.16	-0.07	1.00			
HCO ₃	-0.15	-0.13	0.20	0.22	-0.25	0.37	1.00		
NO ₃	0.26	0.32	0.30	0.16	-0.11	0.28	0.28	1.00	
SO ₄	0.81	0.80	-0.11	0.35	0.51	-0.34	-0.40	0.08	1.00

Table 6. Matrix of correlation between hydrochemical parameters for synclinal aquifer of Djelfa (period October 2007)

	EC	Ca	Mg	Na	K	Cl	HCO ₃	NO ₃	SO ₄
EC	1.00								
Ca	0.86	1.00							
Mg	0.37	0.22	1.00						
Na	0.27	0.17	-0.53	1.00					
K	0.45	0.30	0.17	0.18	1.00				
Cl	-0.11	-0.11	0.19	-0.12	-0.08	1.00			
HCO ₃	-0.04	0.00	0.04	0.37	0.07	0.03	1.00		
NO ₃	-0.23	-0.27	0.16	-0.12	0.10	-0.15	0.15	1.00	
SO ₄	0.93	0.80	0.25	0.21	0.40	-0.40	-0.25	-0.22	1.00

Principal Components Analysis

In order to characterize further the physical behaviour of sampled sites, hereafter referred to as 'Individuals', principal component analysis (PCA) was applied. The analysis was carried out with the aid of statistical software (Statistica version 6) [3]. The results of the principal component analysis (ACP) concerned nine physico-chemical parameters: electric conductivity, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , K^+ is presented in Fig. 3. The factorial axis I expresses 35.54% of the variance, this axis is defined by variables such as: EC, Ca and SO_4 . This axis indicates the mechanisms that responsible for the acquisition of the mineralization associated to the geological origin, by dissolution of the gypseous formations ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) [13], [9]. The Axis II expresses 24.50% of the

variance and groups together the variables NO_3^- and Cl^- . This axis gives information on the water mineralization by anthropogenic pollution. [7], [11], [12]

Piper Diagrams: The results of chemical analysis of groundwater samples collected from the study area for May 2007 and October 2007 were plotted in Piper diagram (Fig. 4). This diagram indicates two main hydrochemical facies of groundwater types are differentiated in the Plio-Quaternary aquifer: calcic sulphated facies and magnesian sulphated facies. There is not significant change in the hydrochemical facies noticed during the study period, which indicates that most of the major ions are natural in origin. The predominance of these hydrochemical facies, is explained by the dissolution of the gypseous formations and the carbonated formations with strong magnesium contents.

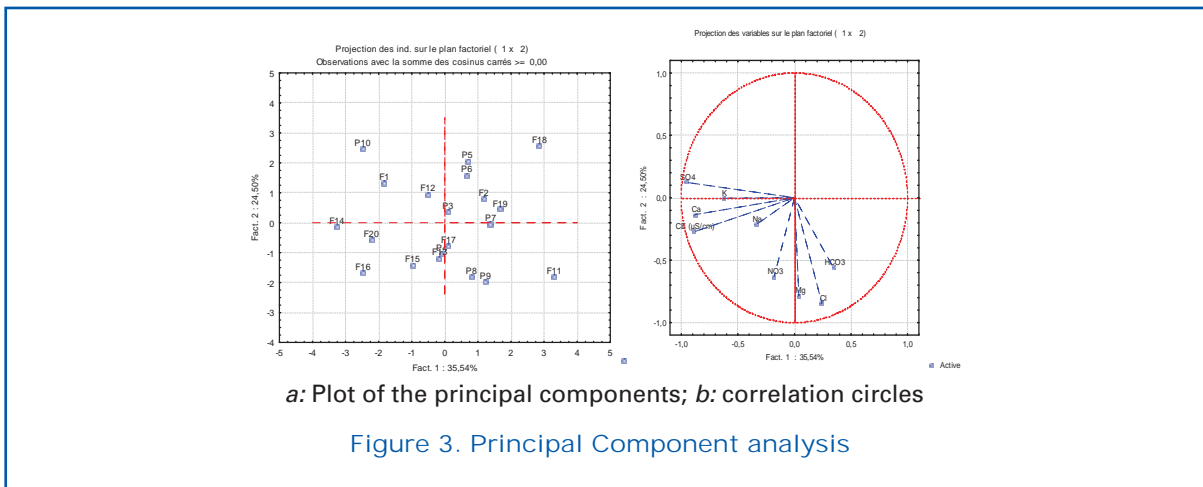


Figure 3. Principal Component analysis

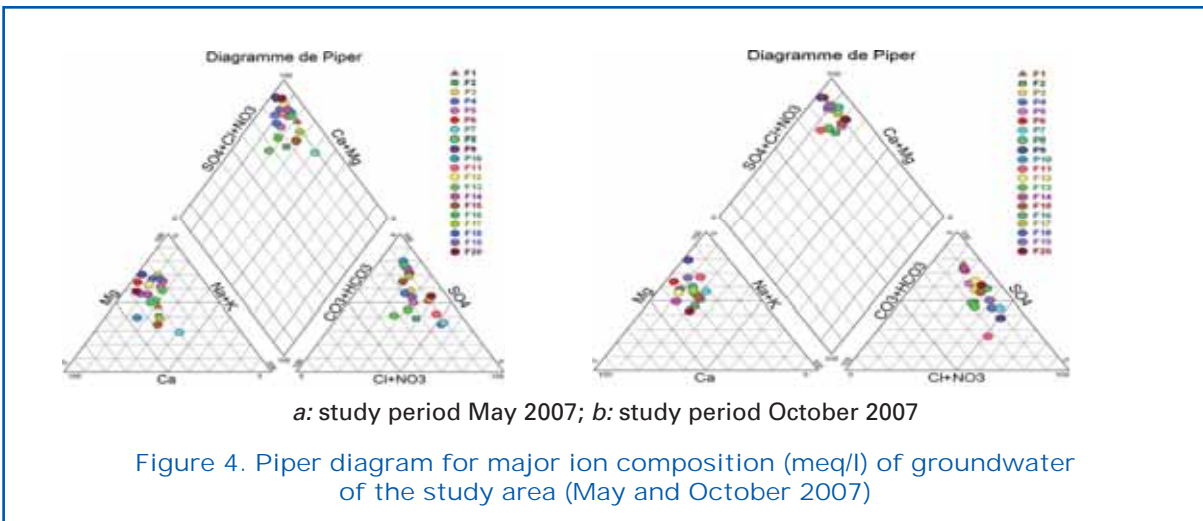


Figure 4. Piper diagram for major ion composition (meq/l) of groundwater of the study area (May and October 2007)

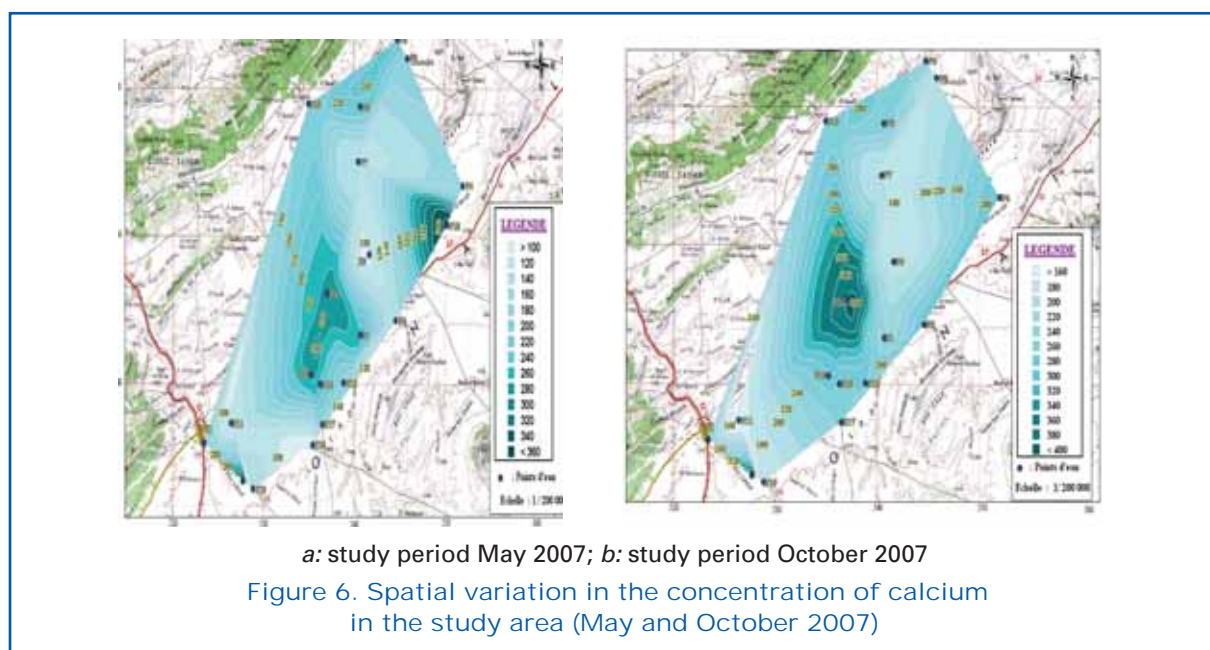
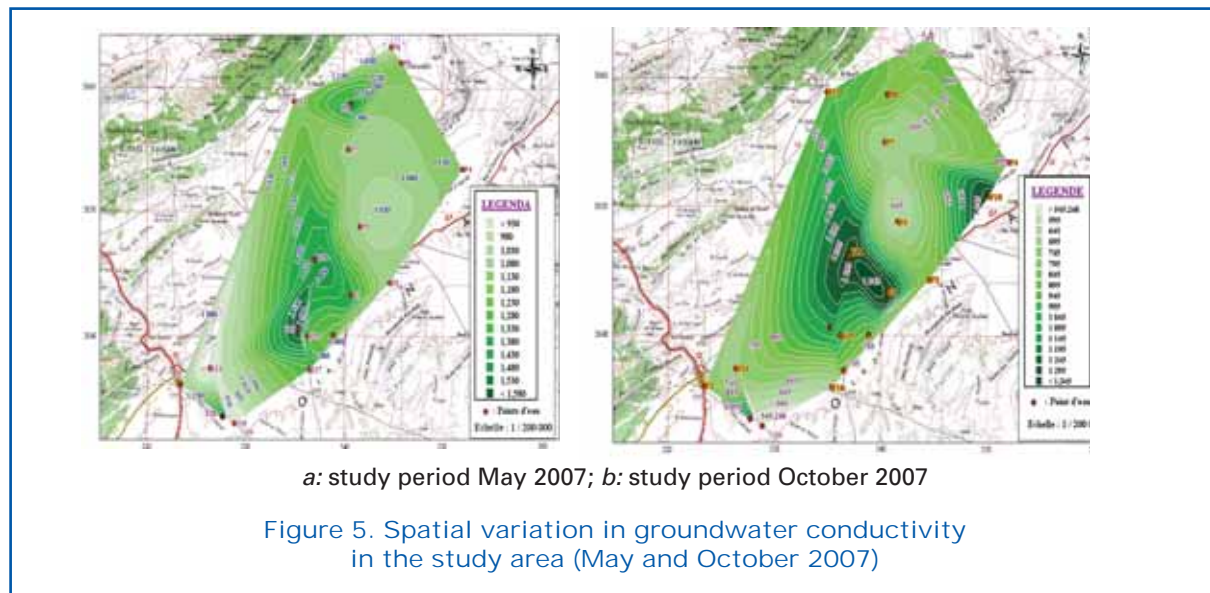
Spatial distribution of hydrochemical characteristics

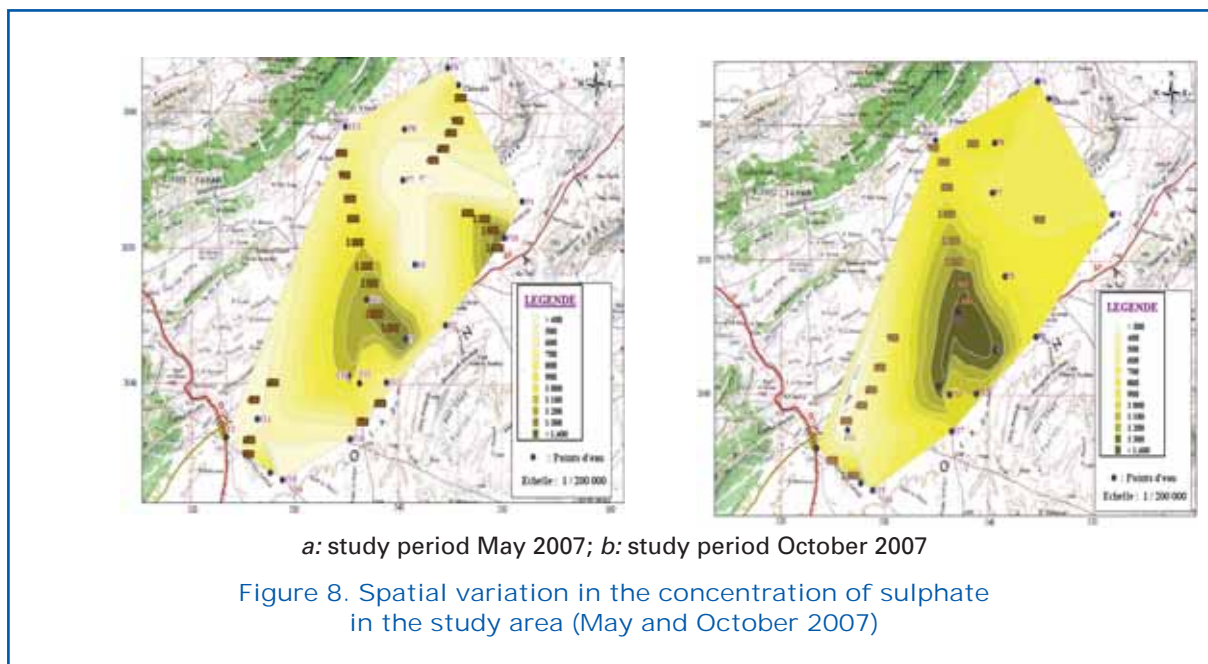
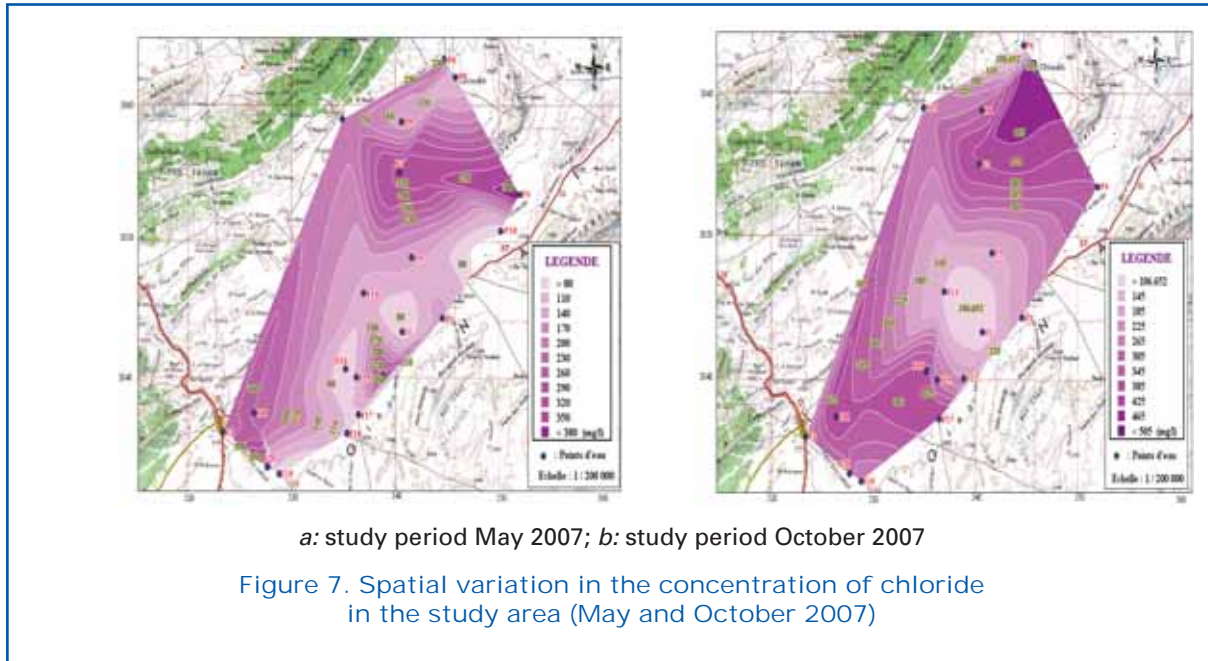
Electric conductivity: Figure 5 Map the trend for spatial variation of electrical conductivity of groundwater in the study area. Electrical conductivity ranged from 545 to 1323.24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (period May 2007), and between 935 to 1601.77 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (period October 2007). Map of spatial distribution of electric conductivity show that the higher values of EC, corresponded to sites located in North-East and the center of the study area.

Calcium: The spatial variation in the calcium concentration of groundwater during the

study period Figure 6, Show that calcium concentration varied from 104.21 and 364.73 mg/l (May 2007) and between 167.97 and 399.00 mg/l (October 2007). Higher values of calcium are probably related to gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) and calcite (CaCO_3), of the turonian formation of synclinal North of Djelfa and Dar Chioukh and senonian (limestones of Maestrichtien). Which level the basin of Dar Chiouikh.

Chloride: The spatial distribution of chloride concentration of the groundwater (Fig. 7), characterized by a values ranging from 36.18 and 395.40 mg/l (May 2007) and between 106.66 and 508.79 mg/l (October 2007). In





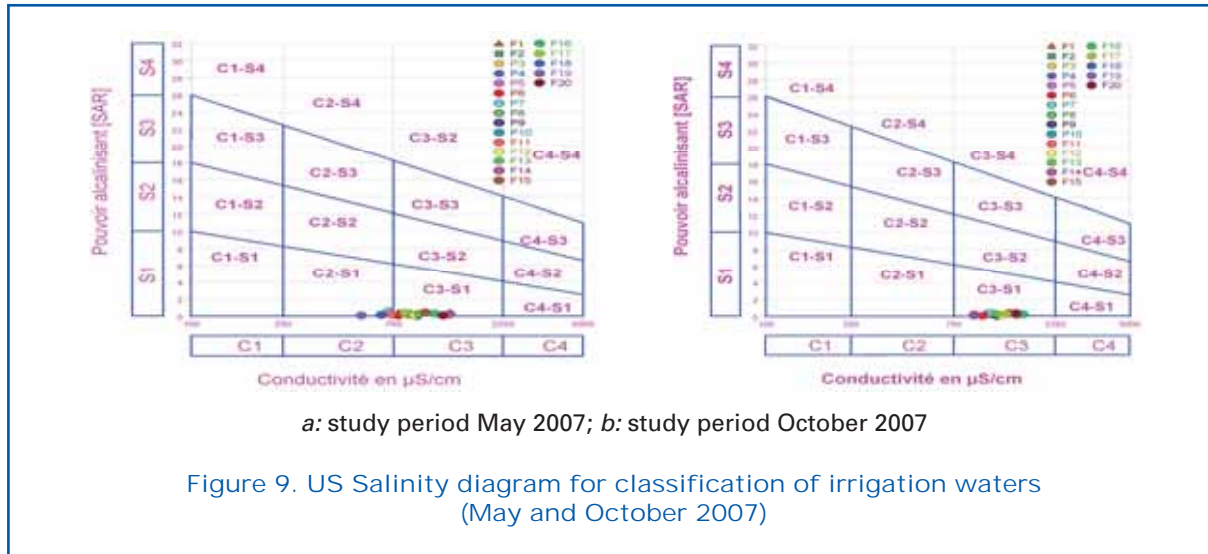
addition, relatively high concentration of chloride is located in the North-East and the South of the area study. This result may therefore be interpreted by a phenomenon of intensive evaporation of the water contained in the Quaternary formation, located in the depressionary area of basin, such as the plain of Maalba, Dar Chiuoukh.

Sulphate: The map of spatial variation of sulphate (Fig. 8), shows that the sulphate concentration of groundwater in the study area, ranges from 414.24 to 1,355.12 mg/l (May 2007) and between 384.21 and 1,422.88 mg/l

(October 2007). In addition, the high values of sulphate ion are located in the North-East and in the South of the study area. The excessive sulphate concentration in the groundwater of study area, are due to the dissolution of the gypsum of Senonian and Cenomanian formations of study area.

Irrigation suitability

Salinity and Sodium Adsorption Ratio (SAR) are two main criteria to evaluate irrigation water. Salinity hazard, measured by electrical conductivity, and sodium (SAR) hazard,



measured as the proportion of sodium to calcium and magnesium ions in a sample are the axes of a Wilcox plot, a diagram used to classify irrigation waters [6], [8]. The values of electrical conductivity and SAR values plotted on a US Salinity diagram (Fig. 9), show that at most of the groundwater samples of study area fall in the field of C2-S1 (medium salinity and low alkalinity) and C3-S1 (high salinity and low alkalinity), which can be used for irrigation on almost all type of soil with little danger of exchangeable sodium. Both the categories fall in the suitable class for agriculture purposes.

Conclusion

The study shows the interest of the coupling between a geochemical and multivariate statistical analysis using the principal components for the study of hydrochemistry of the groundwater in a semi arid study area, in order to understand the mechanisms of acquisition of the mineralization of groundwater in Djelfa area.

The hydrochemical study shows that during the two period of sampling, the groundwater of Plio-Quaternary are characterized the existence of two hydrochemical facies: calcic sulphated facies and magnesian sulphated facies. In addition, the use of the statistical methods (PCA) shows that the principal component is defined by such parameters such as electrical conductivity, calcium and sulphate which characterized a mineralization of

groundwater. While the second component is defined by nitrate and chloride, this axis translates the anthropogenic pollution (agriculture or urban). The map of the principal hydrochemical characteristics during the period of study show that the sectors located in the center and the North-East of study area are characterized by a high concentration of hydrochemical parameters in the groundwater of Plio-quaternary aquifer.

References

- [1] ANRH. (2005), Agence Nationale des Ressources Hydrauliques.
- [2] Abderrahim El Achheb. (2003). Mécanismes d'acquisitions de la minéralisation des eaux souterraines dans le bassin Sahel-Doukkala (Maroc Occidental) Approche par les traceurs Hydro-géochimiques. *Tecnologia de La Intrusion De Agua Mar En Acuiferos : Paisas Mediterraneos*, Madrid. ISBN 84-7840-470-8. p: 113-123.
- [3] Bahir, Menani, Oliveria, Dasilva. (2003). Impact de la sécheresse sur la ressource en eau en zone semi aride : cas de l'aquifère Brremien-Aptien de la zone côtière d'Essaouira (Maroc) . *Tecnologia de La Intrusion De Agua Mar En Acuiferos : Paisas Mediterraneos*, Madrid : pp 785-796.
- [4] C.Sadashivaiah (2008). Hydrochemical analysis and evaluation of Groundwater quality in Tumkur Taluk, Karnataka State,

- India. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 5(3) p. 158-164.
- [5] Denis Dakoure. (2003). Etude hydro - géologique et géochimique de la bordure Sud-Est du bassin sédimentaire de Taoudeni (Burkina Faso- Mali). Essai de modélisatio. Thèse de Doctorat. 222 p.
- [6] Fadel Derradji. (2004) -Aptitude des eaux de la vallée de Seybouse à l'irrigation (Nord-Est Algerie). *Secheresse* 15(4) : p. 353-60.
- [7] Houha Belgacem, (2008). Hydrochemical Differentiation of Salinisation Process of the Water in Endoreic Semi-Arid Basin: Case of Rémila Basin, Algeria. *American Journal of Applied Sciences* 5 (7): 891-895, ISSN 1546-9239.
- [8] Mohamed Laid Hemila.(1988). Hydrogéologie, Modélisation et Gestion des Ressources en eau de la plaine Alluviale du Bassin de l'Oued de la Meskiana Haut Mellegue -(Est Algérie). Thèse de Doctorat. 188 p.
- [9] M. F. Sidi Moussa. (1996). Ressources Hydrauliques de la zone du projet GTZ-HCDS. Coopération Algero-Allmande. 176 p.
- [10] ONM. (2005), Office National de Météo - rologie.
- [11] Rémi Vaissière (2006). Etude de l'aquifère néogène du Bas-Dauphiné. Apports de la géochimie et des isotopes dans le fonctionnement hydrogéologique du bassin de Valence (Drôme, Sud-Est de la France).Thèse de Doctorat.
- [12] Sunil Kumar Srivastava & A. L. Ramathan. (2008). Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods. *Environ Geol* (2008) 53:1509–1528.
- [13] Taha Hocine.D. (2002). Evolution de la qualité des eaux (Salinité, Azote et Métaux lourds Sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de Doctorat. 210 p.

Preparation of TiO₂ Thin Films for Environmental Applications

A. Elfanaoui⁽¹⁾, E. Elhamri⁽¹⁾, L. Boulkadat⁽¹⁾, M. Meddah⁽¹⁾,
A. Ihlal⁽¹⁾, K. Bouabid⁽¹⁾, L. Laanab⁽²⁾, A. Taleb⁽³⁾ and X. Portier⁽⁴⁾

- (1) Laboratoire Matériaux et Energies Renouvelables (LMER), Dép. Physique, Faculté des sciences, Université Ibn Zohr. B.P.8106, Hay Dakhla, 80000 Agadir, Maroc.
Email: elfanaouiaha@yahoo.fr
- (2) Centre de microscopie, Faculté des sciences, Université Mohamed V, 10 000 Rabat, Maroc
- (3) LECIME, Ecole nationale supérieure de chimie de paris, 11, rue Pierre et Marie Curie, 75231 Paris cedex 05.
- 4) CIMAP, Ensicaen, Bd du Maréchal Juin, 14050 Caen, France



Abstract

Water problems are becoming one of the most preoccupations for more and more countries around the world. Today, in the developed world, one out of three persons faces poor drinking water quality. In this way, many techniques were developed for water disinfection and detoxification. Using solar energy process is an attractive challenge. Indeed, solar energy is abundant and environmentally friendly. In this work we report on some results concerned with the preparation and characterisation of TiO₂ thin films for environmental applications such as water purification. Titanium oxide thin films have been prepared by spin coating technique of sol precursor onto glass substrates. The products used were titanium tetraisopropoxyde (TTIP), isopropanol and HCl and distilled water. The films deposited on glass were annealed at different temperatures in air. The XRD shows that the two well known anatase and rutile phases were observed depending on the parameter of deposition and temperature of annealing. The best conditions of crystallization were found to be around 400°C in air. The number of deposition on the crystalline quality of the films was investigated. AFM and SEM observations have been used to investigate the surface morphology of the films. The UV-Vis-NIR characterizations of the films show that they exhibit a high transmission (90%). The best layers were obtained when concentrated HCl was added to the sol solutions. The direct band gap of the films was found to be around 3.7 eV.

Keywords: TiO₂, Nano-particles, Anatase, Rutile.

Introduction

During the past years the interest in TiO₂ coatings prepared by the sol-gel method has increased considerably due to their various applications, electrochromic and photochromic devices [1]. For environmental concerns, TiO₂ is extensively used for photo-degradation of organic and inorganic pollutants [2], photovoltaic energy production [3], hydrogen production by water photosplitting [4,5], and water disinfection and detoxification [6]. For these latter concerns, the water dis-

infection and detoxification using semiconductor oxides such as TiO₂ yields high purity water and is the topic of many investigations that have culminated in the publication of many articles [7]. Usually, TiO₂ thin films can be synthesized by a wide variety of techniques such as chemical vapor deposition [8], aerosol pyrolysis [9], electrodeposition [10], and sol-gel method [11–18]. However, the sol-gel method allows for the simple production of high purity films at low cost and the materials can be synthesized at low temperature. The solution nature of the sol-



gel process leads to molecular level mixing and the production of nanostructured materials and films over a large surface area; these are helpful for improving the mass applications of such material. In this paper, we report on our study on the preparation, characterization of nanocrystalline TiO_2 thin films derived by a sol-gel technique for environmental applications.

Experiments

The sol-gel process was used to synthesize TiO_2 thin films. The alkoxide used during the current work is titanium isopropoxide TTIP ($C_{12}H_{28}O_4Ti$) with purity of 99.99% which was mixed with isopropanol and hydrochloric acid (11M) as a catalyst and distilled water. The procedure of preparation includes the dissolution of 25 ml of isopropanol as

solvent and 0,1 ml of hydrochloride acid (HCl), 0,2 ml of distilled water is added as well as 3,5 ml of titanium isopropoxide ($C_{12}H_{28}O_4Ti$) (Fig. 1); this solution is transparent, of yellowish color and is ready for the deposit.

Thin films of TiO_2 were deposited by the method of spin coating in air at room temperature, on corning glass ($25 \times 25 \times 2 \text{ mm}^3$) as substrate. Then the films were dried at 100°C for 1 h and annealed at 300, 350 and 400°C in air during 1 h. The crystalline structure was characterized by an X-Ray diffractometer (Philips PW) in 2 angles range from 10° to 80° by $0,02^\circ \text{ s}^{-1}$ steps operating at 40 KV accelerating voltage and 40 mA current using $CuK\alpha$ radiation source. The incident angle was kept constant at 0.5° throughout the experimentation. Atomic force microscopic (AFM) measurements were performed at room temperature using a Nanoscope III instrument

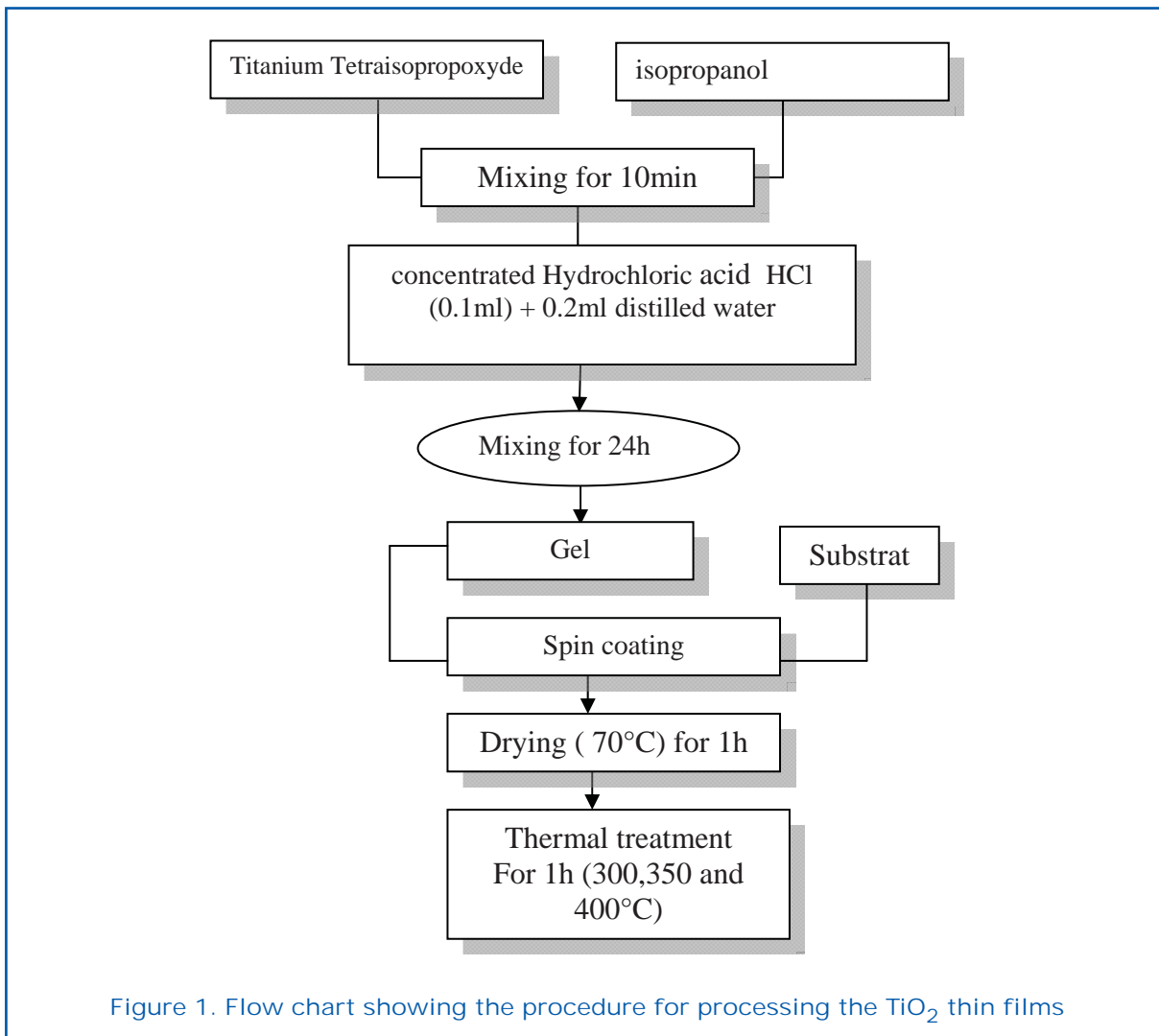


Figure 1. Flow chart showing the procedure for processing the TiO_2 thin films

in a standard tapping mode to investigate the surface morphology of TiO₂ spin-coated films. Scanning electronic microscopy SEM (JOEL JSM 6400 Scanning microscope) was used to study the surface morphology and pore distribution of the produced films. The transmission spectra were measured by Lambda 9 UV/VIS/NIR Perkin-Elmer spectrophotometer.

Results and discussion

TiO₂ has three well-known phases namely: anatase, rutile, and brookite. Rutile and anatase are tetragonal whereas brookite is orthorhombic. Rutile is the only stable phase. Anatase and brookite are metastable at all temperatures, and can be converted to rutile after heat treatment at high temperature. Figure 2 shows the evolution of XRD pattern of TiO₂ thin films prepared on glass substrate with (a): three number of coating and (b): one number of coating at different annealing temperature 300, 350 and 400°C. All spectra were record in grazing incidence, with an angle of 0.5°.

These spectra, show a peak corresponding to the (101) plane, which is attributed to the presence of anatase regardless of number of coating. At annealing temperatures 400°C and for a number of coating layers 1 and 3, we observe in addition to anatase (101), (004), (200), (211), (204) and (215) the formation of rutile which crystallizes with the (002) and (112) plane parallel to the surface. We

also observe that the intensities corresponding to the lines characteristic of anatase and rutile increase as the number of coating decreases. This increase in the intensity of the peaks leads us to deduce the amount of titanium oxide as a function of the number of coating.

This analysis shows that an annealing at a temperature 400 °C and 1 number of coating are the best conditions for complete crystallization of our titanium oxide films. Surface morphology and grain size L of TiO₂ thin films can be deduced from XRD line broadening using the Scherrer equation:

$$L = \frac{0.9\lambda}{\beta \cos\theta}$$

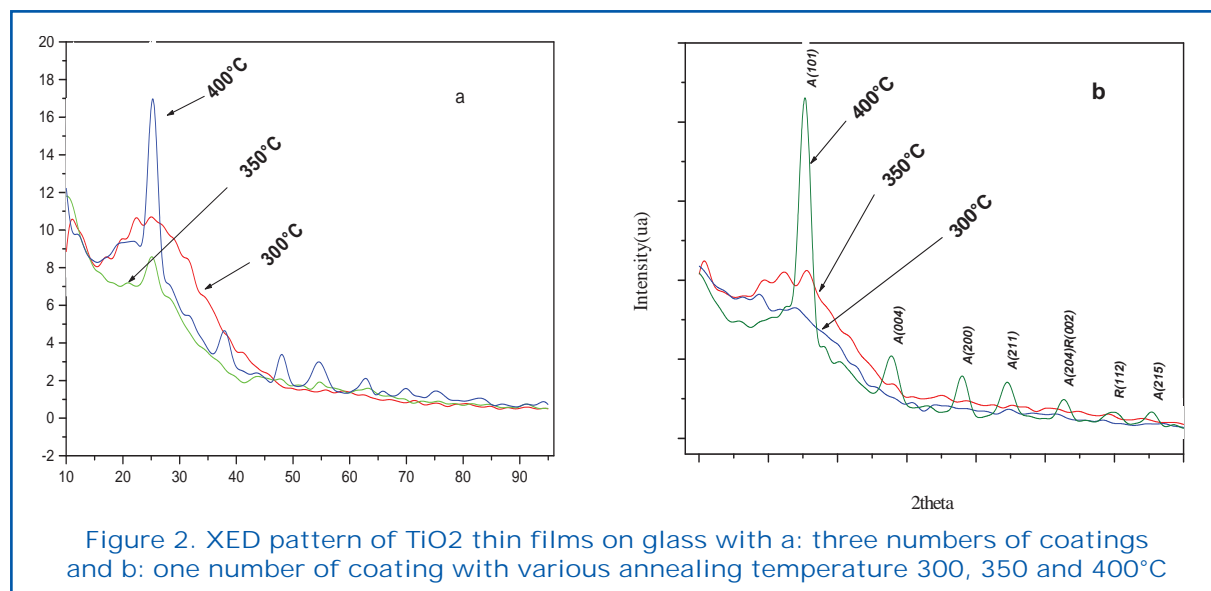
λ is the wavelength of X-ray beam (Cu K α = 1.5406 Å),

β is the full width at half maximum (FWHM) of the (hkl) diffraction peak

θ is the Bragg angle.

We have calculated the grain sizes of the thin films for temperature of annealing 400°C and different numbers of coating 1 and 3. We found that the crystallinity of the obtained anatase particles increased from 2.9 to 8.3 nm as the number of coating increase, whereas the size of rutile crystallites increases with increasing coatings from 3.2 nm to 5.9 nm.

Figure 3 shows a SEM micrograph of the surface of TiO₂ annealed at 400°C. The obtained TiO₂ films were smooth, transparent, continuous and homogeneous. As seen, the film



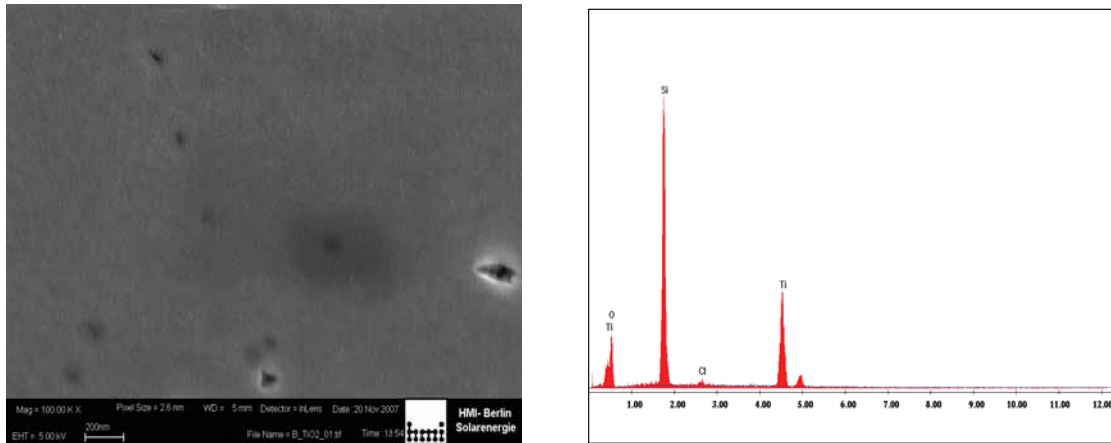


Figure 3. SEM micrograph and EDX analysis of the surface of TiO_2 thin film annealed at 400°C

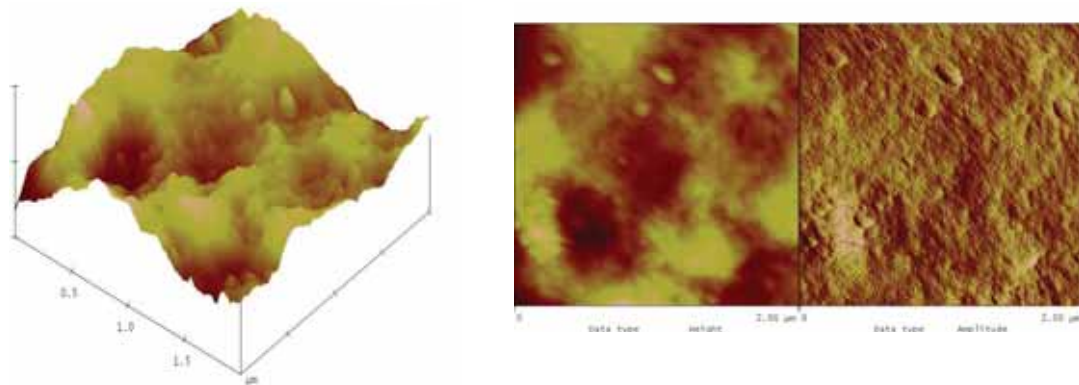


Figure 4. 3D and 2D AFM images of TiO_2 thin film

is specular and formed with fine and small nano-particles with different grains sizes. The EDX investigations show that the films contain Ti, O and Si. This later element is present in the glass substrate

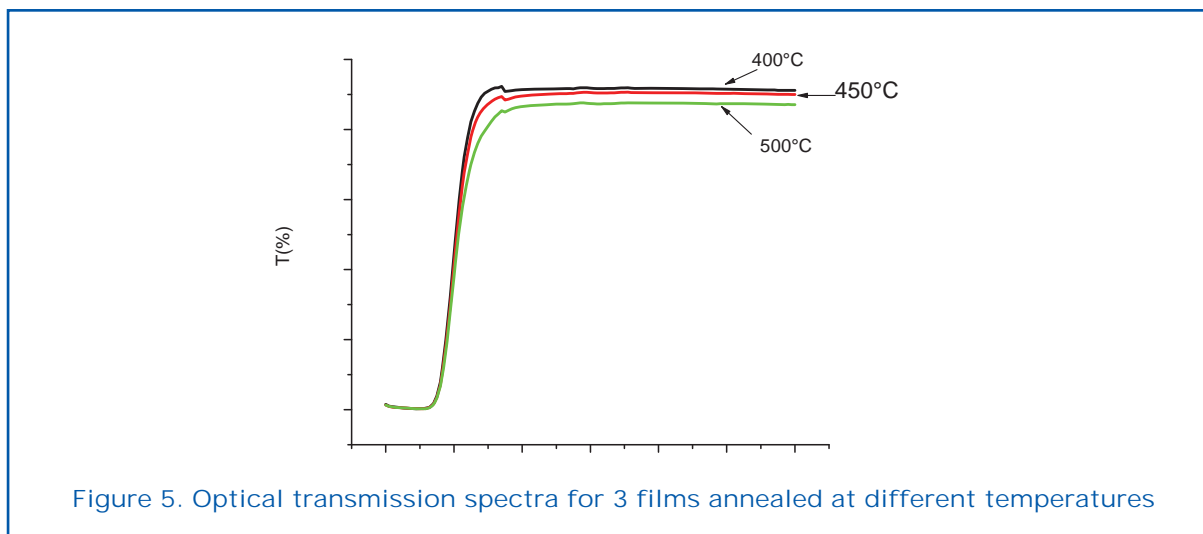
Figure 4 shows typical two and three dimensional AFM surface micrographs of TiO_2 films produced by one numbers of coating and at annealing temperature 400°C . Both films exhibited a smooth and compact granular morphology. Void free compact growth of crystallites is also evident from the AFM image. The grain sizes for the film coated by 1 number of coating are about 20 nm in diameter and the roughness of the films is 8,8 nm.

Figure 5 show the typical UV-Vis-NIR spectra recorded on our films. One can notice that the films exhibit a high transmission (90%).

The optical band gap value deduced from these spectra is around 3.7 eV . This value is in good agreement with those published by other authors. However , it is still higher to the optimum range for solar energy conversion. It should be reduced by addition of some metallic elements such as aluminum. Such work is currently undertaken in our laboratory.

Conclusion

TiO_2 thin films were successfully prepared using a simple and cost effective method: sol gel spin coating on cheap glass substrates. The best annealing temperature is found to be 400°C and the number of coatings was found to be one. The optical properties of the



sol-gel TiO₂ films were investigated by UV-Vis spectroscopy. It appears that the optical band gap of our films is still higher for an efficient utilization under sun light illumination. This value should be reduced by addition of some metallic elements such as aluminium or silver. Some experiments concerned with the way to reduce the energy gap are actually undertaken in our laboratory.

Acknowledgements

This work was partially supported by the CNRST/CNRS cooperation program (Chimie 05/06, 05/07, 05/08 and SPM 05/09).

References

- [1] A. Ponton, S. Barboux-Doeuff, C. Sanchez (1999) Coll. Surf. A 162, 177.
- [2] O. Carp, C. L. Huisman, and A. Reller, (2004) Progress in solid state chemistry, 32.
- [3] B. O'Regan and M. Gratzel, (1991) Nature. 353, 737.
- [4] A Fujishima and K. Honda. (1972) Nature. 238, 37.
- [5] K. Akihiko (2007) Int. J. Hydrogen Energy. 32, 2673.
- [6] P Yves, D. Blake, K. Magrini-Blair, C. Lyons, C. Turchi, A. Watt, E. Wofrum, M. Prairie, 1996, Solar Energy, 56, 429.
- [7] J. Blanco-Galvez, P. Fernandez-Ibanez, and S. Malato-Rodriguez, 2007, J. Sol. Energy Eng., 129, 4.
- [8] G.K. Boschloo, A. Goossens, J. Schoonman, (1997) J. Electrochem. Soc. 144, 1311.
- [9] L. Kavan, M. Grätzel, (1995), Electrochem. Acta. 40, 643.
- [10] Y. Lei, L.D. Zhang, J.C. Fan, (2001) Chem. Phys. Lett. 338, 231.
- [11] C.J. Barb'e, F. Arendse, P. Comte, M. Jirousek, F. Lenzmann, V. Shklover, M. Gratzel, (1997) J. Am. Ceram. Soc. 80, 3157.
- [12] J. Xu, X. Zhao, J. Du, W. Chen, (2000) J. Sol-Gel Sci. Technol. 17, 163.
- [13] M. Takahashi, K. T sukigi, T. Uchino, T. Yoko, (2001)Thin Solid Films 388, 231.
- [14] Q. Fan, B. McQuillin, D.D.C. Bradley, S. Whitelegg, A.B. Seddon, (2001) Chem. Phys. Lett. 347, 325.
- [15] H. Liu, W.S. Yang, Y. Ma, Y.A. Cao, J.N. Yao, J. Zhang, T.D. Hu, (2003) Langmuir. 19, 3001.
- [16] S. Sen, S. Mahanty, S. Roy, O. Heintz, S. Bourgeois, D. Chaumont, (2005) Thin Solid Films. 474, 245.
- [17] K. Pomoni, A. V omvas, Chr. T rapalis, (2005), Thin Solid Films 479, 160.
- [18] B. Guo, Z.L. Liu, L. Hong, H.X. Jiang, J.Y. Lee, (2005), Thin Solid Films 479, 310.
- [18] B. Guo, Z.L. Liu, L. Hong, H.X. Jiang, J.Y. Lee, (2005), Thin Solid Films 479, 310.

Spring Water Hydrochemistry in North-South Profile in the Jordan Valley

Marwan Ghanem and Subha Ghannam

Bir Zeit University, P.O.Box 14, Ramallah, Palestine, ghanemphg@yahoo.com



Abstract

The hydrochemical characteristics of twenty springs, distributed along the north – south cross section of the Upper Jordan Rift Valley were determined. The major ions of fifty water spring samples: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- and HCO_3^- were analyzed in addition to heavy metals including: Fe, Zn, Li, Cr, Co, Ni, Cu, Mn, Al, Cd, Ba, Pb and Bi. An increase in the concentration trend of Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , as well as of Fe, Co, Bi, Li was noticed towards the south caused by natural and manmade polluted sources. This put remarks on the surface – ground water interaction sources. The industrial wastewater flow discharge in study area increased the concentrations of Co, Bi, Li in the samples taken from the area threatening the quality of groundwater. The majority of the spring water samples fall into the normal earth alkaline water group with prevailing bicarbonate and sulfate or chloride. The southern springs are classified as normal earth alkaline water with prevailing bicarbonate, which are classified as high TDS and Na–Cl water type.

Keywords: Spring water, Hydrochemistry, Jordan Valley.

Introduction

Springs played the major role for localizing the majority of the Palestinian villages according to their water needs. Water springs were considered as the major source for drinking purposes in the rural Palestinian communities during the last decades. The stratigraphical outcropping in the eastern side of the Jordan Valley is sedimentary rocks composed of limestone, dolomite and marly limestone rock, while the others are outcropping from evaporates of Lisan formation types. This paper will deal with the hydrochemistry and water quality assurance of twenty springs distributed north-south of the Jordan Rift Valley. The main objective of this research is to determine the pollution level of these springs in reference to physical and chemical parameters as well as the trends of the hydrochemical variability of the north-south directions. The water quality

of these springs was determined through measuring the concentration of the major and minor ion concentrations. Their suitability for irrigation purposes and the anthropogenic pollution of these springs were also evaluated.

Study Area

The study area lies within the eastern flank of the West Bank Aquifers. Its groundwater generally flows towards the Jordan Valley. The available potential resource of this basin is estimated to be 150 MCM/yr (Tahal, 1990). This basin supports over 79 large flowing springs of an average discharge greater than 0.1 liter/sec. These springs constitute around 90% of the total annual spring discharge in the West Bank. Sixteen of the springs are used for domestic and agricultural purposes.



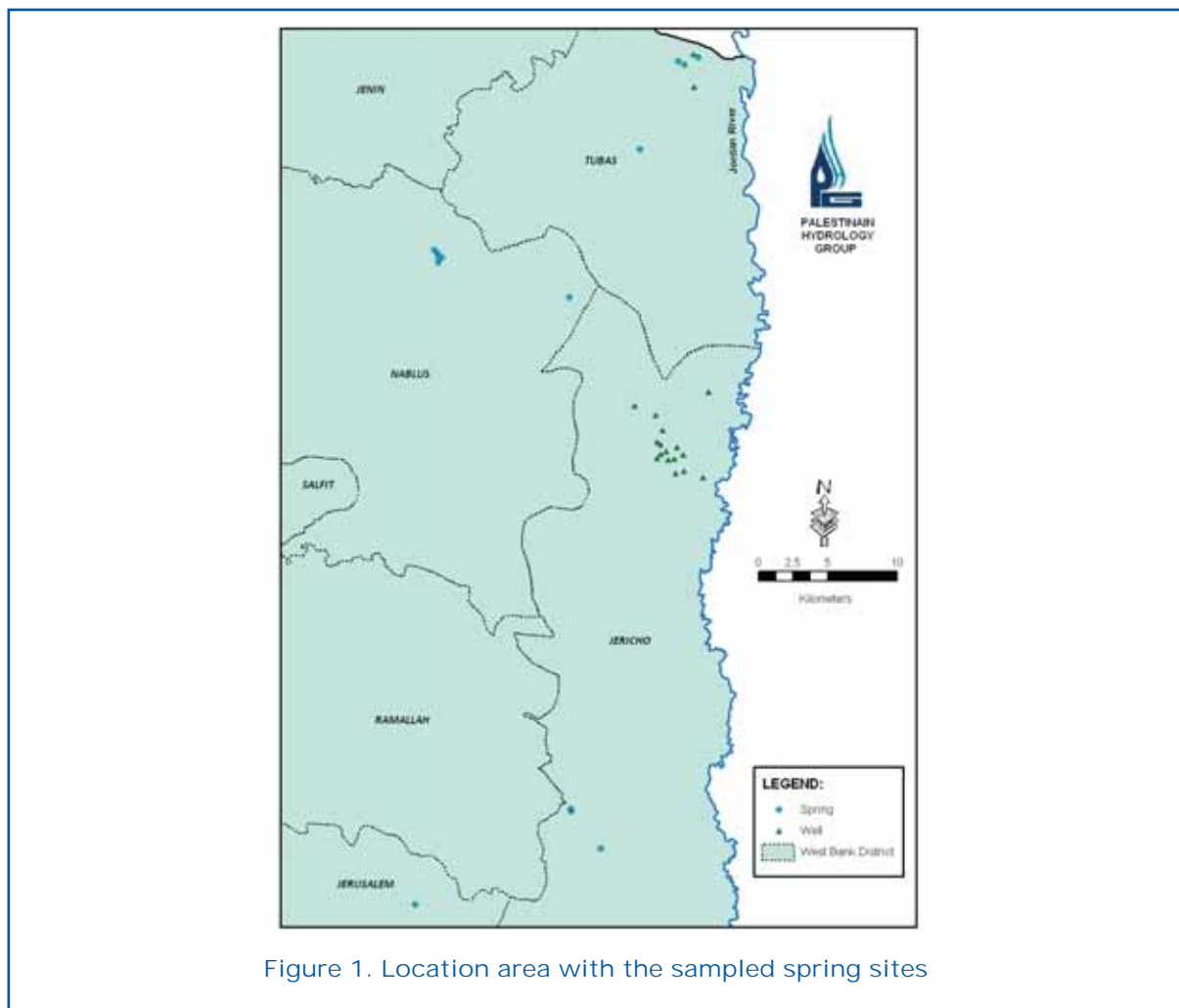


Figure 1. Location area with the sampled spring sites

The study area consists of eight surface catchments including: Malih Shubash (4 springs), Malih (2 springs), Faria catchment (8 springs), Al-Ahmer (1 spring), Al Auja (1 spring), Nuweima (3 springs) and Qilt (1 spring), (Figure 1).

Results and Discussion

Fifty water spring samples were analyzed for the hydrochemical parameters of Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- as well as for heavy metals of Fe, Zn, Li, Cr, Co, Ni, Cu, Mn, Al, Cd, Ba, Pb, Bi in order to understand the hydrochemical characteristics of the water springs as well as to understand their variability trends in the north south and west east directions. Three types of water springs were found: Na-Cl, Na- HCO_3 and Ca- HCO_3 . Piper diagrams were plotted for all the water samples analyzed in terms of major ions using AquaChem 5.1 software.

It is clear from the graph that most of the samples fall into the normal earth alkaline water group with prevailing bicarbonate and sulfate or chloride (Figure 2). Samples taken from Al Jesir and Shosah springs are classified under normal earth alkaline water with prevailing bicarbonate. The sample taken from Al Hilwah spring is earth alkaline water with increased portions of alkalis (prevailing sulfate and chloride), this water type is characterized by its high TDS and Cl^- which may be an indication of severe contamination with wastewater, the sample taken from Al Sultan spring was normal earth alkaline water with prevailing sulfate while the one taken from Mayta spring was alkaline water with prevailing bicarbonate. However, that from Tayoon spring was normal earth alkaline water with prevailing bicarbonate. This type of water originates through natural processes by the dissolution of carbon dioxide (CO_2) from the atmosphere and from the soil horizon which causes the dissolution of

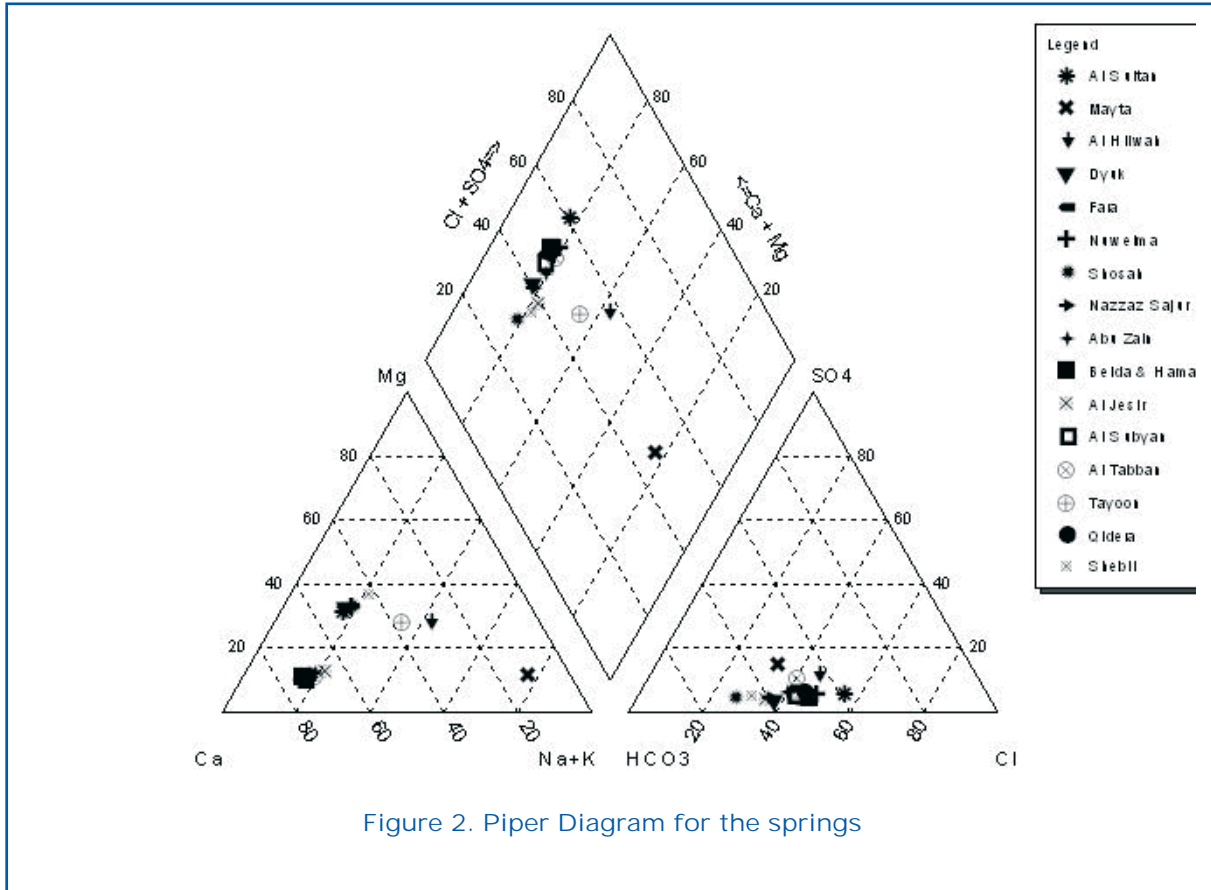


Figure 2. Piper Diagram for the springs

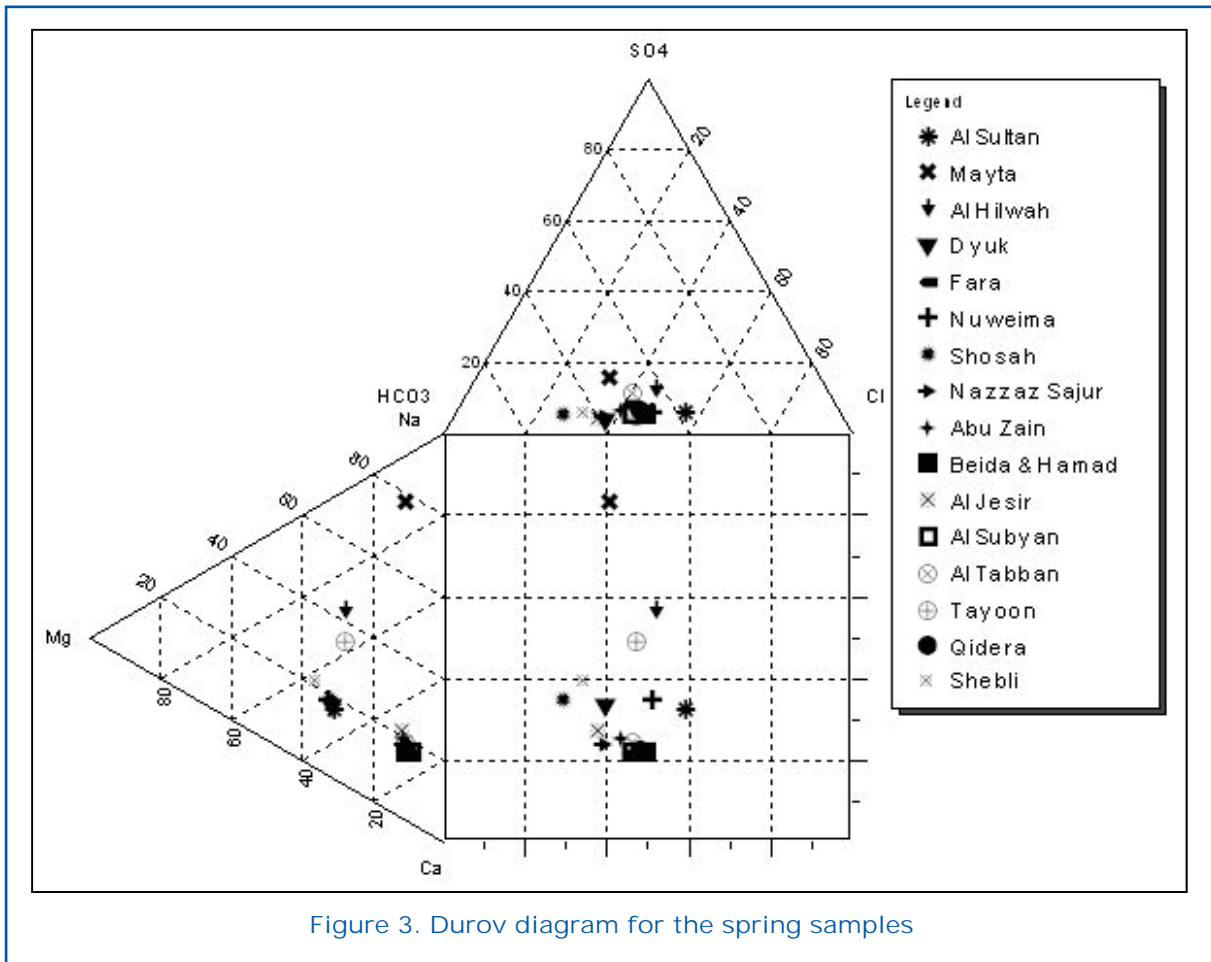
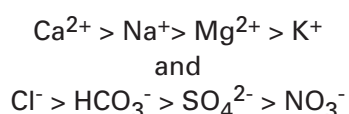


Figure 3. Durov diagram for the spring samples

the carbonate minerals, calcite CaCO_3 and dolomite $(\text{Ca}, \text{Mg})(\text{CO}_3)_2$ of the aquifer.

Durov diagram is used to display some possible geochemical processes that could affect the water genesis (Domenico and Schwartz, 1990) (Figure 3). Samples from Mayta spring corresponds to Field 6, Shosah spring lies in Field 2, those from Tayoon, Nuweima, Al Sultan, Dyuk, Al Hilwah and Shebli springs lie within the Field 5. The plotted water spring samples in Duruv Diagram agree with their relevant water types of the springs.

The water of the spring samples shows the following ionic strengths for major ions:



The analyzed parameters were subjected to product linear correlation analysis (Mendenhall, et. al, 2003). Correlation coefficients were calculated for all possible pairs of variables. These numerically express the extent to which two variables are perfectly correlated, a value of 0 indicates that the variables have no correlation at all (i.e., they are completely independent) and a value of -1 indicates that they are perfectly negatively correlated (an increase in one corresponds to a decrease in the other). A good correlation in the spring water analyses were found between Fe and Al with all cations as well as SO_4 and Cl from the anions in addition to the Zn, Mn, Bi. Ca and Mg show good correlation to Bi, Al, Zn. Cr shows a negative correlation to Na and positive correlation to Co and Ni. Barium shows a positive correlation to Mn and negative correlation to Cr. In the well matrix correlation, the major cations show good correlation to Al and Ba. The following correlation pairs were found: (Fe to Mn and Pb), (Cr to Na and Mg), (Zn to Ni and Al), (Ni to Li), (SO_4 to Ba) and (Bi to Al). The quality of the recharge water and its interaction with soil and rocks during its percolation and its storage in the aquifers are key factors in the chemistry of groundwater (Todd, 1980). These interactions involve mainly dissolution and precipitation processes, which are controlled by the solubility products of the different involved mineral phases. One of the procedures to determine the equilibrium state of water with a mineral phase in the matrix of the aquifer is by calculating the saturation index. The results of the saturation

index show that all the spring water samples were found to be undersaturated with respect to all the minerals. These relationships may be comparatively simple and uncomplicated as in the case of an aquifer that receives direct recharge by rainfall and from which water is discharged without contacting any other aquifer or other water.

Water Quality Evaluation

Accordingly most of the samples collected from the springs are considered to be of fresh water type with the exception of that taken from Al Maleh which is brackish. Calcium concentration in the majority of the springs are in the range that reflect the limestone origin, with the exception of the northern springs that reflects the Na-Cl type (Lloyd, J. (1999). From the results it is noticeable that high concentrations of Mg^{2+} usually accompany high concentrations of Ca^{2+} which may be an indication of dolomitization, especially for the northern springs. The low Mg^{2+} concentrations reflect the carbonate origin. All sampled springs are within the WHO range with the exception of the Malih spring, where an increase reaching a maximum limit of 608 mg/L and chloride concentration of 830 mg/L and has the Na-Cl type. The Na concentrations of the sampled wells are higher than the WHO standard which reflects the Na-Cl type. The K concentrations are lower than its limit, with the exception of the northern springs and the sampled groundwater wells. The results show that the sulfate concentrations are under the range of the WHO limits. No health-based guideline value is proposed for chloride in drinking water. However, chloride concentrations in excess of about 250 mg/l can rise to detectable taste in water. The chloride concentrations of the sampled springs are within the WHO range, with the exception to Malih spring. The HCO_3 concentration results in the sampled springs reflect the Ca- HCO_3 water type. The nitrate results of the water samples are within the range of the WHO limits. The results of the trace elements show that all springs, with the exception of Malih springs have a concentration within the WHO standards with the exception of Pb and partially Al. Tables 1 summarizes the average hydrochemical parameters of the analyzed water spring samples highlighting those that exceed different water quality standards.

Table 1. Major ion concentrations compared to standards of the sampled springs

Spring	Na	K	Mg	Ca	NO ₃	Cl	HCO ₃	SO ₄
	mg/l							
Malih	608	42.94		291	1.2	830.12	2.4	98.2
Mayta	290.2		22	39	7.665		178.539.1	
Al Hilwah	120	5	42	74	872.6		117	24.5
Dyuk 30		3	30	79	5.266.2		178.57.	1
Fara 25		1	8	101	2.735.6		75.2	8.1
Nuweima 29		3	28.69		5.755		92	8.1
Shosah 29		3	28.69		6.3	34.1	153.7.	3
Qidera 17		2	6	66	3.3	32	61.5.	4
Nazzaz Sajur 17		2	6	60	3.1	27.3	76.54	.2
Al Sultan 30		3	30	83	9.8	68.3	82	8.7
Abu Zain	18.1		6	57	2.833.1		77	6.1
Shebli 26		2	24	46	333.3		117.1	7
Beida & Hamad	14	1	5	56	3.534.2		61.2	4.2
Al Jesir	16	2	5	45	3.431.2		92	4.1
Al Subyan	16	2	5	62	4.8	28.861		4
Al Tabban 16		2	5	53	326.	8.5	6	9.2
Tayoon 44		2	19	42	3.833.	8.6	7	4.1

Exceeding Palestinian Standards,
 Exceeding WHO Standards
 Exceeding both Palestinian and WHO Standards

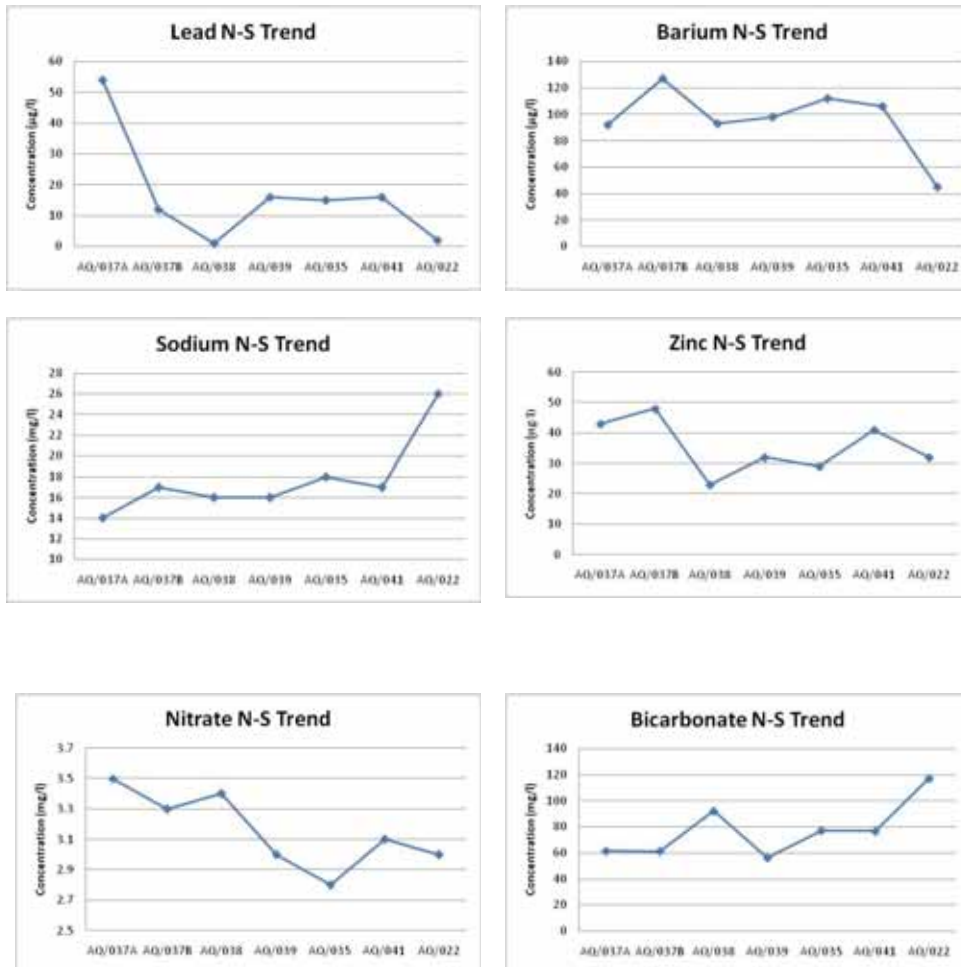


Figure 4. N-S trends of major ions and trace elements



By comparing the results with the hardness classification, all the water samples range from being hard to very hard with the exception of that taken from Al Jesir which is moderately hard.

Trends

Increasing concentration trends of the North–South profile are shown for Mg, Ca, Na, K, HCO_3 , SO_4 , Pb and Bi; while a decreasing trend is shown for the parameters of NO_3 , Cl, Ba and Al (Figure 4).

Conclusion

The hydrochemical characteristics of twenty springs, distributed North–South in the Upper Jordan Rift Valley indicate that the increasing concentration trends of Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , as well as of Fe, Co, Bi towards the south is due to natural and manmade polluted sources. The industrial wastewater flow discharge in the study area increased the concentrations of Co, Bi, Li and threatens the quality of the groundwater. The majority

of the spring water samples fall into the normal earth alkaline water group with prevailing bicarbonate and sulfate or chloride. The southern springs show high TDS and are of Na–Cl water type. The benefit for maximized hygienic water in quantitative and qualitative manners was checked through qualitative water changes.

References

- Domenico, P.A. and Schwartz, F. W. (1990). Physical and Chemical Hydrogeology, (2nd ed.). USA: Prentice Hall.
- Lloyd, J. (1999). Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones, (1st ed.). France.
- Mendenhall, W., Beaver, R.J. and Beaver, B.M. (2003). Introduction to Probability and Statistics. 11th ed. USA: Brooks/Cole.
- Tahal Consulting Engineers, Ltd. (1990). Sustainable utilization of aquifer systems. Mekorot report no. 468. (Unpublished).
- Todd, D.K. (1980). Groundwater Hydrology, (2nd ed.). USA. John Wiley & Sons Inc.

État des connaissances des réservoirs aquifères dans la région de Gourrama (Haut Guir, sud du Maroc)

M. Hilali (1), M. Boualoul (2) et T. Bahaj (3)

- (1) Département de Géologie, Faculté des Sciences et Techniques d'Errachidia, Maroc;
Email : hilali2@hotmail.com
(2) Département de Géologie, Faculté des Sciences de Meknès, Maroc
(3) Département de Géologie, Faculté des Sciences de Rabat, Maroc



Résumé

La région de Gourrama se situe dans le Haut Atlas oriental du Maroc. Les précipitations sont de l'ordre de 230 mm. L'oued Guir est le principal cours d'eau qui traverse la zone d'étude ; les apports d'eau de surface à l'exutoire du Haut bassin du Guir sont évalués à près de 210 Mm³.

Les formations géologiques sont constituées essentiellement du Jurassique calcaro-dolomitique et marneux. Les calcaires jouent un rôle régulateur qui se traduit par des débits d'étiage soutenus qui sont dérivés pour l'irrigation. Les sources et les prélèvements d'eau par pompages constituent les principales sorties de l'aquifère jurassique. Le débit total des sources captant le Jurassique est évalué à près de 790 l/s.

A l'aquifère jurassique, s'ajoute la nappe quaternaire. Cette dernière s'alimente par l'infiltration des eaux pluviales et des crues de l'oued Guir . La profondeur d'accès à l'eau n'excède pas les 15 m et la productivité de la nappe ne dépasse pas généralement les 3 l/s par point d'eau. L'eau est de bonne qualité ; elle est utilisée pour l'alimentation en eau potable des populations rurales et/ou l'irrigation.

Mots clés : Gourrama, haut bassin du Guir, aquifère jurassique, sources, nappe quaternaire, productivité, chimie des eaux.

Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est située au Nord-Est de la ville d'Errachidia et fait partie de l'unité montagneuse du Haut Atlas oriental dans le bassin du Haut Guir , s'étendant sur une superficie de 2278 km² environ (Figure 1). La population est concentrée essentiellement dans le centre de Gourrama qui regroupe une population de 1555 habitants. La densité moyenne de la population dans cette région est de 6 hab/km² avec une grande concentration au niveau des petits périmètres irrigués.

Les principales activités économiques dans cette région sont par ordre d'importance :

- L'élevage nomade : dont l'alimentation est assurée par les parcours situés dans le bassin ou dans les bassins limitrophes ;
- L'agriculture irriguée : pratiquée dans les vallées de l'oued Guir . La faible extension de ces vallées alluviales fait que la superficie cultivée dans la région de manière régulière est faible : moins de 0.3 % de la superficie totale de la plaine de Gourrama.

Géologie de la région

Les grands traits de la géologie de la région sont synthétisés à partir des travaux de Savorin (1924), El Kochri et al. (1992) et de la



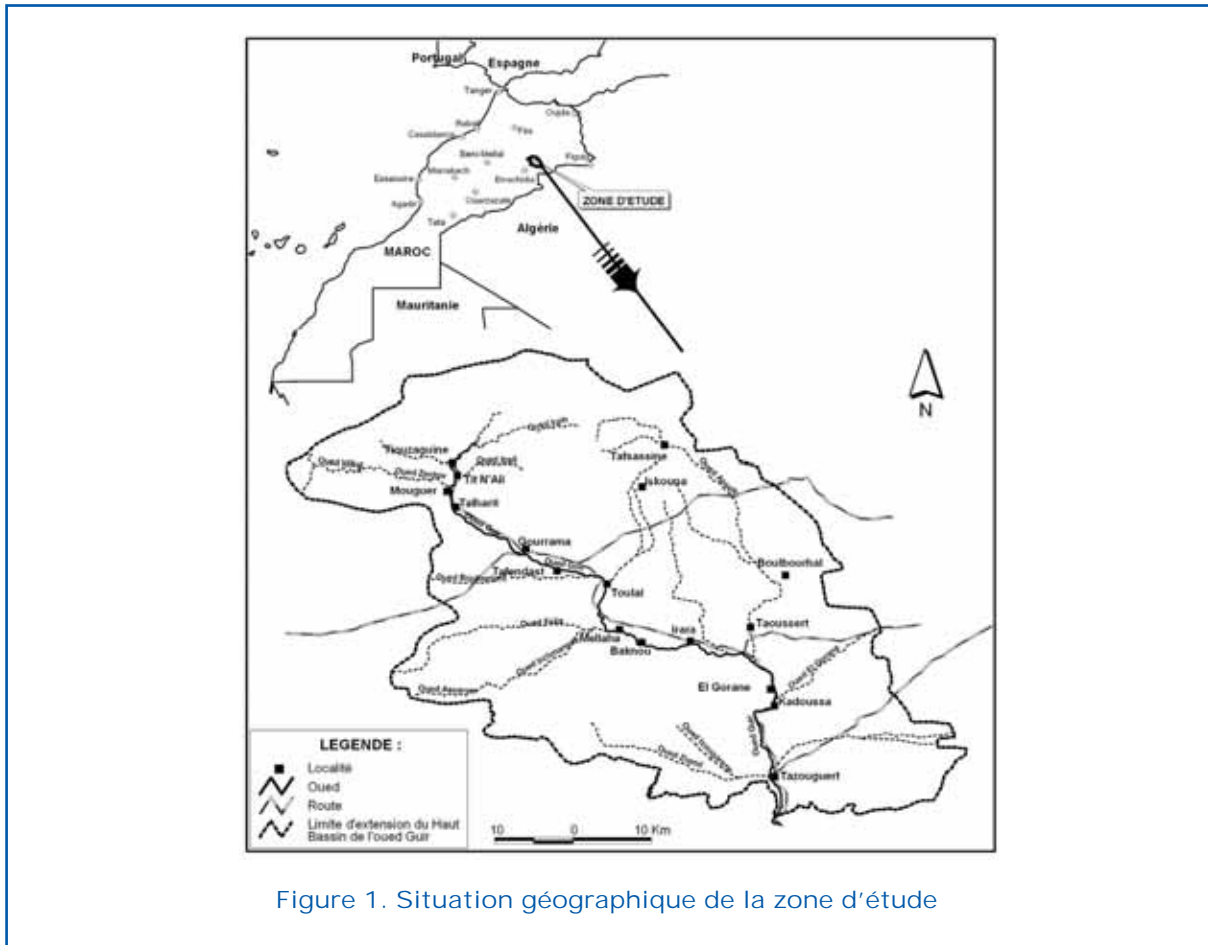


Figure 1. Situation géographique de la zone d'étude

carte géologique d'Oujda à 1/500 000. La stratigraphie et les principales structures sont décrites dans ce qui suit.

Stratigraphie

Sur le plan stratigraphique, la série des formations représentées dans cette région peut être résumée comme suit.

Le Paléozoïque et le Trias

Le Paléozoïque, affleurant dans le cœur des anticlinaux du Haut Atlas, est constitué de schistes plissés avec localement des bandes de quartzites. Le Trias est marneux ; des roches éruptives interstratifiées apparaissant, en général, au sommet de la série, sous le Jurassique, sont considérées comme triasiques.

Le Paléozoïque est en affleurement sous forme de boutonnière entre Tiouzaguine et Talahrite. Il est représenté essentiellement par les schistes du Précambrien.

Le Jurassique

Le Jurassique comprend à la base, le Lias

(Sinémurien à Aalénien) essentiellement calcaire (calcaires et dolomies en bancs massifs, puis calcaires en bancs rythmés et calcaires pour finir, au dessus d'une interruption marneuse. Ensuite le Dogger, à dominante marneuse mais avec de nombreuses intercalations marno-calcaires, pouvant donner des corniches assez massives.

Le Sinémurien et le Lotharingien subissent peu de variations d'épaisseur. Par contre, le Lias supérieur subit d'assez fortes variations de faciès. Il est vraisemblable que l'épaisseur du Domérien augmente dans l'axe des synclinaux.

Le Jurassique continental est constitué d'argiles rouges avec des bancs gréseux rouges épais. Ces assises gréseuses peuvent donner des reliefs assez vigoureux.

Le Jurassique est constitué par toute la série allant des marno-calcaires de l'Aalénien jusqu'aux calcaires massifs du Sinémurien. Ce niveau affleure au Nord de Tiouzaguine et au Sud de Talahrite.

Le Crétacé

Dans la partie sud du bassin, en bordure du

sillon préafricain, la série du Crétacé supérieur forme un anticlinorium sub-tabulaire permettant aux calcaires d'affleurer largement avant de plonger sous les sédiments récents du sillon africain. La série continentale est épaisse et à dominante argileuse (argiles sableuses avec des grès et conglomérats) ; elle n'affleure que dans le sillon préafricain.

Le Quaternaire

Les dépôts quaternaires sont très développés dans les vallées et dans les plaines largement ouvertes entre ces vallées, dans les dépressions synclinales constituées de terrains tendres du Dogger. Le Quaternaire ancien et moyen est formé de dépôts caillouteux plus ou moins consolidés.

Le Quaternaire est déposé au fond de la vallée de l'oued Guir entre la localité de Tiouzaguine au Nord et celle de Tafendaste au Sud. Il est formé essentiellement d'éléments détritiques allant des limons jusqu'aux gros blocs. L'épaisseur de ce niveau ne dépasse guère les 20 mètres.

Structures

Le style tectonique de la région est de type « atlasique », celui-ci évoque des anticlinaux coffrés entre des synclinaux à fond plat.

Les anticlinaux, de direction EW ou WSW - ENE, sont le plus souvent très aigus et sont, d'autre part, souvent faillés et déversés.

Les niveaux géologiques de la région de Gourrama sont disposés sous forme d'anticlinal d'orientation Est-Ouest. L'érosion intense qui a affecté son axe a permis la mise en affleurement de la boutonnière primaire localisée entre Tiouzaguine et Talahrite.

La Figure 2 récapitule les principales formations géologiques et structures de la région du Haut bassin du Guir.

Climatologie

La pluviométrie moyenne atteint 190 mm/an à Tiouzaguine, elle passe à 110 mm/an au niveau de Tazouguert (voir Figure 3). Elle est irrégulière avec des successions possibles d'années sèches.

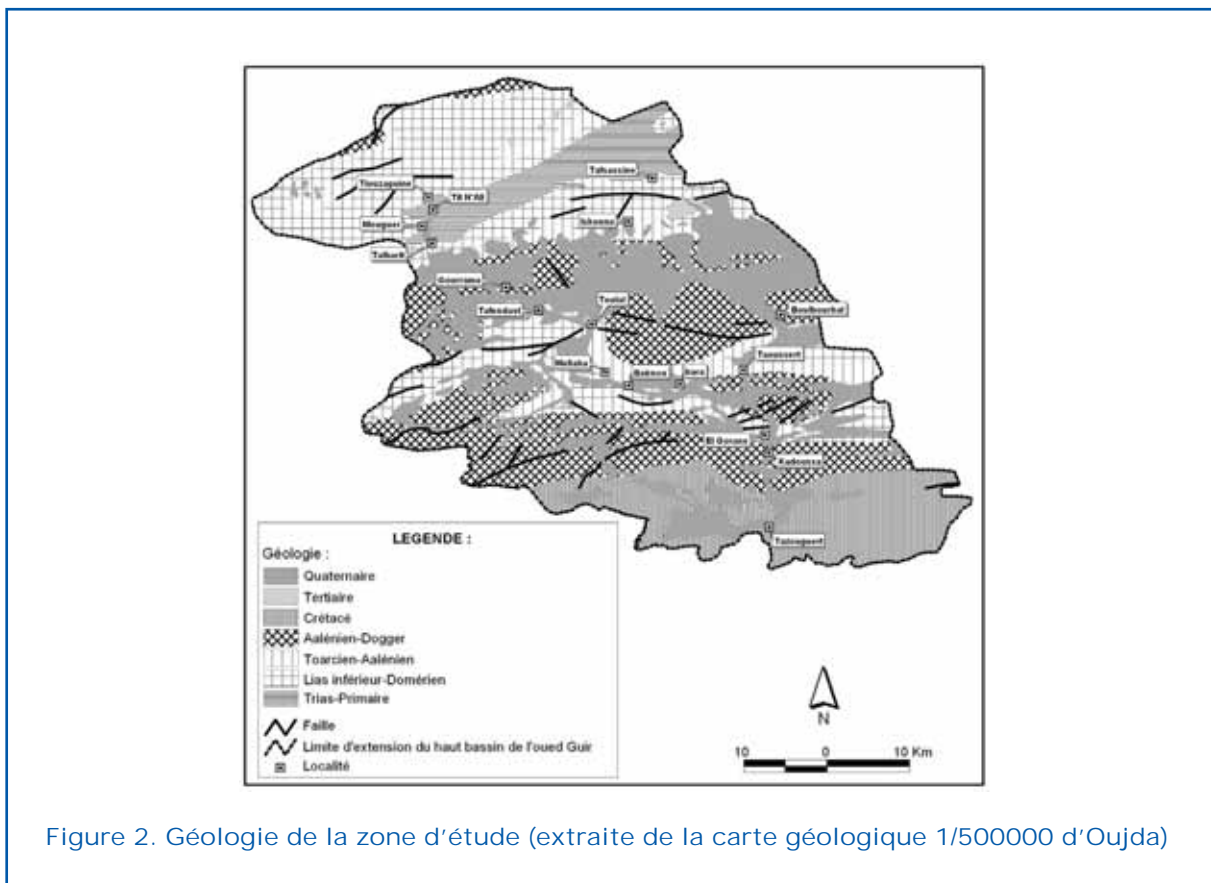


Figure 2. Géologie de la zone d'étude (extraite de la carte géologique 1/500000 d'Oujda)



Figure 3. Isohyètes du haut bassin de Guir (période de 1957-2008)

La pluviométrie moyenne interannuelle à Tazouguert, à l’aval du haut bassin du Guir , est de 110 mm. La Figure 4, donnée ci-après, illustre l’évolution irrégulière au fil des années de la pluviométrie dans la zone. Cette évolution présente une tendance baissière ; en effet la pluviométrie moyenne interannuelle de la période 1971/1986 est de 116.5 mm, elle dépasse la moyenne interannuelle, de toute la série, de 8%, tandis que la moyenne de la période 1985/2005 est de 101 mm présentant ainsi, un déficit de 6.5%

par rapport à la moyenne de toute la série et de 13 % par rapport à la moyenne de la période 1971/1986.

Cette situation montre l’effet de la sécheresse météorologique dans la région qui influence naturellement l’alimentation de la nappe.

Les températures moyennes varient entre 18°C et 20°C. Les températures extrêmes oscillent entre des gelées en hiver (jusqu’à -4°C) et plus de 42°C en juillet. L’évaporation annuelle est de 2 200 mm/an.

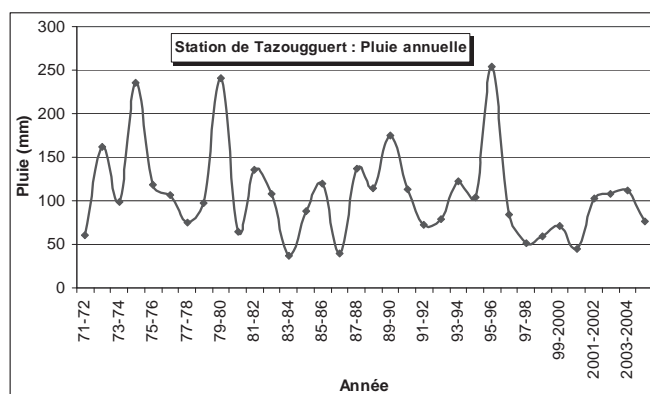


Figure 4. Évolution interannuelle de la pluie enregistrée à la station de Tazouguert

Eaux de surface potentielles

Les oueds principaux du bassin du Guir débouchent du Haut Atlas. Dans son cours atlasique, l'oued Guir présente un écoulement pérenne grâce aux résurgences issues des sources. En effet, deux sources sont captées, Zentoire et Imouzzar. Les principales caractéristiques du haut bassin du Guir sont présentées ci-après :

- Superficie du bassin (km²) : 2 278
- Longueur d'écoulement (km) : 96
- Altitude moyenne (m) : 1524

Les apports en eau de l'oued à Tiouazaguine sont de 7 Mm³/an et les apports totaux à l'exutoire sont de 210 Mm³/an (Direction de la Région Hydraulique du Guir -Rheris-Ziz, 2007).

La Figure 5 ci-après montre l'évolution des débits annuels de l'oued Guir ; ces débits sont enregistrés au niveau de la station de Tazouguert, située à l'exutoire du haut bassin du Guir. Les débits annuels sont très variables et oscillent entre 0.05 m³/s et 7.5 m³/s. Les très faibles débits observés coïncident avec la période de sécheresse (en particulier la période de 1980-1989) qui est survenue dans la région. Tandis que les débits relativement importants peuvent être liés à la période pluvieuse.

Caractérisation hydrogéologique de la région de Gourrama

Caractérisation des réservoirs aquifères

La caractérisation hydrogéologique des niveaux aquifères est basée sur les résultats

des études antérieures à savoir celle de Margat (1952) et de la Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (1996). Ces résultats sont actualisés par les travaux de forages existants et de l'enquête des points d'eau réalisée dans le cadre de la présente étude.

Lias calcaire et dolomitique (Sinémurien, Lotharingien, Domérien) Il est formé de dolomies et calcaires en bancs massifs à la base, calcaires en petits bancs au sommet et formant des séries rythmées où dominent alternativement calcaires et marno-calcaires.

L'ensemble constitue un magasin aquifère continu. Cependant, le caractère karstique des circulations est plus accentué dans les calcaires et dolomies massifs de la base de la série. Dans les gorges, par lesquelles le réseau hydrographique recoupe les anticlinaux, on observe des vides assez développés et parfois des grottes importantes. C'est de cet ensemble aquifère que proviennent les principales sources du haut bassin du Guir, soit dans les chaînes nord occidentales où les reliefs calcaires sont élevés et largement développés, soit dans les chaînons sud-orientaux, moins élevés mais étendus.

Passage Lias Dogger

Le Toarcien est généralement marneux ; imperméable, il conditionne l'existence des émergences de trop-plein de la série liasique. Localement, il peut être plus calcaire. L'Aalénien est alors inclus dans la série aquifère liasique.

Au-dessus du Toarcien marneux, l'Aalénien et la base du Bajocien calcaire s'individuali-

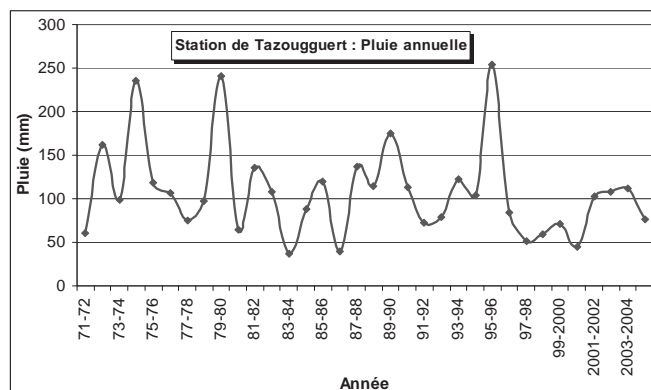


Figure 5. Évolution des débits de l'oued Guir (station Tazouguert)

sent et donnent souvent dans la topographie une ligne de relief continue.

On constate rarement la présence d'émergences, bien que cet ensemble calcaire soit certainement perméable par fissures.

Dogger

Contrairement au Lias qui affleure la plupart du temps en structures anticlinales, le Dogger constitue, au contraire, de vastes synclinaux qui permettent des affleurements étendus sous des pentes souvent faibles. Dans le Dogger les marnes dominent, alternant avec des bancs marno-calcaires. Les bancs calcaires peuvent être localement développés formant une succession de falaises séparées par des marnes schisteuses. C'est le cas pour le Bajocien moyen et le Bathonien inférieur.

Même dans ces séries à dominante calcaire, les circulations ne sont jamais très développées et on n'a jamais affaire à des magasins aquifères étendus.

Bien que dans les structures tabulaires à dominante calcaire des axes synclinaux, la morphologie karstique apparaisse quelquefois. Les plus remarquables au flanc sud du J. Achir (vallée du Guir à l'Est du Toulal) n'excèdent guère 2 à 3 l/s.

Alluvions quaternaires

Les dépôts quaternaires sont très développés mais, étant donné la faiblesse des précipitations et l'importance de l'évaporation, seules les alluvions récentes des grands oueds, parcourues par les crues qui rechargent les nappes, ont un rôle notable.

Les puits sont rares dans les dépôts de regs de part et d'autre des grandes vallées. Les infiltrations qui peuvent se produire paraissent percoler dans la zone d'altération du substratum (marno-calcaires ou marnes du Dogger) ; il y a finalement drainage par les grandes vallées.

Dans la terrasse alluviale, existent d'assez nombreux points d'eau : sur l'oued Guir, à l'aval d'Imi n'Takat en rive gauche, à Mellaha, à Irara, etc....

Le type de circulation dans les dépôts quaternaires est certainement différent selon qu'il s'agit des alluvions récentes (bonne perméabilité générale et circulation en grand) ou des conglomérats ou poudingues (circulation en chenaux).

Même s'ils n'ont pas un rôle comparable à celui des alluvions récentes des grandes vallées, les dépôts quaternaires anciens des vallées latérales confluentes ont cependant un rôle important.

Potentialités hydrogéologiques de la nappe quaternaire de Gourrama

La seule nappe quaternaire susceptible d'être exploitée pour des fins d'irrigation ou d'alimentation en eau potable des localités rurales est celle de Gourrama. Cette nappe présente des caractéristiques hydrogéologiques très favorables avec des profondeurs d'accès à l'eau, proches du sol.

Le Tableau 1, donné ci-après récapitule les principales potentialités hydrogéologiques de la nappe de Gourrama

La carte piézométrique de la nappe de Gourrama

Tableau 1. Caractéristiques hydrogéologiques de la nappe quaternaire de Gourrama

<i>Nappe quaternaire de Gourrama</i>	
Nature du réservoir aquifère	alluvions quaternaires de l'oued Guir
Etendue de la nappe	120 km ²
Épaisseur de la nappe	ne dépasse pas les 20 m
Substratum de la nappe	essentiellement des calcaires et marno-calcaires de l'Aalénien et des marno-calcaires et marnes du Toarcien
Orientation de l'écoulement d'eau souterraine	du NW vers le SE le long de la vallée du Guir entre Tiouzaguine et Irara et NE-SW entre Iskouna et Toulal
Profondeur moyenne à l'eau	n'excède pas 10 m
Productivité de la nappe	ne dépasse pas les 3 l/s par ouvrage
Température moyenne des eaux	18°C
Conductivité électrique moyenne	280 µS/cm

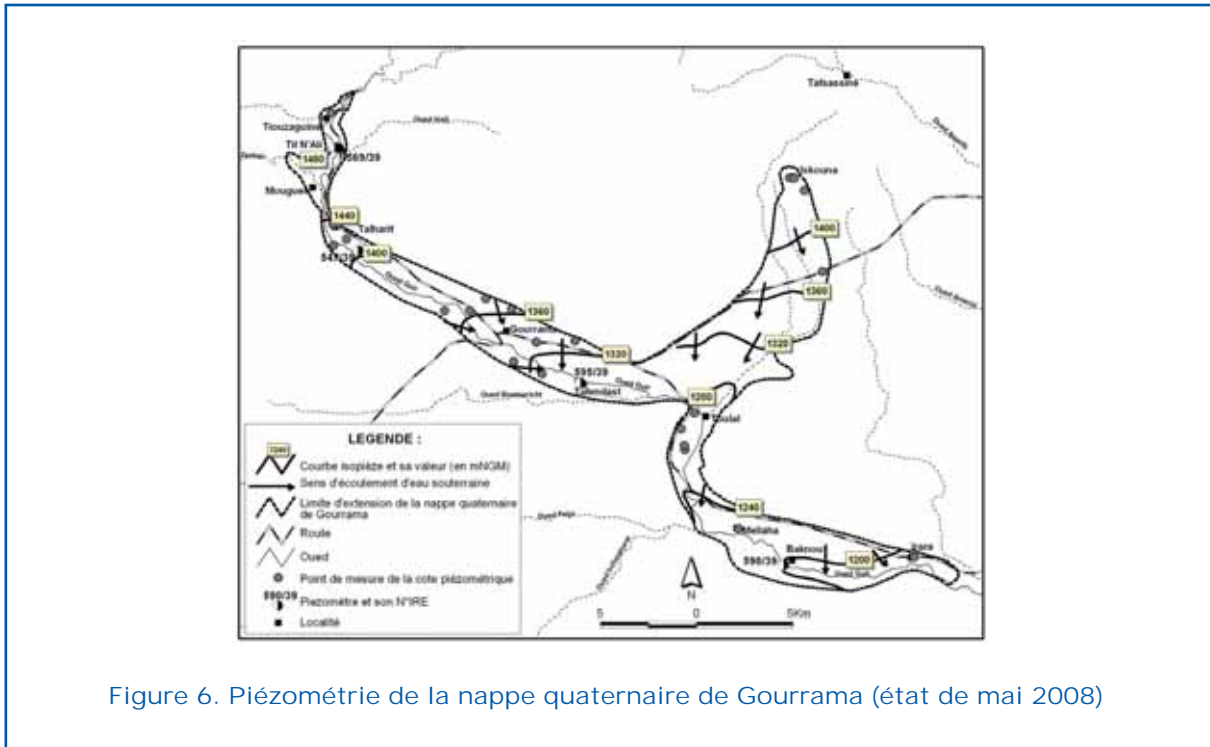


Figure 6. Piézométrie de la nappe quaternaire de Gourrama (état de mai 2008)

est considérée comme la première carte établie. Les cotes piézométriques varient entre 1 180 m et 1 500 m (voir Figure 6). Dans l'ensemble, l'écoulement d'eau souterraine est orienté Nord-Sud.

La nappe quaternaire de Gourrama s'alimente essentiellement par l'infiltration des eaux de pluies et des eaux de crues de l'oued Guir.

Potentialités hydrogéologiques des aquifères jurassiques

Concernant les aquifères jurassiques, leurs potentialités hydrogéologiques sont importantes. Le Domérien, qui est un réservoir aquifère formé de calcaires massifs, est très productif avec des débits pouvant atteindre 30 l/s pour le cas du forage de T alahrite. La qualité de ses eaux est généralement bonne avec une salinité de moins de 1 g/l.

L'aquifère de l'Aalénien est formé d'alternance de calcaires et de marnocalcaires, sa productivité est très variable et peut atteindre les 10 l/s. La qualité de ses eaux est très bonne avec une salinité de 0.5 à 0.8 g/l.

Les principales sources du haut bassin du Guir proviennent de l'ensemble aquifère du Jurassique, soit dans les chaînes nord occidentales où les reliefs calcaires sont élevés et largement développés, soit dans les chaî-

nons sud-orientaux, moins élevés mais étendus. Ces sources sont considérées comme la principale ressource en eau sollicitée dans la région.

Les sources sont représentées par la Figure 7, celles qui sourdent 'en charge' ont des températures assez élevées, les circulations se font dans des systèmes de fissures très développées. Le débit total des sources inventoriées est de l'ordre de 790 l/s.

Chimie des eaux

Les eaux du Lias inférieur ont un faciès bicarbonaté calcique. La minéralisation est faible. Ce sont, en général, des sources de grand débit, à caractère souvent vaclusien.

Les eaux issues du Domérien et de l'Aalénien ont une composition très homogène (eaux sulfatées magnésiennes). La minéralisation est faible.

Le faciès chimique des eaux du Dogger est le même que celui caractérisant le Domérien et l'Aalénien (eaux sulfatées magnésiennes et minéralisation faible).

Les eaux circulant dans les alluvions ou le Quaternaire des terrasses des grandes vallées ont, en tête de bassin, un faciès bicarbonaté-calcique à faible minéralisation ; la concentration augmente progressivement vers l'aval.

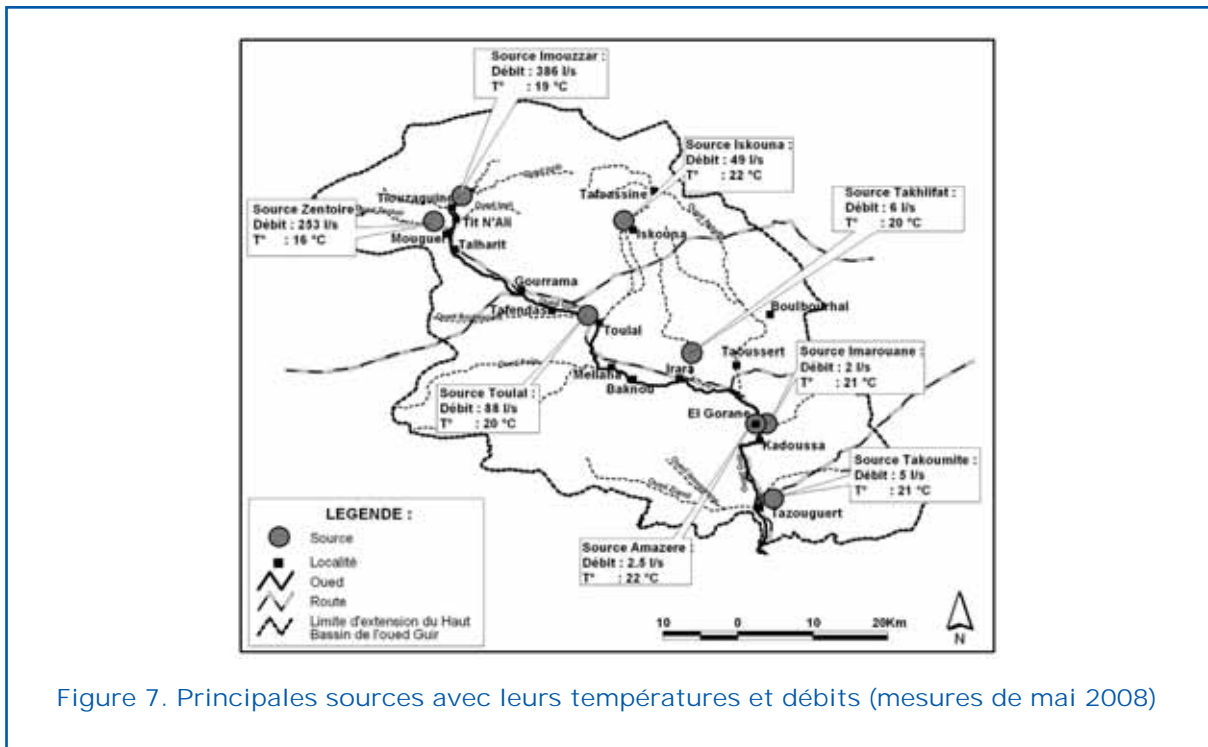


Figure 7. Principales sources avec leurs températures et débits (mesures de mai 2008)

En récapitulatif, on peut dire que les eaux du haut bassin du Guir sont de bonne qualité, notamment en ce qui concerne les nappes des réservoirs d'âge secondaire. En ce qui concerne les nappes du Quaternaire, les eaux sont également de bonne qualité; la concentration augmente d'amont en aval dans chaque vallée et dans la partie aval de certains biefs.

Conclusions et recommandations

Les formations plissées du Jurassique constituent la partie la plus importante des affleurements dans la région. Les calcaires fracturés et parfois karstifiés jouent un rôle régulateur qui se traduit par des débits d'étiage soutenus. Les deux principaux ensembles aquifères existants sont séparés par le niveau imperméable attribué au Toarcien, ces ensembles sont :

- L'aquifère calcaire du Domérien : Productivité pouvant atteindre 30 l/s, la qualité des eaux est généralement bonne avec une salinité de moins de 1 g/l ;
- L'aquifère de l'Aalénien : Productivité très variable (entre 0 et 10 l/s), la qualité de ses eaux est très bonne avec une salinité ne dépassant pas 0.8 g/l.

A ces deux aquifères se superpose la nappe

phréatique du Quaternaire de Gourrama qui occupe le fond de la vallée de l'oued Guir transversale et les dépressions longitudinales. Le substratum de la nappe quaternaire est constitué essentiellement des formations calcaires et marnocalcaires de l'Aalénien et celles marnocalcaires et marneuses du Toarcien qui présente une tendance plutôt imperméable minimisant les échanges par drainance verticale des eaux entre le Quaternaire et l'Aalénien.

L'aquifère quaternaire est alimenté par drainage des eaux superficielles de l'oued Guir . Son épaisseur ne dépasse guère les 20 m, sa productivité est faible (entre 0 et 3 l/s par puits), la salinité de ses eaux est en général inférieure à 1 g/l. Cette nappe est actuellement sollicitée pour des fins d'irrigation.

Des recommandations peuvent être formulées afin d'améliorer les potentialités des nappes aquifères de haute montagne (Haut bassin du Guir). Des études approfondies par prospection géophysique et hydrogéologique sont à réaliser.

La prospection géophysique permettra de :

- Suivre les formations du Jurassique en profondeur ;
- Estimer l'épaisseur des différentes formations ;
- Suivre la tectonique et la structure des formations en profondeur.

- Chercher les zones favorables à l'implantation de forages de reconnaissance en vue de les transformer en forages d'exploitation après leur test.

Il serait aussi intéressant d'étudier le profil du substratum des alluvions par géophysique, de façon à connaître la géométrie des réservoirs aquifères. Des essais de débits sur forages permettraient de connaître les caractéristiques de l'aquifère et d'estimer l'importance des volumes exploitables.

D'autres recommandations peuvent être formulées et permettent d'envisager une délimitation de zones favorables ouvertes à la mise en valeur par l'irrigation ou autres activités économiques. Une mise en place d'un réseau de suivi des niveaux piézométriques et de la qualité des eaux est recommandée pour les aquifères jurassiques.

Références bibliographiques

Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (1996). Etude du plan directeur de l'aménagement des eaux des

bassins sud-atlasiques : Etude des ressources en eau.

Direction de la Région Hydraulique du Guir - Rheris-Ziz (2007). Etude du bilan hydrologique des bassins de Guir , Rhéris, Ziz et Maider.

El Kochri, A., Chorowicz, J. et Alem E.M. (1992). Paléocontraintes et évolution du Haut Atlas centro-oriental, Maroc. Notes et Mém. du Serv. Géol. Du Maroc, Rabat, 366.

Margat, J. (1952). Le Haut Atlas calcaire – (Hydrogéologie du Maroc-Chap. VI-2). Notes et Mém. du Serv. Géol. du Maroc n° 97 – Rabat.

Savorin, J. (1924). Géologie du Haut Atlas oriental et de la Moyenne Moulouya. C.R. Ac. Sc. Paris, T 179, pp. 281-283.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent en particulier aux services de l'Agence du Bassin Hydraulique du Guir -Ziz-Rheris pour leur apport fructueux à la présente étude.

Modélisation et simulation numérique de l'échange rivière-nappe de Sébaou

Tahar Ikni ⁽¹⁾, Mohamed Kadri ⁽²⁾ et Ahmed Benamar ⁽¹⁾

(1) Université de M'sila, département d'hydraulique; Email: ikni_tahar@yahoo.fr

(2) Université de Boumerdès, département génie civil; Email: dzkad@yahoo.fr

(3) L.O.M.C. FRE CNRS 3102, Université du Havre; Email: benamar@univ-lehavre.fr



Résumé

La vallée du Sébaou connaît un important développement démographique et socioéconomique. Cependant, la demande en eau ne cesse d'augmenter; toutefois, l'irrégularité et la diminution de la pluviosité ont entraîné une nette réduction des apports.

Parallèlement, l'oued Sébaou subit une dégradation significative de la couche sableuse. Cette diminution de la couche va engendré le changement du régime d'écoulement de la rivière et la dégradation du pouvoir filtrant du sol.

L'étude de faisabilité de la recharge artificielle de la nappe alluviale de l'oued Sébaou s'est basée sur une modélisation mathématique des débits. Le calcul des volumes infiltrés a été fait par le couplage mathématique des équations de Saint Venant à une dimension et le modèle d'écoulement souterrain à deux dimensions qui nous a permis d'estimer l'apport en eau vers la nappe.

L'objectif de ce travail est :

- De simuler le comportement de la nappe de Sébaou vis à vis des lâchers d'eau du barrage. Deux types de recharges sont appliquées, infiltration par surface de la nappe (rivière-nappe) et infiltration par les puits et les bassins d'injections de surface.
- De proposer un modèle de propagation et d'infiltration des lâchers permettant de prédire le bilan hydrique de la recharge.

La résolution des équations des à surface libre est faite par la méthode des volumes finies et les écoulements souterrain par la méthode des différences finies (Runge-Kutta-Gill méthode)

Mots clés : Recharge artificielle, Aquifère alluvial, modèle d'écoulement souterrain, vallée de l'oued Sébaou, Milieu poreux.

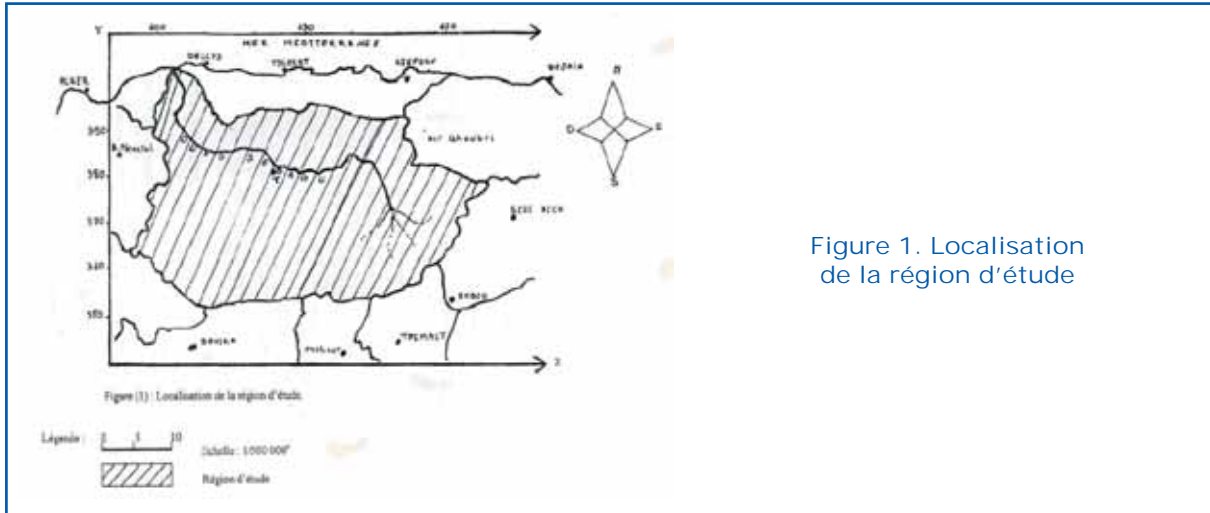
Introduction

L'eau est un bien commun à l'humanité, indispensable au développement économique, industriel et agricole. A l'heure actuelle, ce précieux présent fait face à une extrême vulnérabilité ayant comme origine, la surexploitation des aquifères et leur contamination par divers polluants. La région du Sébaou connaît un développement démographique et socio-économique d'une promptitude affirmée. L'eau souterraine est

la ressource majeure pour une population croissante, soutient les activités agricoles, industrielles et assure l'approvisionnement en eau potable.

Les pompages excessifs des eaux souterraines de la nappe du Sébaou pour satisfaire les besoins en eau de la région de Tizi-Ouzou (Algérie) ont entraîné un important abaissement du niveau dynamique de la nappe et sont susceptibles de tarir à terme cette nappe.





Parallèlement, l'oued Sébaou subit une dégradation significative le long de son cours et devient un véritable dépotoir des rejets domestiques et industriels. On note par ailleurs, dans le secteur aval de la nappe, la menace de l'avancée du biseau salé. Il y a lieu également, d'invoquer l'extraction anarchique et incontrôlée des sables et alluvions du lit de l'oued Sébaou, véritable filtre protecteur de la nappe souterraine. En conséquence, la nappe est exposée à toutes les éventuelles formes de pollution.

L'absence d'une politique précise et durable de gestion en eau a entraîné, au cours des dernières décennies, une baisse des niveaux piézométriques et une pollution d'origine naturelle et anthropique.

Dans l'optique de faire face à cette situation alarmante des eaux souterraines, un programme de gestion et de protection s'impose.

Pour palier à ce déséquilibre, la recharge artificielle de la nappe apparaît alors comme un moyen efficace d'assurer un stockage souterrain pérenne des eaux et d'éviter leur déperdition en mer. La recharge s'effectue soit par lâchers des eaux de barrages sur les lits des rivières ou par stockage dans des bassins avant l'injection dans la nappe (Ahmad et al, 1994. Esteves, 1988. Esteves et al, 1988. T aijjar et al, 1993. T regarot et al, 1997).

En partant des relevés existants sur les niveaux piézométriques, l'objectif de ce travail est de simuler le comportement de la nappe du Sébaou vis à vis des lâchers d'eau du barrage et des bassins de recharges. Différents scénari de recharge (infiltration par le

toit ou par les côtés de la nappe et infiltration-pompage) sont étudiés .

Modélisation des transferts surface -nappe (recharge de la nappe par des lâchées d'eaux de barrage et par des bassins d'infiltrations)

Ecoulements de surface : équations de Saint-Venant

La recharge est faite à partir des lâchées d'eau de barrage, ces lâchées sont considérées comme des écoulements à surfaces libres. Les écoulements surfaces libres dans les rivières sont régis par les équations de Saint-Venant (Ababou et al, 1993; Max et al, 1970; Mc Donacd et al, 1984; Roche et al, 1984). Ces dernières résultent d'une intégration verticale de Navier -Stokes. Les inconnues de ce système sont le débit $Q(x,t)$ et la section mouillée $S(x,t)$:

$$\begin{cases} \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_l + q_n \\ \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(Q^2/S)}{\partial x} + gS \frac{\partial h}{\partial x} = g.S.(i - J) \end{cases} \quad [1]$$

Les équations de Saint-Venant sont obtenues sous les hypothèses suivantes :

- les vecteurs vitesses sont supposés parallèles à l'axe de l'écoulement,
- la répartition des pressions est hydrostatique sur chaque verticale,
- la prise en compte des pertes de charges

par frottements se fait à l'aide de la formule empirique de Manning-Strickler, où Q est le débit (m^3/s), S la section mouillée (m^2), h la hauteur d'eau dans la section (m), l la pente du fond de la rivière, g l'accélération de la pesanteur, q_1 le débit d'apport latéral par unité de longueur de la rivière, q_n le débit traversant sur un mètre de longueur l'interface rivière-nappe. La pente J de la surface libre de l'eau est exprimée par :

$$J = \frac{Q^2 n^2}{A^2 R^{4/3}} \quad [2]$$

où n est le coefficient de Manning, A la surface mouillée de la rivière et R le rayon hydraulique.

Les écoulements souterrains : équation de diffusivité

L'écoulement dans un milieu poreux saturé est connue sous le nom d'équation de diffusivité [3]. Elle résulte de la combinaison de l'équation de continuité (découlant du principe de conservation de la masse) et de la loi expérimentale de Darcy.

$$S \frac{\partial h}{\partial t} + q_1 + q_2 = \frac{\partial}{\partial x} \left(ke \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(ke \frac{\partial h}{\partial y} \right) \quad [3]$$

Avec : h la charge piézométrique,
 k le coefficient de perméabilité,
 S le coefficient d'emmagasinement (Porosité efficace),
 e l'épaisseur mouillée de l'aquifère,
 q_1 le débit échangé avec le milieu extérieur par unité de surface,
 q_2 le débit injecté ou prélevé par unité de surface.

Le débit d'échange est donné par la formule suivante (Ackerer et al, 1994; Max et al, 1970. Tajjar et al, 1993) :

$$Q = kL \left(\frac{w_p + 2e}{e + 2D} \right) (H_D - h) \quad [4]$$

où k est la conductivité hydraulique (m/s), w_p le périmètre mouillé de la section transversale, e l'épaisseur saturée moyenne, H_D la charge hydraulique à la distance D de la rivière, h le potentiel de la rivière. De façon classique, les échanges entre la nappe et la rivière sont simulés par les équations suivantes (Ackerer et al, 1994 et V ASILIEV, 1987):

$$\begin{aligned} Q &= C_D (h_r - h) \text{ lorsque } h > h_f \\ &\text{(échange nappe-rivière)} \\ Q &= C_D (h_r - h) \text{ lorsque } h < h_f \\ &\text{(échange rivière-nappe)} \end{aligned} \quad [5]$$

Où h_r est le niveau de la surface libre de la rivière, h_f la cote du lit de la rivière et h le niveau piézométrique de la nappe. Le coefficient C_D dépend de la perméabilité des sédiments, de leur épaisseur et de la surface d'échange nappe rivière.

Méthode numérique

La méthode des volumes de contrôle développée par Spalding et Patankar est une méthode de résidus pondérés dans laquelle les fonctions de poids sont égales à l'unité dans des volumes finis donnés et nulles partout ailleurs.

L'écoulement à surface libre est résolu par la méthode des volumes finis implicites et l'écoulement souterrain est simulé par le schéma aux différences finies explicite quatrième ordre (Runge -Kutta- Gill méthode)

$$\begin{aligned} K_1 &= f(n\Delta t, U^n) \\ K_2 &= f\left(\left(n + \frac{1}{2}\right)\Delta t, U^n + \frac{\Delta t}{2} K_1\right) \\ K_3 &= f\left(\left(n + \frac{1}{2}\right)\Delta t, U^n + \left(-\frac{1}{2} + \frac{1}{\sqrt{2}}\right)\Delta t K_1 + \left(1 - \frac{1}{\sqrt{2}}\right)\Delta t K_2\right) \\ K_4 &= f\left((n+1)\Delta t, U^n - \frac{1}{\sqrt{2}}\Delta t K_2 + \left(1 + \frac{1}{\sqrt{2}}\right)\Delta t K_3\right) \\ U^{n+1} &= U^n + \frac{\Delta t}{6} \left(K_1 + 2\left(1 - \frac{1}{\sqrt{2}}\right)K_2 + 2\left(1 + \frac{1}{\sqrt{2}}\right)K_3 + K_4 \right) \end{aligned}$$

Simulations numériques

Pompage à partir d'un forage en surface

La première simulation concerne le pompage dans une nappe. La nappe simulée est constituée d'un domaine parallélépipédique de sable dont trois des faces latérales et la face du fond sont imperméables. Les dimensions choisies sont de 10 m en hauteur, 8 m en largeur et 16 m en longueur. Le puits d'une section de 20 cm x 20 cm est positionné à $x = 12$ m et $y = 4$, et un débit constant de $0,02 m^3/s$ est imposé. Cette configuration permet de vérifier plus facilement la conservation de débit car l'échange d'eau ne se fait que par une face du

domaine. Les figures 2 et 3 montrent, respectivement, l'abaissement du niveau d'eau dans la nappe et les isobares. Les figures 4 et 5 présentent la hauteur piézométrique dans le plan longitudinal de la nappe, au droit du puits et à la limite du domaine, respectivement.

On peut remarquer un abaissement brusque de la charge hydraulique au droit du puits et une variation parabolique. La variation de la charge est par contre moins brutale sur la paroi verticale du domaine.

Application à la recharge de la nappe du Sebaou

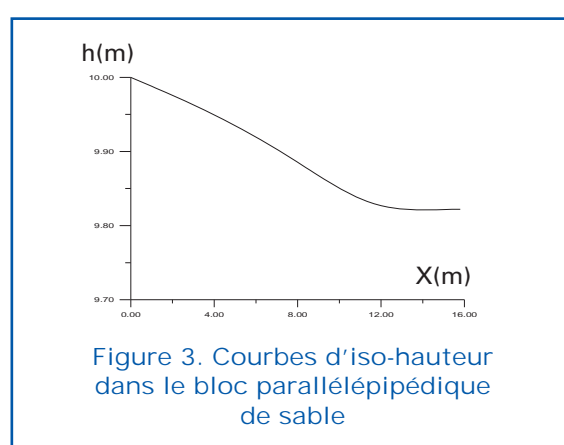
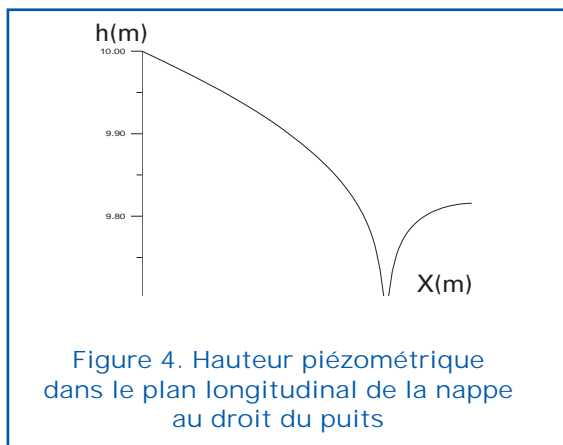
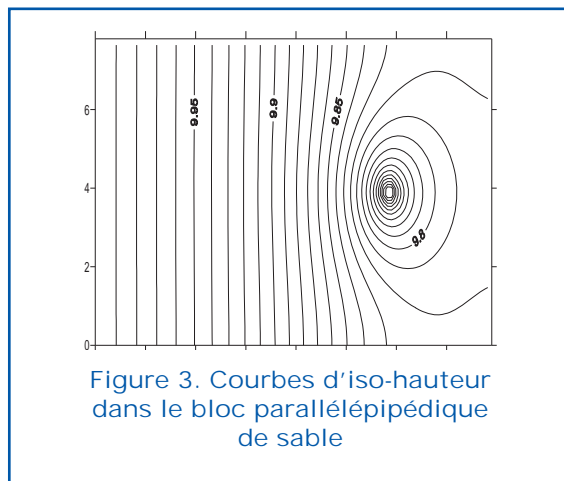
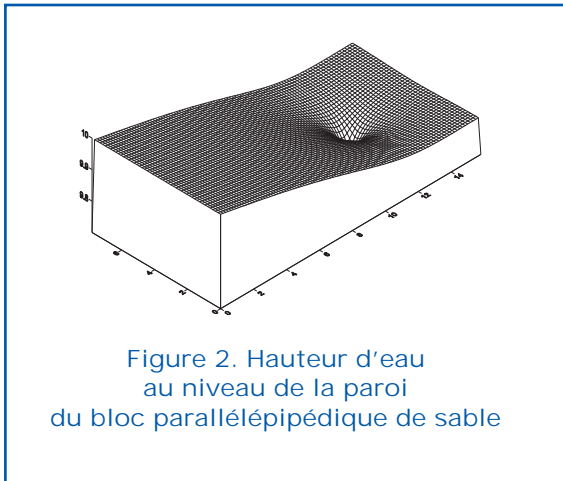
La nappe du Sebaou est modélisée ici par un domaine régulier avec les caractéristiques du milieu poreux à l'interface surface-nappe. Plusieurs cas de recharge sont simulés. L'essai effectué détermine l'évolution dans le temps de la recharge d'une nappe de dimension 30 000 m × 2 000 m. Le contour et le

substratum de la nappe sont imperméables. Le coefficient d'emmagasinement ($S = V_{eau} / V_{total}$) est de 0.1 ; le coefficient perméabilité du sol est de 0.01m/s, la hauteur de l'eau dans la nappe est de 10 m. La recharge se fait par les lâchers d'eau du barrage. Dans notre cas, la rivière partage presque en deux parties égales le réservoir aquifère.

Recharge par des lâchers d'eau du barrage

Dans cette simulation l'apport d'eau provient du barrage amont et s'infiltre dans la nappe tout en s'écoulant dans l'oued.

La figure 6 montre l'évolution de la hauteur d'eau dans la rivière en fonction du temps. La figure 7 montre les hauteurs d'eau au niveau de l'axe et au niveau de la paroi de la nappe pendant 2 heures ,4 heures et 24 heures de recharge. On constate que la hauteur d'eau augmente dans le temps. La figure 9 représente l'évolution à trois dimensions de la hauteur d'eau de la nappe.



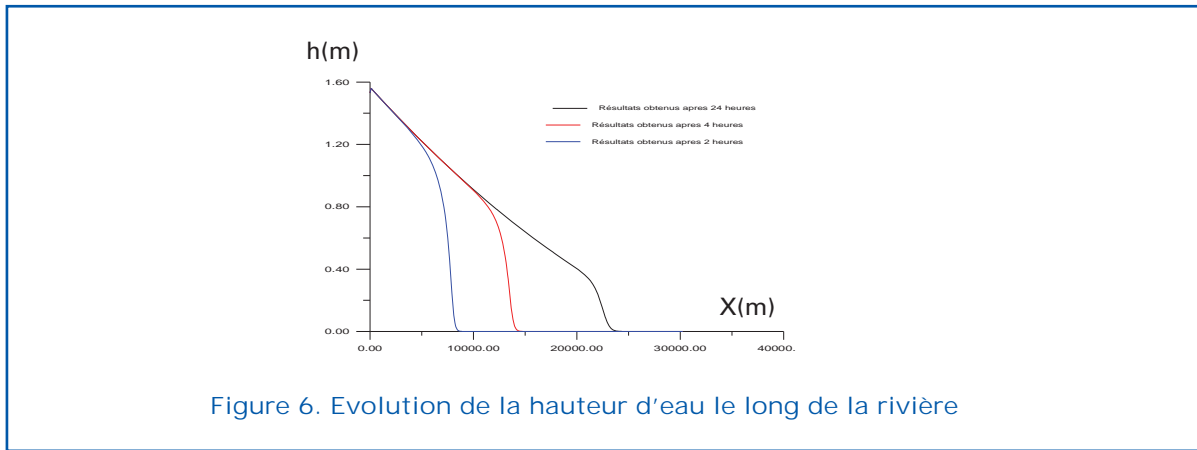


Figure 6. Evolution de la hauteur d'eau le long de la rivière

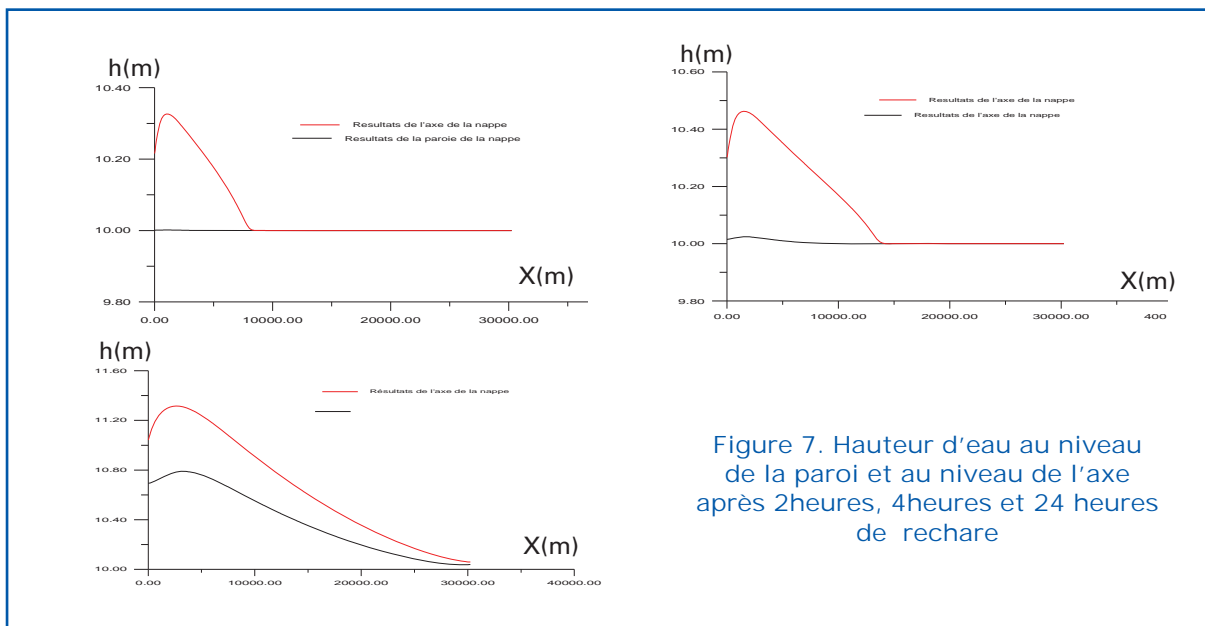


Figure 7. Hauteur d'eau au niveau de la paroi et au niveau de l'axe de la nappe après 2 heures, 4 heures et 24 heures de recharge

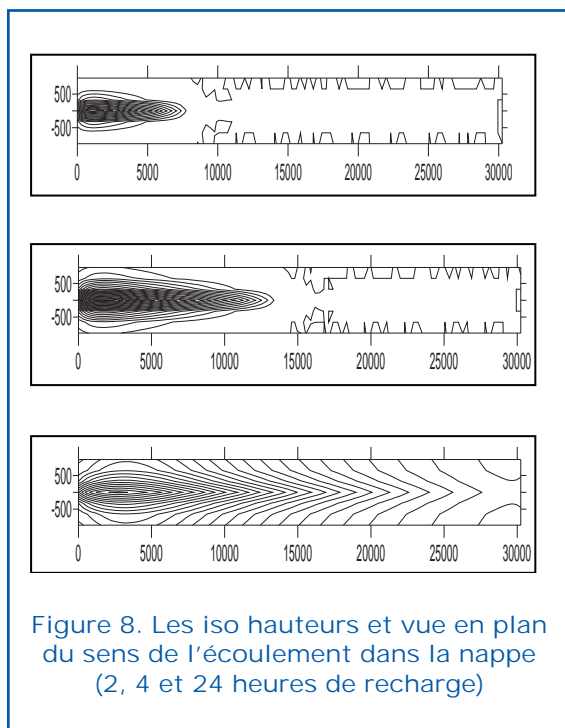


Figure 8. Les iso hauteurs et vue en plan du sens de l'écoulement dans la nappe (2, 4 et 24 heures de recharge)

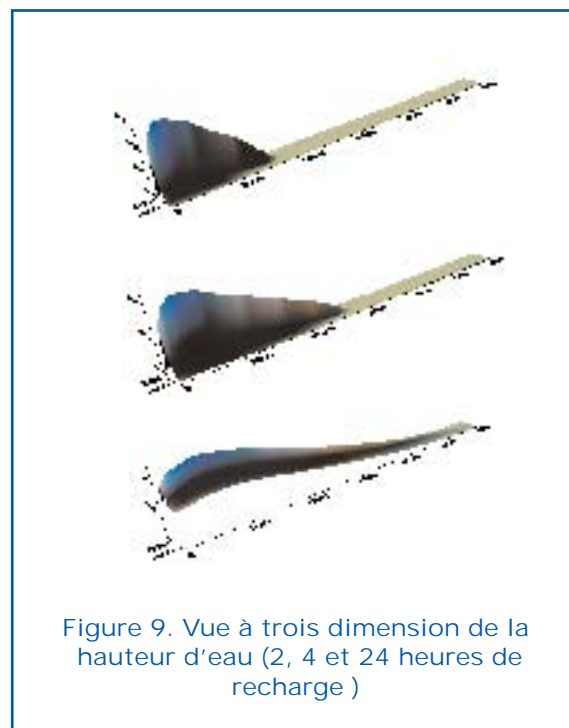


Figure 9. Vue à trois dimension de la hauteur d'eau (2, 4 et 24 heures de recharge)

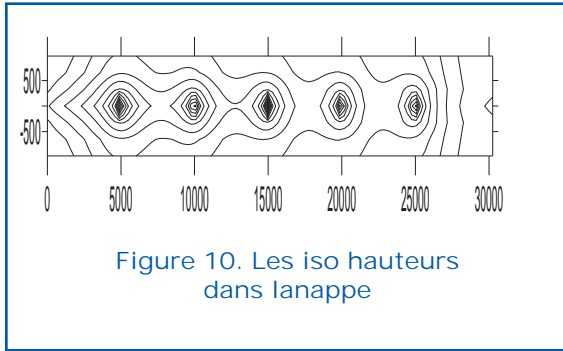


Figure 10. Les iso hauteurs dans lanappe

Simulation recharge exploitation : (recharge par lâchers et bassins infiltration plus exploitation)

Nous simulons le cas où la recharge se fait par deux sources d'eau, les lâchers et cinq bassins d'injection placés à proximités de la rivière pour assurer leur remplissage. Ici nous avons placés 120 puits d'exploitations de deux débits différents 1 l/s et 2 l/s. On remarque que la hauteur d'eau au niveau de l'axe et au niveau de la paroi, pour le débit d'exploitation 2 l/s est inférieur à celle de 1 l/s (Figure 11). La recharge se fait de l'axe vers les parois de la nappe, c'est pourquoi la hauteur d'eau au niveau de l'axe est supérieure a celle de la paroi.

On constate que la recharge avec les bassins d'infiltrations est très importante.

Conclusions

Le travail de modélisation avait pour objectif, de comprendre les écoulements, et de quantifier les flux de transfert surface nappe. Le modèle basé sur l'intégration verticale de l'équation de conservation de la masse est discrétisé par différences finies, a l'avantage de réduire la dimension du problème de 3D à 2D, permettant un gain en temps de calcul. Le calcul des volumes infiltrés par les lâchées d'eau du barrage et par des bassins a été fait par le couplage des équations de Saint-Venant à une dimension et le modèle d'écoulement souterrain à deux dimensions. Ce modèle a été testé sur des cas de recharge de volumes poreux et sur la recharge artificielle de la nappe du Sebaou. Les résultats ont montré que le modèle est capable de produire la cinétique de transfert rivière - nappe selon les configurations des sources disponibles. Le travail envisagé por-

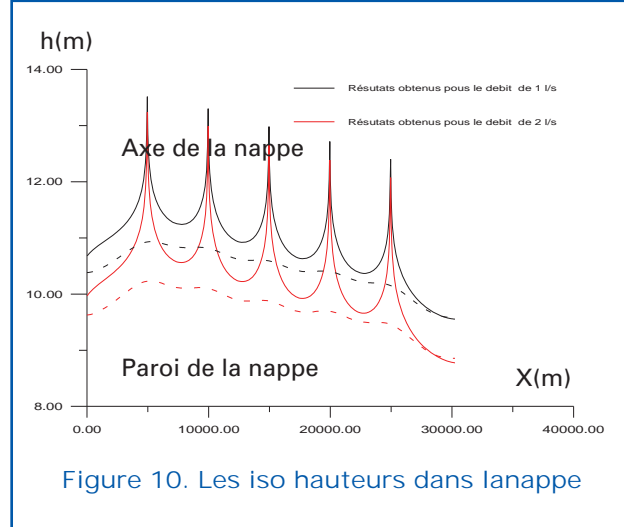


Figure 10. Les iso hauteurs dans lanappe

tera sur la simulation d'une nappe de géométrie quelconque et une perméabilité hétérogène du sol.

Bibliographie

- Ababou, R. and Bagtzoglou A.C. (1993) «BIGFLOW, a Numerical Code for Simulating Flow in Variably Saturated Heterogeneous Geologic Media: Theory and User's» Manual 1.1
- NUREG/CR-6028. Report. U.S. NRC, Government Printing Office, Washington DC, 1993.
- Ackerer, P., Magnico, P. and Mose, R. (1994) *Réflexions sur la modélisation de la propagation de polluants dans les hydrosystèmes souterrains. Revue des sciences de l'eau*, 7(1994)201-212
- Ahmad, B. and Osama A. (2002) *Un modèle de recharge pour l'aménagement des ressources en eau dans les pays semi-arides et arides à l'aide de l'imagerie satellitaire* », (soumis le 13 mai 2002; révisé le 4 juillet 2002 ; accepté le 7 octobre 2002)
- Cunningham, A.B. and Sinclair, P.J. (1979) : «Application and analysis of a coupled surface and groundwater model », *J. of Hydrology*, Vol. 43, pp. 129-148.
- Esteves, M. (1988) *Modélisation des relations entre un aquifère alluvial et une rivière : Application au ried de colmar (als ace-france)* . 113' *Congrès national des Sociétés savantes, Strasbourg, 1988, Géographie*, p . 41-61.
- Esteves, M. and Ackerer, P. (1988) *Interaction*

- entre eaux souterraines et eaux de surface . 30 May - 3 June 1988, Ystad, Sweden, Edited by Peter Dahlblom and Gunnar Lindh Department of Water Resources Engineering, Lund University , Sweden, Proceedings of the International Symposium
- Filippi, C., Milvilli, F. and Thiery, D. (1990) *Evaluation de la recharge naturelle des aquifères en climat Soudano-Sahélien par modélisation hydrologique globale: Application à dix sites au Burkina Faso* . *Hydrological Sciences - Journal - des Sciences Hydrologiques*, 35, 1, 2/1990
- Max, A*. and Saint-P. (1971) *Alimentation artificielle des nappes* » , *Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology*, XVI, 2. 6/1971, Présenté au Colloque International sur les Eaux Souterraines, Palerme, Italie, 6—8 Décembre 1970, ** Géologue-Conseil, ELC-Electroconsult, Milan, Italie.
- Mc donald (M.G.), Ugh (A.W.), (1984), « A modular three Dimensional finite difference groundwater flow model U.S. Geol. Survey », *Nat. Center Reston, Virginia*, 528 p.
- Nazoumou, Y. and Besbes, M. (2000) *Simulation de recharge artificielle de la nappe en oued par un modèle à réservoirs* . *Revue des sciences de l'eau, Rev. Sci. Eau* 13/4(2000) 379-404.
- Pourrut, P. and Aranyossy, J.F. (1988) *Nappe aquifère de Quito (Equateur): caractéristiques générales, réponse à l'exploitation et perspectives* », *Hydrolog. continent.*, vol. 3, no 1, 1988: dl-56 41
- Roche, P. and Thiery, D. (1984) *Simulation globale de bassins hydrologiques. Introduction à la modélisation et description du modèle GARDENIA. Rapport BRGM no 84 SGN 337 EAU*.
- Tajjar, M. H., Philippe B. and Guy, O. (1993) *Modélisation de l'hydrodynamique des échanges nappe-rivière, Simulation d'une lâchure expérimentale en seine en période d'étiage* », *Ecole supérieure des mines de Paris (thèse soutenue le 4 février 1993)*
- Tregarot, G., Ababou, R. and Larabi A. (1997) *Inondations, infiltrations et couplages d'écoulements partiellement saturés et non-saturés* . 22èmes journées du GFHN. 25-26 novembre 1997. Meudon, France.
- Vasiliev, O. F. (1987) *System modelling of the interaction between surface and ground waters in problems of hydrology* *. *Hydrological Sciences — Journal — des Sciences Hydrologiques*, 32, 3, 9/1987.

Structure et modélisation hydrodynamique de la nappe alluviale de l'oued M'zi (partie orientale de Djebel Amour méridional) (Laghouat, Algérie)

O. Kheddoum

Laboratoire Eau et Environnement, Université d'Oran, Algérie



Situation et cadre géographique

La vallée de l'oued M'zi est située à 310 km au sud d'Alger. Elle s'allonge suivant une direction atlasique SW/NE. Elle appartient à la partie orientale de Djebel Amours méridional. Sa limite septentrionale est constituée de la chaîne de l'Atlas alors qu'au Sud, elle est bordée par le pays des Dayas (Figure 1).

Morphologiquement le bassin versant de l'oued M'zi comprend trois unités

- le haut M'zi dont le chevelu hydrographique est dense à l'amont depuis la région d'Aflou.
- le moyen M'zi, au niveau duquel l'oued traverse les derniers reliefs de l'Atlas Saharien.
- le bas M'zi, est la partie aval. L'oued s'écoule vers le domaine saharien.

C'est cette région du bas M'zi qui constitue la région d'étude.

Généralités

La géologie permet de définir les réservoirs aquifères et de connaître les types de nappes qu'ils recèlent ainsi que les conditions aux

limites. Les principales unités géologiques considérées Dans la vallée de l'oued M'zi sont :

L'Atlas saharien

Il a pris naissance à l'emplacement d'une large gouttière subsidente où se sont accumulés d'importants dépôts néritiques et continentaux secondaires et tertiaire. La phase pyrénéenne poste lutétien est responsable de la surrection de l'Atlas saharien dont la morphologie et la géologie sont individualisées par rapport aux régions voisines : les reliefs sont escarpés et séparés par de vastes zones planes qui reproduisent la succession des anticlinaux et synclinaux. Trois faisceaux de plis segmentent l'ensemble et marquent les Monts du Ksour, le Djebel Amour et les Monts des Ouled Nail.

Le Sahara

C'est un ensemble de plateaux subtabulaires (que l'on désigne sous le nom de hamadas et d'ergs). Leur position, leur structure et la nature de leurs dépôts distinguent ces deux ensembles.

Dans la région de Laghouat ces plateaux sont modelés dans les atterrissements mio-pliocènes, qui ont comblé le sillon subsident parallèle à l'Atlas saharien.



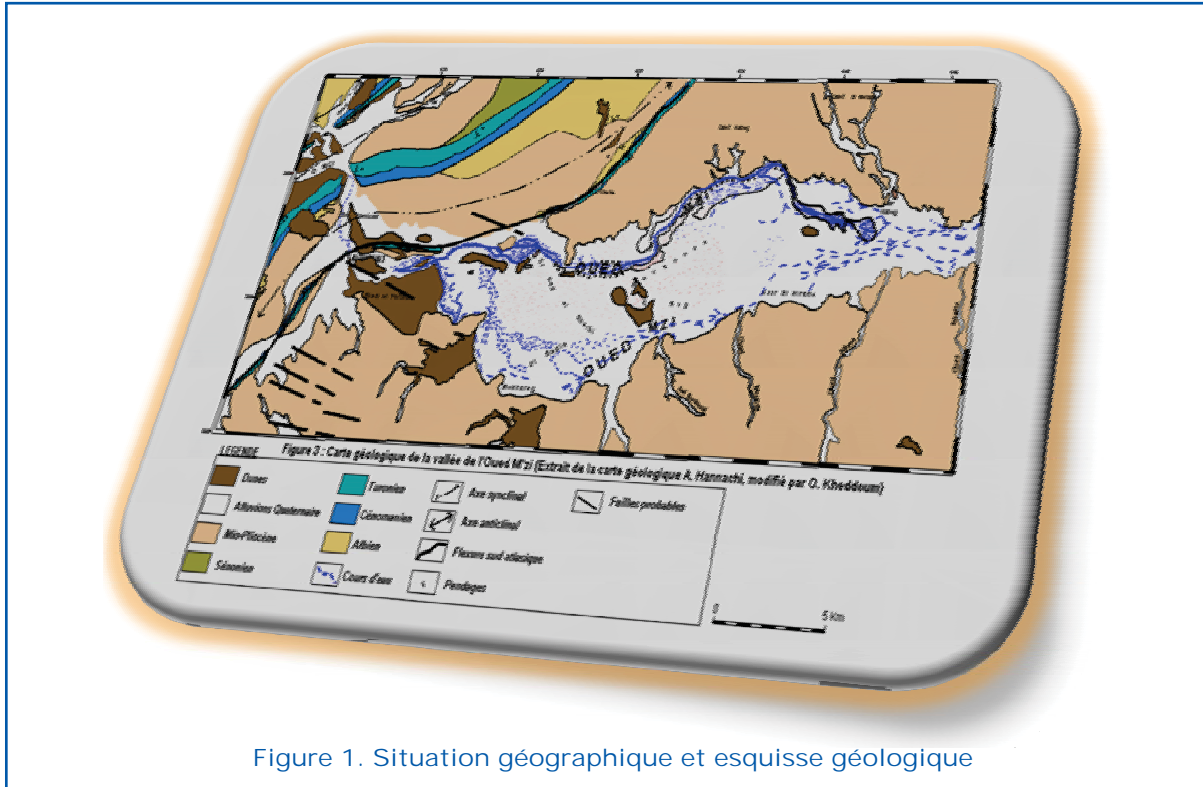


Figure 1. Situation géographique et esquisse géologique

Unités hydrogéologiques

- **Les Alluvions Quaternaires :** Le nombre impressionnant de puits existant souligne l'intérêt hydrogéologique de ces dépôts. Ils sont formés de galets, de sables et de graviers, dans la partie aval de la vallée on note l'existence d'un faciès de sable argileux à cristaux de gypse.
- **Le Mio-Pliocène** est détritique (argile, sable, grès et calcaire). Les données de forages du sillon préatlasique ont montré qu'il mérite une grande attention et se présente comme un bon aquifère avec un toit imperméable à semi-perméable.
- **Le Sénonien** est caractérisé par des dépôts lagunaires (marneux, gypseux, et calcaires sublithographiques) absolument imperméables.
- **Le Turonien** est essentiellement calcaréodolomitique. Il se présente souvent en gros bancs et peut contenir de l'eau dans ses fissures. L'importance de son aquifère dépend de son épaisseur.
- **Le Cénomaniens** est formé de marno-calcaires, de marnes et de calcaires. Les niveaux calcaires se présentent en gros bancs (1 m) individualisés au sein des marnes et en petits bancs souvent, colmatés par des sédiments marneux ou gyp-

seux. Ce niveau peut être considéré comme imperméable.

- **L'Albien** est ici, essentiellement détritique, gréseux. Les intercalations d'argiles sont importantes à la base et au sommet; elles délimitent des couches aquifères pouvant donner de gros débits.

Choix des caractéristiques de modèle

L'écoulement dans l'aquifère est à surface libre et bidimensionnel dans l'ensemble du domaine. Il peut présenter une singularité parfaitement localisable : une intrusion d'eau saline à l'aval de la vallée dans la plaine de K'sar Hirane. Nous pouvons utiliser un codage simple de la typologie BRGM 1P, 2D, S.L., Dupuit, L, (+ localement 2 P, I, F, S., Dupuit, NL). En clair le système à modéliser est donc caractérisé comme un aquifère monocouche libre à écoulement bidimensionnel linéaire avec hypothèse de Dupuit. Déterminer la géométrie de l'aquifère, c'est aussi définir la nature des conditions aux limites de la vallée qui contrôlent les règles d'échanges de flux entre le domaine aquifère et le milieu extérieur (Figure 2).

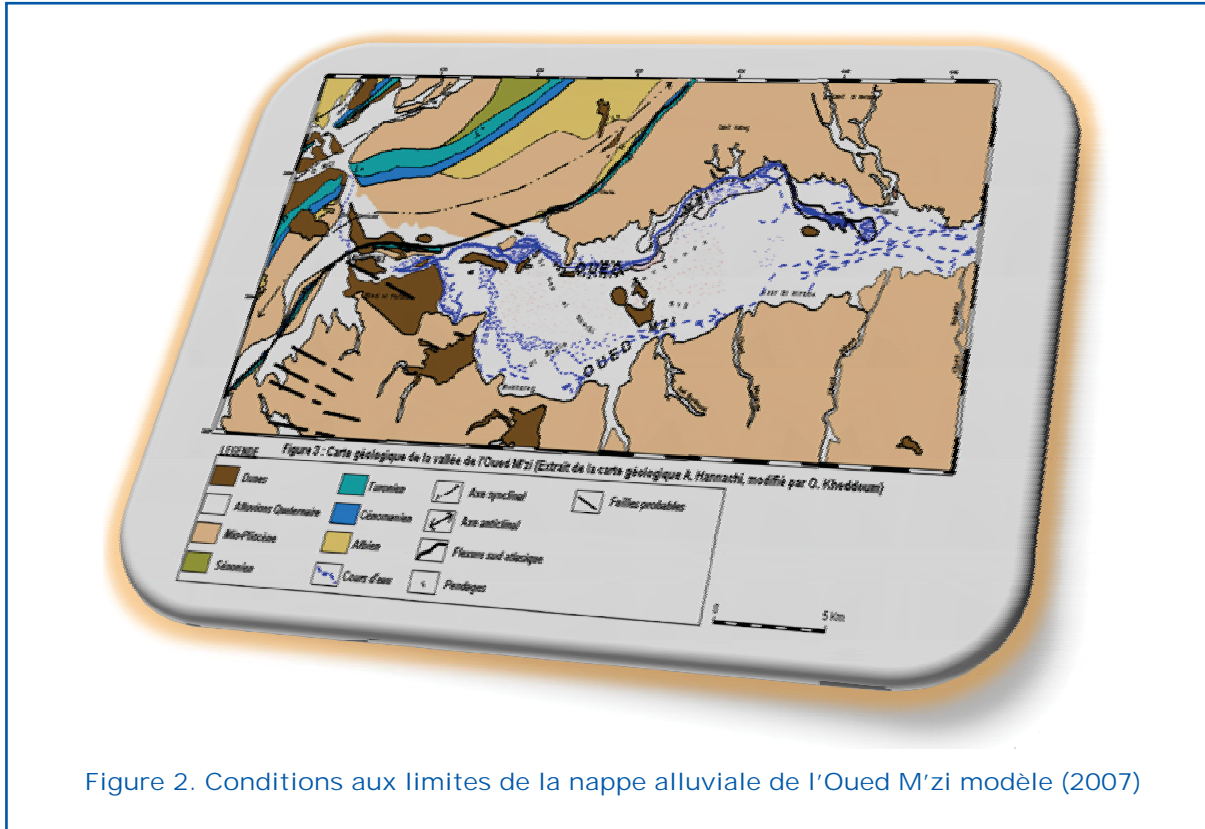
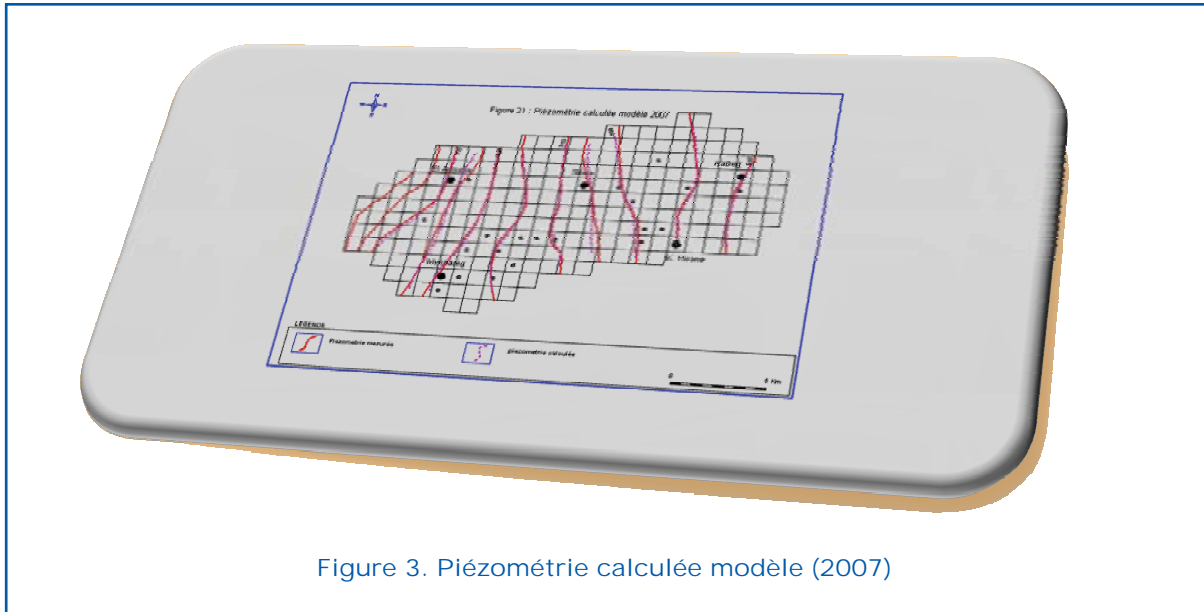


Tableau 1. Récapitulatif du modèle réalisé en 2007

Domaine représenté	NAPPE ALLUVIALE DE L'OUED M'ZI (Depuis le petit barrage de Kef Seridja à l'exutoire entre Ksar Kabeg et oued Kilane)
Pas de maillage En m	1000 Pour Obtenir une carte d'isopièzes à l'équidistance 05 m (maillage du modèle 1994 retenu pour garder la même configuration du système)
Nombre de mailles	236
Logiciel	-ASM -Un modèle monocouche à Transmissivité dépendante de la charge (T fonction de h)
<i>Limites et conditions aux limites</i>	
Charge imposée	- Débit de la nappe à l'amont (petit barrage de Kef Seridja 41.7 l/s) - Débit de la nappe à l'aval (l'inféro-flux de l'oued M'zi entre Ksar Kabeg et oued Kilane 13.9 l/s)
Débit imposé	- Apports apportés par le flanc sud de synclinal de Dekhla 39.6 l/s - Apports par les affleurements le long de la flexure sud atlasique 33 l/s - Apports par Daïet Kabeg et Daïet El Mehalla 66 l/s - Apport par l'Oued Boutrekfina 40l/s -Apport par l'Oued Madna 7.2 l/s - Apport par l'Oued Bel Bouiguel 7.2 l/s - Apport par l'Oued Mennas 7.2 l/s - Apport par l'Oued Kilane 7.2 l/s -Infiltration liée à l'irrigation 19.5 l/s - Apport de crues 135 l/s -Infiltration efficace 36 l/s
Imperméable	Le reste des mailles vides situées sur le pourtour
Objectif	Alternative de vérification et améliorations apportées pour le calage du modèle 1994 en 2007



Calage du modèle

Notre premier essai de calage en régime permanent a consisté à procéder par « essais et erreurs » en essayant d'adapter par tâtonnements successifs les conditions aux limites et la répartition des paramètres. Les valeurs des perméabilités retenues ont permis de produire une carte piézométrique similaire à celle mesurée sur le terrain (Figure 3). Nous nous sommes efforcés de détecter à cette occasion quels sont les paramètres (ou les conditions) les plus sensibles dont les variations induisent les plus fortes variations de la réponse. Les premières tentatives sont basées sur la répartition des paramètres retenus dans le modèle (1994). Par la suite nous nous sommes basés sur les éléments d'observation dont nous disposons. Les variantes testées de la distribution d'un paramètre sont obtenues par ajustements successifs, qui prennent en compte les mesures réalisées et les résultats des tentatives précédentes. Pour les dernières simulations qui ont abouti au calage du modèle nous avons modélisé les perméabilités de façon à retrouver les traits principaux de la piézométrie. Vu la sensibilité de cette dernière à ce paramè-

tre, cette appréciation de la sensibilité est le résultat de la conduite du processus d'identification par essais et erreurs. On a conclu que la charge hydraulique varie continûment avec la perméabilité, autrement dit que le rapport des accroissements Dh/DT caractérise la sensibilité de h à T . Ce rapport permet de décrire l'effet de l'incertitude sur la piézométrie, le champ des vitesses et les conditions aux limites. Notre modèle calé (2007) a permis de restituer un bilan négatif, avec un déstockage de $0.009 \text{ m}^3/\text{s}$, ce qui résulte d'une surexploitation de la nappe.

Références

- CHETTIH M. (1994) - Simulation par modèle hydrodispersif des écoulements souterrains et des variations de salinité dans l'aquifère alluvial de la vallée du M'zi (Laghouat- Algérie). Thèse. Mag. Géol, USTHB, IST Alger. 252 p.
- HANNACHI A. (1981) - Hydrogéologie de la vallée de l'oued M'zi à l'Est de Laghouat (Wilaya de Laghouat, Algérie). Thèse 3ème cycle, Univ. Grenoble, 218 p.

Using Electrocoagulation-Electroflotation Technique to Treat Textile Wastewater

B. Merzouk ⁽¹⁾, *M. Yacoubi* ⁽²⁾, *K. Madani* ⁽³⁾,
J.-P. Leclerc ⁽⁴⁾, *F. Lopicque* ⁽⁴⁾ and *B. Gourich* ⁽⁵⁾

- (1) Département Hydraulique, Université Mohamed Boudiaf de M'sila, Algeria
Corresponding author; Email address: mbelkov@yahoo.fr
- (2) Département Hydraulique, Université A - Mira de Béjaïa, Algeria
- (3) Département de Biologie, Université A - Mira de Béjaïa, Algeria
- (4) Laboratoire Réactions et Génie des Procédés LRGP, CNRS - Nancy Université,
BP 20451, F-54001 Nancy, France
- (5) Laboratoire de Génie des Procédés, Ecole Supérieure de Technologie de Casablanca
(E.S.T.C), B.P. 8012, Oasis, Morocco



Abstract

In EC, coagulants are delivered in situ using the corrosion of sacrificial anodes when a DC voltage is applied. Simultaneously, electrolytic gases (H_2) are generated at the cathode. Aluminum and iron materials are usually used as anodes, the dissolution of which produces hydroxides and polymeric hydroxides. These coagulants are able to destabilize colloidal suspensions and emulsions, to adsorb, neutralize or precipitate dissolved polluting species, and finally to form flocs that can be removed either by settling or flotation.

In this work we have studied the influence of the operating parameters of EC-EF such as current density (j), water pH and conductivity (κ) on the elimination of a red dye used in the textile industry.

According to the results obtained, it appears that the influence of the current density on the abatement of turbidity, the color and the COD is very significant. A rate of abatement of about 77.25 % for turbidity 86.55% for the color and 78.5% for the COD was observed, when the initial concentration of the red dye $C_0 = 100$ mg/L, current density $j = 150$ A/m², conductivity $\kappa = 3.56$ mS/cm, the inlet flow rate $Q = 0.15$ L min⁻¹, the processing time $t = 40$ min and the initial pH = 7.65. A model expressing the reduction of COD according to aluminum consumption, was proposed and translated in a satisfactory way the results obtained in experiments.

Keywords: Electrocoagulation-Electroflotation (EC-EF), Color, Turbidity, COD, Red dye, Industrial wastewater, Modelisation.

Introduction

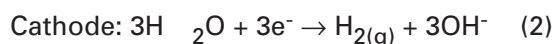
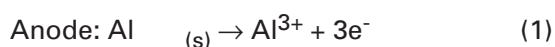
Wastewater from textile dyeing and finishing factories is a significant source of environmental pollution [1]. Textile wastewater is characterized by high chemical oxygen demand (COD), high concentrations of suspended solids (SS), low biodegradability, high-

salt content and is the source of aesthetic pollution related to color. The colored wastewater released into the ecosystem is also a dramatic source of aesthetic pollution and perturbation in the aquatic life. Conventional methods for dealing with textile wastewater consist of various combinations of biological, physical and chemical methods [2].

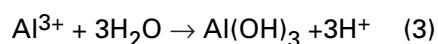


Adsorption and precipitation processes are very time consuming and costly with low efficiency. Chemical degradation by oxidative agents such as chlorine constitutes the most relevant and effective method, but it may produce some very toxic secondary products, such as organochlorine compounds [3]. Photooxidation by UV/H₂O₂ or UV/TiO₂ needs additional chemicals and, therefore, may also cause a secondary pollution. Although biodegradation process is cheaper than other methods, it is less effective because of the toxicity of the dyes that induces an inhibiting effect on bacterial development [4].

In the recent years, investigations have been focused on the treatment of wastewaters using electrocoagulation (EC) because of the increase in environmental restrictions on effluent wastewater. Indeed, EC is a simple and efficient method for the treatment of most drinking waters and wastewaters. The technique relies upon the electrochemical dissolution of sacrificial Al or Fe electrodes. The generated cations contribute to reduce the stability of suspended entities contained by reduction of their zeta potential. Also, upon formation of hydroxides ions at the cathode, metal ions complex to iron or aluminum hydroxides, which are known to be efficient coagulants. The hydrogen bubbles formed at the cathode adsorb the flocs formed by the process, and ensure their flotation, which simplifies their separation from the treated water. In the case of aluminum, the main reactions are as



Al³⁺ and OH⁻ ions generated by electrode reactions (1) and (2) react to form various monomeric species, which finally transform into Al(OH)_{3(s)} according to complex precipitation kinetics:



Freshly formed amorphous Al(OH)_{3(s)} 'sweep flocs' exhibit large surface areas which are beneficial for a rapid adsorption of soluble organic compounds and for trapping colloidal particles. Finally, these flocs are removed easily from aqueous medium by sedimentation or by flotation induced by the

H₂ bubbles generated at the cathode [5,6], which is referred to as electroflotation. The technique has been considered for a number of wastewaters in a very broad range of nature and composition: in particular oil suspensions [7–10], wastes from textile industry [11–13], tannery [14,15] or food processing [16,17]. Examination of the available literature reveals that the treatment mechanism by electrocoagulation depends on the waste nature, as observed in [18,19] and to some extents by the design of electrocoagulation device and the flow conditions. It also appears that the treatment efficiency has to be considered in terms of various criteria: TOC, COD, turbidity, color or absorbance at a given wavelength, and concentration of toxic species, e.g. arsenic [20] or phosphate [21].

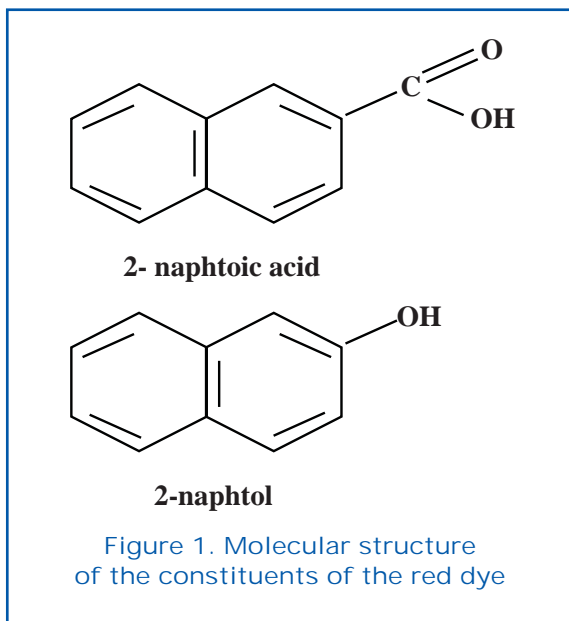
The present work was aimed at investigating the efficiency of the technique for treatment of textile wastewaters in a batch system with recirculation of the liquid, with special attention to the compared variations of color, turbidity and COD. Interpretation of the treatment progress by metal dissolution was also achieved. A red dye from the dispersive dye class was used in this purpose.

Experimental

Chemicals and analytical techniques

Two aluminum electrodes of rectangular shape (150 mm × 70 mm × 10 mm), have been used as anode and cathode, which corresponds to $S = 105 \text{ cm}^2$ electrode surface area. The distance between the two electrodes was $e = 20 \text{ mm}$. These were treated with an HCl aqueous solution for cleaning prior use to avoid passivation.

Experiments were carried out using a red dye solution consisting of a mixture of 2-naphthoic acid and 2-naphthol (Fig.1) with a total concentration (C_0) of 100 mg/L; the synthetic wastewater was noticeably dyed. Dye concentration was estimated from its absorbance characteristics in the UV–vis range (250–800 nm), using the wavelength that provided the maximum intensity ($\lambda_{\text{max}} = 503 \text{ nm}$) and a UV–vis spectrophotometer (Secomam). Solution conductivity and pH were measured using a CDM210 conductimeter and a Consort C832 pHmeter. The



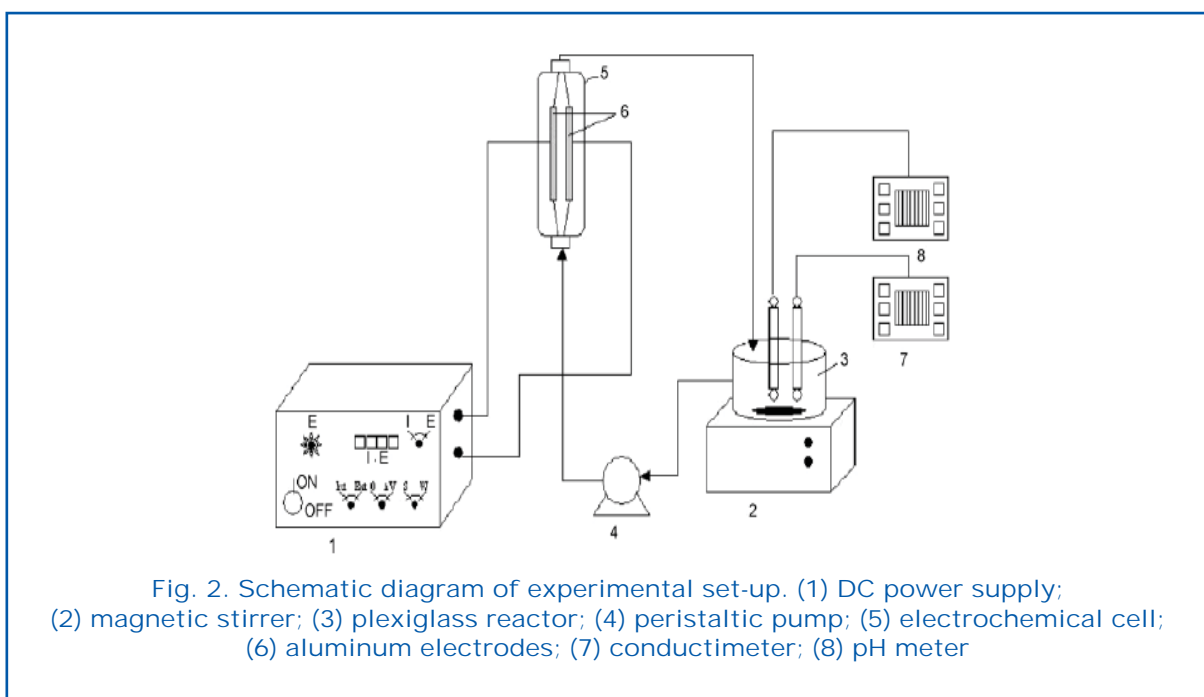
COD levels were determined using the standardized colorimetric method with excess of hexavalent chromium and subsequent measurement of the optical density. Turbidity of the waters was measured using a Hanna Ins. LP 2000 spectrophotometer. Data were given in Nephelometric Turbidity Unit (NTU). Concentrations of Al were determined by atomic absorption (Varian AA-20), after dilution and acidification of the solution samples with nitric acid for total dissolution of the metal species. In most cases, the liquid fractions had to be filtered using conventional

0.45 μm filters to remove the suspended solids, prior to injection into the atomic absorption apparatus.

Set-up and protocol

The batch experimental set up is shown in Fig. 2. The EC cell was a parallel plate electrochemical cell out of methyl polymethacrylate provided with two facing electrodes machined in aluminum. Experiments were conducted batch wise with recirculation of the liquid in the circuit, which consists of a peristaltic pump, the cell and a double-walled tank for temperature control at approx. 20°C and separation of the gas formed. Two liters of wastewater were introduced in the tank and a gentle agitation was ensured along the run. The flow rate of the liquid was fixed at 0.15 L min⁻¹. The current density was fixed in the range 40 - 200 Am⁻² using an AFX 2930 SB DC power supply and the cell voltage was continuously recorded. Twenty-cubic centimeter samples were taken during the 1-h long runs for assessment of the treatment progress as follows. The pH was observed to increase regularly from its initial value, depending on the current density applied. The pH of the samples was adjusted to 7 within 0.5 for optimal precipitation of Al hydroxides.

For all experiments 2 cm³ of the two-phase samples was taken for analysis of the metal content, the rest was allowed to settle for



24 h. Determination of the COD levels, absorbance at 503 nm, and turbidity was made from the clear liquid in the sample vial. All concentrations were corrected from the change in volume due to the regular sampling.

Color, turbidity, and COD removal efficiencies (Y_{COL} , Y_{TR} , Y_{COD}) were expressed as a percentage and defined as

$$Y(\%) = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \cdot 100 \quad (4)$$

The subscripts, '0' and 'f', are used to distinguish concentration in the inlet and the outlet streams of the electrocoagulation cell. The specific electrical energy consumption per kg dye removed (E_{dye}) and the specific electrode consumption per kg dye (μ_{Al}) were calculated as follows

$$E_{dye} \left(\frac{kWh}{kg \text{ dye}} \right) = \frac{UIt}{1000V(C_0 Y_{COL})} \quad (5)$$

$$\mu_{Al} \left(\frac{kg \text{ Al}}{kg \text{ dye}} \right) = \frac{3600 M_{Al} It \Phi_{Al}}{3F} \frac{1}{V(C_0 Y_{COL})} \quad (6)$$

using the dye concentration in the inlet stream C_0 (kg/m^3), current intensity I (A), cell voltage U (V), electrolysis time t (h), liquid volume V (m^3), molar weight of aluminum $M_{Al} = 0.02698$ kg/mol, Faraday's constant Φ (96,487 C/mol) and the faradic yield Φ_{Al} of Al dissolution. Φ_{Al} was estimated as the ratio of

the weight loss of the aluminum electrodes during the experiments Δm_{exp} and the amount of aluminium consumed theoretically at the anode Δm_{th} :

$$\Phi_{Al} = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{th}} \quad (7)$$

This parameter depends upon the pH and the amount of other soluble species, for example co-existing anions [22].

Experimental results

Color, turbidity and COD removal efficiency

Four current densities 40, 100, 150 and 200 $A \cdot m^{-2}$ were tested for the treatment of the synthetic wastewater at fixed inlet concentration $C_0 = 100$ mg/L with pH values between 7 and 7.5. The results, expressed in the form of color, turbidity and COD reduction versus time, are shown in Figs. 3-5. Both final reduction rate and kinetics of all parameters was observed to increase with the current density. This can be explained by the fact that the amount of Al^{3+} species formed by dissolution of the anode, increases with the current density according to Faraday's law and previous results [11,19].

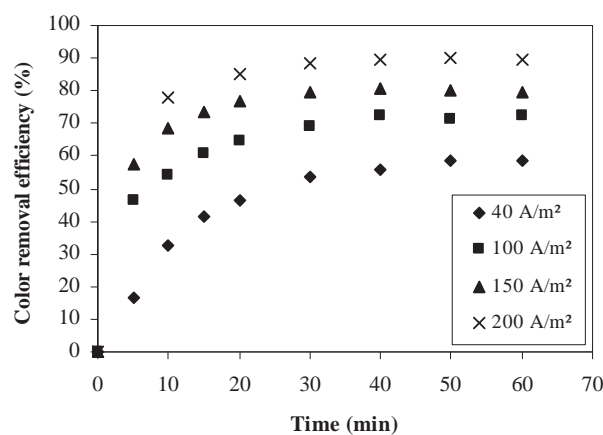
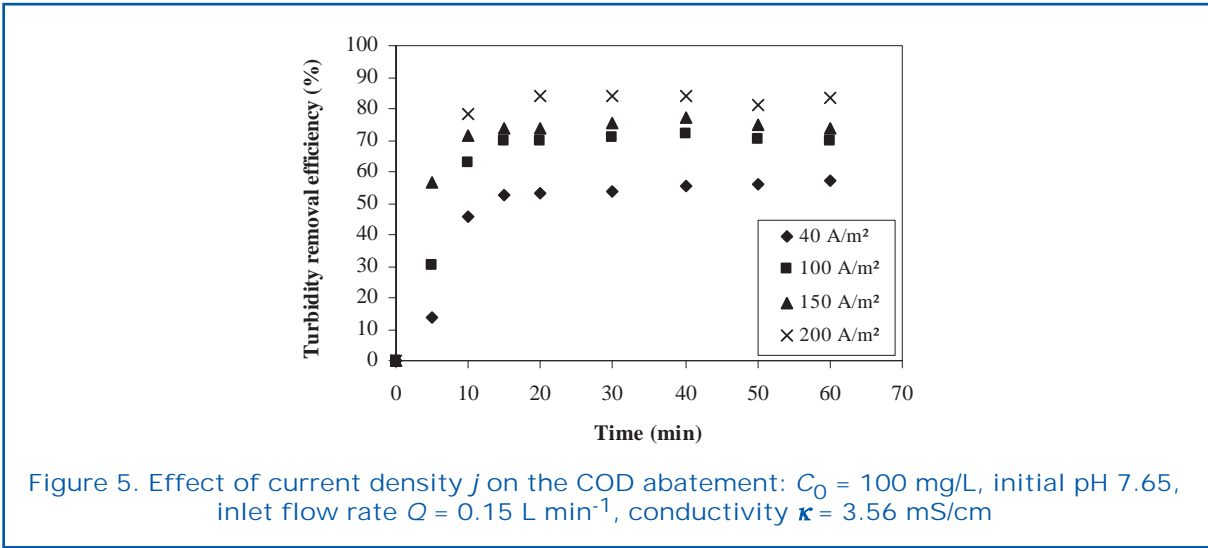
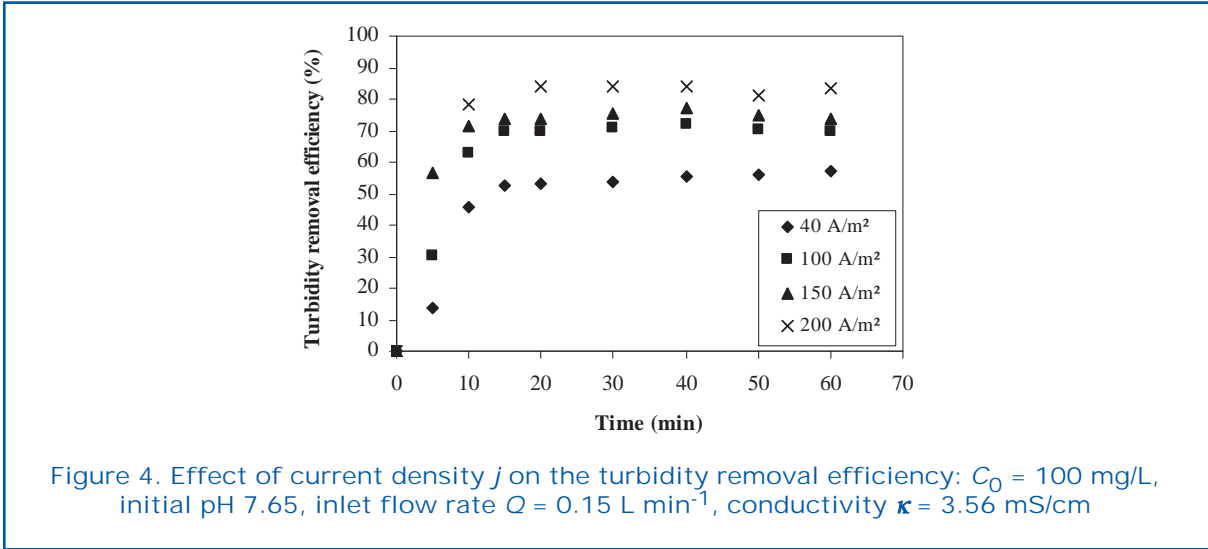


Figure 3. Effect of current density j on the color removal efficiency: $C_0 = 100$ mg/L, initial pH 7.65, inlet flow rate $Q = 0.15$ L min^{-1} , conductivity $\kappa = 3.56$ mS/cm



Interpretation

Model for COD abatement

Interpretation of the experimental variations was carried out by using an overall model relying upon complexation of the matter suspended by Al species and developed for COD removal of concentrated suspensions [15]. This approach was employed for evaluation of the pollutant complexation by the Al and Fe species. The assumptions of the model are briefly reminded below
 The COD level, $[S]$, expressed in mgO₂ by liter (mg/L) varies from $[S]_0$ at initial time, to $[S]_{inf}$ upon very large amounts of coagulant. The two levels are determined by experiments, depending on the electrode nature and the waste considered.

Electrocoagulation proceeds by complexation by the dissolved metal species, M



where coefficient n is expressed in mg dissolved metal per mgO₂. Coagulation equilibrium constant was defined by the overall expression [19]

$$K = \frac{[M-S]}{[M]_{free} [S]} \quad (9)$$

The expression of the COD level can be yielded from mass balances in the metal dissolved and in COD, taking into account rel. (9).

$$[S] = [S]_{inf} + \frac{-\left\{1 + K\left(\frac{[M]}{n} - [S]_{inf}\right)\right\} + \sqrt{\left\{1 + K\left(\frac{[M]}{n} - [S]_{inf}\right)\right\}^2 + 4K[S]_{inf}}}{2K} \quad (10)$$



where $[S]_R$ refers to the COD level which can be treated by the coagulation, i.e. the difference $([S]_0 - [S]_{inf})$.

Fitting of the experimental data to rel. (10) was to yield parameters K and n . However, it was observed that very different couples (K, n) led to similar values of the objective function, calculated as the sum of the squared deviations between experimental and predicted COD levels; for all cases, ratio (K/n) attained comparable values, of the order of $10^{-2} \text{ L mg}^{-1}$. Contrary to the case of oil suspensions with very high COD levels investigated previously [9,19] the present wastewaters have a moderate COD level which can be neglected as compared to $[M]/n$ ratios in rel. (10). Using first-order polynomial expansions, rel. (10) could therefore be simplified to

$$[S] \approx [S]_{inf} + \frac{[S]_R}{1 + \frac{K}{n}[M]} \quad (11)$$

The representation of the theoretical COD abatement (rel. 11) according to the aluminum concentration is then possible. Fig. 6 shows that the model (rel. 11) allows a good fitting of the experimental data.

It appears that the influence of the current density on the COD abatement suggested by the rough experimental data presented paragraph 3 is not so preponderant. In fact, increasing the density leads also to much

more dissolved aluminium which seems to be the most significant parameter governing the abatement of the pollution. An aluminium concentration of 400 mg/L is sufficient for a reduction of the COD of approximately 79.5 %. The value of (K/n) is 0.089 L/mg. These results are of the same order of magnitude as those obtained for textile wastewater which varied from 0.0099 to 0.01472 [23]. These various curves show well the agreement between values of experimental and theoretical COD. The model is more regular and the light differences can be due to the simplicity of the model for simulate a complex process in a wide scale of operating parameters.

It should be noted that this model (rel. 11), can be applied to other types of pollution, such as turbidity (Fig. 7).

Conclusion

Electrocoagulation using aluminum electrodes is a feasible process for treatment of textile wastewaters. Under the operating conditions ($C_0 = 100 \text{ mg/L}$, current density $j = 150 \text{ A/m}^2$, retention time $t = 40 \text{ min}$, initial pH 7.65, inlet flow rate $Q = 0.15 \text{ L min}^{-1}$, conductivity $\kappa = 3.56 \text{ mS/cm}$), the results showed that color, turbidity and COD abatement were effectively removed (with a removal yield higher than 86.55 %, 77.25 % and 78.5 %, respectively).

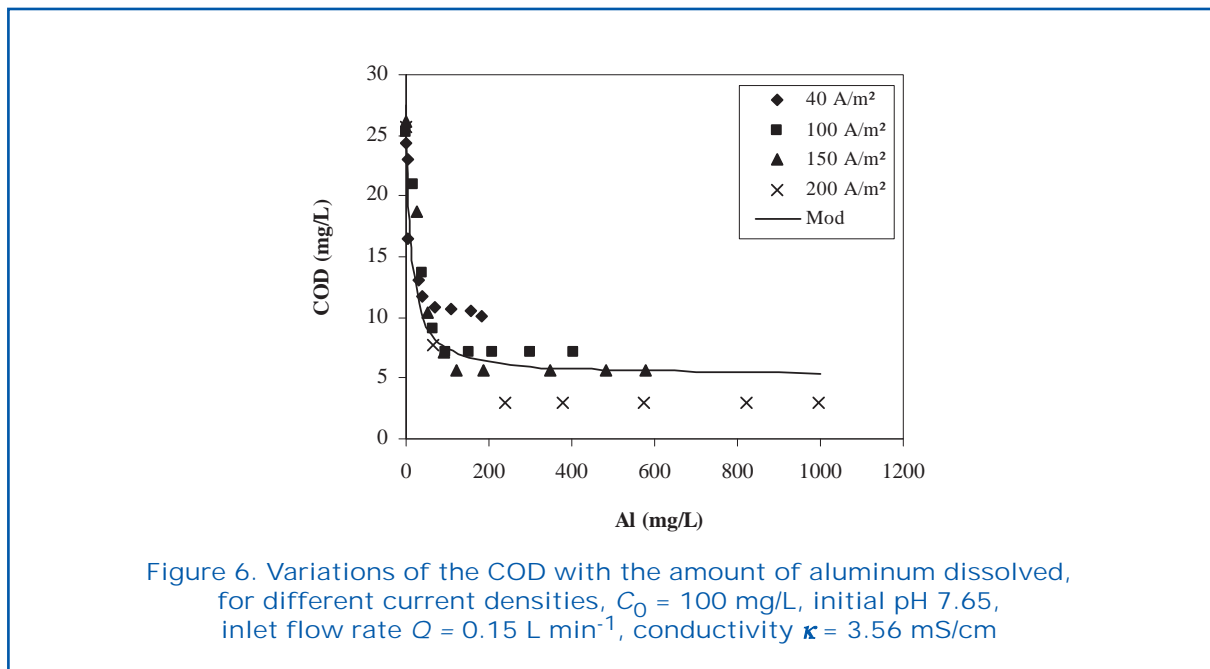


Figure 6. Variations of the COD with the amount of aluminum dissolved, for different current densities, $C_0 = 100 \text{ mg/L}$, initial pH 7.65, inlet flow rate $Q = 0.15 \text{ L min}^{-1}$, conductivity $\kappa = 3.56 \text{ mS/cm}$

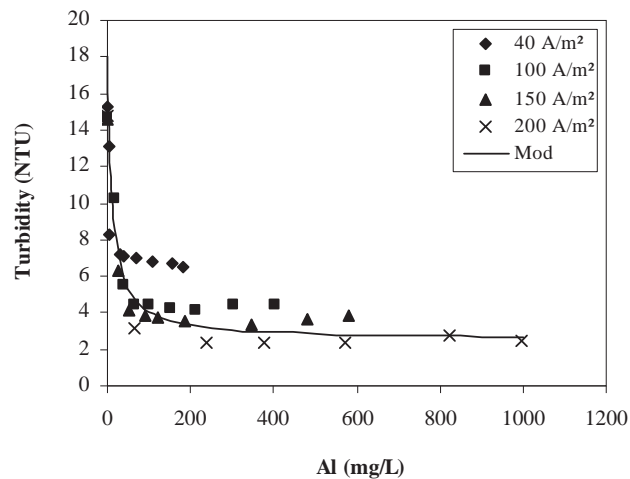


Fig. 7. Variations of the turbidity with the amount of aluminum dissolved, for different current densities, $C_0 = 100 \text{ mg/L}$, initial pH 7.65, inlet flow rate $Q = 0.15 \text{ L min}^{-1}$, conductivity $\kappa = 3.56 \text{ mS/cm}$

respectively). The model suggested, expressing the reduction of the COD according to aluminum consumption, expressed in a satisfactory way the results obtained in experiments. Moreover, this model is also applicable for the removal of turbidity. More researches should be devoted to detailed analysis of the residual pollution. The observed abatement is acceptable if this residual pollution does not involve very toxic molecules either remaining dyes or molecules issued from decomposition of the initial pollutant.

References

- [1] Solozhenko, E.G., Soboleva, N.M., Goncharut, V.V. (1995) Decolourization of azo dye solutions by Fenton's oxidation. *Water Res.* 29, 2206-2210
- [2] Daneshvar, N., Salari, D., Niaei, A., Rasoulifard, M.H., Khataee, A.R. (2005) Immobilization of TiO_2 nanopowder on glass beads for the photocatalytic decolorization of an azo dye C.I. Direct Red 23. *J. Env. Sci. Health* 40, 1-13
- [3] Kim, T.H., Park, C., Shin, E., Kim, S. (2002) Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination* 150, 165-175.
- [4] Daneshvar, N., Salari, D., Khataee, A.R. (2003) Photocatalytic degradation of azo dye acid red 14 in water: investigation of the effect of operational parameters. *J. Photochem. Photobiol. A* 157, 111-116.
- [5] Kobya, M., Can, O.T., Bayramoglu, M., Sozbir, M. (2004) Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Sep. Purif. Technol.* 37, 117-125.
- [6] Mollah, M.Y.A., Pathak, S.R., Patil, P.K., Vayuvegula, M., Agrawal, T.S., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Cocke, D.L. (2004) Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *J. Hazard. Mater. B* 109, 165-171.
- [7] Koren, J.P.F., Syversen, U. (1995) State of the-art : electroflocculation, *Filtration and Separation.* 32, 146-156.
- [8] Sanchez-Calvo, L., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Cames, M.C., Paternotte, G., Valentin, G., Rostan, A., Lapicque, F. (2003) An electrocoagulation unit for the purification of soluble oil wastes of high COD. *Environmental Progress* 22, 57-65.
- [9] Khemis, M., Tanguy, G., Leclerc, J.P., Valentin, G., Lapicque, F. (2005) Electrocoagulation for the treatment of oil suspensions: relation between the electrode generations and the waste content. *Process Safety and Environmental Protection* 83 (B1), 50-57.

- [10] Kumar, P.R., Chaudhar, S., Khilar, K., Mahajan, C. (2004) Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere* 55, 1245–1252.
- [11] Kobya, M., Taner Can, O., Bayramoglu, M. (2003) Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes. *Journal of Hazardous Materials B* 100, 163–178.
- [12] Alinsafi, A., Khemis, M., Pons, M.N., Leclerc, J.P., Yaacoubi, A., Benhammou, A., Nejmeddine, A. (2005) Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewaters. *Chemical Engineering and Processing* 44, 461–470.
- [13] Essadki, A.H., Bennajah, M., Gourich, B., Vial, Ch., Azzi, M., Delmas, H. (2008) Electrocoagulation / electroflotation in an external-loop airlift reactor - application to the decolorization of textile dye wastewater: a case study. *Chemical Engineering and Processing* 47, 1211–1223.
- [14] Golder, A.K., Samantha, A.N., Ray, S. (2007) Removal of Cr^{3+} by electrocoagulation with multiple electrodes: bipolar and monopolar configurations. *Journal of Hazardous Materials* 141, 653–661.
- [15] Heidman, I., Calmano, W. (2007) Removal of Cr (VI) from model wastewaters by electrocoagulation with Fe electrode. *Separation and Purification Technology* 61, 15–21.
- [16] X., Chen, G., Chen, P.L. Yue, (2000) Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 19, 65–76.
- [17] H., Inan, A., Dimoglo, H., Simsek, M. Karpuzcu, (2004) Olive oil mill wastewater treatment by means of electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 36, 23–31.
- [18] Moreno-Casillas, H.A., Cocke, D.L., Gomes, J.A.G., Morkovsky, P., Parga, J.R., Peterson, E. (2007) Electrocoagulation mechanism of COD removal. *Separation and Purification Technology* 56, 204–211.
- [19] Khemis, M., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Valentin, G., Lapicque, F. (2006) Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: experimental investigations and an overall interpretation model. *Chemical Engineering Science* 61, 3602–3609.
- [20] Gomes, J.A.G., Daida, P., Kesmet, M., Weir, M., Moreno, H., Parga, J.R., Irwin, J., McWhinney, H., Grady, T., Peterson, E., Cocke, D.L. (2007) Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products. *Journal of Hazardous Materials* 139, 220–231.
- [21] Irdemez, S., Demircioglu, N., Yildiz, Y.S., Bingul, Z. (2006) The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium and iron plate electrodes. *Separation and Purification Technology* 52, 218–223.
- [22] Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H. (2003) Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. *Wat. Res.* 374513–4523.
- [23] Zongo, I., Maiga, A.-H., Wéthé, J., Valentin, G., Leclerc, J.-P., Paternotte, G., Lapicque, F. (2009) Electro-coagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance, *J. Hazard. Mater.* 169, 70–76.

Isotope Tracer Studies on Surface-Groundwater Interconnection along the Velika Morava Catchment

*N.R. Miljevic⁽¹⁾, Dj.M. Boreli-Zdravkovic⁽¹⁾,
D. D. Golobocanin⁽²⁾, N. Ogrinc⁽³⁾ and D. K. Solomon⁽⁴⁾*

- (1) Jaroslav Cerni Institute for Development of Water Resources, Jaroslava Cernog 80, 11226 Belgrade, Serbia
- (2) Vinca Institute of Nuclear Sciences, POB 522, 11001 Belgrade, Serbia
- (3) 'Jožef Stefan' Institute, Department of Environmental Sciences Jamova 39, 1000 Ljubljana, Slovenia
- (4) University of Utah, Department of Geology and Geophysics, Salt Lake City, UT 84112, USA



Abstract

Stable isotope measurements of oxygen and hydrogen ($\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$) in four streams and three locations (meteorological stations) during the study period 2004-2008 were used to characterize spatial and temporal variations of the Velika Morava catchment (Serbia). The $\delta^{18}\text{O}$ monthly composition of precipitation varied between -17.6 and -2.9‰, while it was in a narrow range (-15.1 and 8.3‰) in stream water and (-11.1 and -8.8‰) in groundwater. Carbon-13 content in dissolved inorganic carbon ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) is distinguished between river water (-11.6 to -8.2‰) and groundwater (-13.1 to -12.2‰), indicating different evolution pathways of carbon. Apparent tritium/tritiogenic helium ($^3\text{H}/^3\text{He}_{\text{trit}}$) water age was between 0 and 4.5 years indicating the potential for anthropogenic contamination from upstream sources such as nitrates or pathogenic bacteria. The seasonal $\delta^{18}\text{O}$ variations observed in precipitation and stream water were employed to estimate preliminary the mean residence times (MRT), which varied between 5-17 months depending on the catchment size and calculation applied.

Introduction

Oxygen and hydrogen stable isotope ratios ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ and $^2\text{H}/^1\text{H}$) as the constituents of the water molecule are by their nature 'ideal' tracers of the physical processes affecting water. The systematic spatial and temporal variations of the natural isotope distribution resulting from isotope fractionations that accompany water-cycle phase changes and diffusion, have been applied for investigation of a wide spectrum of hydrological problems related to both surface and groundwater resources [1]. Isotope methods were introduced into catchment hydrology research in the 1960s as complementary tools to con-

ventional hydrological methods for addressing questions such as the fate of precipitation, its pathway to the stream and its residence time in the catchment [2]. The catchment residence time distribution, which is determined primarily using environmental tracers, describes conceptually the integration of the catchment flow pathways, storage, transport velocities, and hillslope and catchment morphologies.

The isotopic composition of dissolved inorganic carbon ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) in freshwater systems, together with its concentration, is widely used to trace organic matter production and decomposition and presents a powerful tool to study photosynthesis-respiration



activity [3]. Dissolved inorganic carbon (DIC) in freshwater systems originates mainly from the dissolution of atmospheric CO₂, the dissolution of carbonate minerals and soil CO₂ from the catchment, and the microbial mineralization of organic matter. Two major sources of particulate organic carbon (POC) occur in this riverine system: riverine phytoplankton and terrestrial detritus.

Noble gases (Ne, Ar, Kr) have decisive advantage for applications as tracers in earth sciences because of their chemical inertness. Dissolved noble gas concentrations potentially provide an excellent tool for identifying subsurface inflow because of their dependence on the ground temperature at the point of recharge [4]. They are widely used in subsurface hydrology in order to study groundwater transport and gas/water partitioning. The determination of the age and mixing structure of a groundwater system is only one aspect of their applications [5].

The main objective of this investigation was to study the isotopic composition of precipitation, surface and groundwater (GW) in the region and to evaluate the hydrodynamic relationship between river and aquifer.

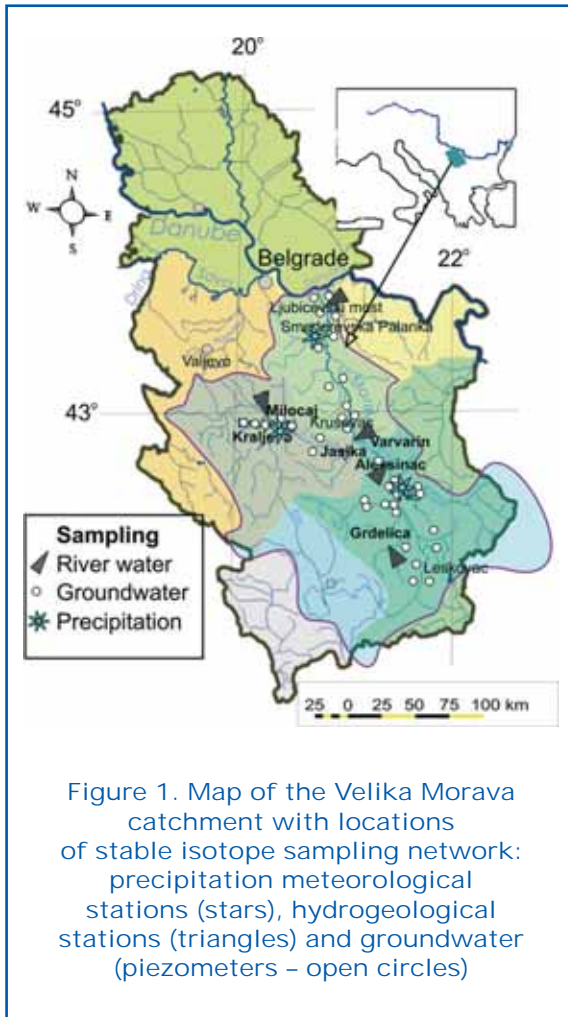
Study Area and Measurements

The Velika (Great) Morava River situated in Serbia (central part of Balkan Peninsula) is the last significant right-bank tributary of the Danube before the Iron Gate (Fig. 1). The Morava catchment has three sub-basins: (i) the catchment of the Velika Morava that extends from the confluence of the Juzna (Southern) Morava and Zapadna (Western) Morava near the city Stala (130 m asl) to its confluence with the Danube near the city Smederevo (rkm 1105), (ii) the catchment of the Južna Morava (15,446 km², 308 km) draining the south-eastern part of the country and (iii) the catchment of the Zapadna Morava (15,446 km², 295 km) draining the south-western part. The Velika Morava represents an example of a meandering river and is currently 181.4 km in length with a surface catchment area of 6,770 km². Hydrological data show that the characteristics of waters in its flow can be expressed through the following relations: $Q_{\min}^{95\%} : Q_{avr} : Q_{\max}^1 = 1:10:100$ [6]. Major floods occur when snow melting and heavy

rains coincide, and its tributaries exhibit a torrential character with frequent flash floods associated with landslides.

The basin is located between the Dinaric Alps (western Serbia) and Macedonian-Serbian and Rio-Rhodope Mountains (eastern south Serbia). Mean altitude of the catchment area is 270 m asl, of the Juzna Morava 670 m asl, and of the Zapadna Morava 710 m asl. The catchment covers area of 37,444 km² which consists of 39% arable land and 43% forested area and densely populated (about 4.5 million inhabitants) with significant sources of ground water in their riparian areas. It falls in the European moderate continental climate zone (hot summers and cold winters) with an average annual temperature of 10-12°C (January: -1 to +1°C, June: 22-23°C). Participation is the highest in May and June and the lowest in February and October. In the alluvial plains, average annual precipitation ranges between 600 and 700 mm and increases to 800-1,300 mm with increasing altitude.

The valley of the Velika Morava River (Pomoravlje) is about 2 to 15 kilometres wide formed in a fossil bay of a vast, ancient Pannonian Sea which dried out 200,000 years ago. The Velika Morava has an average channel width of 140 m (maximum: 325 m) and a water depth from 1 to 4 m. The river bank (from bank edge to water surface) is 3-16 m high. The alluvial sediments consist of a mixture of Quaternary loess, Neogene lacustrine sediments (starting with basaltic conglomerates which are covered with layers of sand, gravels and clay), Mesozoic flysch sediments and Paleozoic crystalline schist complex (micashists, gneisses, marbles, quartzites). Pockets of volcanic and plutonic igneous rocks also occur. Total thickness of Quaternary sediments ranges between 15-20 m, of which 7-8 m are water-yielding. Gravel and sand in alluvial deposits appear in the form of horizontal layers with thickness ranging from 2 to 70 m (hydraulic conductivity 10⁻² and 10⁻⁴ m/s) interbedded with silt and clay layers with a saturated thickness of as much as 7 meters. The level of underground water within these deposits is most frequently 2-5 m below terrain surface level. There is a top soil over 1 to 3 m thick overgrown with vegetation. Hydraulic conductivity of the lower boundary is of the order from 10⁻⁸ to 10⁻⁹ m/s [7]. On the wider valley area, three



types of water-bearing complex are identified: karst sources (springs), sandy sediments from a Neogene and alluvial complex. The main groundwater sources are located in alluvial sediments which is the focus of our investigation.

Precipitation samples were obtained as monthly-composite samples of daily precipitation collected in a rain-gauge at meteorological stations of Smederevska Palanka (44° 22'N, 20° 57'E, altitude 122 m), Nis (43° 20'N, 21° 20'E, altitude 202 m), and Kraljevo (43° 42'N, 20° 42'E, altitude 215 m) that were assumed to be representative of catchment-average inputs. Bimonthly grab river water samples were collected at seven stream hydrological stations where the discharge is measured regularly. Collection of shallow groundwater samples (3-21 m depth) was performed from 20 piezometers at the sites in the distance between 0.2 and 13 km lying along the rivers at the time of low water. The water samples were analyzed

for stable isotopes (deuterium, oxygen-18, and dissolved inorganic carbon), radioactive isotope tritium, noble gases as well as hydrochemical parameters water temperature, pH value, and electrical conductivity measurements and major ions CO_3^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- and cations K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . In addition stable carbon and nitrogen isotopes on particular matter were performed ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{TPN}}$).

Samples for ^2H and ^{18}O were collected and stored following standard procedures [8] and analyzed using either isotope ratio mass spectrometry (Isoprime-Multiflow System, VG, Instruments) or laser absorption spectroscopy (LGR DLT-100, at Jaroslav Černi Institute for Development of Water Resources, Serbia). All stable isotope results are reported using conventional delta (δ)-notation in per mil (‰) relative to the V-SMOW standard ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$). The precision of measurements was usually better than $\pm 1\%$ for $\delta^2\text{H}$ and $\pm 0.1\%$ for $\delta^{18}\text{O}$, while in laser-based analyses of $\delta^{18}\text{O}$ precision was better than $\pm 0.2\%$. Analyses of stable carbon and nitrogen isotopes have been already described in previous work [9]. The measurements were performed on Europa Scientific 20-20 with ANCA SL preparation module for solid and liquid samples and/or ANCA TG preparation module for trace gas samples in the Department of Environmental Sciences at Jožef Stefan Institute, Ljubljana, Slovenia). The precision of measurements were 0.2‰ for $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ and 0.3‰ for $\delta^{15}\text{N}_{\text{TPN}}$.

During March of 2009, a sampling campaign for determination of dissolved atmospheric noble gases (^{20}Ne , ^{40}Ar , and ^{85}Kr) and tritium (^3H) concentrations was performed in the surrounding area of the profile Ljubicevski most. Dissolved-noble gas samples were collected as gas samples with in-situ diffusion samplers [10] that were placed and stayed in the sampling point at least for 24 hours. Analytical uncertainty (2σ) is estimated to be 1% for both ^4He and $^3\text{He}/^4\text{He}$ ratios and 2% for ^{20}Ne . Mass spectrometer analysis provided the relative mole fractions of ^4He and ^{20}Ne . Total ^4He and ^{20}Ne were then calculated based on Henry's Law relations by using field measurements of water temperature and total dissolved gas pressure determined upon inlet to the noble gas analytical system [11]. Noble gases and tritium

in water samples were analyzed with the in-growth method at the University of Utah's Dissolved Gas Service Center.

Results and Discussion

High seasonal variability in $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ values (from -17.6 to -2.9‰ and from -12.6 to -19.4‰, respectively) was observed in precipitation. The broad amplitude of isotopic variations in precipitation clearly indicates the complexity of its source, as well as the climatic and topography characteristics of the region that affect the composition of local rain. It follows an approximately sinusoidal, seasonal pattern of $\delta^{18}\text{O}$ precipi-

tation, where winter months are dominated by colder air masses that bring more ^{18}O -depleted rain and snow, and summer weather systems with more ^{18}O -enriched precipitation (Fig. 2).

The local meteoric waters lines (LMWL) for the whole observation period have been obtained for all three sites (Kraljevo, Nis, and Smederevska Palanka) using the least squares fit (LSF), and the orthogonal regression, sometimes known as the reduced major axis (RMA) line [12] (Table 1). Based on monthly weighted means with respect to the amount of precipitation (23-51 points, n), the line calculated over the catchment using the orthogonal regression is close to the Global Meteoric Water Line (GMWL) [13].

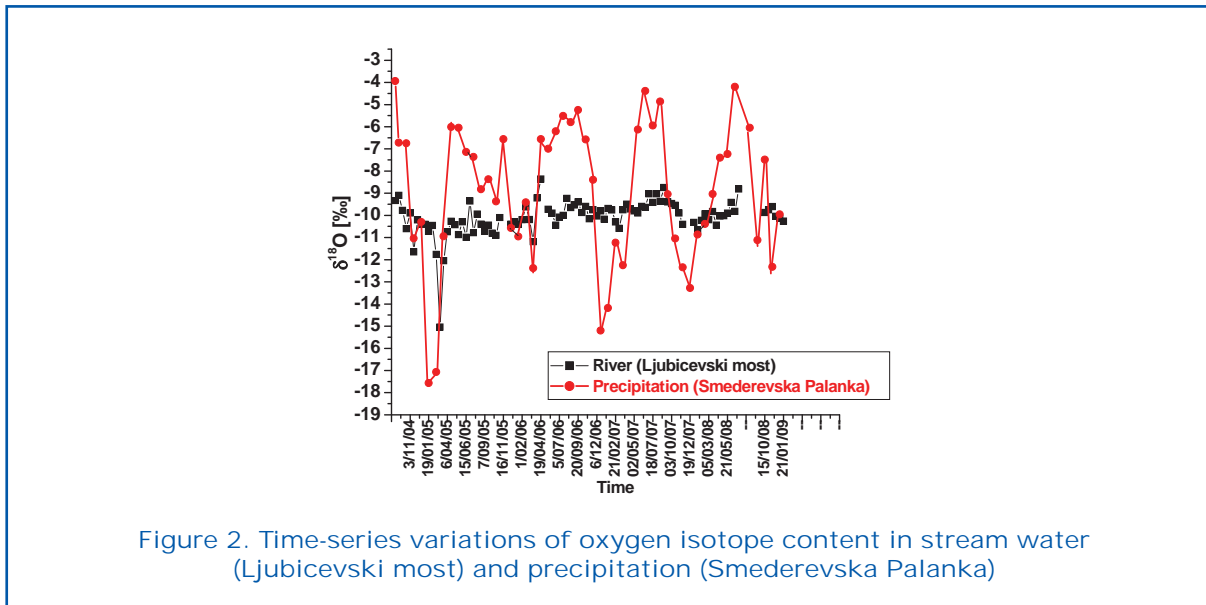
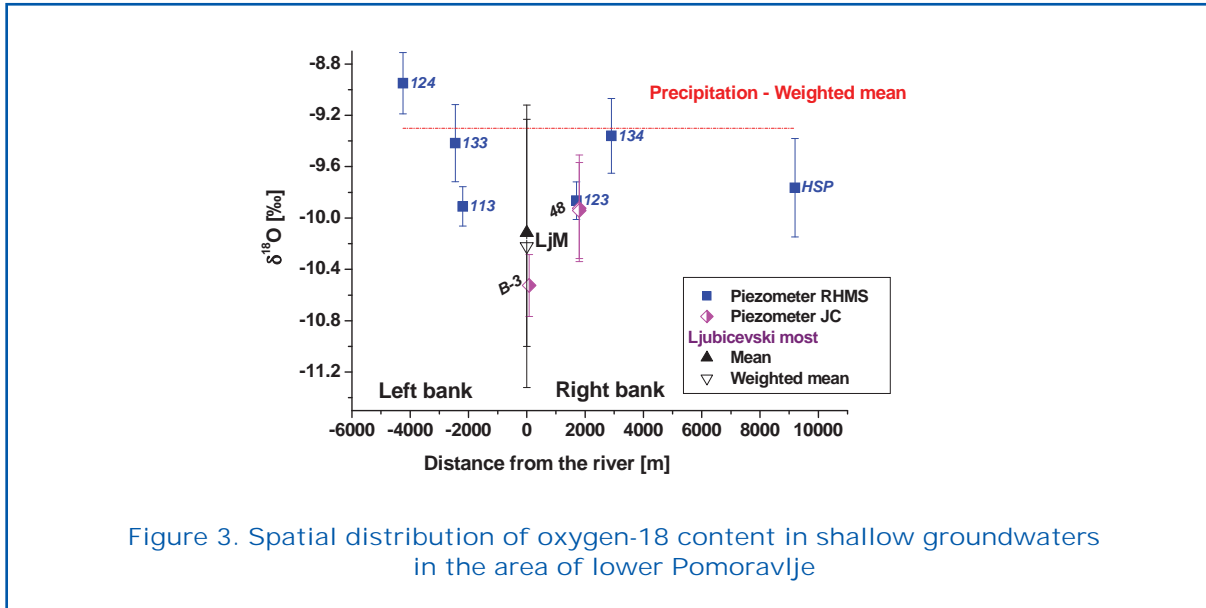


Figure 2. Time-series variations of oxygen isotope content in stream water (Ljubicevski most) and precipitation (Smederevska Palanka)

Table 1. Local meteoric water lines ($2\text{H} = A * 18\text{O} + B$)

Fit	Subcatchment	A	B	r	n
Linear (LSF)	Kraljevo	7.49 ± 0.32	5.8 ± 3.2	0.96	23
	Nis	7.56 ± 0.17	5.0 ± 1.6	0.98	46
	Smederevska Palanka	7.71 ± 0.20	5.6 ± 1.9	0.97	51
	All stations	7.59 ± 0.12	5.2 ± 1.2	0.97	120
Orthogonal weighted (RMA)	Kraljevo	7.81 ± 0.31	9.4 ± 3.2	0.97	23
	Nis	7.45 ± 0.18	4.0 ± 1.7	0.98	46
	Smederevska Palanka	7.83 ± 0.20	6.9 ± 1.9	0.97	51
	All stations	7.65 ± 0.12	6.1 ± 1.2	0.97	120



Spatial distribution of oxygen-18 content in shallow groundwaters in the area of lower Pomoravlje sampled during low waters (in September or October) is shown in Figure 3. Mean values are presented in the limit of 1 σ standard error of measurements. The isotopic content of groundwater increases with increased distance from the river, approaching the value of weighted mean for precipitation at the Smederevska Palanka location ($\delta^{18}O = -9.3\text{‰}$). Similar values for isotopic content are found at the same distance on left and right sides of the river bank, indicating comparable hydraulic gradient in alluvial aquifer (equation 1).

$$\delta^{18}O (\text{‰}) = 0.39 (\pm 0.04) \times \text{Distance from the river (km)} - 10.58 (\pm 0.09) \quad (1)$$

Using two-component mixing model, the fraction of river water in groundwater is estimated and ranges between 23 and 75% depending on the distance from the river. Based on these results, groundwaters located beyond a distance of about 3 km from the river are not under the direct influence of the river.

The results obtained for noble gas concentrations are summarized in Table 2. The values for ratio R/R_a (the dissolved $^3\text{He}/^4\text{He}$ ratio of a sample and in atmosphere ($R_a = 1.384 \times 10^{-6}$), respectively) ranged between 0.985 and 1.012. Estimated recharge temperatures (T_r , the temperature at the water table at the recharge point) from dissolved atmospheric noble gases in groundwater are in the range from 9.0 to 16.1°C that are close to water temperatures measured at the time of sampling. The mean annual air

Table 2. Noble gas concentrations in ground and stream water in Pozarevac area

Location	Type	^{40}Ar	^{84}Kr	^{20}Ne	^4He	T_r	T_m
		[cm ³ STP/g]					
Ljubicevski most	river	4.03E-04	5.88E-08	1.96E-07	4.53E-08	9.0	7.6
PB-23	GW	3.73E-04	5.29E-08	1.99E-07	5.35E-08	13.7	13.0
Meminac	GW	3.80E-04	5.26E-08	2.03E-07	5.45E-08	16.1	13.5
PB-12	GW	3.63E-04	5.12E-08	1.92E-07	4.75E-08	12.9	12.9

GW – groundwater (piezometer), T_r - recharge temperature, T_m – measured temperature.



temperature and atmospheric pressure were in the range 10.8-13.0 °C and 1002.6-1003.9 mb, respectively at the meteorological station Smederevska Palanka for the period 2004-2008 [14].

Groundwater ³H concentrations in samples collected during this study ranged from about 4.2 to 15.6 TU. Apparent tritium/tritogenic helium (³H/³He_{trit}) water age was between 0 and 4.5 years. The latter is at the distance of about 4 km from the river. These ages indicate the potential for anthropogenic contamination from upstream sources such as nitrates or pathogenic bacteria.

Seasonal differences with respect to isotope content inputs (precipitation) contrasted with the stable isotope output (stream flow) was employed for the evaluation of mean residence time (MRT). Measured data for δ¹⁸O in precipitation and river water showed periodical function but there was not so pronounced shape of the sine curve with the δ¹⁸O variations observed, substantially dampened in the river water (Fig. 2). The temporal variability at a given sampling location is measured in terms of relative standard deviation (σ) for the total set of samples representative of that site. The Fischer's requirement needed for a sinusoid function of period length 12 (equation 2) was not fulfilled for the predefined significance level of P < 0.05.

$$q_{\text{var}} = \frac{A_1^2}{\sum_{i=2}^n A_i^2} \geq 0.638 \quad (2)$$

A₁ is the amplitude of basic frequency with the period of 12 months, while A_i stands for i-th harmonic in Fast Fourier Technique (FFT) series [15] for the total number of measurements, n. The q_{var} is a variance ratio, which in our cases exhibit values of around 0.219. Mean monthly values for samples collected during the last year (2008) in respect to those for the entire study period (2004-2007) show a significant discrepancy. The reason is not clear and due to the short time series, we could not link it to climate changes. We involve the utilization of mathematical models conditionally named 'robust model' [16], 'topography model' [17], and 'coded sinus method' [18] for estimation of MRT ($\bar{\tau}$) for each sampling locality using the equations stated in Table 3. For comparison, the calculation was performed using the arithmetic means (M) of monthly δ¹⁸O data and weighted means with respect to the amount of precipitation and river discharge (W). The estimated MRT ranged from 4.9 to 17.4 months with 95% confidence limits depending on the river site and method applied (Table 4). The δ¹³C_{DIC} varied in a wide range between -11.6‰ and -8.2‰ in the Velika Morava river water depending on the season, while for groundwater the values ranged between -13.1 and -12.2‰. The highest value observed in spring was probably the consequence of phytoplankton primary production generated at relatively high temperature (~25°C). Organisms preferentially assimilate ¹²C in primary production, thus this process results in an increase in the δ¹³C value of the residual DIC. A rather uniform mean δ¹³C value of

Table 3. Models applied for the MRT calculation

Robust model	$\bar{\tau}_R = \frac{6}{\pi} \sqrt{\left(\frac{\sigma_{wr}}{\sigma_{wp}}\right)^{-2} - 1} = \frac{6}{\pi} \sqrt{(A_w)^{-2} - 1}$	σ _w – weighed standard deviation in respect to discharge for river water (r) and to amount of monthly precipitation (p)
Topography model	$\bar{\tau}_T = -26.2 \cdot \left(\frac{\sigma_r}{\sigma_p}\right) + 3.63$	
Coded sinus method	$\bar{\tau}_C = \tau_0 + a_\sigma \sqrt{\left(\frac{A_{Cod r}}{A_{Cod p}}\right)^{-2} - 1}$	τ ₀ - estimated minimal residence time a _σ - factor for model optimization ACod – calculated code amplitude

Table 4. Calculated MTRs

Sub-catchment	Location	Catchment area [km ²]	Calcul.	$\frac{\sigma_r}{\sigma_p}$	MRT [month]		
					Robust method	Topography method	Coded sinus method
Velika Morava	Ljubicvski most	37,320	M	0.249519	7.4	-2.9074	
			W	0.362256	4.9	-5.86112	8.5
	Varvarin	31,548	M	0.136576	13.8	0.6	
			W	0.14143	13.4	-0.07547	9.5
Juzna Morava	Aleksinac	14,284	M	0.114649	16.5	7.5	
			W	0.115598	16.4	7.2	
	Grdelica	3,782	M	0.141535	13.4	-0.07822	
			W	0.174968	10.7	-0.95417	8.1
Zapadna Morava	Jasika	14,721	M	0.14875	12.7	-0.26726	
			W	0.161801	11.6	-0.60919	9.6
	Milocaj	4,658	M	0.193847	9.7	-1.44878	
			W	0.191318	9.8	-1.38252	10.4
Ibar Kraljevo	7,925	M	0.109247	17.4	9.2		
		W	0.115122	16.5	7.4	15.9	

M – arithmetic mean values,

W – weighted means with respect to the amount of precipitation and river discharge

-12.7 ± 0.4‰ for groundwater indicates that more than 50% of the DIC originates from dissolution of carbonates (with a typical $\delta^{13}\text{C}_{\text{Ca}}$ of 0.0‰), representing an integral-weathering signal of the catchment lithology with C₃ vegetation ($\delta^{13}\text{C}$ about -28‰) cover. The $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ values were observed in a narrow range from -26.7 to -25.0‰, averaging at -25.8 ± 0.6‰, while $\delta^{15}\text{N}_{\text{TPN}}$ values showed higher variability (4.3 to 12.1‰) in parallel to C/N ratio (2 to 19) depending on the potential sources of organic matter. It seems that most important source of the particulate organic matter is soil which is not bioavailable.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the

Ministry of Sciences for financial support to complete this work under the Project ON142039. Part of the work was conducted within the bilateral Slovenian-Serbian cooperation entitled 'Stable isotope applications in hydrologic studies of Slovenian and Serbian river systems' supported by the Slovenian Research Agency (ARRS) and the Serbian Ministry of Sciences and Technological Development. Thanks are expressed to the staff members of the Republic Hydrometeorological Service of Serbia for their assistance in collecting samples for isotopic analysis and for providing us with the hydrological and meteorological data. We also wish to acknowledge the IAEA – CRP project 'Isotopic age and composition of streamflow as indicators of groundwater sustainability' (F3.30.15) for supporting the research contract (SCG-12889).

References

- [1] Sidle, W.C. (1998) Environmental isotopes for resolution of hydrology problems, *Environ. Monit. Assess.* 52, 389-410.
- [2] McDonnell, J.J. (2003) Where does water go when it rains? Moving beyond the variable source area concept of rainfall-runoff response, *Hydrol. Process.* 17, 1869-1875.
- [3] Jedrysek, M.O., Kurasiewicz, M., Trojanowska, A., Lewicka, D., Omilianowska, A., Kaluzny, A., Izydorczyk, K., Drzewicki, W., Zalewski, M. (2006) Diurnal variations in carbon isotope composition of dissolved inorganic carbon (DIC) in a freshwater dam reservoir, *Ecohydrol. Hydrobiol.* 6, 53-59.
- [4] Manning A.H. and Solomon D.K. (2003) Using noble gases to investigate mountain-front recharge, *J. Hydrology* 275, 194-207.
- [5] Loosli, H.H. and Purtschert R. (2005) Rare gases In: Aggarwal, P.K., Gat, J.R., Fröhlich, K.F.O. (eds) *Isotopes in the water cycle: past, present and future of a developing science*. Springer, pp 91-96.
- [6] Boreli-Zdravković, Dj. and Damjanović, M. (2007) State and problems of using alluvial water in the Great Morava Valley, In *Proceedings of the Regional IWA Conference on Groundwater Management in the Danube River Basin and Other Large River Basins*, Belgrade, 7-9 June 2007, pp. 201-208.
- [7] Nikić, Z., Nikolić, I., Nadeždić, M. (2008) Monitoring Groundwater Quality in the Velika Morava Alluvium – Status and Requirements, BALWOIS 2008 – Ohrid, Republic of Macedonia – 27, 31 May 2008.
- [8] Clark I.D. and Fritz, P. (1997) *Environmental Isotopes in Hydrogeology*, CRC Press, Baton Rouge, p. 328
- [9] Ogrinc N., Kanduč, T., Stichler, W., Vreča, P. (2008) Spatial and seasonal variations in $\delta^{18}\text{O}$ and δD values in the river Sava in Slovenia, *J. Hydrol.* 359, 303-312.
- [10] Gardner P., and Solomon, D. K., (2009) An advanced passive diffusion sampler for the determination of dissolved gas concentrations, *Water Res. Res.* 45, W06423, doi:10.1029/2008WR007399.
- [11] Heilweil, V.M., Solomon, D. K., Gengerich, S.B., Verstraeten, I.M. (2009) Oxygen, hydrogen, and helium isotopes for investigating, *Hydrogeology Journal* 17, 1157-1174.
- [12] Golobočanin, D., Ogrinc, N., Bondžić, A., Miljević, N. (2007) Isotopic characteristics of meteoric waters in the Belgrade region, *Isot. Environ. Health S.* 43, 355-367.
- [13] Craig, H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters, *Science* 133, 1720-1726.
- [14] Republic Hydrometeorological Service of Serbia, *Meteorology Yearbook, Climatology data* Belgrade, 2004-2008.
- [15] Fisher, R., (1950) *Tests of significance in harmonic analysis*, Contribution to mathematical statistics, J. Wiley and Sons, New York.
- [16] Miljević, N., Golobočanin, D., Šipka, V., Janković, D. (2004) Rapid method for mean residence time determination, ISIH and IWRM, Vienna, Austria, 19-23 May 2003, IAEA-CSP-23, IAEA, Vienna, pp. 291-293.
- [17] McGuire, K., McDonnell, J., Weiler, M., Kendall, C., McGlynn, J., Weiler, J., Seibert, J. (2005) The role of topography on catchment-scale water residence time, *Water Resour. Res.* 41, 1-14.
- [18] Golobočanin, D. (2008) Modeling nutrient distribution in the Velika Morava catchment using hydrogen and oxygen stable isotopes in water, PhD Thesis, University of Belgrade, Faculty of Physical Chemistry, Belgrade.

Simulation of seawater intrusion in the Chaouia Coastal Aquifer, Morocco

J. Moustadraf and F. Amraoui (1)

(1) Faculty of Science Ain Chock, Hassan II University, BP 5366 Maarif, Casablanca, Morocco



Abstract

The present study concerns the application of a numerical approach to describe the dynamic of seawater intrusion in two parts of the Chaouia Coastal aquifer. A two-dimensional variable density flow and transport models were developed using the code SEAWAT 2000. The two models (A-A' and B-B') applies the disperse- interface approach. Simulation results indicate that the extent of seawater intrusion inland the Cenomanian carbonate aquifer (A-A') is higher than in the altered schist aquifer (B-B'). The altered schist aquifer is less sensitive to the variations in precipitations than a Cenomanian carbonate aquifer. Three pumpage schemes were designed to demonstrate the effect of groundwater pumpage on seawater intrusion. The result of simulations indicate that the effect of drought and excess pumping rates provokes a movement of salt water inwards and increase the extent of seawater intrusion in two models (A-A' and B-B').

Keywords : Coastal aquifer, Chaouia, Seawater intrusion, Numerical modeling, Variable density, Seawat2000, Semi-arid.

Introduction

Groundwater is a precious resource in the arid to semi-arid coastal areas of southern Europe, northern Africa, and the Middle East (Paniconi et al., 2001). Due to increasing concentration of human settlements, agricultural development and economic activities, the shortage of fresh groundwater for domestic, agricultural, and industrial purposes becomes more striking in these coastal zones (Oude Essink, 2001).

The seawater intrusion phenomenon has been reported in many coastal aquifer around the globe (Nobi et al., 1997; Craig et al., 1998; Chofqui et al., 2004; Mao et al., 2006; Petalas et al., 2006). Seawater intrusion can be caused by over-pumping in sensitive portions of coastal aquifers. It often results in

the degradation of water quality within the aquifer and may ultimately require costly remedial measures. Development of a well-planned pumping strategy can arrest further degradation of the aquifer water quality, remediate an already contaminated aquifer, and contain the contamination within a certain region of the aquifer. Mathematical modelling of seawater intrusion plays a key in the development of such optimal operating strategies.

The main objectives of this study are to understand the dynamics of freshwater-salt-water interface in the Chaouia coastal aquifer due to salinity intrusion and to characterize the rate of interface movement in response to pumping and recharge, by applying the variable-density SEAWAT code using the 2-D finite difference discretization.



Literature Review

Over the years, several mathematical and numerical models have been developed which serve to predict the interface or transition zone between fresh groundwater of meteoric origin and seawater in the subsurface of coastal areas (Reilly and Godman, 1985). The development of these models was largely motivated by groundwater resources issues; that is, assessment of fresh groundwater reserves, and prediction of seawater intrusion – the landward or upward movement of the interface in response to groundwater exploitation practices (Völker and Rushton, 1982; Custodio et al., 1987; Bear et al., 1999; Oude Essink, 2001).

The phenomenon of seawater intrusion in coastal aquifers was first observed by Bandon Ghyben and Drabbe (1889) during the exploration of groundwater resources close to Amsterdam (Feseker, 2007). Several years later, Badon-Ghyben and Herzberg independently developed an equation that expresses the depth of the freshwater/saltwater interface below sea level as a function of the elevation of the water table above sea level:

$$h_s = \frac{\rho_f}{\rho_{sea} - \rho_f} h$$

Where h_s is the depth of the freshwater/saltwater interface below sea level, ρ_{sea} is the density of saltwater, and h is the elevation of water table above sea level.

After the introduction of the Ghyben-Herzberg principle, several analytical solutions were published to describe various forms of boundary conditions of cross-sectional systems (Glover, 1959; Van Der Veer, 1977; Bear, 1979 and Bear et al., 1999).

Depending upon the relative thickness of the transition zone between freshwater and saltwater, two approaches are used to model the phenomenon of seawater intrusion in coastal aquifers (Reilly and Godman, 1985): the sharp interface approach and dispersion or transition approach. When the transition zone is narrow in thickness and areal extent, the seawater intrusion phenomenon is modelled as a two-phase fluid flow separated by a sharp interface. Essaid (1990); Person et al. (1998); Ghassemi et al. (1993); Gemtzi et al. (2004) and Cartwright et al. (2004) present some of the recent developed simulation models based on this sharp interface

approach. On the other hand, when the transition zone stretches a really as well as vertically to a considerable extent, the seawater intrusion phenomenon is modelled using the density-dependent miscible flow and transport approach. Huyakorn et al. (1987); Nishikawa (1997); Zhou et al. (2000); Shoemaker (2004) and Quahman and Larabi (2005) present some of the recently developed simulation models that are based on this second approach. Coupled freshwater and saltwater flow equations may be solved simultaneously when a transient sharp interface is involved in a coastal zone (Bear, 1979). Models that concern simulation of the transition zone in a coastal region may require simultaneous solution of the governing water flow and solute transport equations (Zhou et al., 2000).

Currently, several solute transport models, suitable for the simulation of seawater intrusion are commercially available. These include SWICHA (Huyakorn et al., 1987), 2DFEMFAT (Cheng et al., 1998), FEFLOW (Diersh, 1998), HST3D (Kipp, 1987), SALTFLOW (Molson and Frind, 1994), SEAWAT 2000 (Guo and Langevin, 2002) and SUTRA (Voss, 1984).

The numerical models used in this work applies the disperse- interface approach.

The Study Area

The Chaouia coastal aquifer is located in the west of Morocco (Figure 1). It is an important tourist, industrial, and above all agricultural area. The population is concentrated along the coast between the cities of Casablanca and Azemmour. The coastal plain is bounded at the southwest by the Oum-er-Rbia River, to the northwest by the Atlantic Ocean, in the northeast by the quartzite of El Hank and the plain of Berrechid to the southeast.

The climate is semi-arid, and mean annual precipitation is 300 mm with high annual and inter-annual variability. The wettest months are December, January and February, and the driest June, July and August. Effective infiltration is estimated to be less than 15% of annual precipitation (Moustadraf, 2006). Another possible source of natural recharge for the Chaouia aquifer is flow across the plain of Berrechid. The study area comprises two ephemeral rivers

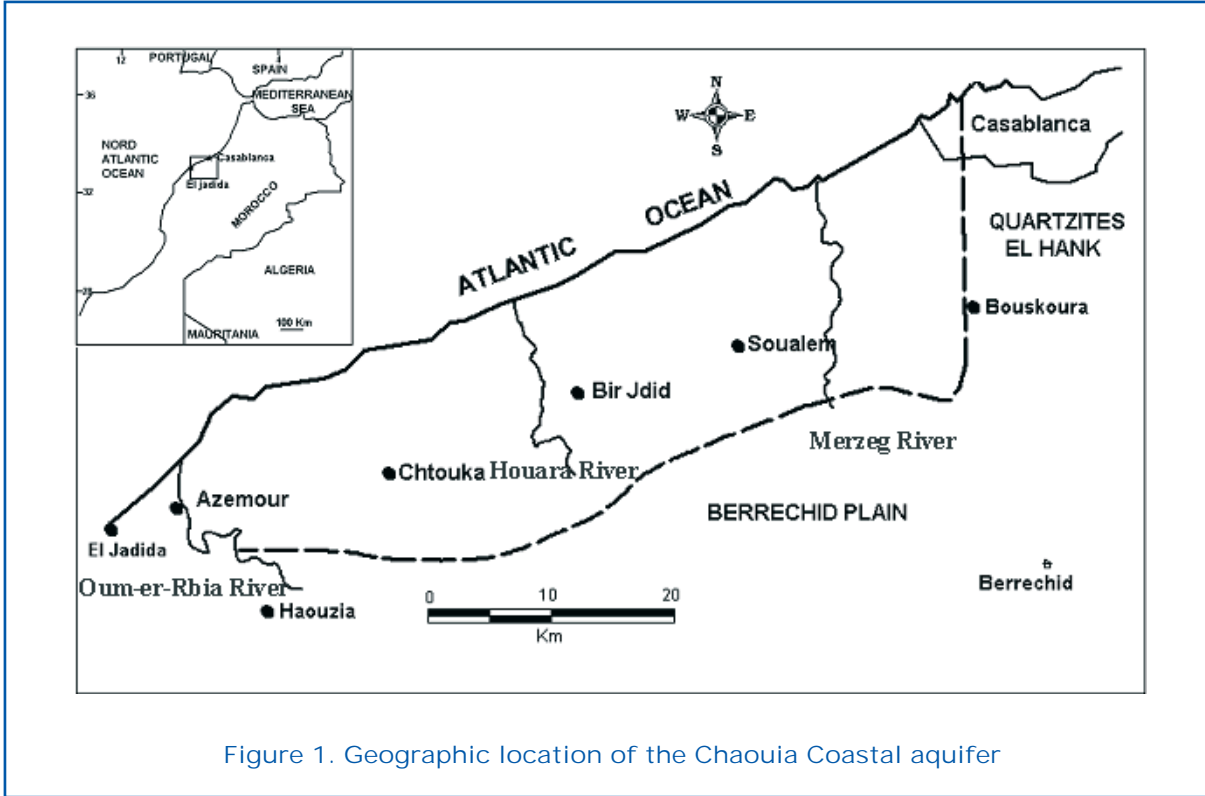


Figure 1. Geographic location of the Chaouia Coastal aquifer

(Houara and Merzeg Rivers) that are completely dry in the summer. Intensive exploitation of groundwater from the Chaouia aquifer began in 1960, and the number of pumping wells has increased steadily since then. Most of the main water supply wells were concentrated near the coast and around the locality of Bir Jdid. The pumping causes lowering of the water table and inversion of hydraulic gradients, with the

subsequent appearance of salt-water intrusion in many part of the study area. The electrical conductivity (Figure 2) ranges from 4.5 to 8.5 mS cm⁻¹ in the schist aquifer. For the carbonate aquifer, the electrical conductivity is moderate in the mainland from 1.5 to 3.5 mS cm⁻¹, at which point it increases sharply from 3.5 to 8.5 mS cm⁻¹ near the ocean and the Oum Er-Rbia River. A scientific investigation was conducted in order to

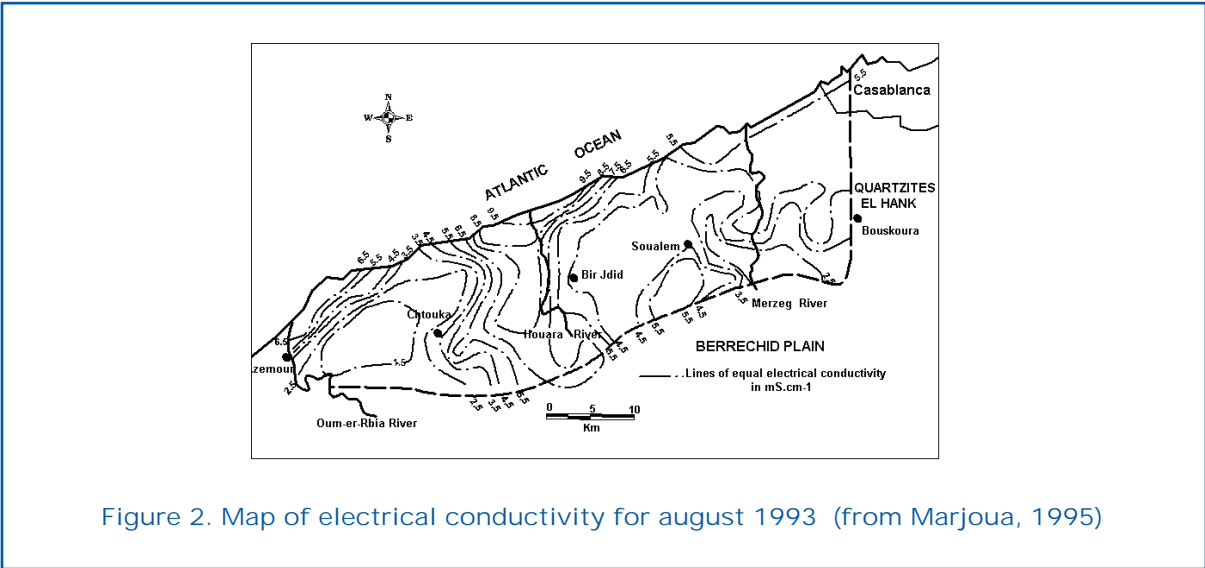


Figure 2. Map of electrical conductivity for August 1993 (from Marjoua, 1995)



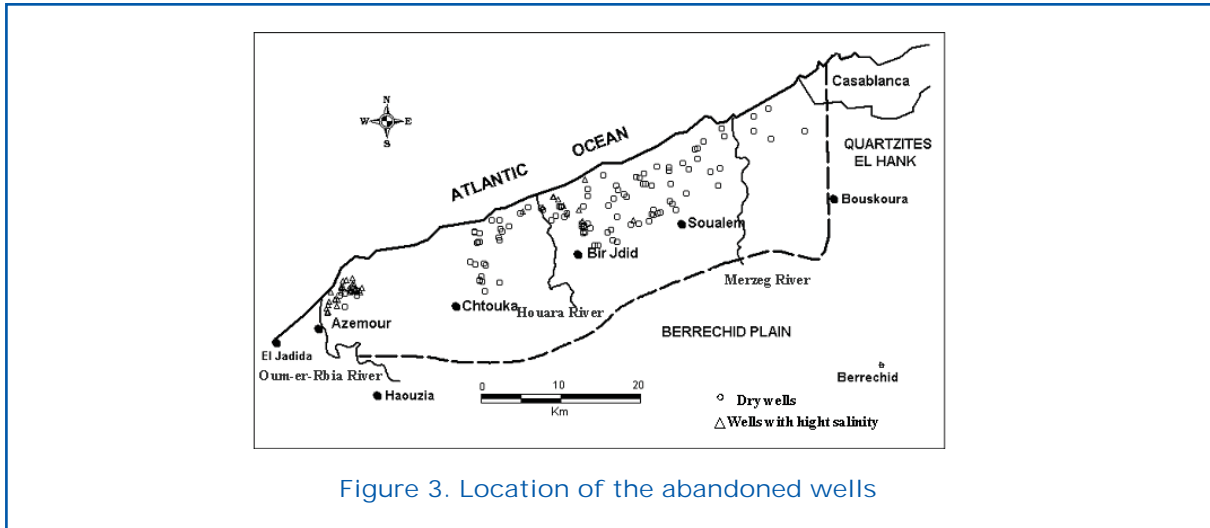


Figure 3. Location of the abandoned wells

assess the state of development of the groundwater resources. It has revealed that amongst 1089 disused wells, 20% were mainly because they were dried out or highly saline (Figure 3). In fact, due to excessive pumping and low recharge rates, the water table has fallen substantially in the schist aquifer, while in the carbonate aquifer there is a continuous increase of groundwater salinity (Fakir et al., 2001).

Geological and Hydrogeological Setting

The aquifers consist of Palaeozoic schists in the northeastern part, extending from Casa-

blanca to Tnine Chtouka, and of Cenomanian carbonates in the southwest from Chtouka to Azemmour . Both aquifers are overlain by Plio-Quaternary (Figure 4) (Lecointre and Gigout, 1949; Bentayeb, 1972; Amraoui, 1988; Marjoua, 1995).

The Palaeozoic bed rock constituted of an impermeable layer or semi permeable which corresponds to sandstone -schist and quartzites formations of Cambrian or Ordovicien age. The upper most altered schist can represent the favourable conditions to the circulation of the groundwater . The circulation depends on the thickness of the altered zone and degree of alteration. According to previous research works, the mean thickness of the altered schist zone is about 30 m. The

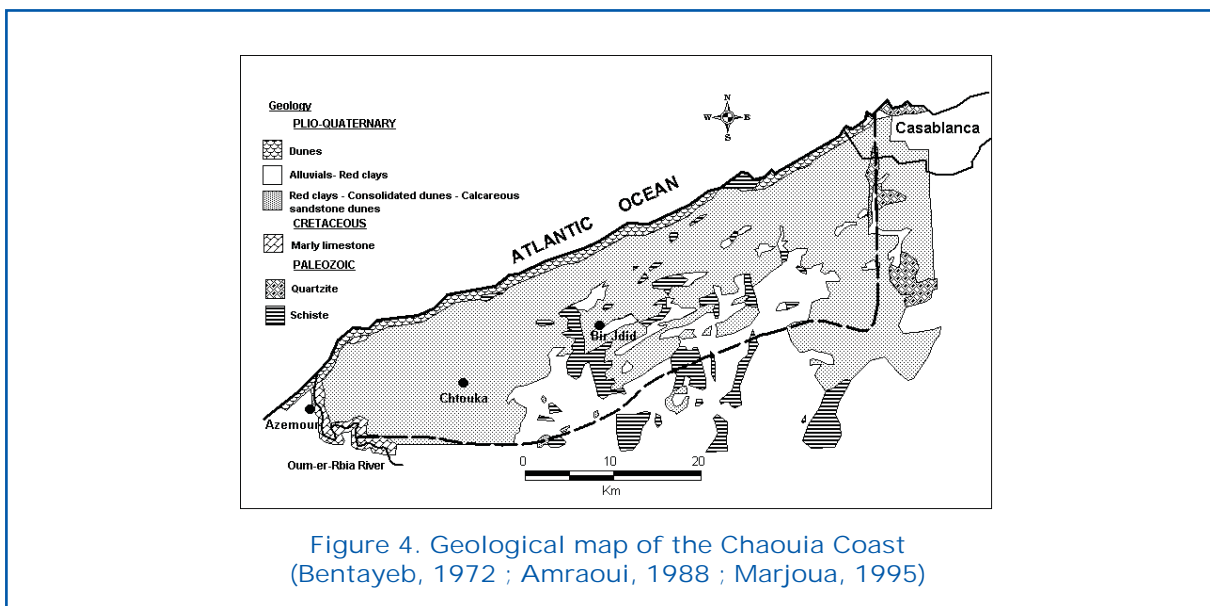


Figure 4. Geological map of the Chaouia Coast (Bentayeb, 1972 ; Amraoui, 1988 ; Marjoua, 1995)



Palaeozoic bedrock is overlaid by permeable calcareous sandstone dune of Pliocene and Quaternary age.

In the south western part, the Plio-Quaternary overlies on a marly-limestone formation of the Cenomanian which has an important hydrogeological role. Depending on the lithological facies, the Cenomanian formation can act as an impermeable layer, wherever it is composed of marl facies. But at places where it is composed of calcareous facies it allows the circulation of groundwater from the overlying Plio-Quaternary layer. The degree of fracture of the limestone is poorly understood. The mean thickness of the Cenomanian formation is about 60 m. The Plio-Quaternary is a marine formation consisting of calcareous-sandstone, and at places with lumachella. Its high permeability confirms for a good reservoir. However, its limited thickness and limited horizontal fracturing, limits its hydrodynamic capacity. The main hydrogeological role of this formation is therefore limited in transferring of the recharge by infiltrating precipitation toward the underlying altered schist. In the coastal strip, the thickness of the saturated Plio-Quaternary formation is from 10 m to 15 m.

Numerical Model

A numerical simulation of seawater intrusion into the coastal aquifer of the Chaouia was made using the finite-difference, variable density groundwater code SEAWAT.

SEAWAT couples the flow and transport equations of two widely accepted codes (MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988; Harbaugh et al., 2000) and MT3DMS (Zheng and Wang, 1999)) with some modifications to include density effects based on the extended Boussinesq assumption. It reads and writes standard MODFLOW and MT3DMS input and output files so that most existing pre- and post-processors for those packages can be used. SEAWAT 2000 (and MODFLOW 2000) has a drying/rewetting function to simulate variable saturation although it does not model directly the unsaturated flow. The program applies the concept of equivalent freshwater head account for density differences :

$$h_f = \frac{\rho}{\rho_f} h - \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} Z$$

Where h_f is the equivalent freshwater head

[L], h is head [L], Z is elevation [L], ρ_f is density of freshwater [ML^{-3}], ρ is density of salt-water [ML^{-3}].

The governing flow equation in SEA WAT is (after Guo and Langevin, 2002):

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\rho K_{fx} \left(\frac{\partial h_f}{\partial x_i} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial L}{\partial x_i} \right) \right] \\ & + \frac{\partial}{\partial y_j} \left[\rho K_{fy} \left(\frac{\partial h_f}{\partial y_j} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial L}{\partial y_j} \right) \right] \\ & + \frac{\partial}{\partial z_k} \left[\rho K_{fz} \left(\frac{\partial h_f}{\partial z_k} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial L}{\partial z_k} \right) \right] \\ & = \rho S_f \frac{\partial h_f}{\partial t} + \theta \frac{\partial \rho}{\partial C} \frac{\partial \rho}{\partial t} - \rho_s q_s \end{aligned}$$

where x, y, z are coordinate axis, i, j, k are column, row, and layer indices respectively; K_f is equivalent freshwater hydraulic conductivity ($L T^{-1}$); S_f is equivalent freshwater specific storage (L^{-1}); h_f is equivalent freshwater head (m); t is time (T); θ is effective porosity (dimensionless); C is solute concentration ($M L^{-3}$); ρ_s is fluid density of source or sink water ($M L^{-3}$); L is the cell centre elevation (L); and q_s is the volumetric flow rate of sources and sinks per unit volume of aquifer (T^{-1}). The transport equation is:

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial X_j} \left[\theta D_{vj} \frac{\partial C^k}{\partial X_j} \right] - \frac{\partial}{\partial X_j} (\theta v_j C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n$$

where C^k is dissolved concentration of species k ($M L^{-3}$); D_{ij} is the hydrodynamic dispersion tensor ($L^2 T^{-1}$); v_j is linear pore water velocity ($L T^{-1}$); C_s^k is concentration of the source or sink flux for species k ($M L^{-3}$); and $\sum R_n$ is the chemical reaction term ($M L^{-3} T^{-1}$).

For details about the derivation and modification of the governing equations, readers are directed to the SEA WAT manual (Guo and Langevin, 2002). A number of numerical schemes are available for solving the flow and transport equations. For the flow equation, the default preconditioned conjugate gradient package 2 (PCG2) solver is used for all the simulations in this study.

Two-Dimensional (2D) Model

Two cross-sectional models were developed



at local scale to simulate the seawater intrusion. The major difference between two models is the thickness of aquifers and hydraulic conductivity. These models were developed to achieve following objectives. The cross-sectional models were used to facilitate development of the regional scale model, to simulate seawater intrusion in detail with a fine level of spatial resolution and to characterize the rate of interface movement in response to pumping and recharge.

Model Discretization, Boundary Conditions and Parameters

The orientation of the vertical sections is chosen parallel to the regional groundwater flow direction. The western model (A-A') simulate seawater intrusion in the Cenomanian carbonate aquifer. The central model (B-B') simulate seawater intrusion in the altered schist aquifer. The two cross-sectional A-A' and B-B' have a length of 5 km, respectively a depth of 86 m, 42 m on the left boundary, 38 m and 18 m on the right boundary, and a

width of 50 m was taken. The upper boundary is at the land surface, and the lower boundary corresponds to the aquifer bottom. For each model, a finite-difference grid was developed to adequately discretize the model domain. A-A' and B-B' cross sections have a regular spaced grid with 50 cells in horizontal direction, and respectively 43 cells (layers), 21 cells (layers) in vertical direction. The result shows us that the grid cells were 100 m width and 2 m high. However, for the first layer, the high depend on the topography. A schematized cross sections with finite difference mesh and the boundary conditions for both flow and transport problems are shown in Figure 5.

The boundary conditions used for the western model (A-A') generally are the same as those used for the central model (B-B'). Flow boundary conditions include a constant flux of groundwater to each cell in column 1 (Q_{in}). The constant flux was computed by Moustadraf at 2006. Constant-head of 0 m was used to represent an ocean body. SEAWAT 2000 converts these heads to their equivalent freshwater heads in depth,

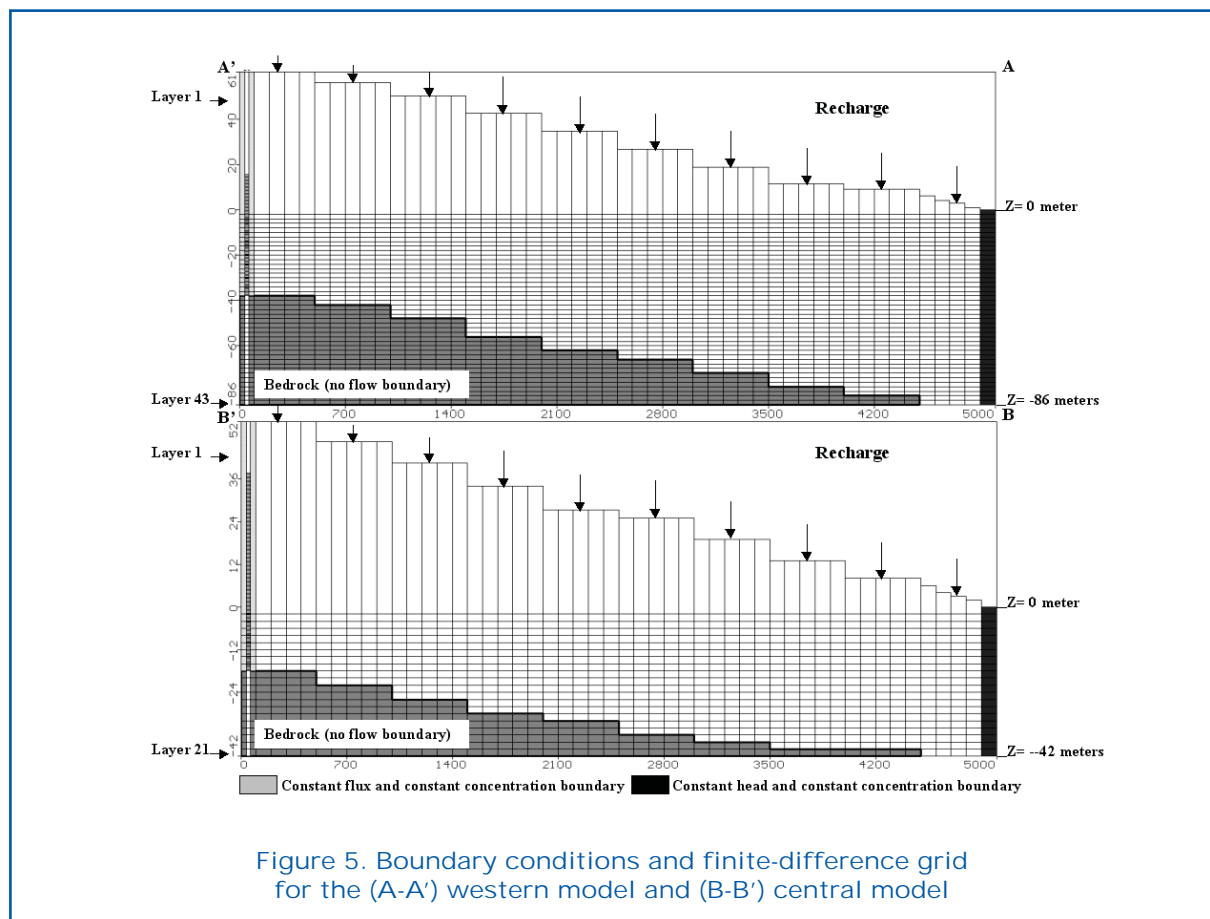


Figure 5. Boundary conditions and finite-difference grid for the (A-A') western model and (B-B') central model



considering a density of $1,025 \text{ kg/m}^3$ for seawater. Recharge is applied to the inland portion of the upper boundary in both models. Recharge was estimated to be about 51 mm/year (Moustadraf, 2006). The lower boundary of the models represents the base of the aquifer. A Neumann-type of no-flux boundary conditions was assigned to the bottom of the aquifer (Guo and Langevin, 2002).

Solute boundary conditions consist of a constant-salinity at ocean body with TDS (Total Dissolved Solids) concentration of $35,000 \text{ mg/l}$ that of seawater. The TDS concentration in fluid that flows into the models through the left boundary is 25 mg/l . In this study, the process of salinization due to infiltration of contaminated water from the land surface is ignored.

The values of hydraulic conductivities were assigned using results from previous studies. It was estimated from the groundwater flow model (Moustadraf, 2006).

Steady State Simulation

In variable-density simulations, the goal is to evaluate temporal changes in concentration

and head. For most of these types of simulations, it is important that the initial heads and concentrations are at equilibrium with one another and that they have come to equilibrium with the imposed hydrologic stresses. It is also important that the initial heads are represented as equivalent freshwater values and that concentrations are represented as total dissolved solids (TDS) (Guo and Langevin, 2002). In the cases presented here, the steady-state condition was reached by performing a long-term transient simulation from 1971 hydrologic conditions until the system stabilized. The results (water level and concentrations) from the steady state simulation were used as initial conditions for transient simulation.

Figure 6 displays steady state salinity distribution and calculated water level for two cross sectional model. In general, fresh water has TDS values less than 1000 mg/l while saline water higher than $10,000 \text{ mg/l}$ (Freeze and Cherry, 1979).

At the equilibrium state between salt and fresh water, 25 mg/l isoline of TDS concentration is approximately extended about $1,700 \text{ m}$ and 400 m for A-A' and B-B' respectively inland in aquifer. The lines of equal

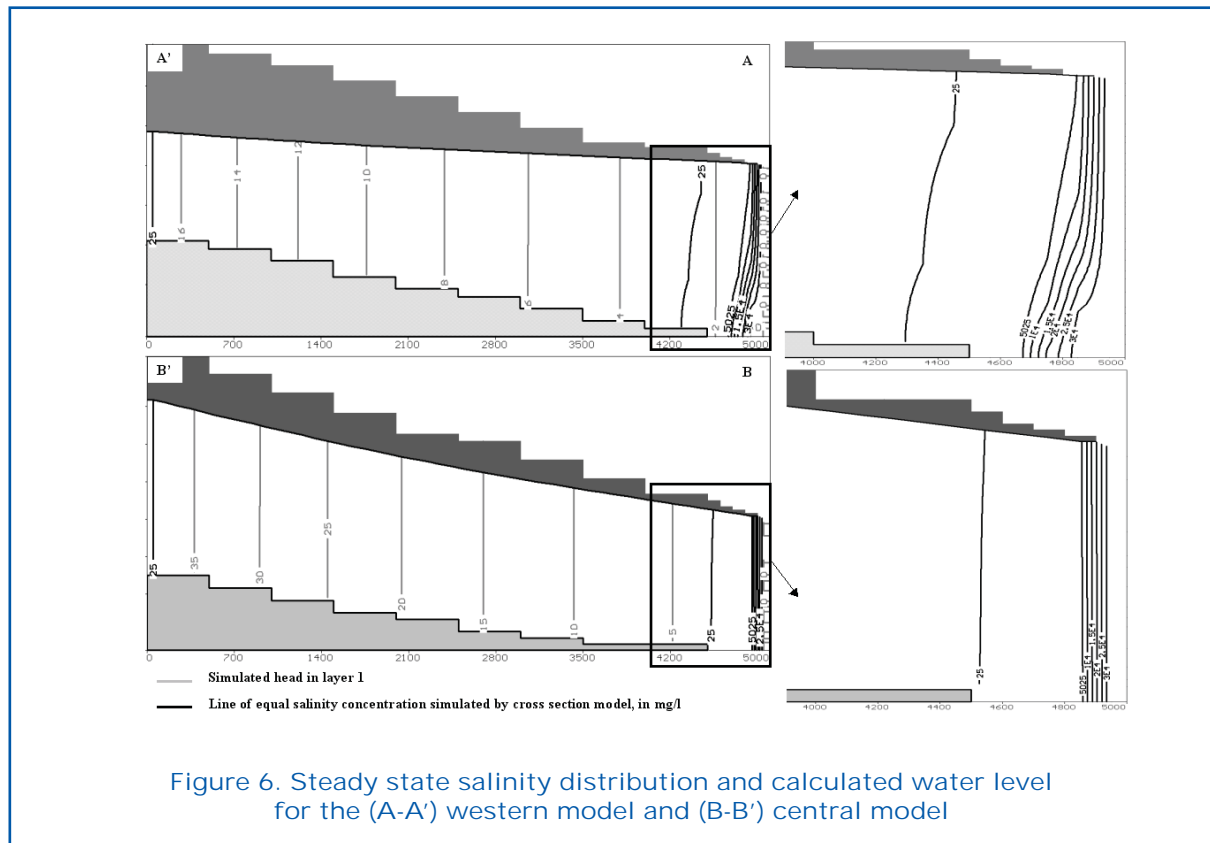


Figure 6. Steady state salinity distribution and calculated water level for the (A-A') western model and (B-B') central model

salinity in the model B-B' are mainly vertical. The extent of seawater intrusion is dependent on several factors (Chachadi and Ferreira, 2005):

- Aquifer hydraulic conductivity: The magnitude of seawater front movement is influenced by the hydraulic conductivity of the aquifer. Higher the conductivity, higher the inland movement of the seawater fronts.
- Thickness of aquifer: Aquifer thickness of an unconfined aquifer plays an important role in determining the extent and magnitude of seawater intrusion in the coastal areas. Larger the aquifer thickness larger the extent of seawater intrusion and vice versa.
- The discharge of aquifer who is a function of exploitation and recharge of the aquifer.

These result (Figure 6) can be explained by the difference of the thickness and the hydraulic conductivity between two cross sectional model as a result the A-A' model is a higher values than the B-B' model.

Table 1 shows the different influxes and outfluxes occurring in the systems in the steady state simulation. Water balance for year 1971 show that a large quantity of groundwater is discharged to the sea (about 3,49 Mm³ for A-A' and 3,62 Mm³ for B-B'). The entrance of salt water intrusion through the Cenomanian carbonates aquifer (A-A') is considerably higher than through the altered schist aquifer (B-B').

Table 2 summarize the mass balance calculated by the two models at equilibrium state. The total salt mass in the A-A' model is much greater than B-B' model.

Transient Simulation

Transient simulation was conducted for the 1972 to 2001, using 1971 steady state results as initial condition. The stress period is one year and the time step is one month. The simulation was conducted first without any pumping. This run is designated as the basic run to which all other runs are compared. Figure 7 shows the evolution of the piezometric level and TDS concentration in groundwater throughout the period of simulation in cross sectional models A-A' and B-B' from well 1 at the depth of 10 m and at distance of 150 m from the sea. For both models, a clear negative correlation exists between the TDS concentration and the groundwater level during the period of simulation.

In the altered schist aquifer (A), the amplitude of the simulated variations of piezometric level and TDS concentration are rather weak, less than 0.2 m and 3.3 mg/l respectively. Thus, the effect of the groundwater recharge alone on dynamic of seawater intrusion is quite reduced. The position of the interface fresh water – saltwater is maintained relatively constant (Figure 8A). On the other hand, in the Cenomanian carbonate aquifer (B), the simulated variations of TDS are very important and can reach up to 334 mg/l. During the drought period, the salt concentration increases and results in progression of the saltwater intrusion in the base of the aquifer (Figure 8B).

This result shows that the altered schist aquifer is less sensitive to the pluviometric variations than the Cenomanian carbonates aquifer.

In order to demonstrate the effect of groundwater pumpage on seawater intrusion, three imaginary wells were considered at the distances of 400 m, 900 m and 1,700 m from the sea. In all subsequent runs, hydraulic

Tableau 1. Simulated water balance (m³) for the (A-A') western model and (B-B') central model

Cross section model	In (m ³)					Out (m ³)				
	Storage	Constant flux boundary	Sea	Recharge	Total in	Storage	Constant flux boundary	Sea	Recharge	Total out
Westren model (A-A')	17.74	2.75 10 ⁶	4.31 10 ⁵	3.13 10 ⁵	3.49 10 ⁶	6062.8	0	3.49 10 ⁶	0	3.49 10 ⁶
Central model (B-B')	5.06	3.31 10 ⁶	1.23	3.13 10 ⁵	3.62 10 ⁶	2059.5	0	3.62 10 ⁶	0	3.62 10 ⁶

Tableau 2. Simulated mass balance (Kg) for the (A-A') western model and (B-B') central model

Cross section model	Total in (Kg)	Total out (Kg)	Total mass in aquifer (Kg)
Westren model (A-A')	2.46 10 ⁶	2.46 10 ⁶	193210
Central model (B-B')	1.16 10 ⁷	1.16 10 ⁷	20172

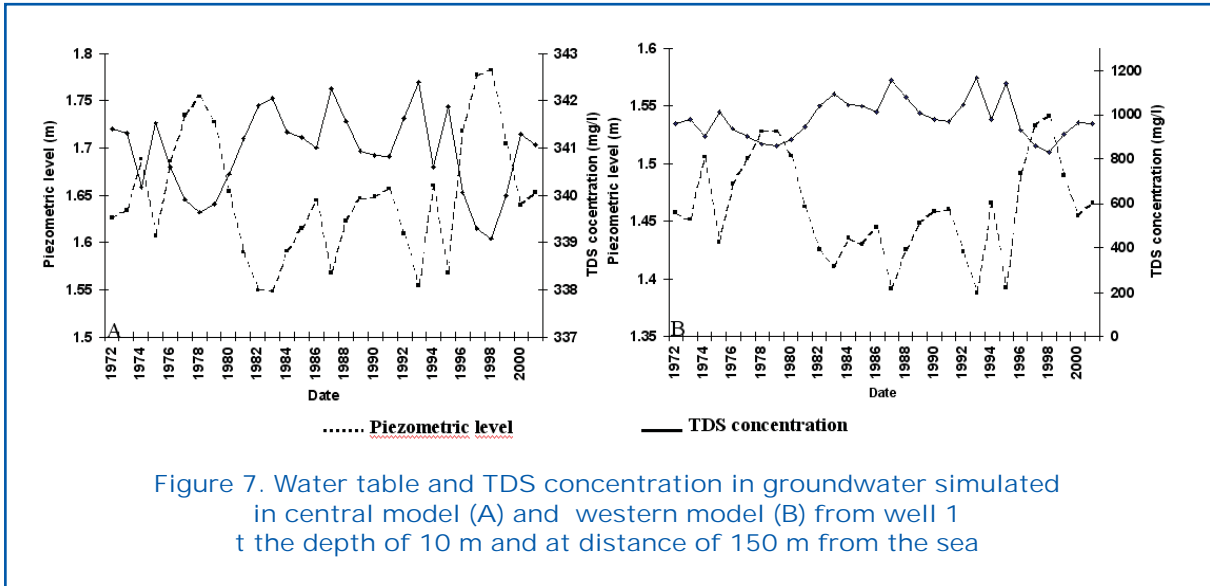


Figure 7. Water table and TDS concentration in groundwater simulated in central model (A) and western model (B) from well 1 at the depth of 10 m and at distance of 150 m from the sea

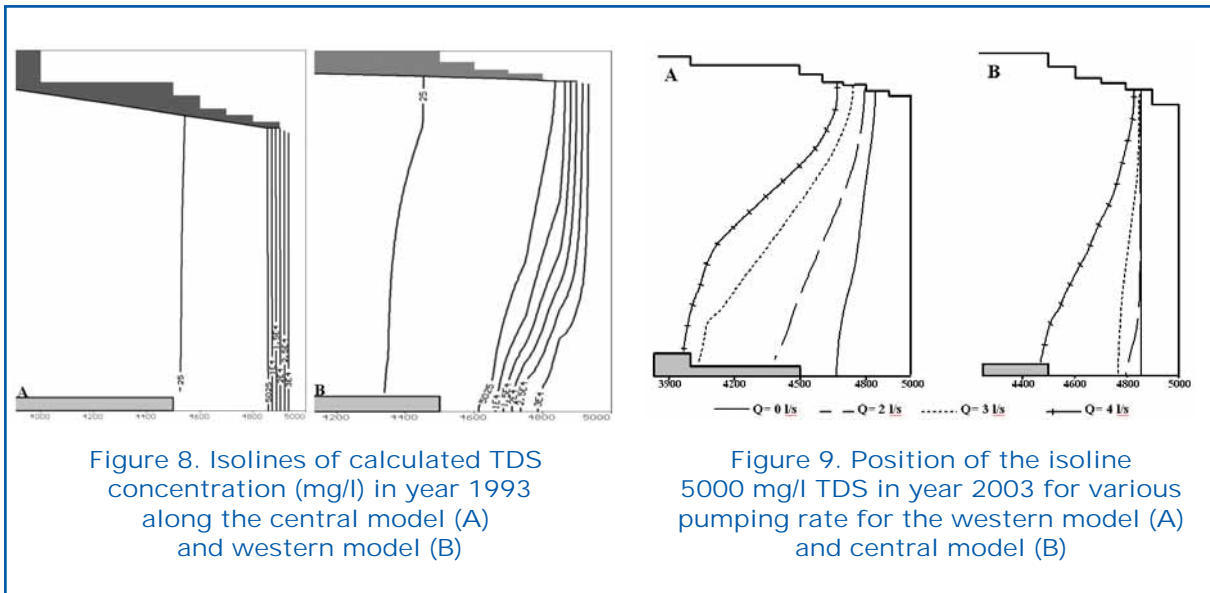


Figure 8. Isolines of calculated TDS concentration (mg/l) in year 1993 along the central model (A) and western model (B)

Figure 9. Position of the isoline 5000 mg/l TDS in year 2003 for various pumping rate for the western model (A) and central model (B)

parameters are kept constant, only the location of pumping point and pumping rate has been changed from one run to the other. The constant pumping rates used in the current scenario modelling are 2 l/s, 3 l/s and 4 l/s. The result of these simulations shows a linear increase in seawater intrusion length with increase in pumping rates. Figure 9 show the position of the isoline 5,000 mg/l TDS after 31 years for various pumping rates in well P2 situated at 900 m from the sea water boundary. It may be observed from these figures that as the isoline 5,000 mg/l TDS move towards the inland of the aquifer. For western model (Figure 9A), the isoline 5,000 mg/l TDS is located at 650 m, 950 m and 1,100 m for a pumping rates of 2 l/s, 3 l/s

and 4 l/s respectively. For the central model (Figure 9B), the isoline 5000 mg/l is situated at 200 m, 250 m and 500 m for same pumping rates. Figure 10 illustrates change of the piezometric level and TDS concentration in groundwater with time for Well 1 for two cross sectional models. These results represent increase in TDS concentration and also show a decrease in head as pumping rate is increased. The simulated TDS concentration for western model is higher than the central model. The effect of drought and excess pumping rates provokes a movement of salt water inwards and increase the extent of seawater intrusion.



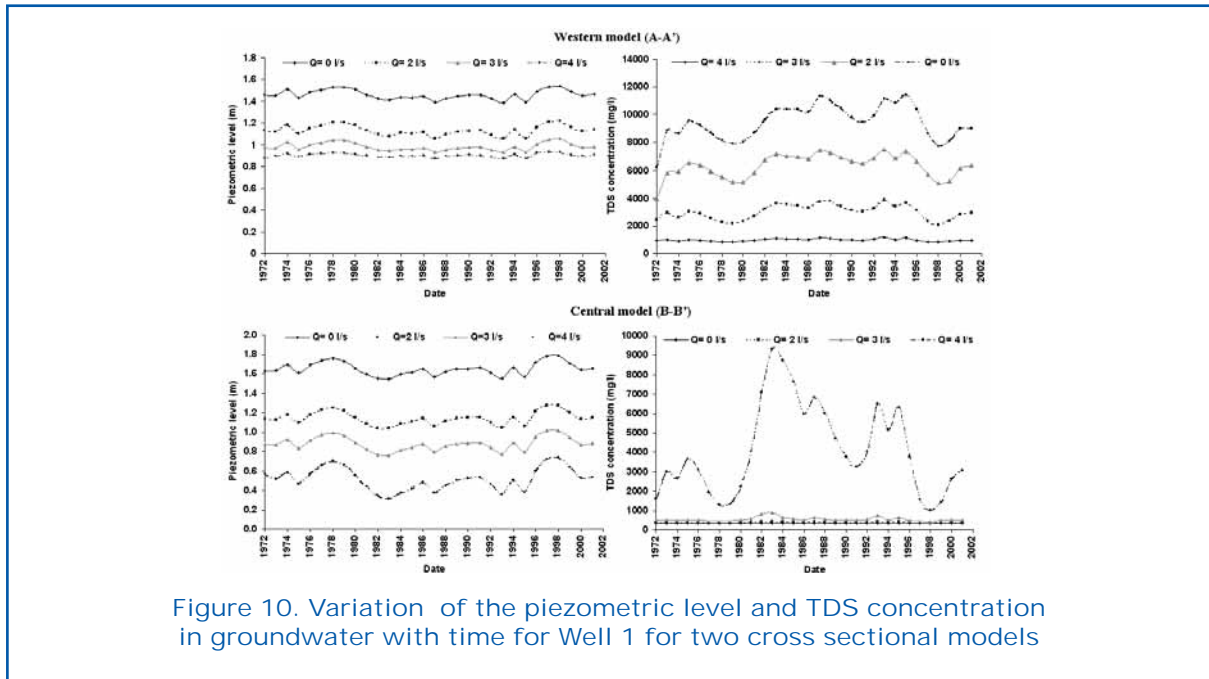


Figure 10. Variation of the piezometric level and TDS concentration in groundwater with time for Well 1 for two cross sectional models

Conclusion

The Chaouia coastal aquifer is under severe hydrological stress due to over-exploitation. Excessive pumping during the past decades in the Chaouia region has caused a significant lowering of groundwater levels, altering in some regions the normal transport of salts into the sea and reversing the gradient of groundwater flow.

Simulations of salt-water intrusion were carried out using a two-dimensional density-dependent flow and transport model SEAWAT. This model was applied to the two sections of the Chaouia Strip aquifer. The main objectives of this study are to understand the dynamics of freshwater-salt-water interface in the Chaouia coastal aquifer due to salinity intrusion and to characterize the rate of interface movement in response to pumping and recharge, by applying the variable-density SEAWAT code using the 2-D finite difference discretization. Simulation results indicate that the extent of seawater intrusion inland the Cenomanian carbonate aquifer is higher than in the altered schist aquifer. The altered schist aquifer is less sensitive to the variations in precipitations than a Cenomanian carbonate aquifer. Three pumpage schemes were designed to demonstrate the effect of groundwater pumpage on seawater intrusion. The result of

simulations indicate that the effect of drought and excess pumping rates provokes a movement of salt water inwards and increase the extent of seawater intrusion in two models.

References

- Amraoui, F. (1988). Apports de l'analyse hydrogéologique comparative. Exemple des nappes côtières de T emara et de la Chaouia, Ouest Marocain (Contributions of comparative hydrogeologic analysis. Example of the coastal T emara and Chaouia aquifers, West Morocco). Ph.D thesis, University of Montpellier, 126p.
- Anderson, M.P. and Woessner, W.W. (1992). Applied groundwater modeling. Academic Press, San Diego, USA, 381p.
- Bear, J. (1979). Hydraulics of groundwater. McGraw Hill, New York.
- Bear, J., Cheng, A.H.D., Sorek, S., Ouazar, D. and Herrera, I. (Eds), (1999). Seawater intrusion in coastal aquifers – Concepts, Methods and Practices Theory and Applications of Transport in Porous Media, Vol. 14. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 650p.
- Bentayeb, A. (1972). Etude hydrogéologique de la Chaouia Côtière avec essais de simulation mathématique en régime perma-

- ment, Maroc (Hydrogeological study of the Chaouia Coast and steady state modeling attempt, Morocco). Ph.D thesis, University of Montpellier, 151p.
- Cartwright, N., Li, L. and Nielson, P. (2004). Response of the salt-freshwater interface in a coastal aquifer to a wave-induced groundwater pulse: field observations and modelling. *Adv in Water Res.* 27:297-303.
- Chachadi, A.G. and Ferreira, J.P. L. (2005). Assessing aquifer vulnerability to seawater intrusion using GALDIT method: part 2-GALDIT indicators description. The Fourth Inter-Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources. Guimarães, Portugal, July 11-14, 2005.
- Cheng, J.R., Strobl, R.O., Yeh, G.T., Lin, H.C. and Choi, W. H. (1998). Modeling of 2D density-dependent flow and transport in the subsurface. *J Hydrol Eng.* 3(4):248-257.
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi, E.K., Mania, J., Mudry, J. and Veron, A. (2004). Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *J. of Afr. Earth Sc.* 39:509-516.
- Craig, T.S. and Narayan, K A. (1998). Modeling density-dependent flow solute transport at the lake Tutchewop saline disposal complex, Victoria. *J. Hydrol.* 206:219-236.
- Custodio, E., Bruggeman, G.A. and Cotecchia, V. (1987). Groundwater problems in coastal areas. *Studies and Reports in Hydrology*, vol. 35. UNESCO, Paris, 650p.
- Diersch. and Hans-Jorg. (1998). Flow-interactive, graphics-based finite element simulation system for modeling groundwater flow, contaminant mass and heat transport processes. getting started, users Manual; Reference Manual, WASY Institute for water Resources Planning and Systems Research Ltd., Berlin.
- Essaid, H.I. (1990). A multi-layered sharp interface model of coupled freshwater and saltwater in coastal systems: model development and application. *Water Resour Res.* 27 (7): 1431-1454
- Fakir, Y., Zerouali, A., Aboufirrasi, M. and Bouabdelli, M. (2001). Exploitation et salinité des aquifères de la Chaouia Côtière, littoral atlantique, Maroc. *J. of Afr. Earth Sc.* 32: 791-801.
- Fatta, D., Naoum, C., Karlis, P. and Loizidou, M. (2000). Numerical simulation of flows and contaminant migration at a municipal landfill. *J. of Eng Hydrol.* 8 (16):1-11.
- Feseker, T. Numerical studies on saltwater intrusion in a coastal aquifer in north-western Germany. (2007). *Hydrogeology. J.* 15:267-279.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A. (1979). *Groundwater.* Prentice Hall, New Jersey, 604p.
- Gemitzi, A. and Tolikas, D. (2004). Development of a sharp interface model that simulates coastal aquifer flow with the coupled use of GIS. *Hydrogeology. J.* 12:345-356.
- Ghassemi, F., Chen, TH., Jakeman, AJ. and Jacobson, G. (1993). Two and three-dimensional simulation of sea water intrusion: Performances of the "SUTRA" and "HST3D" models. *AGSO J Australian Geology and Geophysics.* 14:219-226.
- Glover, R.E. (1959). The pattern of fresh water flow in coastal aquifer. *J. Geophys. Res.* 64:457-459.
- Guo, X. and Langevin, C. (2002). User's Guide to SEAWAT, A computer program for simulation of three-dimensional variable density groundwater flow: techniques of water resources investigations Book 6. U.S. Geological Survey.
- Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C. and Mc Donald, M.G. (2000). *Modflow 2000, the U.S Geological Survey Modular Ground-Water Model. User guide to Modularization concepts and the groundwater Flow process, open file report 00-92,121p.*
- Huyakorn, M.S. and Pinder, G.F. (1983). *Computational methods in subsurface flow.* Academic Press, USA, 473p.
- Huyakorn, P.S., Anderson, P.F., Mercer, J.W. and White, W.O.Jr. 1987. Saltwater intrusion in aquifers: development and testing of a three dimensional finite element model. *Water Resou Res.* 23:293-312.
- Kipp, K.L. (1987). HST3D-A computer code for simulation of heat and solute transport in three dimensional ground-water flow systems. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations report 86-4095, 517p.
- Lecointre, G. and Gigout, M. (1949). Carte géologique provisoire des environs de Casablanca 1/200000 et sa notice explicative (Provisional geological map of the surroundings of Casablanca at 1/200000



- and its explanatory leaflet). Note et Mém. du Ser. Géol. du Maroc, n° 72, 28 p.
- Mao, X., Enot, P., Barry, D. A., Li, L., Binley, A. and Jeng, D.S. (2006). Tidal influence on behaviour of a coastal aquifer adjacent to a low-relief estuary . *J. Hydrol.* 327:110-127.
- Marjoua, A. (1995). Approche géochimique et modélisation hydrodynamique de l'aquifère de la Chaouia Côtière (Maroc): Origines de la salinisation des eaux (Geochemical analysis and flow modeling of the Chaouia Coast aquifer . Origin of the waters salinity). Ph.D thesis, University of Paris 6, 179 p.
- McDonald, MG. and Harbaugh, AW. (1988). A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey techniques of water resources investigations, Book 6.
- Molson, J.W. and Frind, E.O. (1994). SAL T-FLOW-Density-dependent flow and mass transport model in three dimensions. User Guide, Waterloo Centre for Groundwater Research, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 68p.
- Moustadraf, J. (2006). Modélisation numérique d'un système aquifère côtier . Etude de l'impact de la sécheresse et de l'intrusion marine. La Chaouia Côtière, Maroc. (Numerical modeling of a coastal aquifer. Analysis of the drought impact and seawater intrusion. The Chaouia Coast, Morocco). Ph.D thesis, University of Poitiers, 210p.
- Nishikawa, T. (1997). Testing alternative conceptual models of seawater intrusion in a coastal aquifer using computer simulation, Southern California, USA. *Hydrogeology. J.* 5(3): 60-74.
- Nobi, N. and Das Gupta, A. (1997). Simulation of regional flow and salinity intrusion in an integrated stream-aquifer System in coastal region: Southwest region of Bangladesh. *Ground Water*, 35 (5):786-796.
- Oude Essink, G.H.P. (2001). Salt water intrusion in a three-dimensional groundwater system in the Netherlands: a numerical study. *Transport Porous Media*, 43 (1): 137-158.
- Paniconi, C., Khlaifi, I., Lecca, G., Gaicomelli, A. and Tarhouni, J. (2001). A modelling study of seawater intrusion in the Korba Coastal Plain, Tunisia. *Phys. Chem. Earth(B)*. 26 (4): 3345-351.
- Person, M., Taylor, J.Z. and Dingman, S. L. (1998). Sharp interface models of salt water intrusion and wellhead delineation on Nantucket Island, Massachusetts. *Ground Water*. 36 (5):731-742.
- Petalas. C. and Lambrakis, N. (2006). Simulation of intense salinization phenomena in coastal aquifers-the case of the coastal aquifers of Thrace. *J. Hydrol.* 324:51-64.
- Oahman, K. and Larabi, A. (2005). Evaluation and numerical modelling of seawater intrusion in the Gaza aquifer (Palestine). *Hydrogeology. J.* 14 (5): 713-728.
- Reilly, T.E. and Goodman, A.S. 1985. Quantitative analysis of saltwater -freshwater relationships in groundwater systems- a historical perspective. *J. Hydrol.* 80:125-160.
- Segol, G. (1994). Classic groundwater simulations: proving and improving numerical models. PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, 531p.
- Shoemaker, W.B. (2004). Important Observations and Parameters for a Salt Water Intrusion Model. *Ground Water*. 42 (6):829-840.
- Van Der Veer, P., (1977). Analytical solution for steady interface flow in a coastal aquifer involving a phreatic surface with precipitation. *J. Hydrol.* 34:1-11.
- Volker, R.E. and Rushton, K.R. (1982). An assessment of the importance of some parameters for seawater intrusion in aquifers and a comparison of dispersive and sharp-interface modelling approaches. *J. Hydrol.* 56:239-250.
- Voss, C. and Souza, W. (1987). Variable density flow and solute transport simulation of regional aquifers containing a narrow fresh water – saltwater transition zone. *Water Resou. Res.* 23 (10):1851-1866.
- Voss, C.I., (1984). SUTRA: A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent groundwater flow with energy transport or chemically reactive single-species solute transport: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigation Report 84-4369, 409 p.
- Wilson, A.M. (2005). Fresh and saline groundwater discharge to the ocean: a regional perspective. *Water Resou Res.* 41:1-11.
- Zhang, Q., Volker, R.E. and Lockington, D.A.

- (2004). Numerical investigation of seawater intrusion at Gooburrum, Bundaberg, Queensland, Australia. *Hydrogeology. J.* 12:674-687.
- Zheng, C. and Wang, P.P. (1999). MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Documentation and user's guide. U.S. Army corps of Engineers, Contract Report SERDP-99-1, University of Alabama, USA.
- Zhou, X., Chen, M., JU, X., Ning, X. and Wang, J. (2000). Numerical simulation of sea water intrusion near Beihai, China. *Environ Geol.* 40:(1/2): 223-233.

L'approche systémique, un outil pour la gestion intégrée des ressources en eau

B. Rouissat ⁽¹⁾, *A. Bekkouche* ⁽²⁾ et *N. Smail* ⁽³⁾

(1), (2), (3) Faculté des sciences de l'Ingénieur, université de Tlemcen, Algérie



Résumé

Dans le domaine de la mobilisation et de la distribution de l'eau potable, d'épuration des eaux, du dessalement des eaux de mer, de la protection des ressources, les efforts entrepris, par l'Algérie, durant la décennie en cours, et notamment les cinq dernières années, ont permis d'enregistrer des améliorations remarquables. Tous les efforts engagés, tant sur le plan des investissements, que sur le plan institutionnel et organisationnel, s'articulaient autour du développement de cette ressource afin de relever les défis et être en harmonie avec les objectifs du développement dans le secteur de l'eau. Toutefois, les systèmes d'aménagements hydrauliques sont souvent très complexes et dépendant d'un ensemble de paramètres et critères. La fiabilité, la performance, l'économie, le fonctionnement ainsi que l'amortissement des aménagements hydrauliques ne sont pas liés uniquement à la réussite intrinsèque des projets eux-mêmes. La gestion intégrée des ressources constitue un outil de réussite et d'efficacité. L'intégration de ces projets dans un contexte de systèmes crée la dépendance entre sous-systèmes, voire entre systèmes. De ce fait l'apport de l'approche systémique peut constituer une alternative incontournable pour l'atteinte des divers objectifs.

Mots clés : Ressources en eau, gestion intégrée, approche systémique, systèmes.

Abstract

Algeria has undertaken efforts during the current decennary and notably the five last years and has allowed the recording noticeable improving in the mobilization and distribution fields of drinking, water purification and desalination of water of the sea and of the protection of resources. All the engaged efforts as far the investments level as the institutional and organizational levels, turned on the resource development in order to increase challenges and to be in harmony with the objectives of development in the water sector. The hydraulic systems are often very complex and dependent on multiple parameters and criteria. Reliability, performance, economy, operating as well as profit do not only related to the technical success of the project itself. The integration of these projects in a context of systems creates the dependence between subsystems, even between systems. This dependence can take on various caused aspects described above. A function is a specific or discrete action necessary to the achievement of a given goal. The objective of the function is to specify the "what" and not the "how". It is necessary to define how the need must be achieved and how it must be done.

Keywords: water resources, integrated water resources management, systemic approach, systems.



Introduction

Les systèmes complexes ne peuvent être traités valablement de façon analytique, sectorielle, fragmentaire, disciplinaire et parcelaire. Ne voir que certains aspects d'un tout, complexe et diversifié, ne peut conduire qu'à l'erreur. L'approche systémique introduit une révolution dans les stratégies de développement habituelles. Les concepts de développement et d'aménagement intégrés se fondent sur une approche méthodologique qui dérive de l'analyse des systèmes. L'utilisation de l'approche systémique dont la conception, la réalisation et l'exploitation des projets hydrauliques permet d'asseoir convenablement une gestion intégrée efficace et durable.

Ressources en eau, enjeux et défis du millénaire

Parmi l'ensemble des exigences du développement humain, citées antérieurement, sous une approche systémique, nous nous focaliserons dans la suite sur celui relatif aux ressources en eau et assainissement qui constituent à notre point de vue un aspect fondamental et capital de ce développement. Sur les 6,67 milliards d'habitants actuels de la planète (PNUD, 2007), 26% n'accèdent pas à une eau de qualité suffisante, et 50% ne disposent pas d'un système adéquat d'assainissement (PNUD, 2006). Chaque jour, 20 000 personnes, des enfants surtout, meurent de maladies liées à l'eau, l'équivalent d'un Nagasaki ou d'un Hiroshima tous les trois jours. Les objectifs du millénaire pour le développement procurent une référence pour mesurer le progrès réalisé vers la concrétisation du droit de l'Homme à l'eau. C'est pourquoi, réduire de moitié la population mondiale qui ne dispose pas d'un accès durable à l'eau potable et aux infrastructures élémentaires d'assainissement constitue une cible incontournable. La quantité d'eau disponible par habitant n'est qu'un indicateur qui est très loin de pouvoir expliquer à lui seul la situation hydraulique d'un pays. On ne peut pas ignorer le fait que dans certains pays, où l'eau est abondante, des populations entières n'ont pas accès à l'eau. Il n'y a pas moins d'eau aujourd'hui qu'hier. Cependant, nous sommes bien plus nombreux et

nous consommons beaucoup plus d'eau. De plus la pollution et le réchauffement climatique réduisent considérablement les réserves d'eau disponibles.

Les ressources en eau en Algérie : vue synthétique

L'Algérie, disposait, jusqu'en 2000, de 44 barrages en exploitation. La capacité théorique de cette mobilisation des eaux superficielles, avoisinait les 4.5 milliards de m³. La capacité réellement mobilisable n'excédait guère 2.5 milliards de m³ pour des raisons liées principalement à une sécheresse accrue et une irrégularité spatiale et temporelle des précipitations. Les sédiments y déposés sont évalués à 20 10⁶ m³/an de volume perdu. C'est un pays semi-aride, voire même Aride (200 à 400 mm) et les ressources en eau sont faibles, irrégulières, et localisées dans la bande côtière. Si on considère une capacité de 3.4 milliards de m³ mobilisée par les eaux souterraines, les potentialités de mobilisation totales du pays atteignaient 5.9 milliards de m³, alors que les besoins réels étaient de 6.85 milliards de m³.

En Algérie, la population était de 23 millions en 1987, et sera de 46 millions en 2020, soit une consommation en eau potable et industrielle de l'ordre de 6 milliards de m³/an, alors que la mobilisation réelle, à l'époque, était à peine de 3 milliards de m³. Cela signifie qu'il fallait mobiliser, uniquement pour ces deux secteurs, 3 milliards de m³ supplémentaires, sans inclure les eaux d'irrigations ni les fuites dans les conduites, soit au total 10 milliards de m³ d'eau, un réel défi à relever mais surtout une stratégie et une politique à définir.

En matière d'assainissement et d'épuration des eaux, l'Algérie disposait jusqu'en 2000, de 48 stations d'épuration pour un volume épuré de 200 millions de m³. Le volume rejeté, à l'époque était de 600 millions de m³. Il passera en 2020 à 1.15 milliards de m³ (tableau 1).

Malgré le nombre important des stations d'épuration, la moitié étaient à l'arrêt ou fonctionnaient avec des rendements trop faibles générant ainsi de multiples sources de nuisance quant à l'environnement et aux infrastructures à l'aval. Dans le domaine de la protection des villes contre les inonda-

Tableau 1. Évolution des volumes d'eaux usées rejetées en Algérie

Type d'agglomération	Volume d'eaux usées rejeté (Hm ³)			
	1995	Taux (%)	2020	Taux(%)
Côtières	169	31	282	25
Amont barrages	48	09	122	11
Proximité des périmètres	62	11	143	12
Autres	149	27	352	30
> 20 000< 50 000 hab	122	22	251	22
Total	550	100	1 150	100

tions, de nombreux cas ont été enregistrés. Il s'agit, à titre d'exemple, de la vallée du M'zab, des villes de Sidi Bél Abbès et Alger, de l'assainissement urbain de nombreuses agglomérations du pays, de la remontée des eaux à Ouagla...etc

Stratégies et objectifs de développement

Mobilisation et distribution de l'eau potable

Dans le domaine de la mobilisation et de la distribution de l'eau potable, les efforts entrepris durant la décennie en cours, et notamment les cinq dernières années, ont permis d'enregistrer des améliorations sensibles. Ainsi, alors que le pays ne possédait que 44 barrages seulement jusqu'en l'an 2000, 15 nouveaux barrages ont été mis en exploitation durant les cinq dernières années dont ceux de Beni Haroun et de T aksebt en 2007. Avec les 13 barrages en fin de réalisation, ce nombre est porté à 72 barrages à la fin 2009. En outre, les réceptions attendues porteront les capacités de mobilisation de l'eau des barrages à 7,8 milliards de m³/an à la fin de l'année 2010, contre 2,5 milliards de m³ en 2000. En plus, il y a lieu de signaler que 28 sites de barrages sont lancés en études et accusent des avancements appréciables. Par ailleurs, ces nouveaux barrages sont intégrés dans de véritables grands systèmes de transfert permettant de résoudre la contrainte liée au caractère éparse de la ressource mobilisée.

Réhabilitation et gestion efficace des réseaux

La mobilisation de la ressource hydrique pour l'alimentation en eau potable s'est accompagnée aussi de la réhabilitation et de l'élargissement du réseau de distribution. Parmi les grandes opérations achevées dans ce domaine, on cite les réalisations, réhabilitation et rénovation de réseaux d'approvisionnement en eau potable dont 11 wilayas ont bénéficié à savoir: T arf, Annaba, Bejaia, Bouira, Jijel, Tissemsilt, Tlemcen, les villes d'Oran, de Constantine, de Sidi Bel Abbés, ainsi que l'ouest d'Alger. Le réseau national d'alimentation en eau potable totalise désormais 60.000 kilomètres.

En outre, le souci de mieux gérer la ressource en eau potable a amené les pouvoirs publics à conclure des contrats de gestion des réseaux de distribution, avec des sociétés spécialisées au niveau de grandes villes dont, Alger, Oran, Constantine et Annaba.

Assainissement et agriculture

En matière d'assainissement, d'importantes actions ont été engagées en vue de la prise en charge de ce secteur dans le cadre d'une politique de développement en l'occurrence :

- La réalisation et la réfection des systèmes de collecteurs d'eaux usées
- Les opérations de réhabilitation des systèmes d'assainissement
- La réhabilitation des systèmes de lutte contre la remontée des eaux
- La réalisation du système de protection des barrages
- La protection des villes contre les inondations,

- La réalisation de 40 stations d'épuration des eaux usées et la réhabilitation de 20 autres stations
 - La construction de 50 stations de lagunage pour le traitement des eaux usées.
- La capacité nationale d'épuration des eaux usées atteindra 600 millions de m³ en 2010 avec la réception des projets en cours de réalisation, soit plus de 86% du volume actuel des eaux usées, qui est de 750 millions de m³. En matière de mobilisation de ressources hydrauliques pour l'agriculture, l'année 2007 a vu l'achèvement d'un total de 24 grands périmètres équipés qui totalisent 219 000 hectares. En outre, 4 autres grands projets ont été livrés en 2007, totalisant près de 11 000 hectares.

Petite et moyenne hydraulique

Plus de 160 retenues collinaires sont en cours d'étude ou de réalisation et viendra s'ajouter aux 400 autres retenues collinaires en exploitation pour un potentiel de 44 millions de mètres cubes qui contribuent à l'irrigation de 850.000 hectares dans le cadre de la petite et moyenne hydraulique.

Dessalement de l'eau de mer

A toutes ces importantes actions, s'ajoute un important programme de dessalement d'eau de mer a été engagé et recouvrira à la fin de l'année 2009, un total de 13 stations avec une production de près de 2,26 millions

de m³/jour, soit 825 millions de m³/an. Cette quantité représentera près de 1/3 des capacités de retenue des barrages qui existaient jusqu'en 2000.

Ce programme stratégique est destiné à libérer le pays de la dépendance de la pluviométrie pour l'alimentation en eau potable des populations des régions côtières, et notamment dans l'ouest du pays qui souffre d'un grave déficit chronique en pluviométrie. Deux stations sur les 13, sont déjà en production à savoir celle d'Arzew pour Oran et celle de Hamma pour Alger, alors que près de 10 contrats de réalisation ont déjà été conclus avec des chantiers lancés et en voie d'achèvement.

Synthèse sur la stratégie de développement

La politique engagée vise à créer un outil de décision à moyen terme, actualisable ultérieurement sans intervention extérieure, pour le développement et la gestion des ressources hydriques de l'Algérie. Elle s'articule autour des concepts suivants :

- Préciser l'étendue et la qualité des ressources hydriques y compris les ressources non conventionnelles,
- Évaluer les demandes en eau, aujourd'hui et à l'avenir,
- Dresser l'inventaire des infrastructures existantes et projetées, identifier de nouvelles potentialités et engager les actions pour leur mobilisation et transfert,

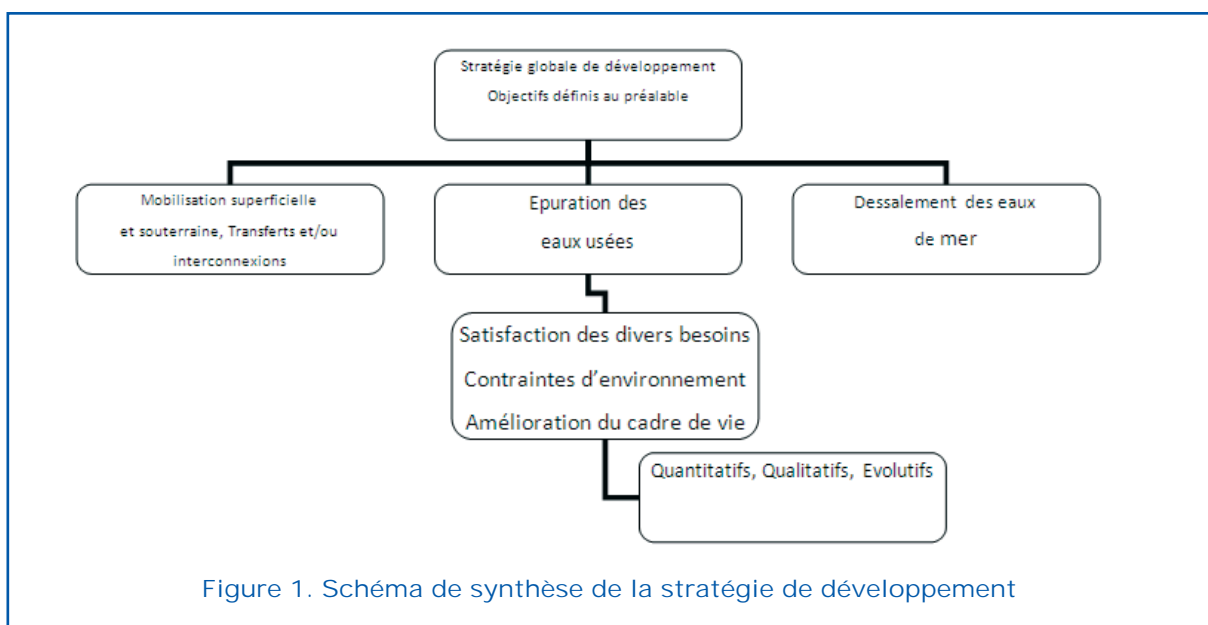


Figure 1. Schéma de synthèse de la stratégie de développement



- Confronter, d'une manière dynamique, les ressources et les besoins et chiffrer les coûts et les bénéfices de chaque variante ainsi que son impact sur l'économie nationale,
- Examiner le cadre institutionnel et son adéquation pour la gestion et la protection de la ressource.

Objectifs et impact du développement

Alimentation en eau potable

L'ensemble des efforts nationaux pour l'alimentation de la population en eau potable a permis d'atteindre les résultats suivants :

- Le taux de raccordement des foyers à l'eau potable a atteint 93 % en 2008 alors qu'il était de 78 % en 1999 et de 92 % en 2007;
- La dotation moyenne par habitant en eau potable atteint actuellement 165 litres, alors qu'elle n'était que de 123 litres en 1999 et de 160 litres l'année dernière;
- La fréquence de la distribution de l'eau au niveau des 1 541 chefs lieux de communes, a enregistré une évolution même si elle reste encore insuffisante, puisque parmi ces derniers, 70 % reçoivent désormais l'eau quotidiennement contre 45 % en 1999;

Assainissement et épuration des eaux

- Le réseau national d'assainissement des eaux usées totalise à présent 38 000 kilomètres, contre 21 000 kilomètres en 1999 soit une progression de près de 82 %;
 - Le taux national de raccordement à l'égout est de 86 % alors qu'il n'était encore que de 72 % en 1999,
 - Les capacités nationales de traitement des eaux usées sont passées de 90 millions de mètres cubes en 1999 à 350 millions de mètres cubes actuellement. Elles atteindront 600 millions en 2010 avec la réception des projets en cours de réalisation, soit plus de 86 % du volume actuel des eaux usées, qui est de 750 millions de m³.
- (Figures 2 à 7).

Le retour d'expérience et la nécessité d'une vision intégrée et systémique

Les projets d'aménagements hydrauliques sont souvent très complexes et dépendent d'un ensemble de paramètres et critères. La fiabilité, la performance, l'économie, le fonctionnement ainsi que l'amortissement des aménagements hydrauliques ne sont pas liés uniquement à la réussite technique des projets eux-mêmes. L'intégration de ces projets dans un contexte de systèmes crée la dépendance entre sous-systèmes, voire entre systèmes. Cette dépendance peut revêtir des divers aspects suscités. Cette problématique est illustrée lucidement par un certain nombre d'exemples d'aménagements hydrauliques et dont le fonctionnement et la performance sont compromis par leur présence dans des systèmes complexes.

Insuffisances de l'approche analytique et apport de l'approche systémique

La théorie de la vision globale, non fragmentée possède un double souci d'interdisciplinarité et de théorisation. Une vision synthétique des problèmes complexes est envisagée, avec l'essence de la communication résidant dans les processus relationnels. C'est un outil, plus global, qui réduit un système à ses composants et à des interactions élémentaires. Il permet d'aborder un problème de manière séquentielle, détaillée, n'oubliant aucun élément du système. Cette approche permet de se désenfermer des connaissances fragmentaires par l'adoption de la notion de système qui permet de connecter et de relier les parties à un tout. D'une manière générale, quel que soit le mode de mobilisation des eaux, ce dernier met en évidence un certain nombre de considérations des divers paramètres et alternatives dans un contexte de système non fragmenté. La figure 8 illustre les interactions entre les divers modes de mobilisation dans le cadre d'une vision d'ensemble d'une stratégie dans le secteur des ressources en eau.

Il s'agit de systèmes interactifs possédant des caractéristiques particulières :

- Un ensemble de composants (ou sous systèmes hétérogènes),

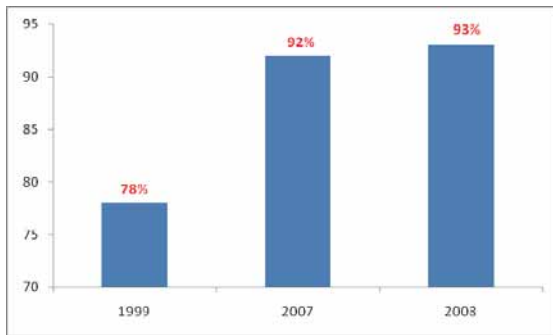


Figure 2. Évolution des taux de raccordement AEP

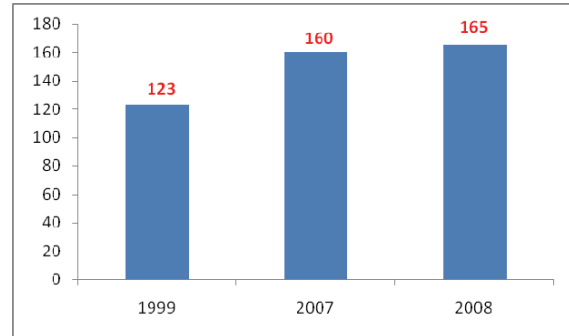


Figure 3. Évolution des dotations en litres AEP

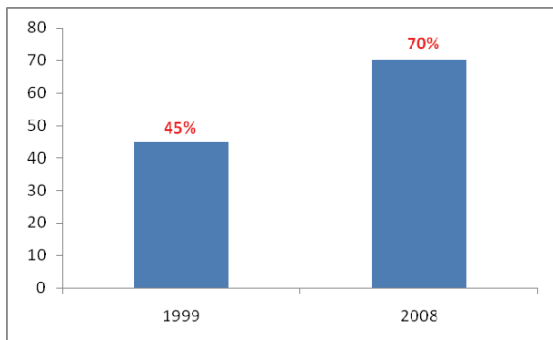


Figure 4. Évolution de la fréquence de distribution AEP (1 541 communes)

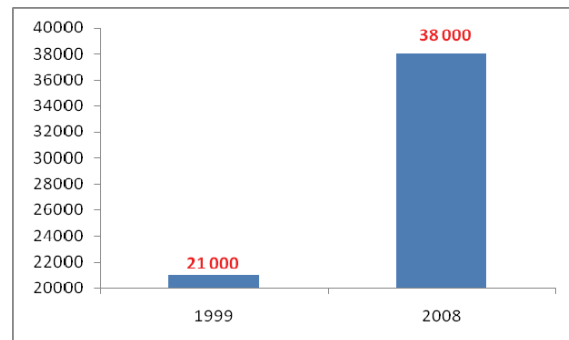


Figure 5. Évolution du linéaire en km du réseau national d'assainissement

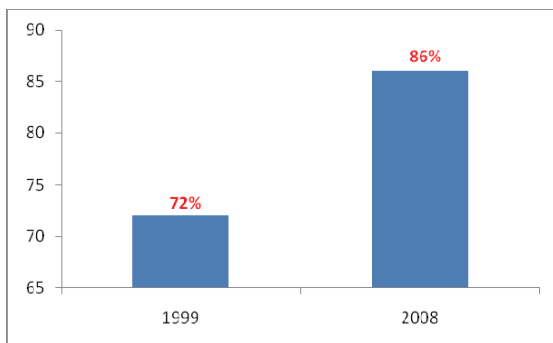


Figure 6. Évolution des taux de raccordement en assainissement

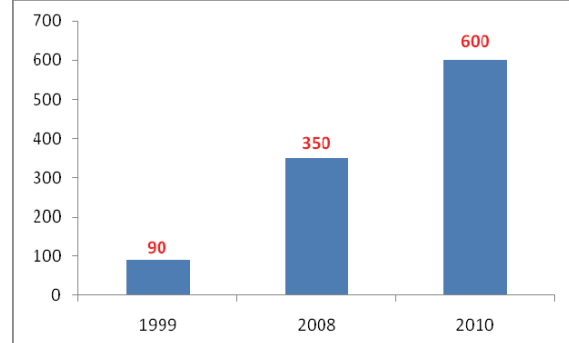


Figure 7. Évolution des capacités d'épuration

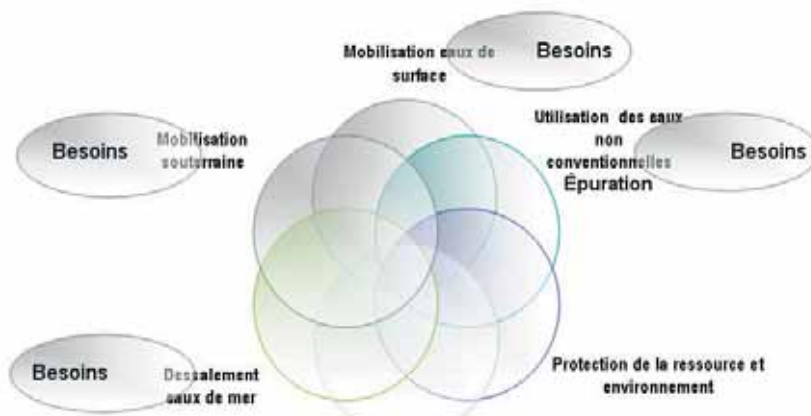


Figure 8. Le développement dans le secteur des ressources en eau dans une approche systémique



- En interaction dynamique,
- Évoluant à différentes échelles de temps,
- Répartis géographiquement,
- Incluant des matériels, des humains intégrés,
- Pour répondre à des missions évolutives,
- Dans un environnement incertain
- Changeant sous de fortes contraintes de ressources.

L'analyse du système doit réaliser la passerelle du problème à la solution. Cette démarche fait le lien entre le domaine du besoin pour aboutir au domaine de la solution en intégrant les diverses relations fonctionnelles et institutionnelles.

Enfin, l'approche systémique permet de répondre aux objectifs principaux en l'occurrence :

- Une amélioration de l'adéquation et de la qualité des produits et des prestations,
- Une meilleure anticipation des problèmes et risques concernant tant le projet que le système et son environnement tout au long du cycle de vie,
- Un raccourcissement des temps de développement et une amélioration de la tenue des délais,
- Une meilleure maîtrise des coûts, et notamment une anticipation très en amont du coût global,
- Une meilleure efficacité dans la maîtrise de la coopération de multiples acteurs et de la transdisciplinarité,
- Un accroissement de la satisfaction de toutes les parties prenantes,

- Et, en guise de synthèse, une meilleure optimisation du compromis global enjeux sur contraintes.

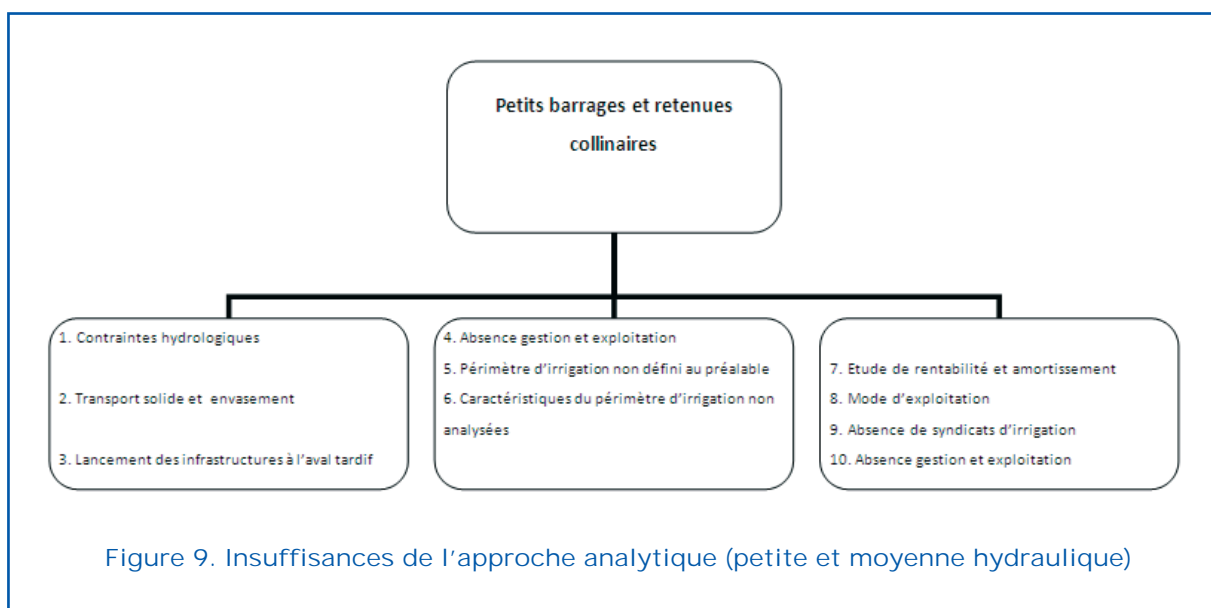
Au niveau du secteur des ressources en eau, et tenant compte des contraintes rencontrées dans le passé, la schématisation des différentes exigences pour chaque système permet de définir et d'en tenir compte, par anticipation, des problèmes et risques concernant tant les projets que les systèmes ainsi que leur environnement intérieur et extérieur.

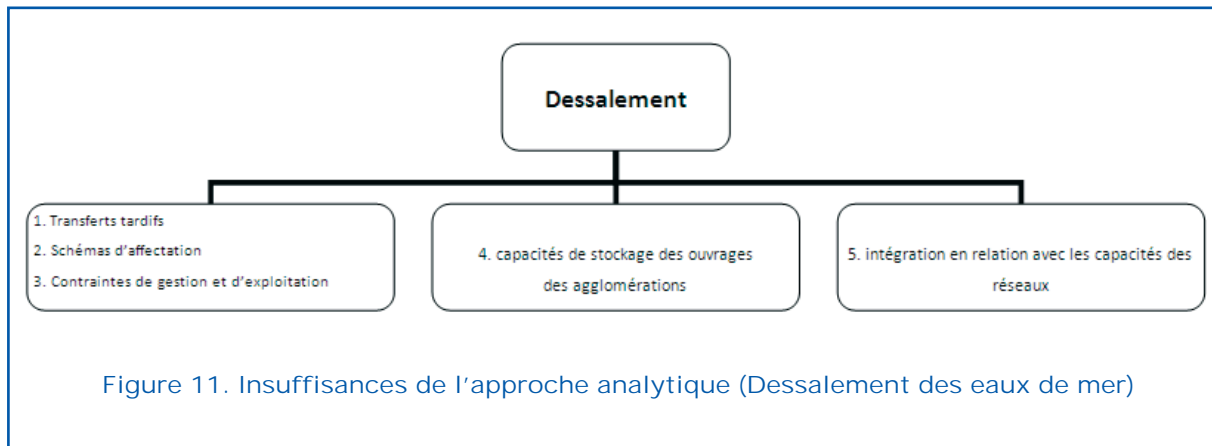
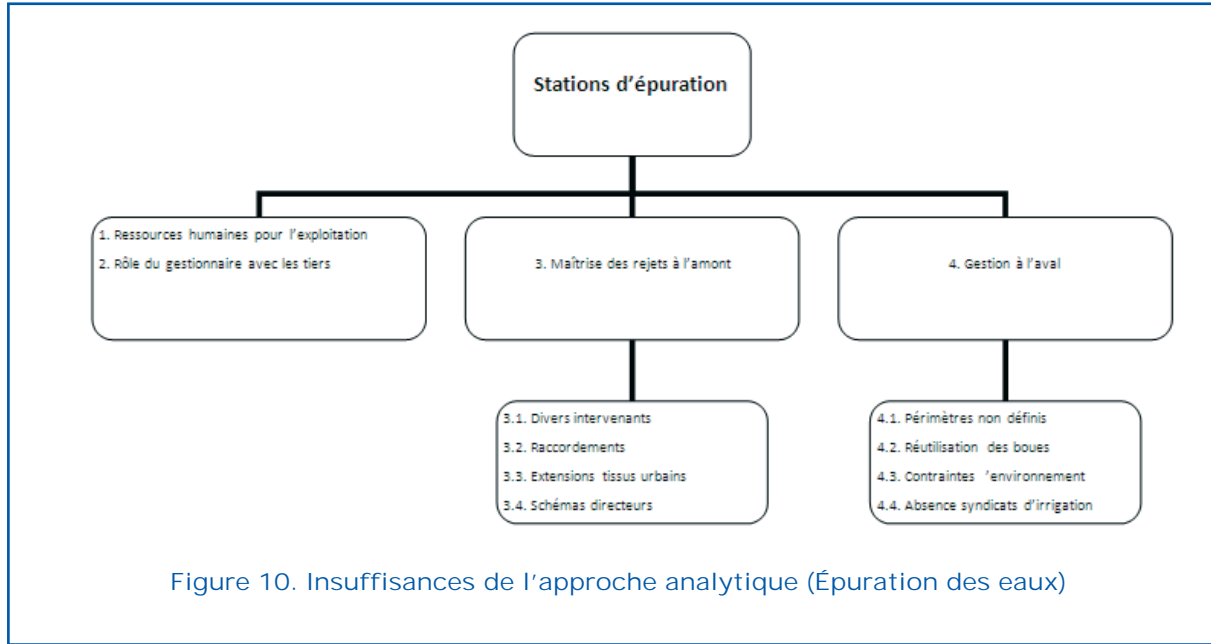
Petite et moyenne hydraulique

La petite et moyenne hydraulique et notamment les petits barrages et retenues collinaires qui sont réalisés pour tenir compte du caractère éparse des petits périmètres d'irrigation et dont leur fonctionnement et rendement dans le système où ils sont édifiés ne répond nullement aux objectifs des projets. Certains aspects sont occultés et ne sont analysés qu'à posteriori, la figure 11 illustre la vision globale relative à ce type d'aménagement ainsi que l'ensemble des aspects non pris en compte par une approche analytique, et qui conditionnent leur fiabilité et viabilité.

Épuration des eaux

Les stations d'épuration sont réalisées dans l'objectif d'épurer les eaux usées afin de protéger l'environnement, protéger des lacs de





barrages contre la pollution et offrir aux terres agricoles à l'aval des eaux recyclées. Ces aménagements hydrauliques, intégrés dans leur environnement enregistrent des dysfonctionnements et les objectifs assainis au départ ne sont pas atteints, voir déviés.

Dessalement des eaux de mer

En Algérie, les 13 unités en cours, garantiront plus de deux millions de mètres cube par jour à la population des régions côtières, et les quantités ainsi économisées sur les eaux des barrages serviront aux populations des autres Wilayas et même à l'agriculture. Toutefois, ces divers projets doivent être considérés, non pas d'une manière ponctuelle, mais intégrés dans les schémas d'affectation actuels et futurs.

Assainissement urbain en relation avec l'épuration des eaux

Les directives de l'évolution, tant en matière d'extension de la population qu'en développement du tissu urbain constituent un axe fondamental, quant aux schémas directeurs d'AEP ou d'assainissement, elles permettent de définir l'ossature globale des réseaux primaires et de l'implantation des systèmes d'épuration.

La projection des artères d'assainissements futures en fonction des axes d'extension doit impérativement débuter par une analyse de l'ossature globale du réseau d'assainissement, de son évolution dans le temps ainsi que des divers impacts de cette extension.



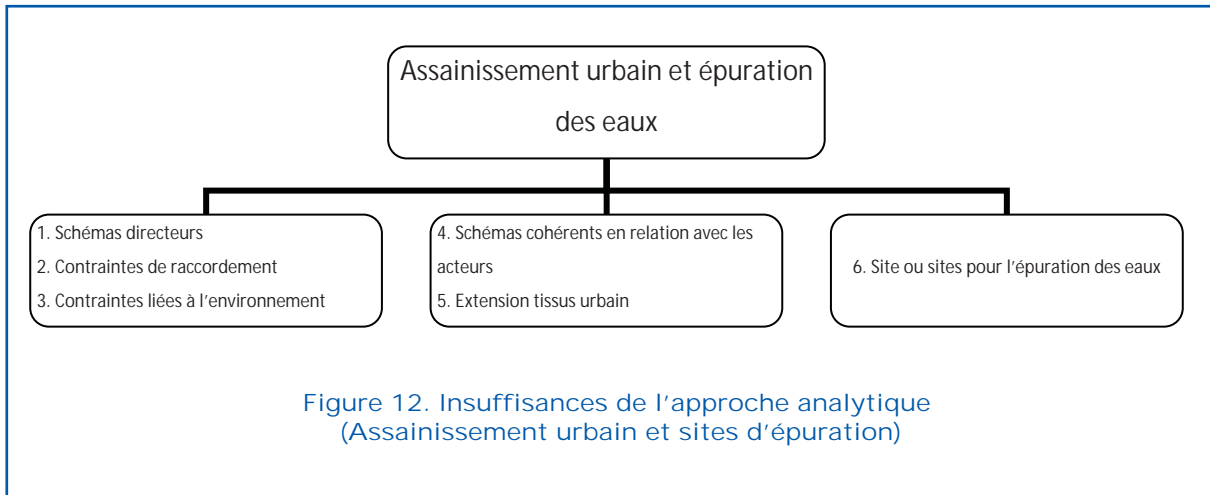


Figure 12. Insuffisances de l'approche analytique (Assainissement urbain et sites d'épuration)

Mobilisation superficielle par les grands barrages

Les aménagements de barrages ont été, dans la plupart des cas, considérés comme infrastructure intrinsèque considérant uniquement les aspects liés localement à leurs projets. Ces aménagements, érigés dans un système complexe, doivent intégrer obligatoirement l'environnement proche et lointain lié à leur réalisation à l'amont et à l'aval. Beaucoup de paramètres peuvent compromettre, d'une manière totale ou partielle leur fonctionnement, rentabilité et viabilité.

Réseau de distribution de l'eau potable

Dans l'absence de schémas directeurs maîtrisés et cohérents relatifs à l'extension du tissu urbain et du développement des agglomérations,

les infrastructures hydrauliques se trouvent souvent confrontées à des contraintes quantitatives de distribution. Les extensions des réseaux, les piquages, non initialement prévus, les ouvrages de stockage connectés à posteriori constituent dans la plupart des cas des entraves au bon fonctionnement des réseaux de distribution et de leur rentabilité économique.

Conclusion

Bien qu'apparemment inépuisable, l'eau est très inégalement répartie dans le monde. Au vu du développement et de la demande de plus en plus croissante, tous les pays auront, à plus ou moins brève échéance, à faire face au problème de son manque. La mobilisation des eaux a été de tous temps une préoc-

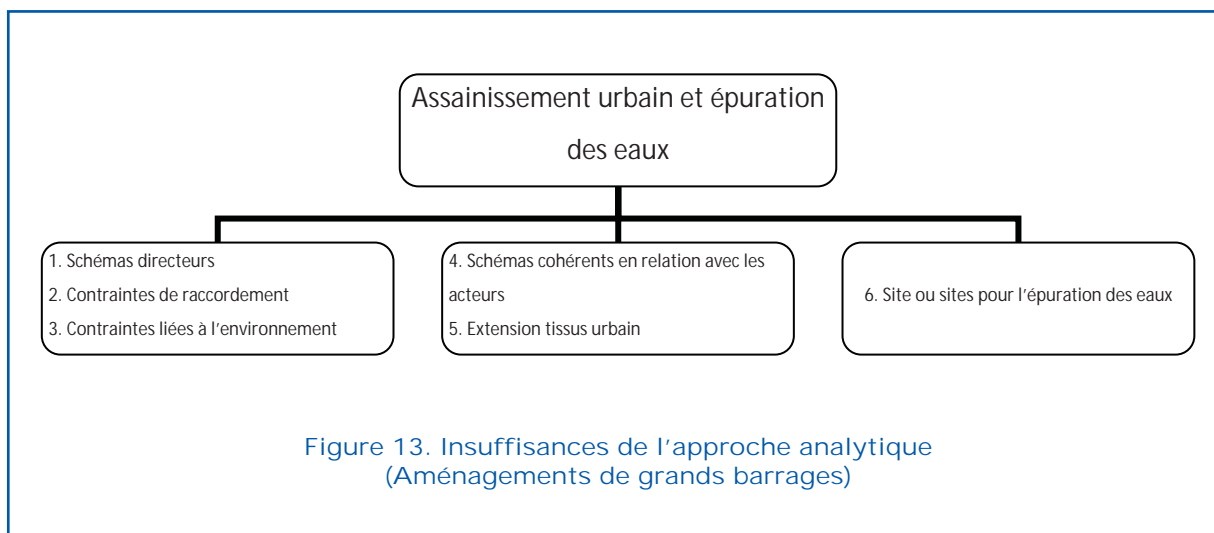


Figure 13. Insuffisances de l'approche analytique (Aménagements de grands barrages)



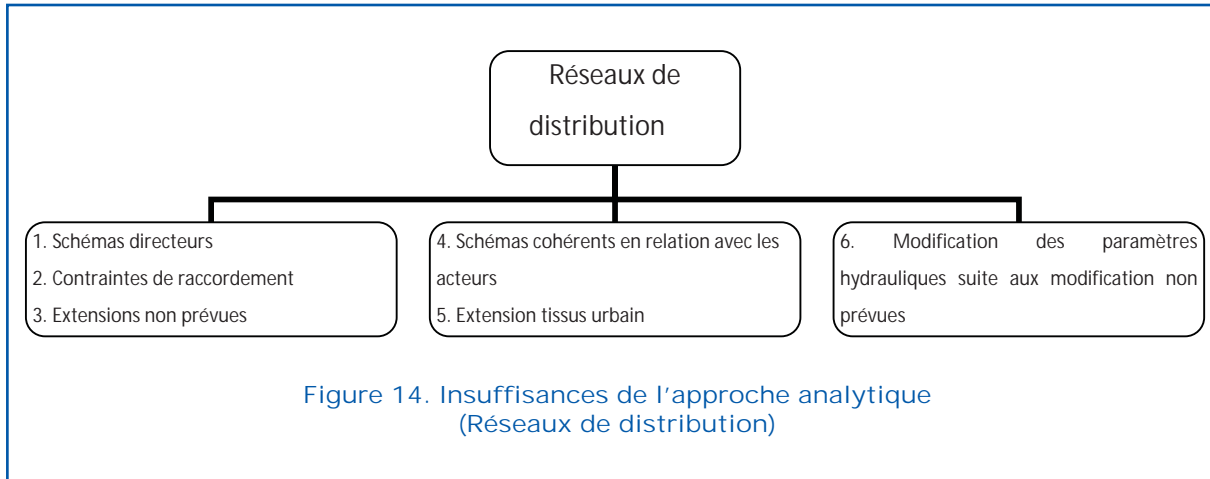


Figure 14. Insuffisances de l'approche analytique (Réseaux de distribution)

cupation pour l'homme. L'eau est un élément de la vie quotidienne, et elle est si familière, qu'on oublie souvent son rôle, son importance et sa nécessité absolue. Il est clair et indéniable 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'importance de l'eau tant du point de vue économique, sociale, culturelle, stratégique n'est plus à démontrer afin d'aller vers un développement, objectif du millénaire. Ce développement doit refléter réellement l'effort à accomplir dans l'investissement, les moyens humains et matériels. Consciente de cette situation et possédant une volonté pour le développement de la ressource hydrique et sa gestion intégrée, l'Algérie a entrepris des actions audacieuses et de grande envergure, tant sur le plan des investissements engagés que sur le plan de réforme et de gestion intégrée. Ces actions visent une stratégie des eaux efficace, pour que l'eau soit un moteur de développement, et pour atteindre une croissance appréciable.

Toutefois, les actions engagées, et celles à engager ultérieurement, doivent s'intégrer dans une approche systémique, une vision du tout et non des éléments fragmentés afin que les résultats soient significatifs à l'échelle de l'ensemble parce que le "tout" est plus que la somme de ses parties.

Références bibliographiques

- ANBT. (2008) Les grands aménagements hydrauliques en Algérie.
- Artic, T. (2008) Approche systémique et éducation relative à l'environnement, Académie de paris.
- Benjamin S, Blanchard and Wolter J, Fabrycky. (1998) Systems Engineering and Analysis, 3 Rd Ed, Pentice Hall Int.
- Feuillette, S. (2001) Exploration des interactions ressources-usagers par les systèmes multiagents, université Montpellier II.
- Kéttab, A. (2001) Les ressources en eau en Algérie, stratégies, enjeux et vision, Elsevier science.
- Lotarski, A. (2006) L'approche systémique, académie universitaire de Bruxelles.
- Malague, M. (2004) Sciences du développement et analyse systémique, Kinshasa.
- Meinadier, J. (2004) Interrogations sur la complexité des systèmes technologiques, AFIS, Paris
- PNUE, Plan bleu. (2006) Analyse systémique et prospective de durabilité.
- Rouissat, B. (2006) Les stations d'épuration en Algérie, état et contraintes, meeting international E2M, Tlemcen.
- Rouissat, B. (2007) Analyse systémique appliquée aux aménagements hydrauliques, journée mondiale de l'eau, Tlemcen.
- SEMIDE, (2001) Systèmes euro-Méditerranéen d'information sur les savoirs dans le domaine de l'eau, Alger.

Valorisation d'une argile anionique de synthèse pour la dépollution des eaux de l'industrie textile

N. Sayah et A. Bakhti

Laboratoire de Chimie des Eaux et des Sols, Université Abdelhamid Ibn Badis,
B.P. 992 RP Mostaganem (27000), Algérie



Résumé

Les eaux résiduelles des industries textiles sont chargées de nombreux polluants organiques, notamment de certains colorants de synthèse. Ces derniers sont souvent utilisés en excès pour améliorer la teinture et de ce fait les eaux de rejet se retrouvent fortement concentrées en colorants. De plus, certains colorants, surtout ceux qui sont à base de dérivés phénoliques, posent d'importants problèmes. Leur faible biodégradabilité rend les traitements biologiques difficilement applicables et leur élimination des eaux de rejet, basée sur la floculation par le sulfate ferreux et la chaux, n'est pas toujours efficace (Yariv and Cross, 2001).

L'utilisation des argiles anioniques pour l'élimination de polluants organiques a attiré l'attention de nombreux chercheurs (Ni et al., 2007; Hu et al., 2007). Avec des capacités d'échange parmi les plus fortes chez les échangeurs anioniques (De Roy et al, 1992) et une surface hydroxylée très réactive, les argiles anioniques sont des matériaux intéressants pour l'adsorption et l'intercalation d'anions polluants (Zhu et al, 2005 ; Ni et al, 2007; Hu et al, 2007).

Dans cette optique, nous avons étudié les phénomènes physico-chimiques qui régissent les interactions entre une argile anionique de synthèse et un colorant de synthèse, afin d'utiliser cette compréhension au niveau fondamental pour diminuer la biodisponibilité de ce dernier. Le colorant étudié est le rouge chlorophénol car il présente de sérieux problèmes de pollution (Hermosin et al, 1996).

L'argile anionique Mg-Al-CO₃ a été préparée par une méthode de coprécipitation à pH constant (De Roy et al, 1992). Les études par diffraction des rayons X et analyses physico-chimiques ont montré que le matériau obtenu correspond bien à un composé de type hydrotalcite avec une bonne cristallinité et sa capacité d'échange anionique est de l'ordre de 354 meq/100g.

L'interaction de l'argile avec le rouge chlorophénol montre que la cinétique d'adsorption suit une expression de vitesse du second ordre. L'influence du pH, de la masse de l'adsorbant et de la concentration initiale en colorant a été étudiée afin d'optimiser l'adsorption. Cette étude révèle, que l'argile calcinée pourrait être un bon candidat pour le piégeage de ce polluant. En effet, le traitement de solutions contenant de 0 à 1,5 mmole/l en rouge chlorophénol a donné des résultats encourageants. La capacité d'adsorption de ce matériau calciné pour ce colorant est d'environ 1,94 mmole/g. Enfin, l'étude de la régénération par calcination-reconstruction de l'adsorbant indique que le recyclage de l'argile calcinée est possible. Ceci suggère notamment que cette dernière pourrait constituer d'intéressants supports pour le piégeage de ce polluant.

Mots clés : Colorants de l'industrie textile, argile anionique de synthèse, adsorption.

Introduction

L'utilisation des argiles anioniques pour l'élimination de polluants organiques a attiré l'attention de nombreux chercheurs (Inacio

et al., 2001; Lazaridis and Asouhidou, 2003). Avec des capacités d'échange parmi les plus fortes chez les échangeurs anioniques (De Roy et al., 1992 ; You et al., 2002) et une surface hydroxylée très réactive, les argiles



anioniques sont des matériaux intéressants pour l'adsorption et l'intercalation d'anions polluants (Lazaridis and Asouhidou, 2003 ; Nomura et al., 2003).

Les eaux résiduaires des industries textiles sont chargées de nombreux polluants organiques, notamment de certains colorants de synthèse. Ces derniers sont souvent utilisés en excès pour améliorer la teinture et de ce fait les eaux de rejets se retrouvent fortement concentrées en colorants. De plus, certains colorants, surtout les colorants à base de dérivés phénoliques, posent d'importants problèmes (Yariv et Cross, 2001). Leur faible biodégradabilité rend les traitements biologiques difficilement applicables et leur élimination des eaux résiduaires, basée sur la floculation par le sulfate ferreux et la chaux, n'est pas toujours efficace (Lambert et al., 1997).

Les composés aromatiques en général et les dérivés phénoliques en particulier sont considérés aujourd'hui comme des micropolluants cancérigènes et dangereux même lorsqu'ils existent sous forme de traces (Hermosin et al., 1996 ; You et al., 2002). En effet, en plus de leur rémanence dans les sols, ils génèrent des produits de dégradation qui peuvent être parfois encore plus toxiques (Yariv et Cross, 2001).

Dans ce contexte, nous avons envisagé l'application d'une argile anionique de synthèse de type hydrotalcite $Mg-Al-CO_3$ et son produit de calcination pour éliminer un colorant synthétique (le rouge de chlorophénol) en solution aqueuse. Les paramètres régissant l'élimination (temps de contact, pH, concentration initiale en colorant, température) ont été étudiés. Et afin d'utiliser ces matériaux comme adsorbants recyclables et valoriser davantage les propriétés de ces solides dans le piégeage de ces polluants, la régénération des matériaux testés par traitement thermique et par échange anionique des ions provenant du colorant retenus par des ions carbonates a été entreprise.

Matériels et méthodes

Le colorant de synthèse testé, connu sous le nom commercial rouge de chlorophénol est un réactif Aldrich de qualité RP [Sodium salt (3',3''-dichlorophenolsulfonephthalein $C_{19}H_{11}Cl_2O_5SNa$), 70%]. Il se présente sous

forme de cristaux rougeâtres. L'étude de son spectre visible à des longueurs d'onde comprises entre 550 et 710 nm, réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible type JENWAY 6305 muni d'une cuve de 1 cm de largeur, a permis de déterminer la longueur d'onde qui correspond au maximum d'absorbance (λ_{max}), elle est de l'ordre de 571 nm. L'effet de la variation du pH sur la valeur de λ_{max} et sur les variations du coefficient d'extinction moléculaire du réactif a été examiné à des valeurs de pH ($5 < pH < 10$). Les résultats obtenus nous laissent conclure que le pH n'a pas d'influence sur l'absorbance du colorant. Les variations du coefficient d'extinction moléculaire seraient donc négligeables avec les variations du pH. Dans un domaine compris entre 0 et 5 $\mu\text{mole/l}$ en colorant, en accord avec la loi de Beer-Lambert, la densité optique mesurée est linéairement proportionnelle à la concentration du colorant. L'équation de la courbe d'étalonnage est : $D.O = (665 \times C + 88) 10^{-4}$, avec un coefficient de détermination $R^2 > 0,99$.

Synthèse et caractérisation des matériaux

L'hydrotalcite $[Mg-Al-CO_3]$ a été obtenue par la méthode de coprécipitation à pH constant (De Roy et al., 1992). Une solution de 0,2 mole de $Mg(NO_3)_2$ et 0,1 mole de $Al(NO_3)_3$ dans 160 ml d'eau distillée est ajoutée goutte à goutte et sous agitation à 200 ml de solution aqueuse contenant 0,7 mole de NaOH et 0,18 mole de Na_2CO_3 . Le pH est ajusté et maintenu à la valeur de 10 à la fin de l'ajout, par addition de HNO_3 ou Na_2CO_3 . Après 20 heures de mûrissement à 65°C , la suspension est filtrée et le solide obtenu est lavé l'eau distillée. L'argile ainsi préparée, notée HT, est séchée à 105°C pendant 24 heures, ensuite broyée et tamisée à 0,1 mm.

La phase $Mg-Al-CO_3$ a été calcinée dans un four à moufle à programmation de température avec une montée de température de 55°C/h , de la température ambiante à 550°C , suivie d'un plateau de 2 h à cette température. Le solide obtenu est noté HT-C.

Les spectres IR des matériaux étudiés ont été obtenus sur un appareil JASCO FT/IR-4200 type A. Les échantillons ont été préparés

sous forme de pastille par dispersion dans la poudre de KBr.

La capacité d'échange anionique de l'argile HT a été déterminée par la méthode d'évaluation des carbonates d'échantillons de terre. La valeur de la capacité d'échange anionique obtenue est de l'ordre de 354 meq/100g.

Etude de l'adsorption du rouge chlorophénol

Les expériences ont été réalisées à température ambiante ($\approx 18^\circ\text{C}$) et dans un réacteur statique agité et fermé.

La détermination du temps de contact optimal pour l'adsorption du colorant sur les matériaux HT et HT-C a été réalisée dans une série d'erlenmeyers de 250 ml, on introduit 30 mg de matériau (HT ou HT -C) et 50 ml de la solution du réactif de concentrations initiales en colorant égales à 0,16 et 0,32 mmole/l et de $\text{pH}_0 \approx 6$. Les suspensions obtenues sont mises sous agitation constante. A la fin du temps imparti à chaque échantillon, le surnageant est séparé par centrifugation et la concentration résiduelle en réactif est déterminée par spectrophotométrie moléculaire. La quantité de rouge chlorophénol fixée sur les substrats (Q_a , en mmole/g) s'obtient à partir de la différence entre les concentrations initiales et les concentrations aux temps t .

L'effet du pH a été étudié en faisant varier le pH des suspensions d'argile dans une solution de Rouge chlorophénol de concentration 0,32 mmole/l de 5 à 10. Le pH est ajusté en début d'expérience avec des solutions décimales de soude ou d'acide chlorhydrique.

Les suspensions obtenues sont agitées durant 2 heures.

Les isothermes d'adsorption ont été établies, à la température ambiante en utilisant des suspensions de 10 mg de l'adsorbant dans 50 ml de solution à teneur croissante en réactif (0 à 1,5 mmole/l), les suspensions sont agitées pendant 2 heures, puis centrifugées. Dans les surnageants, on mesure la concentration totale d'équilibre en réactif. L'influence de la température a été étudiée en faisant varier la température des suspensions de 10 mg d'argile (HT ou HT -C) dans 50 l de solution du soluté de concentration 0,45 mmole/l et de $\text{pH} = 6$ de 20 à 60 °C, la température est maintenue à la valeur désirée à l'aide d'un bain marie à agitation, de marque Mammert.

En vue d'utiliser ces matériaux comme adsorbants recyclables, nous avons envisagé l'application de la propriété des hydrotalcites à se régénérer par réhydratation après calcination et formation d'oxydes mixtes pour recycler notre adsorbant (De Roy et al., 1992 ; You et al., 2002). Le solide HT-C, traité par le colorant (HT-CR.chlorophénol), a été calciné dans un four à moufle avec une montée de température de $65^\circ\text{C}/\text{h}$, de la température ambiante à 550°C . Et afin de vérifier que notre adsorbant recyclé a bien restitué sa capacité maximale d'élimination, des essais d'adsorption ont été réalisés.

Résultats et discussion

Caractérisation structurale

Le spectre infrarouge de l'argile anionique de synthèse HT (figure 1a) est comparable

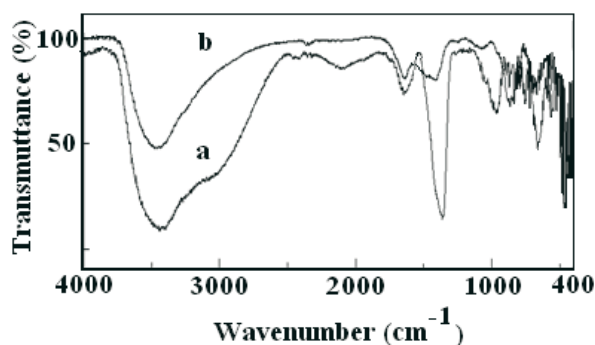


Figure 1. Spectres IR des matériaux HT (a) et HT-C (b)

à ceux de la littérature (Wang et al., 2007) et montre les bandes caractéristiques de l'hydrotalcite. On y observe :

- deux bandes d'absorption centrées 3 448 et à 1 635 cm^{-1} qui correspondent respectivement aux vibrations de valence et de déformation des molécules d'eau intercalées et adsorbées ;
- deux bandes d'absorption vers 1 360 et 788 cm^{-1} attribuables aux ions carbonates interfoliaires ;
- enfin, trois bandes à 669, 549 et 453 cm^{-1} attribuées à des vibrations caractéristiques des liaisons Mg-O et Al-O.

Le spectre infrarouge du matériau calciné HT-C (Figure 1b) montre la diminution relative de l'intensité des bandes d'absorption caractéristiques des molécules d'eau. En outre, on y observe que la bande située à 1 360 cm^{-1} est encore détectable. La présence de cette dernière serait due à une contamination par le CO_2 atmosphérique.

Adsorption du rouge chlorophenol

Les tracés des quantités du Rouge chlorophénol retenues sur les solides HT et HT-C en fonction du temps de contact à différentes concentrations initiales sont reportés sur la

Figure 2. Ils mettent en évidence que la cinétique d'élimination est rapide. En effet, l'équilibre est atteint à moins d'une heure de contact. Il apparaît également que l'échantillon calciné retient plus de colorant que celui qui n'est pas calciné. Ceci peut s'expliquer par le fait que le déplacement des anions carbonates présents dans l'espace interfoliaire des argiles HT est connu pour être très difficilement échangeable. Enfin, La quantité fixée dépend nettement de la concentration initiale du colorant comme le montre la Figure 2.

Les cinétiques d'adsorption sur les matériaux étudiés à différentes concentrations initiales suivent une expression de vitesse d'adsorption du second ordre (Gupta et al., 1992) (équation 1) ce qui est montré par la linéarité des courbes Figure 3).

$$\frac{t}{Q_a} = \frac{1}{k_2 Q_{e2}^2} + \frac{1}{Q_e} t \quad (1)$$

où Q_{e2} et Q_a représentent les quantités adsorbées du soluté par unité de masse de l'adsorbant (mmole/g) respectivement à l'équilibre et au temps t ; k_2 ($\text{g}/(\text{mmole} \cdot \text{mn})$), la constante de vitesse du second ordre et t (mn), le temps de contact.

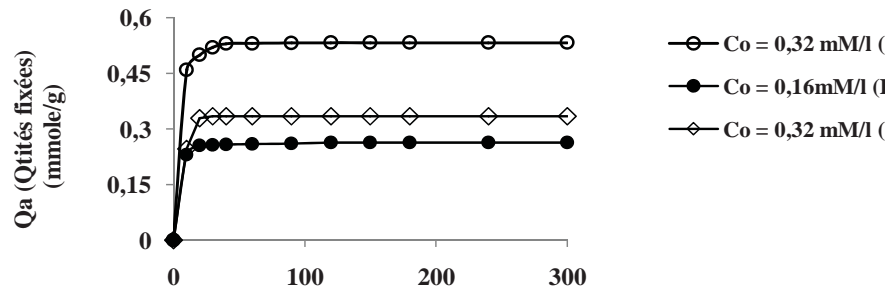


Figure 2. Cinétique d'adsorption du colorant sur HT et HT-C

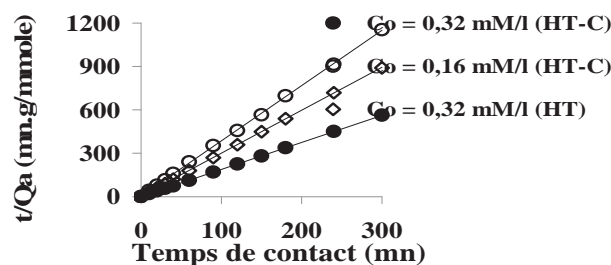


Figure 3. Courbes pour les constantes de vitesse de l'adsorption du colorant



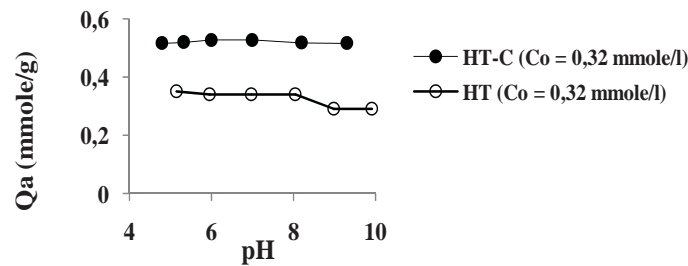


Figure 4 : Adsorption du Rouge de chlorophénol en fonction du pH

La Figure 4 montre l'effet du pH initial de la solution sur l'élimination du colorant. Nous remarquons que le pH ne présente pas une influence notable sur l'adsorption du rouge de chlorophénol sur l'argile HT-C. Ceci pourrait être justifié par le fait que les matériaux HT C, au cours du processus de réhydratation, libèrent des ions OH^- (Kameda et al., 2003). Il en résulte une stabilisation du pH de la solution. Dans le cas du solide HT, nous constatons aux valeurs de $\text{pH} > 9$, que les quantités fixées par rapport à la masse du matériau introduite diminuent. Cette réduction de l'efficacité d'élimination de HT pourrait être expliquée par la présence des ions OH^- et CO_3^{2-} ; ces derniers entrent en compétition avec les ions du colorant sur les sites d'adsorption du matériau HT.

La Figure 5 illustre les résultats des expériences relatives à l'effet de la masse sur les quantités de colorant fixées. Il est aisé de constater que l'adsorption du colorant est affectée par la variation de la masse : l'augmentation de celle-ci entraîne une diminution de la surface totale des particules de

l'adsorbant disponible à la rétention des anions. Ceci concorde avec les résultats obtenus par d'autres auteurs pour la sorption d'autres anions. (You et al., 2002). On note sur les isothermes d'adsorption du chlorophénol (Figure 6) que le matériau HT a une capacité maximale de rétention de 1,28 mmole/g, valeur inférieure à la capacité d'échange anionique trouvée de HT (3,54 mmole/g). Ceci indique que les phénomènes d'échange entre les feuillets sont peu ou pas responsables de la rétention de ces anions. Ceci suggère que ces derniers se fixent par adsorption électrostatique sur des sites provenant des groupements situés sur les bords des feuillets. Ce résultat va dans le même sens que des travaux effectués par Inacio et al., (2001), lesquels ont signalé l'échange non fructueux des anions carbonates de l'espace interfeuillelet par des substances organiques. Par ailleurs, la capacité de fixation du matériau calciné HT C (1,94 mmole/g) est supérieure à celle du matériau de départ HT. Ce qui suggère, en accord avec plusieurs observations anté-

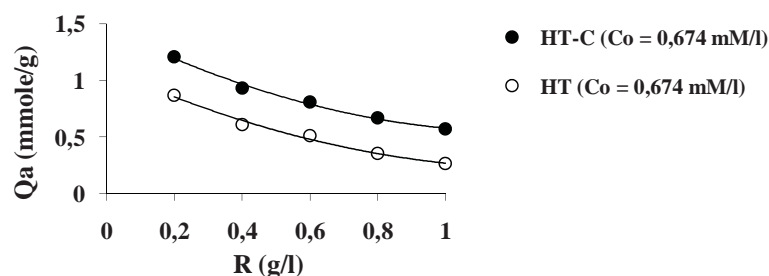


Figure 5. Adsorption du colorant en fonction du rapport solide/solution

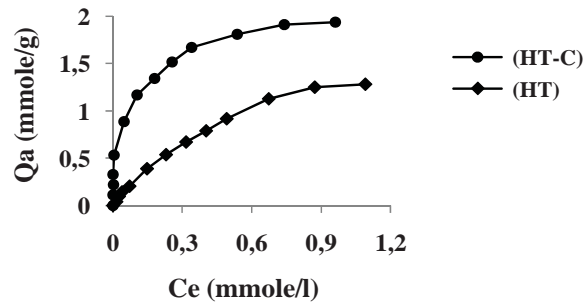


Figure 6. Isothermes d'adsorption du Rouge de chlorophénol

rieures (Kameda et al., 2003 ; Lazaridis et al., 2003), qu'en plus du processus d'adsorption sur la surface externe, il y a également un processus d'intercalation d'anions, lors de la reconstruction du domaine interlamellaire. Le spectre IR obtenu après réhydratation du matériau HT-C (Figure 7b), en présence du colorant montre que la bande de vibration située entre 3000 et 3500 cm^{-1} , attribuée aux vibrations de valence des molécules d'eau intercalées et adsorbées (Figure 1a), est sensiblement élargie. Un tel comportement a été observé par d'autres auteurs (Vaysse, 2001). Ceci est communément interprété par la présence du polluant dans l'espace interfoliaire, ce dernier est soumis à de fortes interactions avec les groupements OH des molécules d'eau et par conséquent le milieu devient fortement désordonné. La présence des bandes situées à 1590, 1230, 1095, 1020, 950

et 836 cm^{-1} (Figure 7b), attribuées à des bandes de vibration signataires de la présence du colorant (figure 7a), confirme le fait que certains ions, provenant du colorant, sont intercalés dans l'espace interfeuillet lors de la reconstruction du domaine interlamellaire ou bien adsorbés à la surface des particules du solide HT-C. Enfin, Le spectre IR du matériau HT-C après traitement par le colorant (Figure 7b) présente une bande de vibration vers 1367 cm^{-1} , attribuée à des ions carbonates cointercalés.

L'examen des résultats des essais relatifs à l'effet du temps de contact sur l'adsorption du rouge chlorophénol sur l'argile HT -C après traitement par le colorant et calcinée à 550°C indique que le recyclage de ce matériau par restitution et calcination-reconstruction est possible (Figure 8). En effet, l'adsorbant restitue 91 % de son

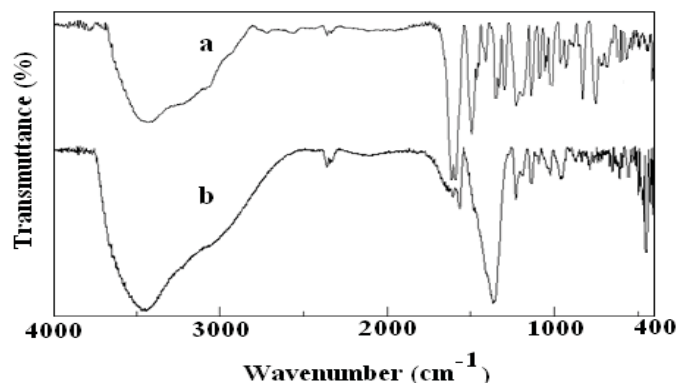


Figure 7. Spectres IR du rouge chlorophénol (a) et du matériau HT-C saturé en colorant (b)

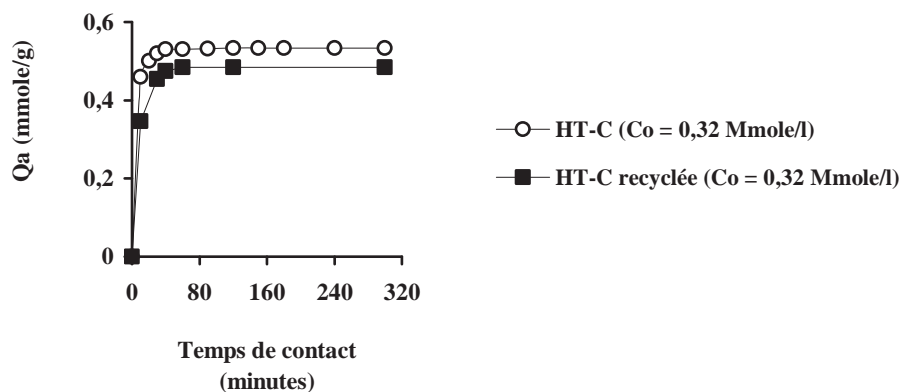


Figure 8 : Cinétique d'adsorption du rouge chlorophénol sur HT-C recyclée

pouvoir d'élimination du colorant étudié. Ceci suggère notamment que ce dernier pourrait constituer d'intéressant support pour le piégeage de ce colorant.

Conclusion

Les études par spectroscopie infrarouge et analyse physico-chimique ont montré que l'argile anionique obtenue par synthèse correspond bien à un composé de type hydrotalcite avec une bonne cristallinité et sa capacité d'échange anionique est de l'ordre de 354 meq/100g.

L'étude des phénomènes physico-chimiques qui régissent les interactions entre cette argile et son produit de calcination vis-à-vis du rouge chlorophénol révèle que le matériau calciné pourrait être un bon candidat pour le piégeage de ce polluant. En effet, le traitement de solutions contenant de 0 à 1,5 mmole/l en rouge chlorophénol a donné des résultats encourageants. La capacité de rétention de ce matériau est de 1,94 mmole/g. Enfin, l'étude de la régénération par calcination-reconstruction de l'adsorbant indique que le recyclage de ce matériau calciné est possible. Ceci suggère notamment que ce dernier pourrait constituer d'intéressant support pour le piégeage de ce type de polluant.

References bibliographiques

Bakhti, A. et Ouali, M.S., (2005) Sorption of chromate ions on a calcined synthetic

Hydrotalcite. *Water Research Quality*, 40, 177-183.

De Roy, A., Forano, C., El Malki, K. et Besse, J.P., (1992) Anionic clays: trends in pillaring chemistry. In "*Synthesis of microporous materials*" (M. L. Occelli, H. E. Robson, Eds). Van Nostrand Reinhold, New-York, 108-169.

Gupta, G.S., Shukla, S.P., Prasad, G. et Singh, V.N. (1992) China clay as an adsorbent for dye house wastewaters. *Environmental Technology*, 13, 925-936.

Hermosin, M.C., Pavlovic, I., Ulibarri, M.A. et Cornejo, (1996) Hydrotalcites as sorbent for trinitrophenol: sorption capacity and mechanism. *Journal of Water Research*, 30, 171-177.

Hu, Q., Xu, Z., Qiao, S., Haghseresht, F., Wilson, M. et Lu, G. Q. (2007) A novel color removal adsorbent from heterocoagulation of cationic and anionic clays. *Journal of Colloid and Interface Science*, 308, 191-199.

Inacio, J., Taviot-Gueho, C., Forano, C. et Besse, J.P., (2001) Adsorption of MCP A pesticide by MgAl-layered double hydroxides. *Applied Clay Science*, 18, 255-264.

Kameda, T., Yabuuchi, F., Yoshioka, T., Uchida, M. et Okuwaki, A. (2003) New method of treating dilute mineral acids using magnesium-aluminium oxide. *Water Research*, 37, 1545-1550.

Lambert, S.D., Graham, N.J.D., Sollars, C.J. et Fowler, G.D. (1997), Evaluation of inorganic adsorbents for the removal of problematic textile dyes and pesticides. *Water Science and Technology*, 36, 173-180.

- Lazaridis, N.K., Karapantsios, T.D. et Georgantas, D. (2003) Kinetic analysis for the removal of a reactive dye from aqueous solution onto hydrotalcite by adsorption. *Water Research*, 37, 3023-3033.
- Ni, Z., Xia, S. J., Wang, L. G., Xing, F. F. et Pan, G. X. (2007) Treatment of methyl orange by calcined layered double hydroxides in aqueous solution : Adsorption property and kinetic studies. *Journal of Colloid and Interface Science*, 316, 284–291.
- Nomura, R., Mori, T., Kanazaki, E. et Yabutani, T. (2003) Removal of phosphate in water to layered double hydroxide. *International Journal of Modern Physics*, B 17, 1458-1463.
- Vaysse C., (2001) Caractérisation structurale d'hydroxydes doubles lamellaires contenant des anions oxométallates (Mo, W) ou acrylate intercalés. Thèse de Doctorat, Ecole Doctorale des Sciences Chimiques-Université Bordeaux I.
- Wang, L., Wu, G. et Evans, D. G. (2007) Synthesis and characterization of a layered double hydroxide containing an intercalated nickel (II) citrate complex. *Materials Chemistry and Physics*, 104, 133–140.
- Yariv, S. et Cross, H. (2001) Staining of clay minerals and visible absorption spectroscopy of dye-clay complexes. In: *"Organo-clay complexes and interactions"*, (S. Yariv, H. Cross., Eds). Marcel Dekker, New York, 463-566.
- You, Y., Zhao, H. et Vance, G. F. (2002), Adsorption of dicamba (3,6-dichloro-2-methoxy benzoic acid) in aqueous solution by calcined-layered double hydroxide. *Applied Clay Science*, 21, 217-226.
- Zhu, M., Li, Y., Xie, M. et Xin, H. Z. (2005) Sorption of an anionic dye by uncalcined and calcined layered double hydroxides: a case study. *Journal of Hazardous Materials*, B120, 163–171.

Variabilité hydroclimatique dans le bassin de la Volta au Bénin: un indicateur de gestion intégrée des ressources en eau

H.S.V. Totin ⁽¹⁾, *A. Afouda* ⁽²⁾, *E. Amoussou* ⁽¹⁾,
E.W. Vissin ⁽¹⁾, *J. Tumbulto* ⁽³⁾ et *M. Boko* ⁽¹⁾

- (1) Laboratoire Pierre Pagney, Climat-Eau-Ecosystèmes et Développement, Université d'Abomey-Calavi, Adresse : 03 BP 1122 Cotonou - BENIN, e-mail : sourouhenri@yahoo.fr
(2) Laboratoire de Modélisation et d'Hydrodynamique Appliquée, LAMHYA, Faculté des Sciences et Techniques, Université d'Abomey-Calavi, e-mail : aafouda@yahoo.fr
(3) Volta Basin Authority, Observatory for Water Resources and Related Ecosystems, 10 BP 13621 Ouagadougou 10, Burkina Faso, e-mail : jwtumbulto@gmail.com



Résumé

La variabilité hydroclimatique et ses impacts sur les ressources en eau constituent une menace potentielle sur les systèmes socioéconomiques. Ainsi, la connaissance de la variabilité spatiale et temporelle du climat et des ressources en eau de surface permet de définir des stratégies efficaces de gestion des ressources en eau dans le bassin béninois de la Volta. Les analyses des données climatologiques (précipitations et évapotranspiration potentielle) et hydrologiques (débits) sur la période 1961-2005 ont permis de caractériser la variabilité hydroclimatique du bassin. De plus, la spatialisation du bilan climatique à l'aide de Surfer 9 a permis de délimiter les secteurs de sensibilité hydroclimatique. Le bassin de la Volta au Bénin est marqué ces dernières décennies par une baisse post-rupture (1975) des précipitations de l'ordre de 10 % et un bilan climatique déficitaire. L'impact de la persistance de la sécheresse est en effet largement amplifié dans l'écoulement qui enregistre une diminution trois à quatre fois plus importante (30 à 40 %) que celle de la pluviométrie. Ce phénomène qui constitue la manifestation des changements climatiques actuels compromet la disponibilité quantitative des ressources hydriques surtout dans ce contexte d'augmentation de la demande en eau par les populations et les unités de production. Au vu des perspectives hydroclimatiques, ces indicateurs devront être un des paramètres clés à prendre en compte dans l'orientation des choix en matière de gestion intégrée des ressources en eau dans le bassin de la Volta au Bénin.

Mots clés: Bénin, Bassin de la Volta, variabilité climatique, eau de surface, gestion intégrée.

Introduction

Les changements climatiques observés et ses impacts sur les systèmes hydriques surtout frontaliers ont d'énormes implications socioéconomiques et pourraient constituer une contrainte pour la gestion intégrée des ressources en eau. Ainsi, plusieurs études ont mis en évidence en Afrique les caractéristiques de la variabilité hydroclimatique récente (Mahé et al., 2001 ; Ouédraogo, 2001 ;

Ardoin-Bardin, 2004). Le déficit des apports a été estimé à 16 % pour l'Afrique tropicale de 16 % durant la décennie 80 contre 7 % au cours de la décennie 1970. Au niveau de l'Afrique soudano-sahélienne, cette estimation est de l'ordre de 27 % et 13 % respectivement pour les décennies 1980 et 1970 (Bricquet et al., 1997). Cette diminution des ressources en eau de surface au niveau des principaux bassins a atteint 40 à 60 % et est plus marquée que celle des précipitations



(15 % à 30 %) selon la zone (Afouda et al., 2007). Les bassins frontaliers tel celui de la Volta ne sont pas en marge de cette dynamique hydrologique et de la disponibilité en eau de surface. Cette étude vise à mettre en évidence l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau en vue d'une utilisation des indicateurs hydroclimatiques dans le processus de gestion des ressources en eau.

Le bassin béninois de la Volta couvre une superficie de 13 590 km², soit 3,4 % du bassin global de la Volta et 12,1 % du territoire béninois (Barry et al., 2005). Il est situé au nord-est du bassin de la Volta et dans la partie nord-ouest du Bénin entre 0°40' et 2°10' de latitude nord et 11°40' et 9°21' de longitude est (Figure 1).

Le bassin de la Volta au Bénin est sous l'influence du climat soudanien à une saison pluvieuse (avril à octobre) et une saison sèche (novembre à mars). Ce climat sert de transition entre le climat béninien (humide) au sud et le climat sahélien (sec) au nord et donc partage partiellement leurs caractéristiques. Ce bassin, bien que marqué par la continentalité fait partie des milieux arrosés à cause de l'orographie. La température moyenne est de 28°C mais varie entre 27,1°C dans le moyen bassin et 28,2 °C au nord du bassin. Quant à l'évapotranspiration poten-

tielle, elle est en moyenne de 144 mm à l'échelle mensuelle et de 1730 mm à l'échelle annuelle. Sur le plan socioéconomique, la variabilité climatique et hydrologique constitue un atout à plusieurs activités (agriculture, élevage, pêche et exploitation du sable, etc.) développées par une population estimée à environ 572155 habitants en 2008.

Données et méthodes

Les précipitations et l'évapotranspiration potentielle mensuelles de la période 1961-2005 ont été utilisées. Elles sont collectées à l'ASECNA-Cotonou (Bénin), à la Direction Météorologique Nationale de Lomé (Togo) et de Ouagadougou (Burkina Faso). Ainsi, les données de précipitations de 13 stations dont Birni, Boukoumbé, Djougou, Kouandé, Natitingou, Tanguiéta au Bénin ; Diapaga, Fada Ngourma et Pama au Burkina Faso ; et Kara-ville, Pagouda, Niamtougou et Tchamba au Togo, ont été utilisées. Les données de l'évapotranspiration potentielle des stations synoptiques de Natitingou (Bénin) et de Fada Ngourma (Burkina Faso) ont complété les chroniques pluviométriques et servi à calculer le bilan climatique du bassin. L'intérêt porté aux stations climatologiques du Togo et du Burkina relève de ce que les

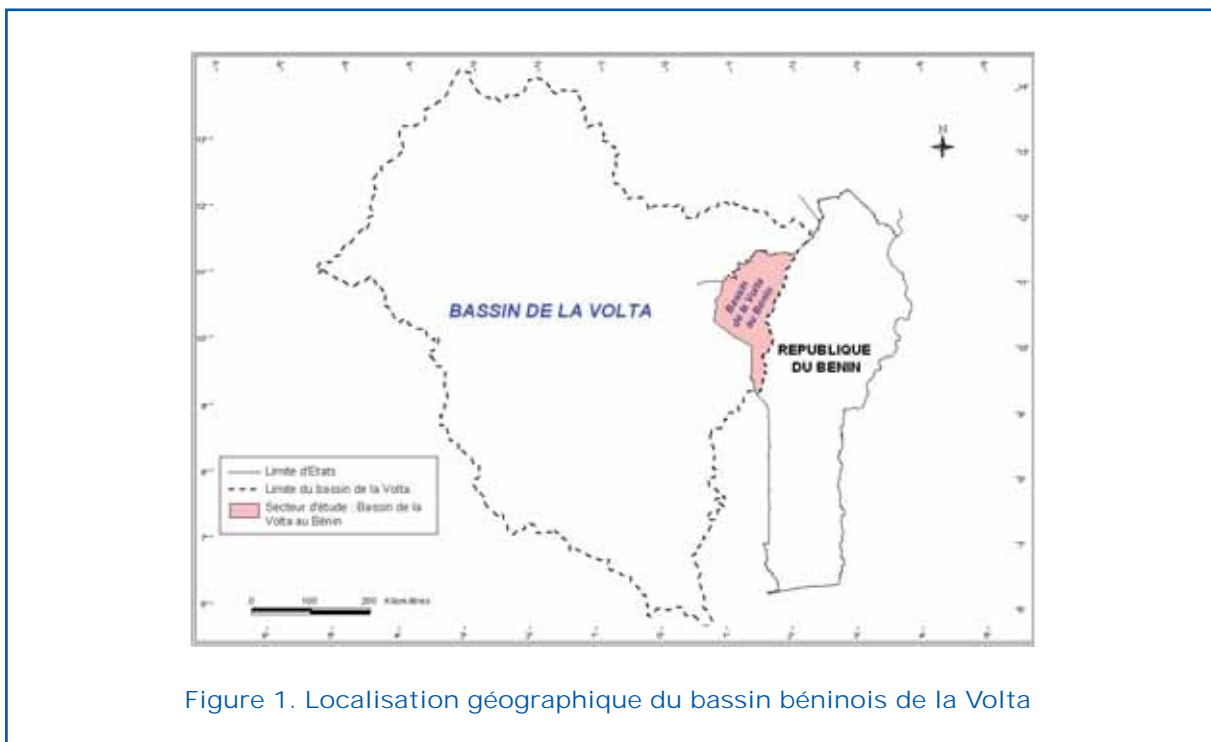


Figure 1. Localisation géographique du bassin béninois de la Volta

événements climatiques de ces deux pays limitrophes influent sur la distribution spatiale des pluies dans le bassin béninois de la Volta.

Le bilan climatique (Bc) exprime la différence entre la somme des abats pluviométriques (P) et celle de l'évapotranspiration potentielle (ETP). Il a servi à analyser le rythme des excédents ou des déficits en eau à l'échelle mensuelle, et est calculé à partir de la formule :

$$Bc = P - ETP \quad (1)$$

Si $Bc > 0$ ou < 0 , alors le bilan est excédentaire ou déficitaire ;

Si $Bc = 0$, alors le bilan est équilibré.

Par ailleurs, le test non paramétrique de Pettitt, par sa robustesse à détecter une rupture dans les séries chronologiques pluviométriques a été souvent utilisé (Demarée et Nicolis, 1990 ; Lubès et al., 1994, Ardoïn-Bardin, 2004). L'absence de rupture dans une série (X_j) de taille N constitue l'hypothèse nulle H_0 . La mise en œuvre de ce test suppose que pour tout instant t compris entre 1 et N, les séries chronologiques $x_i, i=1, t$ et $x_j, j=t+1, N$ appartiennent à la même population. La variable à tester est le maximum en valeur absolue de la variable $U_{t,N}$ définie par :

$$U_{t,N} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^N D_{ij} \quad (2)$$

Où $D_{ij} = \text{sgn}(X_i - X_j)$ avec $\text{sgn}(x) = 1$ si $x > 0$, 0 si $x = 0$ et -1 si $x < 0$

A partir de la théorie des rangs, Pettitt montre que si k désigne la valeur K_N prise sur la série étudiée, sous l'hypothèse nulle, la probabilité de dépassement de la valeur k est exprimée approximativement par :

$$\text{Prob}(K_N > k) \approx 2 \exp(-6k^2 / (N^3 + N^2)) \quad (3)$$

H_0 est rejetée pour un risque α de première espèce donnée, si la probabilité de dépassement estimée est inférieure à α . La série comporte alors une rupture localisée au moment où est observé $\max |U_{t,N}|_{t=1, N-1}$. La méthode bayésienne de Lee et Heghinian (Lee et Heghinian, 1977) propose une approche paramétrique dont l'application sur

une série nécessite une distribution normale des valeurs de cette dernière. Elle est fondée sur le modèle suivant :

$$x_i = \mu + \varepsilon_i \quad \left\{ \begin{array}{l} \text{avec } i = 1, 2, 3, \dots, \tau \\ \mu + \delta + \varepsilon_i \quad \text{avec } i = 1, 2, 3, \dots, N \end{array} \right. \quad (4)$$

Les ε_i sont indépendants et normalement distribués, de moyenne nulle et de variance s^2 . La position de la rupture dans le temps et l'amplitude d'un changement éventuel de la moyenne sont représentées respectivement par τ et δ . Le changement éventuel, position et amplitude, correspond au mode des distributions "a posteriori" de τ et δ . Ainsi, cette méthode fournit la probabilité que le changement se produise au moment t dans une série où est supposé a priori qu'il y a effectivement un changement à un moment déterminé. Elle donne également une estimation de la probabilité que l'amplitude du changement ait la valeur δ . La date de la rupture est estimée par le mode avec d'autant plus de précision que la dispersion de la distribution est faible et lorsque la distribution est unimodale. Dans le cas où le test de Pettitt ne présente pas rigoureusement une année de rupture, celle fixée à la position du point de rupture par la méthode bayésienne de Lee et Heghinian est retenue.

Le point de changement (année de rupture) ainsi déterminé a permis de calculer les variations moyennes de la pluviométrie grâce à l'indice de déficit hydrique (IdH). Il a servi à calculer les variations moyennes de part et d'autre de la rupture pour les variables climatiques dont la série présente une rupture (Ouédraogo, 2001 ; Ardoïn-Bardin, 2004 ; Vissin, 2007, Totin et al., 2009). Cet indice est calculé par l'expression mathématique :

$$IdH(\%) = \left[\frac{M2}{M1} - 1 \right] \cdot 100 \quad (5)$$

Où :

M2 et M1 représentent respectivement les moyennes sur les périodes d'après et d'avant rupture.

Les résultats de traitements statistiques ont été spatialisés par la méthode d'interpolation sur Surfer 9 pour déterminer et caractériser les champs hydroclimatiques du bassin de la Volta.

Résultats et discussions

Variabilité pluviométrique et bilan climatique

L'évolution des hauteurs de pluie montre que le bassin béninois de la Volta connaît une forte variabilité pluviométrique et une rupture de stationnarité du champ de pluie annuel (Figure 2) entraîne une variation à la baisse des pluies mensuelles (Figure 3).

L'évolution interannuelle de la pluviométrie dans le bassin de la Volta est marquée une rupture intervenu en 1975 par suite à un signal de changement exprimé par le mode de la fonction densité de probabilité "a posteriori" de la position du point de rupture : 0,21 en 1969 mis en évidence par la méthode bayésienne de Lee et Heghinian. Cette rupture est en phase avec les résultats de plusieurs travaux (Janicot, 1992 ; Moron, 1994 ; Nicholson et Kim, 1997 ; Paturel et al., 1997 ; Servat et al., 1999 ; Mahé et al., 2001 ; Ouédraogo, 2001, Ardoïn-Bardin, 2004 ; Idiéti, 2009) qui situent les ruptures entre la fin de la décennie 1960 et le début de la décennie 1970 en Afrique occidentale et centrale, y compris le Sahel.

Le bassin béninois de la Volta est sous l'influence du climat soudanien caractérisé par une saison pluvieuse (avril à octobre) et une saison sèche (novembre à mars) et marqué par un bilan climatique très déficitaire. A l'échelle mensuelle, les déficits sont de l'ordre de 1 à 20 % pour les mois pluvieux (mai à octobre) et de 5 à 58 % pour ceux

moins arrosés. Le champ de pluie annuel est de 1 132 mm avec une variation de 1300 mm à 900 mm suivant un gradient sud-nord. Il est respectivement de 1 000 à 1 200 mm et de 800 à 1 000 mm dans les bassins central et nord qui abritent les plus importantes sources du fleuve Volta. La variation pluviométrique est de 1215 mm sur la période 1961-1975 à 1090 mm sur celle de 1976-2005 (Totin et al., 2009). La sécheresse post-rupture est très marquée dans le bassin béninois de la Volta. En effet, le recul des précipitations annuelles est de 10 % dans le bassin. La persistance des conditions climatiques de sécheresse est confirmée par la variation du bilan climatique dont la répartition spatiale à l'échelle mensuelle est illustrée par la figure 4.

Le bilan climatique, au pas de temps mensuel, est positif de juin à septembre, suivi d'un déficit considérable observé d'octobre à mai. Les excédents hydriques sont de 19 mm en juin à 145,4 mm en août et de 100 mm en septembre. Par contre, il est déficitaire de -48 mm en mai à -161 mm en janvier, -148 mm en février, -157 mm en mars et -151 mm en décembre. Il varie selon les différents compartiments du bassin comme le montre le zonage de la figure 3 montrant la sensibilité hydroclimatique du bassin béninois de la Volta. Le bilan climatique varie de 113 mm à 397 mm en saison pluvieuse et de -881 mm à -842 mm en saison sèche. Un écart inter saisonnier de 597 mm est observé, exprimant en effet d'énormes pertes d'eau en saison sèche et non compensées en saison pluvieuse.

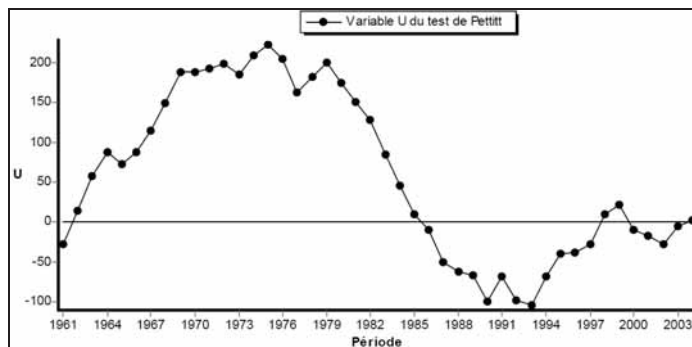


Figure 2. Rupture de stationnarité de la pluviométrie annuelle dans le bassin de la Volta au Bénin sur la période 1961-2005

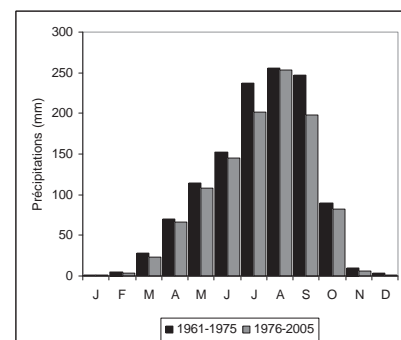


Figure 3. Régime pluviométrique sur les périodes 1961-1975 et 1976-2005

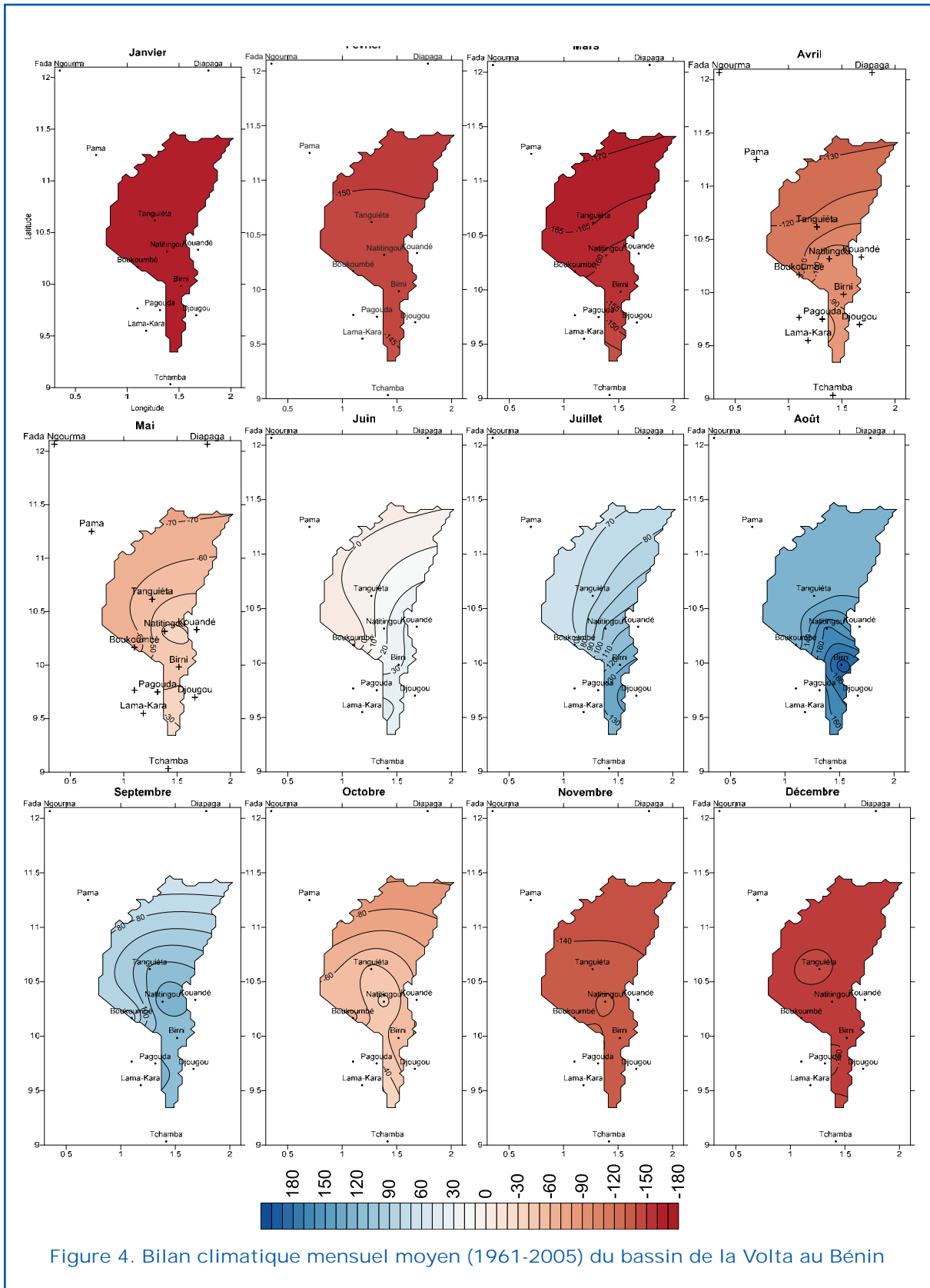


Figure 4. Bilan climatique mensuel moyen (1961-2005) du bassin de la Volta au Bénin

Le bilan climatique différentiel à l'échelle spatio-temporelle est surtout lié à la position intermédiaire du bassin entre les domaines du climat béninien plus humide au sud et du

climat sahélien plus sec au nord. La variation des eaux de surface est mise en évidence par la rupture de stationnarité de l'écoulement dans le bassin béninois de la Volta.

Variation hydrologique et disponibilité en eau de surface dans le bassin de la Volta au Bénin

Le bassin de la Volta à Porga et Tiélé est caractérisé par une rupture de stationnarité, apparue en 1975 avec respectivement une probabilité de dépassement de la valeur critique du test de $4,8 \cdot 10^{-3}$ et de $8,13 \cdot 10^{-2}$. Cette rupture est établie aux seuils de confiance 90 %, 95 %, 99 % à Porga et de 90 % (avec rejet aux seuils de 95 % et 99 %) à Tiélé. Ces ruptures intervenues dans les séries hydro-métriques en Afrique de l'ouest et au Bénin ont été essentiellement mises en évidence dans les mêmes périodes que celles des pluies et sont conformes aux résultats de Boko (1988), Lubès et al. (1998), Totin (2005), etc. Cette rupture a permis de caractériser la variabilité du régime hydrologique et des eaux de surface dans le bassin.

La Figure 5 illustre la variation du régime moyen d'écoulement dans le bassin de la Volta à Porga et à Tiélé suite à la rupture intervenue en 1975. Une baisse considérable de l'écoulement mensuel est observée surtout en période de hautes eaux sur la période 1976-2005.

La baisse de l'écoulement est de 45,1 % à Porga et de 28,56 % à Tiélé contre une baisse pluviométrique de 10 % suivant les deux sous-périodes. De même la baisse de 20 % des précipitations en septembre, a entraîné une baisse de l'écoulement de septembre de 42 % à Porga et de 32 % à Tiélé. Ainsi, corrélativement le régime hydrologique présente

une variation inter mensuelle conforme à celle du régime pluviométrique dans la mesure où ils sont marqués par des mois d'écoulement important et faible ou nul. Les déficits d'écoulement très élevés pourraient être le résultat de l'effet conjugué de la récession pluvieuse et d'importantes pertes d'eau par évaporation (Vissin, 2007). Ainsi, les débits moyens varient de 0 à 238 m³/s à Porga et de 0 à 24,8 m³/s à Tiélé. L'écoulement annuel a considérablement varié de 71 à 40 m³/s dans le sous-bassin de la Pendjari à Porga et de 5 à 4 m³/s dans celui de Magou à Tiélé. Ceci montre un fort contraste de la disponibilité en eau, de l'importance de la sécheresse hydrologique et de l'amenuisement de la ressource dans le bassin béninois de la Volta au Bénin. En effet, les petits réservoirs d'eau superficielle à l'image de Magou mobilisent moins d'eau en saison sèche que les grands sous-bassins qui présentent des masses d'eau limitée, très exploitées par les populations en cette période comme le montre la photo 1a, b et c. Ce contraste de disponibilité en eau de surface dans le bassin de la Volta montre que dans le sous-bassin de Magou, l'écoulement de surface est quasi-absent sept mois sur douze. Ceci explique les conditions difficiles d'accès à l'eau en période de sécheresse pour les populations riveraines. Le bassin de la Volta au Bénin est aujourd'hui dans une phase de récession hydrologique, préjudiciable à l'approvisionnement en eau d'usage particulièrement en période sèche. La variation pluviométrique, du bilan clima-

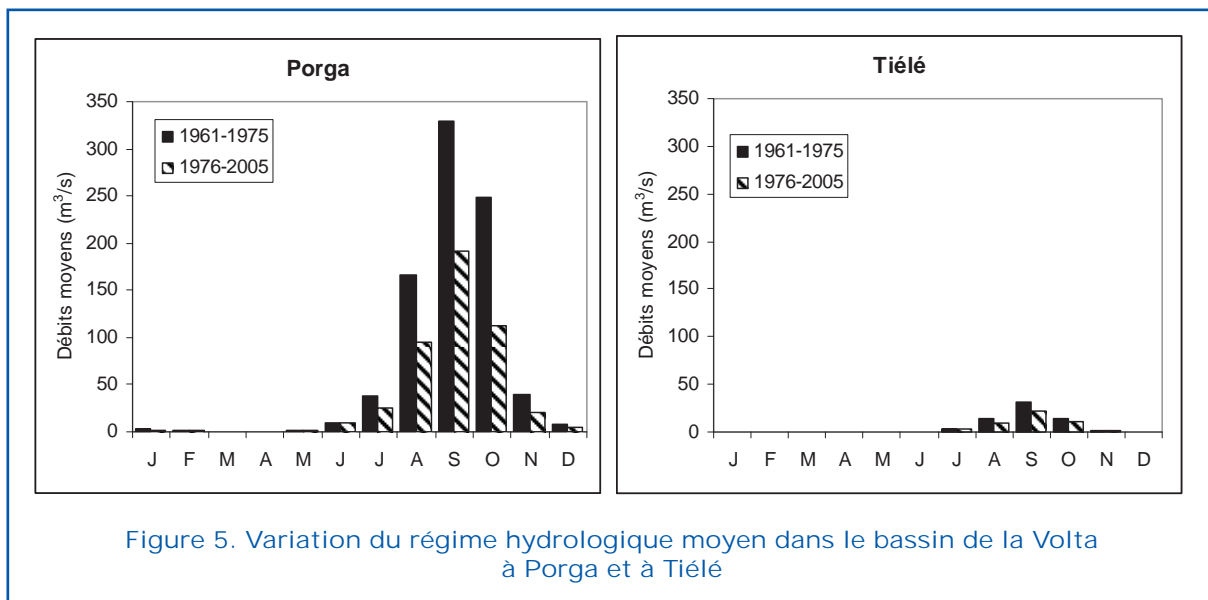


Figure 5. Variation du régime hydrologique moyen dans le bassin de la Volta à Porga et à Tiélé





Cliché : Totin V.S. H., avril 2009

Photo 1. Pénurie d'eau dans le sous-bassin de Magou (a) et disponibilité en eau exploitée à des fins d'usage domestique (b) et pastorale (c) dans le sous-bassin de la Pendjari

tique, de la disponibilité en eau, les fortes sollicitations de surtout en période de sécheresse par les populations et pour les activités socioéconomiques sont des paramètres indispensables à l'orientation des plans de gestion intégrée des ressources en eau dans le bassin béninois de la Volta.

Conclusion

Le déficit pluviométrique de 10 % enregistré sur la période post-rupture a induit une variation à la baisse des ressources en eau de surface de 30 à 40 % dans le bassin de la Volta au Bénin. Ces dernières décennies, les ressources en eau se sont considérablement dégradées en réponse à la forte variabilité ou au changement climatique observé. Le zonage du bilan climatique montre une variation de la sensibilité du bassin à la dynamique hydroclimatique surtout liée à sa position intermédiaire entre les domaines du climat béninien plus humide au sud et du climat sahélien plus sec au nord. Au regard de la récession hydroclimatique actuelle et si la tendance de pénurie d'eau se maintenait, les populations de ce bassin frontalier seront confrontées à un problème de satisfaction des besoins en eaux. A cet effet, la gestion intégrée des ressources en eau doit, s'appuyer sur une meilleure connaissance de l'environnement hydroclimatique, son état actuel et les tendances de son évolution.

Remerciements

Cette étude a bénéficié de l'appui financier de International Foundation for Science (IFS)

à travers le projet de recherche référencé W/4513-1.

Références bibliographiques

- Afouda, A., Ould Baba Sy, M., Gaye, A. T., Cabral, A., Nazoumou, Y., Compaoré, J. A., Sanoussi, R. (2007) Impacts du changement et de la variabilité climatiques sur les ressources en eau des bassins versants Ouest Africains : Quelles perspectives ? In : *Adaptation aux changements climatiques et gestion des ressources en eau en Afrique de l'ouest*. Rapport de synthèse de Writeshop, Dakar 21-24 février, 23-31.
- Ardoin-Bardin, S. (2004) Variabilité hydroclimatique et impacts sur les ressources en eau de grands bassins hydrographiques en zone soudano-sahélienne. Th. Doctorat, Univ. de Montpellier II. 440 p.
- Barry, B., Obuobié, E., Andreini, M., Andah, W. et Pluquet, M. (2005) The Volta River Basin. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Comparative Study of River Basin development and Management. IWMI, 198 p.
- Boko M. (1988) Climats et communautés rurales du Bénin : Rythmes climatiques et rythmes de développement. Th. Doct d'Etat ès Lettres et Sciences Humaines, Univ. de Bourgogne, Dijon. France, 2 vol. 601 p.
- Bricquet, J. P., Bamba, F., Mahé, G., Toure, M. et Olivry, J. C. (1997) Variabilité des ressources en eau de l'Afrique Atlantique. *PHI-V*, 6, 83-95.
- Demarée, G. et Nicolis, C., 1990. Onset of

- sahelian drought viewed as a fluctuation induced transition. *Quart. J. Roy. Soc. Met. Soc.* 116, 221-238.
- Idiéti, E. M. (2009) Variabilité hydro-climatique dans le bassin versant de la Pendjari (Nord-Ouest du Bénin). Mém. DEA, Univ. d'Abomey-Calavi, Bénin, 94 p.
- Janicot, S. (1992) Spatiotemporal variability of West African Rainfall. Part I : Regionalization and typings. *J. Climate* 5(5), 489-497.
- Lubès, H., Masson, J.M., Servat, E., Paturel, J.E., Kouame, B., et Boyer, J.F. (1994) Caractérisation de fluctuations dans une série chronologique par applications de tests statistiques - Etude bibliographique. Rapport n° 3 Programme ICCARE, ORSTOM Montpellier, 21p.
- Lubès Niel, H., Masson, J. M., Paturel, J. E. et Servat, E. (1998) Variabilité climatique et statistiques. Etude par simulation de la puissance et de la robustesse de quelques tests utilisés pour vérifier l'homogénéité de chroniques. *Rev. Sci. Eau*, 11(3), 383-408.
- Mahé, G., L'Hôte, Y., Olivry, J.C. et Wotling G. (2001) Trends and discontinuities in regional rainfall of west and central Africa - 1951-1989. *Hydrol. Sci. J.*, 46(2), 211-226.
- Moron, V. (1994) Guinean and Sahelian rainfall anomaly indices at annual and monthly scales (1933-1990). *Int. J. Climatol.* 14, 325-341.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models. Part I-A discussion of principles. *J. of Hydrol.* 10, pp. 282-290.
- Nicholson, S.E. et Kim, J. (1997) The relationship of the El Niño-Southern oscillation to African rainfall. *Int. J. Climatol.* 17, 117-135.
- Ouédraogo, M. (2001) Contribution à l'étude de l'impact de la variabilité climatique sur les ressources en eau en Afrique de l'Ouest. Analyse des conséquences d'une sécheresse persistante. Normes hydrologiques et modélisation régionale. Th. Doct., Univ. de Montpellier II, 257 p.
- Paturel, J.E., Servat, E., Kouamé, B., Lubès, H., Ouédraogo, M. et Masson, J.M. (1997) Climatic variability in humid Africa along the Gulf of Guinea Part II: an integrated regional approach. *J. Hydrol.* 191, pp. 16-36.
- Servat E., Paturel J.-E., Lubès-Niel H., Kouame B., Masson J.M., Travaglio M. et Marieu B. (1999) De différents aspects de la variabilité de la pluviométrie en Afrique de l'ouest et centrale non sahéenne. *Rev. Sci. Eau*, 12(2) 363-387.
- Sutcliffe, V.J., Piper, B.S. (1986) Bilan hydrologique en Guinée et au Togo - Bénin. *Hydrol. Continent.*, vol I, n° 1, 51-61.
- Totin, V.S.H. (2005) Tendances hydroclimatiques et scénarios de gestion des ressources en eau sur les plateaux du Sud Bénin. Mém. DEA, Univ. d'Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin, 83 p.
- Totin, V.S.H., Clédjo P., Afouda A. et Boko M. (2009) Variabilité pluviométrique et bilan climatique dans le bassin de la Volta au Bénin. *Climat et Dévelop.*, 8, 81-94
- Vissin, E. W. (2001) Contribution à l'étude de la variabilité des précipitations et des écoulements dans le bassin béninois du fleuve Niger. Mém. DEA, Univ. de Bourgogne, Dijon, France, 53 p.
- Vissin, E. W. (2007) Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du fleuve Niger. Th. Doct., Univ. de Bourgogne, Dijon, France, 280 p.

Incidence du drainage minier acide sur la qualité des eaux souterraines au niveau de la mine de Kettara ; hydrogéochimies élémentaire et isotopique

Toughzaoui S. ⁽¹⁾, Benkaddour A. ⁽¹⁾, El Amari K. ⁽¹⁾,
Hibti M. ⁽¹⁾, Marah H. ⁽²⁾ et Raibi F. ⁽²⁾

- (1) Laboratoire Géoresources, Faculté des Sciences et Techniques, Marrakech. B.P. 549, Marrakech, Maroc
(2) Centre National d'Énergie des Sciences et des Techniques Nucléaires, BP. 1382, RP Rabat 10001, Maroc



Résumé

La mine de Kettara, située à 32 km au Nord Ouest de Marrakech, Maroc, a cessé son activité d'exploitation de pyrrhotine en 1982. Depuis, plus de 2,5 millions de tonnes de stériles sulfurés sont abandonnés sur un sol schisteux fracturé, constituant une source potentielle de pollution des eaux et des sols environnants.

L'étude hydrologique, portant sur deux cycles, a montré que les écoulements des eaux souterraines se font généralement du NE vers le SW.

En période des basses eaux, les eaux de surface, au voisinage de la mine, présentent une minéralisation élevée (3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), un pH acide (2.5 à 3) et des concentrations élevées en métaux lourds. Ceci est le résultat du drainage minier acide (DMA) généré par l'oxydation des minéraux sulfurés au contact des eaux météoriques. En amont du site minier, les eaux souterraines présentent des minéralisations modérées (< 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et sont sous-saturées vis-à-vis de la calcite, de la dolomite et du gypse. Alors qu'au voisinage et en aval des haldes, elles présentent des concentrations élevées en certains ions (en particulier SO_4 et Mg).

Les analyses isotopiques ($\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$) ont montré qu'à l'exception d'un seul puits, les eaux présentent un effet d'évaporation prononcé au niveau des puits affectés par le DMA.

Mots clés : Mine de Kettara, lessivage, drainage minier acide, Hydrochimie, Isotopes stables.

Introduction

La mine de Kettara est située à environ 32 km au nord de Marrakech, sur la route de Safi (Fig. 1). Les travaux sur cette mine ont commencé en 1933 et avaient pour but l'exploitation du chapeau de fer et la pyrrhotine (panorama de l'industrie minière). Après la fermeture de la mine en 1982, plus de 2.5 millions de tonnes stériles sulfurés ont

été abandonnés sur le site. Ces haldes contenant des sulfures sont le siège de réactions d'oxydoréduction entraînant la mise en solution d'importantes quantités de métaux lourds dont le fer qui après percolation des tas par les eaux de pluie sort en solution rouge et acide. Une partie de ces eaux chargées de métaux lourds s'infiltrerait directement vers la nappe phréatique et une autre rejoint un petit oued intermittent traversant



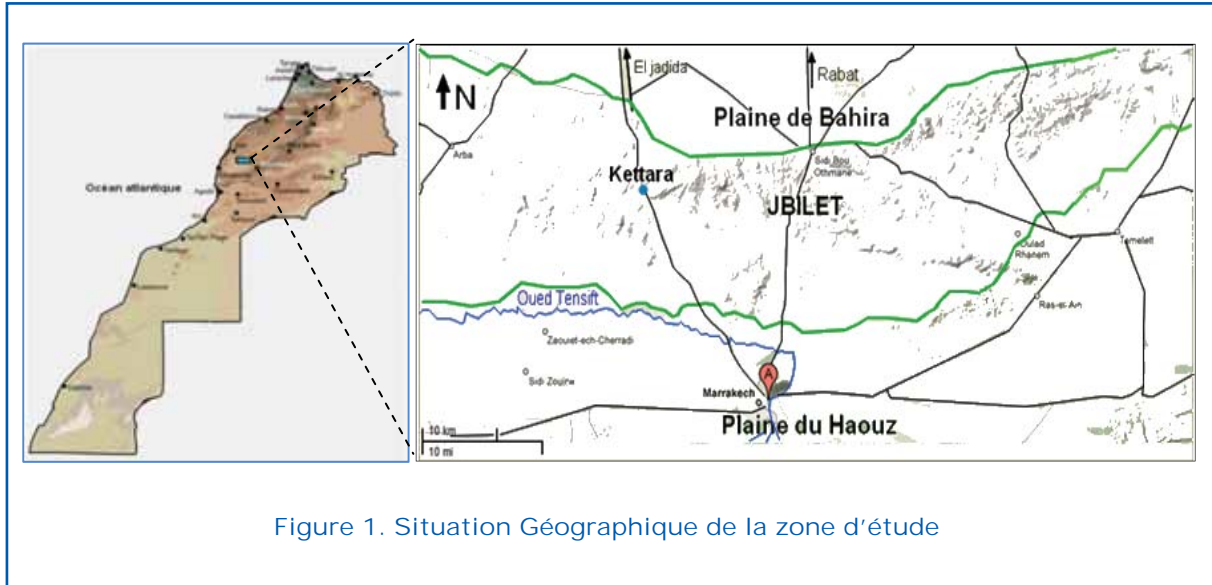


Figure 1. Situation Géographique de la zone d'étude

la mine et passant par le village de Kettara. Le potentiel de génération de drainage acide minier est confirmé, au vu de la situation visuelle du site (photo 1) et de la composition minéralogique des matériaux exploités (sulfures et gangue siliceuse). L'objectif de cette étude est de déterminer la relation entre les minéralisations des eaux souterraines du bassin versant incluant la mine de Kettara, afin de dresser un bilan du risque potentiel de contamination des eaux souterraines de son entourage, et par conséquent son impact sur la population vivant à son voisinage. Cette étude est basée sur les données hydrochimiques et isotopiques.

Site d'étude

Le bassin versant de la mine de Kettara et un petit bassin d'une superficie d'environ 22.7 km², de forme relativement allongée. Son indice de compacité de Gravélius est de 1.58. Il est caractérisé par réseau hydrographique ne présentant pas de densité et de ramification élevées. Etant donné la nature géologique du domaine des Jbilet, ainsi que le climat semi aride, les cours d'eau du bassin ont tous un régime d'écoulement exclusivement intermittent. Au cours des missions de terrain effectuées, à l'exception de quelques flaques d'eau, aucun écoulement

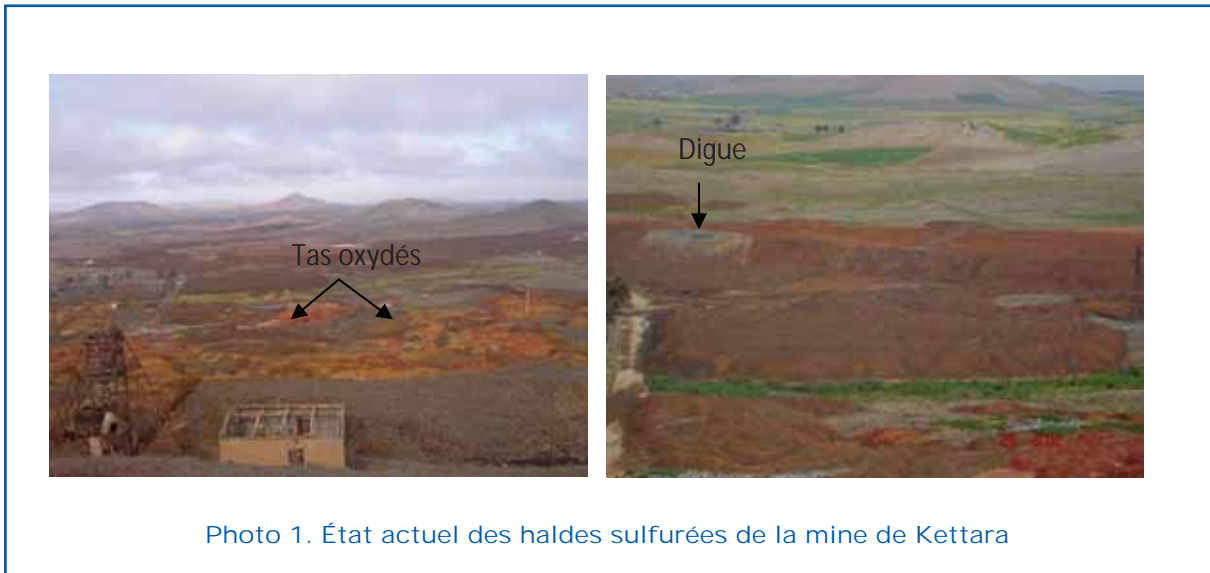


Photo 1. État actuel des haldes sulfurées de la mine de Kettara

de surface n'a été observé. Les terrains schisteux très affectés par la schistosité et par la fracturation présentent des degrés de perméabilité très élevés (Boulanouar et al., 1995 in Lamrani et al., 2009).

Matériels et méthodes

Trois campagnes d'échantillonnage d'eaux ont été effectuées (25 mai 2008, 3 février 2009 et 5 mai 2009). Lors de ces missions, les paramètres non conservés (côte piézométrique, température, conductivité et pH) ont été mesurés in situ. Des échantillons d'eau, au nombre de 24, ont été prélevés sur des puits répartis de part et d'autre des haldes (Fig. 2). L'eau de surface, représentée par un seul échantillon (L 40), est collectée juste après un événement pluvieux, à proximité des haldes sulfurés de Kettara (Fig. 2).

Tous ces échantillons ont fait l'objet d'analyses chimiques (volumétrie, photométrie, spectrophotométrie à flamme). Les analyses isotopiques ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) ont porté sur les 15 points les plus représentatifs.

Résultats et discussions

Les cartes piézométriques élaborées à l'échelle du bassin de Kettara, montrent que

les écoulements des eaux souterraines se font du NE au SW, en général, et suivent deux axes qui représentent les deux principaux cours d'eau du bassin (Fig. 3). Les observations sur le terrain, ainsi que les mesures des températures de l'eau ont montré l'existence de discontinuité d'écoulement par endroit. Ceci serait le résultat de la fracturation affectant le socle schisteux.

Étude hydrochimique

L'eau de surface L40 récoltée au pied des haldes présente les valeurs de conductivité les plus élevées (3 340 $\mu\text{s}/\text{cm}$) et un pH très acide (pH = 2,8). Cette eau présente un faciès particulier hyper sulfaté (Fig. 3). Ceci est expliqué par le lessivage des différents constituants des déchets sulfurés par les eaux de pluie ayant auparavant percolé au travers des haldes à stériles.

L'étude chimique des eaux souterraines, qui présentent des pH neutres (6,6 à 7,6), montre trois groupes bien individualisés (Fig. 3) :

- Des eaux à faibles conductivités (650 à 1 500 $\mu\text{s}/\text{cm}$) se trouvant en particulier en amont du bassin et tout le long de l'oued drainant la partie sud du bassin. Les faciès chimiques de ce groupe sont bicarbonaté calciques et magnésien. C'est le faciès représentant les interactions eaux/schistes non affectées par les haldes.

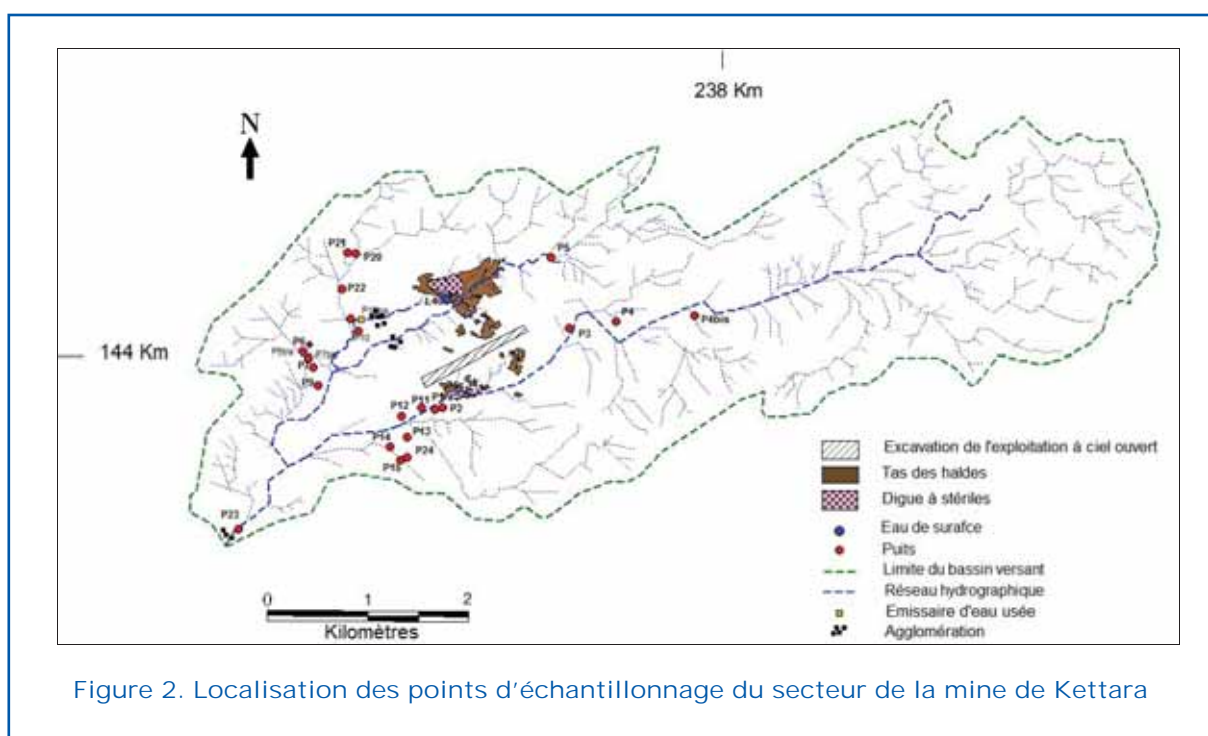


Figure 2. Localisation des points d'échantillonnage du secteur de la mine de Kettara

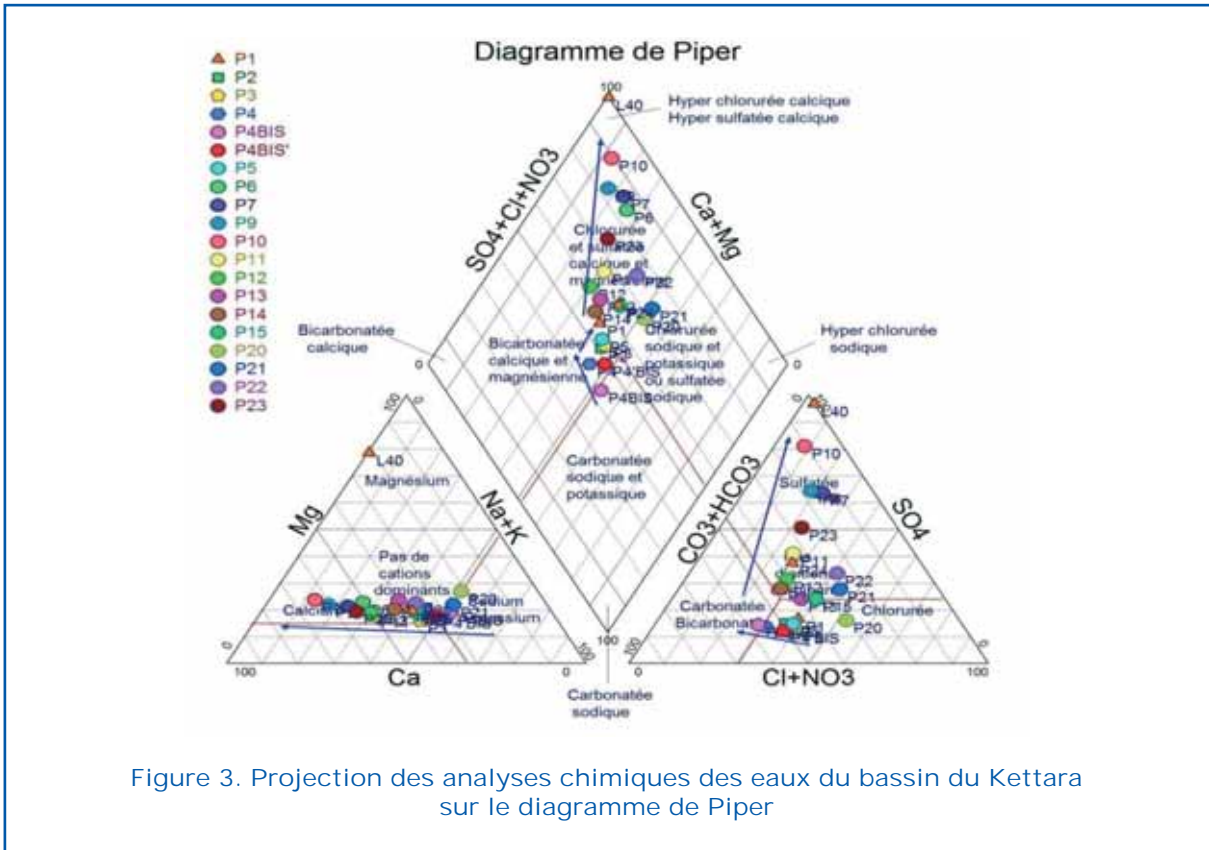


Figure 3. Projection des analyses chimiques des eaux du bassin du Kettara sur le diagramme de Piper

- Des eaux très minéralisées (2 500 à 3700 $\mu\text{s/cm}$) caractéristiques des puits se trouvant à l'Ouest et au sud Ouest de la mine et des haldes. L'eau souterraine la plus minéralisée est celle du puits P10. Les faciès chimiques de ce groupe sont chlorurés et sulfatés calciques et magnésiens. Ce groupe semble être affecté par l'eau de surface L40 hyper sulfatée.
- Au niveau de l'exutoire, les minéralisations sont moyennes (1 500 à 2 100 $\mu\text{s/cm}$) affectées par l'arrivée des eaux relativement fraîches drainées par l'affluent sud non influencé ni par la mine ni par les eaux usées du village. Ce groupe présente un faciès chimique intermédiaire entre les deux premiers groupes. C'est le résultat du mélange des eaux souterraines drainées par les deux axes principaux des écoulements.

Étude isotopique

L'examen de la corrélation $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ (Fig. 4) montre que les eaux analysées sont alignées selon une droite dont la pente est de l'ordre de 5. Cette pente caractérise une droite d'évaporation.

Les teneurs isotopiques de l'échantillon d'eau de surface L40 sont les plus faibles. Cette eau, n'ayant subi aucune évaporation, est projetée, exactement, sur la droite météorologique locale (Benkaddour et al., 2005 ; Raïbi et al., 2006). Ces teneurs isotopiques vont être considérées comme représentatives des eaux météorologiques locales.

En amont des haldes, les eaux souterraines sont légèrement enrichies par rapport à L40. Les eaux des puits situés au nord des haldes (P20 et P21) sont caractérisées par des teneurs assez élevées, significatives d'une évaporation assez poussée. L'eau du puits P5'' est la plus enrichie et donc la plus évaporée. Paradoxalement ce puits n'est qu'à environ 10 m du puits P5 qui ne présente qu'un faible effet d'évaporation. Le milieu fracturé étant connu par ses discontinuités, ces valeurs seraient la conséquence d'une évaporation liée à l'isolement de ce puits par rapport à la circulation générale.

En aval des haldes, les puits (P9 et P10), malgré leurs conductivités élevées, présentent un degré d'évaporation moins important que celui observé au niveau des puits 20 et 21. Ces fortes minéralisations seraient liées à des arrivées des eaux usées du village Kettara.



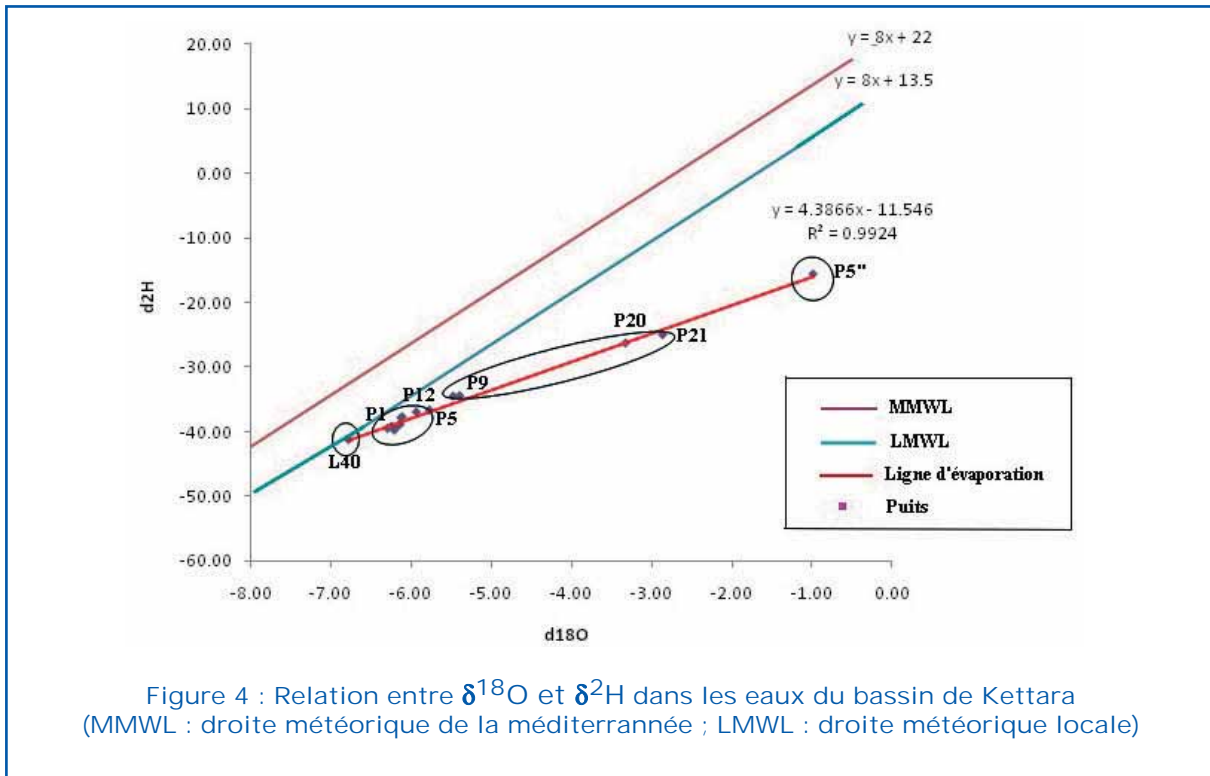


Figure 4 : Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ dans les eaux du bassin de Kettara (MMWL : droite météorique de la méditerranée ; LMWL : droite météorique locale)

La relation entre les teneurs $\delta^{18}\text{O}$ et les concentrations en Chlorures montre que l'enrichissement en isotopes lourds est accompagné d'une augmentation des concentrations en Cl (Fig. 5). Cependant pour

les deux points au nord des haldes (P20 et P21) l'effet du lessivage des sols arable est plus prononcé que celui du phénomène d'évaporation. Pour le point P5'', les eaux semblent être

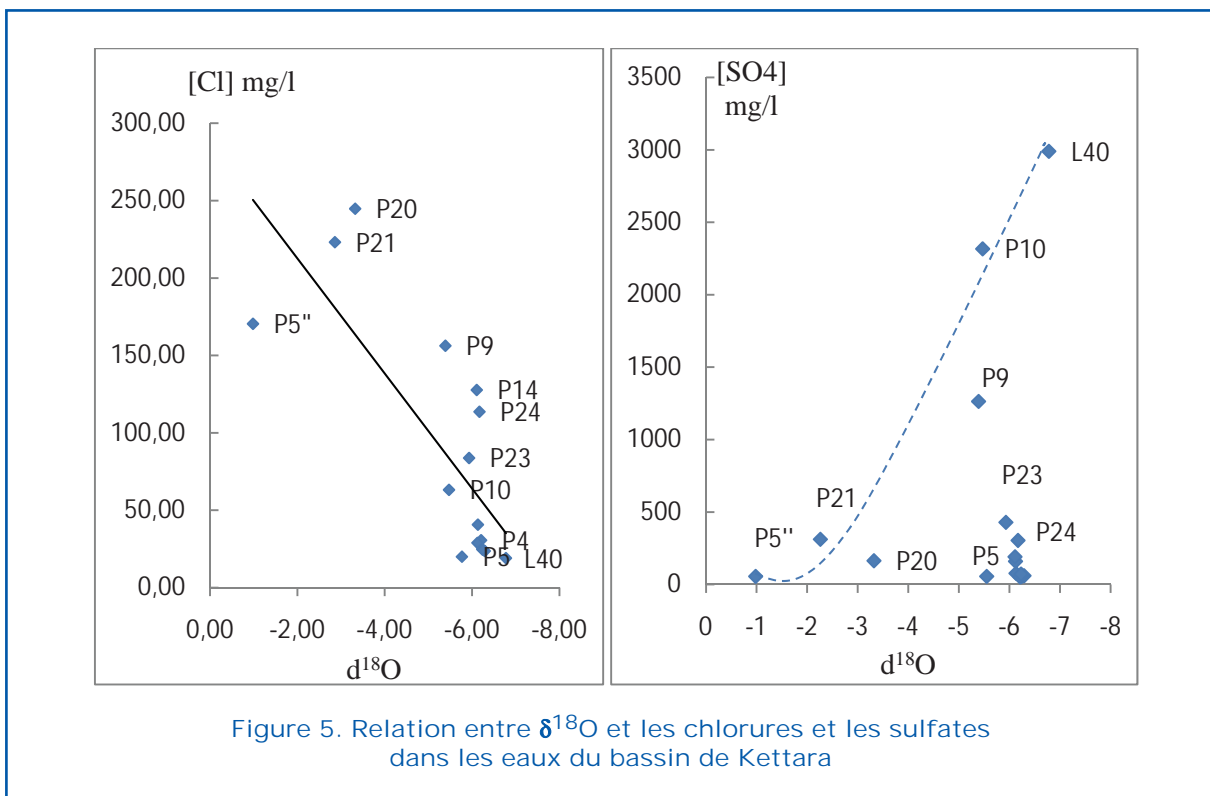


Figure 5. Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et les chlorures et les sulfates dans les eaux du bassin de Kettara

plus affectées par l'évaporation que par le lessivage des sols. En effet, ce point d'eau appartient à un terrain schisteux pauvre en Cl.

La relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et les sulfates révèle que les fortes concentrations en sulfates (L40, P9, P10 et en moindre importance P21) sont liées au lessivage et à l'oxydation de sulfures. Ces effets sont évidents au niveau de L40. Les eaux du puits P10 (et en moindre importance les puits en aval) sont plus riches en sulfates, c'est probablement la conséquence de l'effet conjugué des haldes et des eaux usées.

Conclusion

Au niveau du bassin de Kettara, les circulations des eaux se font généralement du NE vers SW et suivent essentiellement deux axes d'écoulement. Ces axes sont contrôlés par les deux oueds du bassin.

L'étude hydrochimique et isotopique des eaux de la région de Kettara nous a permis de montrer que :

- Les eaux de surface (L40) à proximité des haldes sont fortement affectées par le lessivage des minéraux sulfurés.
 - Les eaux souterraines situées à proximité et en aval des haldes sont caractérisées par de fortes minéralisations, surtout en sulfates. Ces minéralisations sont dues à l'impact du drainage minier acide, ainsi qu'aux arrivées des eaux usées du village.
 - Les eaux des puits, longeant l'affluent sud, mettent en évidence une évolution chimique normale. Les teneurs en différents ions augmentent graduellement de l'amont vers l'aval. Ces eaux sont probablement très peu ou pas affectées par le drainage minier acide. En effet la quantité de déchets, entreposés sur le flanc sud, est négligeable par rapport à l'ensemble des haldes.
- La rencontre de ces deux affluents définit la composition chimique du puits de l'exutoire du bassin (P23). En effet ce puits est implanté au niveau de la confluence des deux oueds du bassin. Les compositions chimiques y sont intermédiaires.

Les eaux des puits longeant l'affluent nord présentent un effet d'évaporation plus prononcé que celles de l'affluent sud. Cette évaporation n'est pas la cause des fortes concentrations en sulfates.

Références bibliographiques

- Ait Lamkaddem A., (2010). Origine de la salinité de l'eau dans les schistes profonds dans la région de Marrakech (Maroc). Thèse, Université Paris Sud, 119 p.
- Anonyme, (1990). Mine de Kettara, panorama de l'industrie minière. Tome 2, Ministère de l'Énergie et des Mines, Royaume du Maroc, 847 p.
- Benkaddour A., Lamb H., Leng M. et Gasse F., (2005). Stable isotope records of Holocene environmental changes from Moroccan lakes : An imagine synthesis. P AGES 2nd Open Science Meeting. Beijing, China, 10-12 August.
- Lamrani Alaoui H., Oufdou K. et Mezrioui N., (2009). Rôle de la désinfection par rayonnement solaire ou par chloration dans l'amélioration de la qualité bactériologique des eaux des puits de la région de Marrakech. Rev. Microbiol. Ind. San et Environn., vol. 3, n° 1, pp. 96-124.
- Raibi F., Benkaddour A., Chehbouni A., et Chtioui M., (2006). Variation de la composition des isotopes stables des précipitations en climat semi-aride (Cas du bassin versant de Tensift, Maroc). Gestion Intégrée des Ressources en Eaux et Défis du Développement Durable (GIRE 3D), Université Cadi Ayyad, Marrakech, 5 p.

A Method for Easy and Low-Cost Monitoring of Agricultural Land Use in Burkina Faso by Matching Small Scale Amateur Aerial Photography

J. Wellens ⁽¹⁾, *B. Tychon* ⁽¹⁾, *J. Derouane* ⁽¹⁾,
A. Midekor ⁽²⁾ and *F. Traore* ⁽¹⁾

- (1) Department of Environmental Sciences and Management, University of Liege, Arlon, Belgium;
(2) Wallonie-Bruxelles International, Brussels, Belgium;
(3) Observatoire de l'Eau des bassins versants du Mouhoun, de la Comoé et du Banifing, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.



Abstract

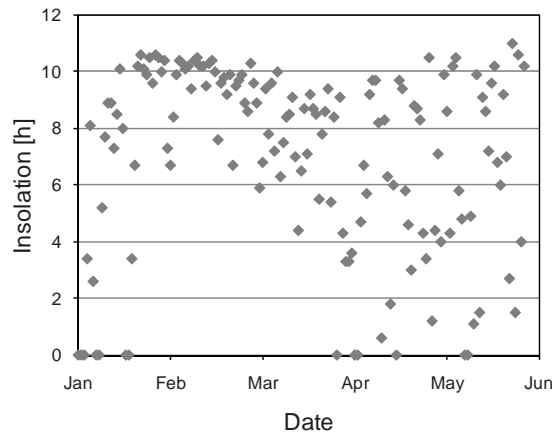
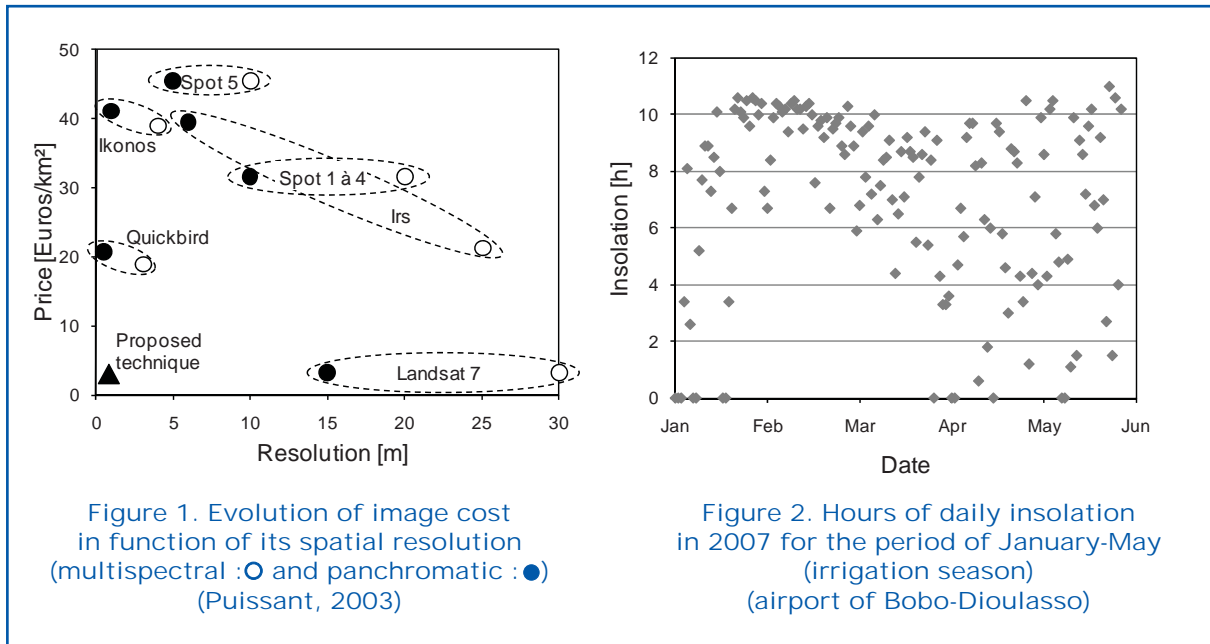
The Kou watershed, situated in the Southwestern part of Burkina Faso, has succumbed since a couple of decades in a typical theater of anarchical water management. In spite of the abundance of water most water users are regularly faced with water shortages due to an intensification of irrigated agriculture coupled to low irrigation efficiencies. Local stakeholders are hence in need of a low-cost and easy to use tool for the monitoring and mapping of these irrigated zones. The aim of this study was to develop a fast and low-cost procedure for the mosaicking and georeferencing of amateur small-scale aerial photography for land use surveys. Sets of tens and hundreds of low altitude aerial photographs, having a resolution of respectively 0.4 m and 0.8 m, were used for a detailed mapping of the typical African small-parcel irrigated agriculture. A commercially available stitching tool and a GIS allowed the construction of georeferenced 'mono-images', with a horizontal root mean square error of ± 11 m. The approach is also less sensitive to atmospheric conditions non-predictable in the programming of satellite imagery. The high-resolution mono-images yielded more than satisfying result for the monitoring and surveying of small irrigated plots.

Introduction

In Africa irrigated land has increased by 1.2% per year over the last decades (FAO, 1997). In sub-Saharan Africa, rapid growth of populations coupled with recurring droughts and the continuing decline in per capita food production has led to a renewed call for more irrigation development (Urama, 2005). In South-west Burkina Faso these intensifications resulted in an increased pressure on available land and water accompanied by a degradation of environment and the germination of water related conflicts. Local stakeholders are hence in need of a low-cost and easy to use tool for the monitoring and mapping of their irrigated zones.

Over regional scales, land use and land cover maps are typically produced from remotely sensed image analysis. Although national and continental mapping programs exists (e.g. IGB, 2005; FAO, 2010), remote sensing (RS) data are designed to cover large spatial extents and may thus not provide enough detail. Irrigated agriculture in Burkina Faso is characterized by its highly heterogeneous patchwork of small parcels with an average size of 0.5 ha, hardly exceeding 1 ha. When common satellite imagery is used, its spatial resolution of 10 to 90 m/pixel may be too coarse for the mapping of the sub-pixel complexity (Foody, 2000). Individual objects are advised to have their smallest dimensions to be 3-4 times





greater than the resolution of the input imagery (Lillesand et al., 2004). The availability of high resolution (SPOT5) to very high resolution (QuickBird) images can be a solution. But as shown in Figure 1 (Puissant, 2003), their costs remain high and are hence not in the reach of all. On top, unforeseeable unfavorable climatic conditions, such as clouds and dust (extremely present in Sub-Saharan regions, Fig. 2), debase the images quality and reduce considerably their usefulness. Wentz et al. (2006) concluded already that for the mapping of complex land use, aerial photographs are needed, resolving that way the problem of sub-pixel heterogeneity with classical satellite images. For the monitoring of vegetation over large areas, aerial photographs can best be mosaicked (Baker et al., 1995). Thurston (2002) differentiated three types of mosaics: controlled, semi-controlled and uncontrolled. All aerial photographs are subjected to distortions and displacements caused by the relief of the photographed area and by the 'tilting' of the aircraft, i.e. not being perfectly horizontal at the moment of exposure (Warner et al., 1996). In controlled mosaics, the photos are corrected for tilt and relief displacement, and georeferenced using specific software (e.g. ENVI, ERDAS-OrthoBase, PCI, ...) yielding an 'ortho-photo mosaic'. All distances, angles and positions can be accurately measured using an ortho-photo. This approach is the most correct, but demanding on auxiliary input data often not

available: ground control point data, camera calibration report and 'exterior orientation', defining the position and angular orientation of the camera for each photo (ERDAS, 2002). Completely opposite is the uncontrolled mosaic; these mosaics are quick to produce since the user simply orients the images until one larger image is formed. An enhanced uncontrolled mosaic is the semi-controlled mosaic, where image edges are properly aligned using common image 'matchers' for the creation of photo-mosaics. The georeferencing is carried out afterwards on thematic maps or archived satellite imagery with GIS software.

Ample studies on the utilization of photointerpretation or image processing of commercial high quality aerial photography for detailed land use mapping are available in literature. Most of them deal with estuarine (e.g. Zharikov et al., 2005; Raal et al, 1996), urban (e.g. Wentz et al., 2006; Cleve et al., 2008) or woodland (Carreiras et al., 2006) landscapes. In the field of agriculture, aerial photography using mostly state of the art machinery is either used for the monitoring of crops in research plots or under commercial management (Oberthür et al., 2007; Peña-Barragán et al., 2004; Rabatel et al., 2008). One of the few studies on the use of aerial photography for mapping agricultural land in Africa is from Rembold et al. (2000). For the case of Burkina Faso, the absence of high quality commercial aerial imagery or

aircrafts equipped with 'kinematic GPS air-borne control' for the registration of the exterior orientation troubled the elaboration of detailed land-use surveys. The aim of this study was hence to develop a fast and low-cost procedure for the semi-controlled mosaicking and georeferencing of amateur small-scale aerial photography for the monitoring and surveying of land use. Two sets of tens and hundreds of low altitude aerial photographs, having a resolution of respectively 0.4 m and 0.8 m, were used for a detailed mapping of small-parcel irrigated agriculture. A commercially available stitching tool and GIS software allowed the construction of a single georeferenced image. For any further classification studies (beyond the actual scope), it was also desired that the different photographs were uniformly color-balanced.

Study Area

The study was carried out over the agricultural zone of the Kou watershed (11.3°N, 4.4°W), in the Southwestern part of Burkina Faso. Being mainly a floodplain, the study area is characterized by a topographically homogeneous area of $\pm 200 \text{ km}^2$.

Since a couple of decades, the Kou watershed has succumbed in a typical theatre of anarchical water management. In spite of the abundance of water, most water users are regularly faced with water shortages due to an increase of the irrigated agriculture. Since a few months, local stakeholders are appropriating decision support tools to guarantee a decent monitoring of the water resources and its exploitation (Wellens, 2010).

Data and Methods

Image Acquisition

Images were acquired using a standard commercial digital camera with remote control (Nikon D40) mounted on a Cessna plane. A flight plan was calculated and drawn in ArcGIS (ESRI) on an archived Landsat TM image, taking into account parameters as focal length of the camera, size of the digital sensor ('sides of the negative'), flying height above mean ground level, forward overlap

and side lap (Warner et al., 1996). The resulting flight lines, with locations indicating the moments of exposure, were exported to a GPS for pilot and camera operator guidance. If atmospheric conditions weren't found optimal, the flight was postponed to a next day, thus avoiding any harmful effect on the quality of the aerial imagery. Early morning flights were preferred in order to diminish turbulence caused by the thermal radiation of the earth's surface.

Image Stitching

For the survey of mid-April 2007, two flights of two hours each yielded 305 aerial photographs with a resolution of 0.8 m covering a zone of 173 km^2 . A more detailed survey of a subzone was carried out mid-April 2009 at a lower flying height resulting in a finer spatial resolution (0.4 m). A mere one hour flight gave 100 aerial images for a zone of 60 km^2 . All pictures were South-North rotated, following the orientation of the flight lines, before being matched by a basic, but powerful, photo panorama tool PTGui (New House Internet Services B.V., 2010).

PTgui (Panorama Tools graphical user interface) allows the matching of multiple rows of images. The images are corrected from tilt and color balanced. Camera characteristics can also automatically be derived. The procedure is completely standardized, but if necessary or when higher quality results are desired, the operator can intervene at different levels. Exterior orientation data on the moments of exposure or ground control data are no longer required for this approach. The results are two seamless images of several GBytes.

Image Georeferencing and Spatial Accuracy

Aerial photographs are characterized by geometric distortions (caused by radial, tilt and relief), which need to be corrected before the images can be used as georeferenced photomaps (Bolstad, 1992; De Leeuw et al., 1988). Most often ground control points, derived from existing georeferenced thematic or image layers, or from GPS terrain surveys, are used to correct these distortions.

Other studies needing a correction and georeferencing of aerial photographs propose

8-10 evenly distributed reference points for each view, resulting in cumulative horizontal root mean square errors of ± 10 to 18 m (Kadmon and Harari-Kremer, 1999; Zharikov et al., 2005). Patterson and Williams (2003) investigated the effects of registration errors between aerial photographs and satellite imagery and found that 100-250 ground points were needed to adequately register large-scale datasets.

For this study the created mosaics, rather than the singular images, are being georeferenced, hence gaining a lot of time and considerably facilitating the often tenuous procedure proposed by classical remote sensing software. Although PTgui corrected most of the distortions to form a seamless mono-image, planimetric distortions between all the images remain.

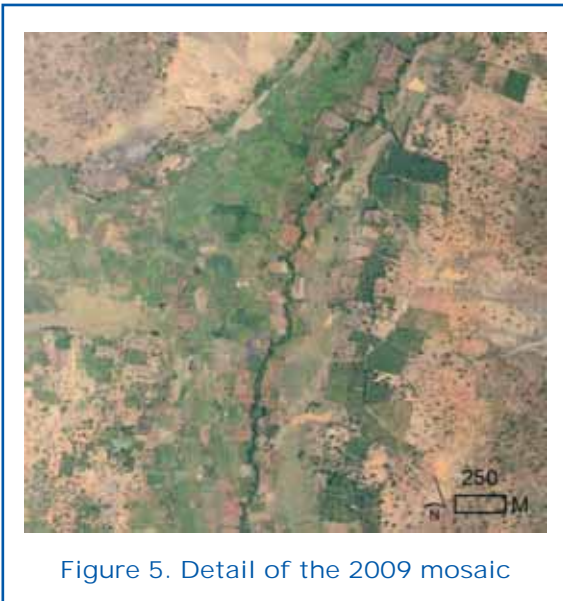
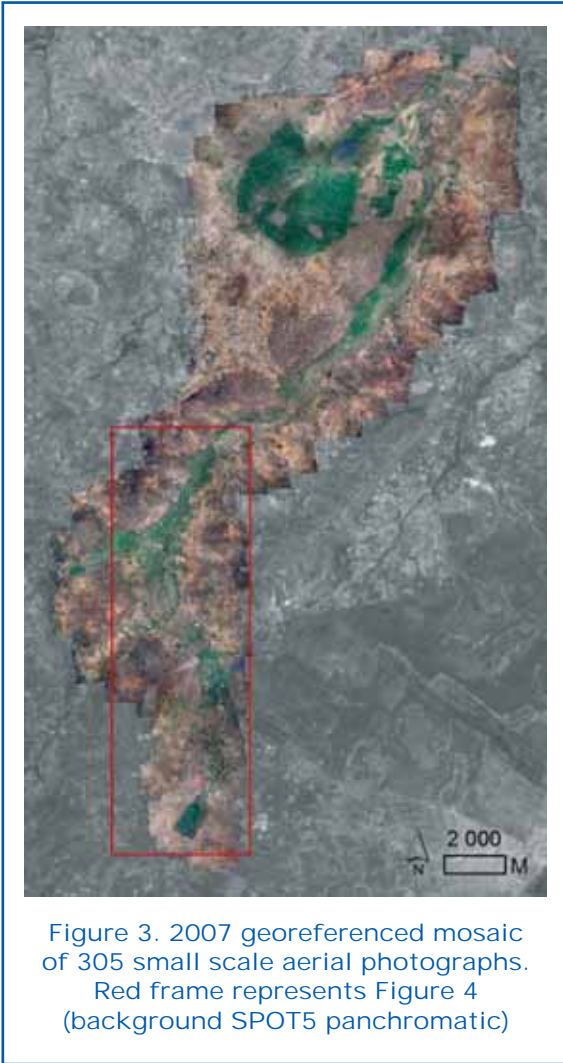
A SPOT5 2,5 m resolution panchromatic image (2007/12/11), priorly geometrically corrected using seven GPS-derived ground data and a first-degree polynomial transformation (Kardoulas et al., 1996), was used for the georeferencing of the semi-controlled mosaics. For the georeferencing of the survey of 2007, 743 control points were selected and 444 for the mosaic of 2009. Considering the fact that most of the control points lay within the overlapping zones of the images, these amounts of control points are consistent with literature. The resulting horizontal root mean square errors of both mosaics are ± 11 m. Given the flatness of the study area, relief correction was assumed unnecessary. The spatial resolution of the 2007 mosaic is 0.8 m and as fine as 0.4 m for 2009.

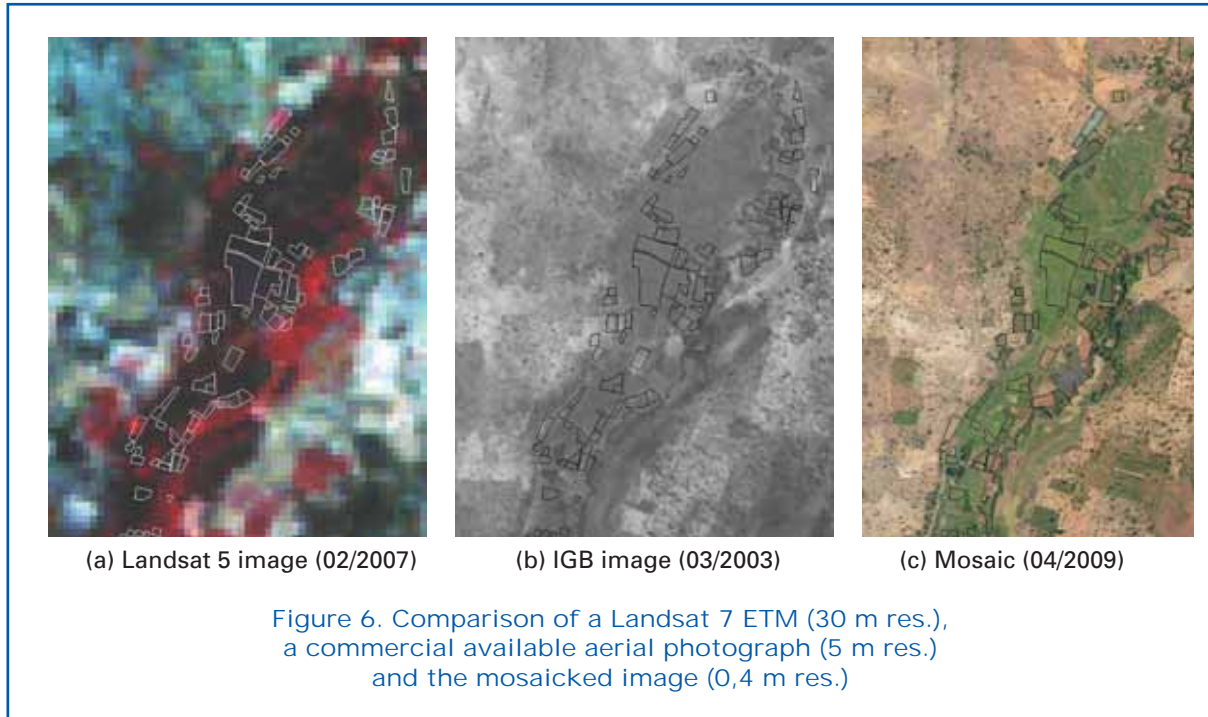
Results

The georeferenced mosaics are shown in Figures 3 and 4, the background is a part of the SPOT5 panchromatic image. In spite of

the reduced size of the presented images, the quality of the color -balancing and the seamless matching (harder to see) remain quite visible. The quality of all mosaics can also be examined in a Google-Earth like environment on 'www.ge-eau.org'. A more detailed scene of the mosaic of 2009 is given in Figure 5. The small plots, vacant or occupied, isolated and lined trees, and other land occupations, are easily distinguishable.

Figure 6 shows a comparison between a Landsat 5 TM (30 m res.), a commercial available aerial photograph (5 m res) and the mosaicked image of 2009 (0.4 m res.) for the same region. Except for the mosaic, all images are archived and unfortunately not available for the same period. Some parcels, known not to have changed over the years, have been manually delimited for a visual quality assessment of the different imagery. The Landsat image is clearly too coarse for any identification and classification of individual fields. Being an archived image, the data is also not always available for the desired period (irrigation season). The aerial photograph has been purchased in hard-copy format at the Geographic Institute of Burkina Faso (IGB). It was scanned at 300 dpi to give a ground resolution of ± 5 m (ERDAS, 2002) and ortho-rectified using 10 ground control points. No exterior orientation or camera report was available. The higher degree of resolution enables some delimitation of fields and the reconnaissance of individual trees; however, the overall quality still remains unsatisfactory due to losses by scanning and the lack of color. The quality of the mosaicked image is ahead of the two other formats in resolution and color. For the further elaboration of thematic land use maps, segmentation and classification techniques, such as proposed by Cleve et al., (2008), can easily be applied on these mosaics.





Conclusion

Facing an anarchical intensification of irrigated water use and land occupation, the water managers of the Kou watershed were looking for a simple tool for the monitoring of their resources. The procedure to be developed needed to permit them to evaluate the extension of the problem and to regularly monitor its evolution. The low-cost and the implication of locally available resources were a limiting factor.

Amongst all available and existing remotely sensed imagery, ranging from commonly used to high and very high resolution satellite data, and commercially available aerial photography, the mosaicking of small-scale aerial photography offered the best outcome. Based on tens and hundreds of amateur aerial images detailed (0.8 m to 0.4 m res.), image-maps have been elaborated using a commercial photo-panorama tool and a GIS. The only costs were the renting of the small aircraft, and the purchase of a historic SPOT panchromatic image, which will also serve for the georeferencing for years to come. The use of aerial photography interpretation has been criticized as being costly, time-consuming, and subject to human errors (Mumby et al., 1999; Maxim et al., 1981). This study concludes that a rapid and promising

technique for the monitoring of African agricultural land-use has been developed, respecting locally available technical and financial resources to guarantee its autonomy and durability.

Acknowledgement

The SPOT5 2,5 m resolution panchromatic image was granted by the E.U.'s O.A.S.I.S. program: Optimising Access to Spot Infrastructure for Science. The presented study is integrated in a broader project called 'Renforcement structurel de gestion des ressources en eau pour l'agriculture dans le bassin du Kou (Burkina Faso)'. The authors thankfully acknowledge WBI and APEFE for the projects funding.

References

- Baker, W.L., Honaker, J.J. and Weisberg, P.J., 1995. Using aerial photography and GIS to map Forrest-Tundra ecotone in Rocky Mountain National Park, Colorado, for global change research. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61, 313-320.
- Bolstad, P.V., 1992. Geometric errors in natu-

- ral resource GIS data: tilt and terrain effects in aerial photographs. *Forest Science*, 38, 367-380.
- Cleve, C., Kelly, M., Kearns, F.R. and Moritz, M., 2008. Classification of the wildland-urban interface: a comparison of pixel- and object-based classifications using high resolution aerial photography. *Computers, Environments and Urban Systems*, 32, 317-326
- De Leeuw, A.J., V eugen, L.M.M. and Van Stokkom, H.T.C., 1988. Geometric correction of remotely-sensed imagery using ground control points and orthogonal polynomials. *International Journal of Remote Sensing*, 9, 1751-1759.
- ERDAS, 2002. *IMAGINE OrthoBASE user's guide*. ERDAS INC., Atlanta, USA, pp. 484.
- FAO, 1997. *Irrigation potential in Africa: a basin approach*. FAO Land and Water Development Division, Rome.
- FAO, 2010. *Global Map of Irrigation Areas*. Retrieved January 08, 2010, from <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/irrigationmap/index.stm>
- Foody, G.M., 2000. Estimation sub-pixel land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 26, 469-478.
- IGB and IGN-FI, 2005. *Technical guide on the National Land-Use Data Base*. Geographic Institute of Burkina Faso, Burkina Faso, pp. 40 (original text in French)
- Kadmon, R. and Harari-Kremer , R., 1999. Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote Sensing of Environment*, 68, 164-176.
- Kardoulas, N.G., Bird, A.C. and Lawan, A.I., 1996. Geometric correction of SPOT and Landsat imagery: a comparison of map- and GPS-derived control points. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(10), 1173-1177.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., Chipman, J.W., 2004. *Remote Sensing and Image Interpretation*. Wiley, NY, USA, pp. 763.
- Maxim, L.D., Harrington, L. and Kennedy, M., 1981. Alternative scale up estimators for aerial surveys where both detection and classification errors exist. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 47(8), 1227-1239.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J. and Clark, C.D., 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, 55(3), 157-166.
- New House Internet Services B.V ., 2010. Retrieved January 08, 2010, from <http://www.ptgui.org>
- Oberthür, T ., Cock, J., Andersson, M.S., Naranjo, R.N., Castañeda, D. and Blair, M., 2007. Acquisition of low altitude digital imagery for local monitoring and management of genetic resources. *Computers and electronics in agriculture*, 58, 60-77.
- Patterson, P.L. and Williams, M.S., 2003. Effects of registration errors between remotely sensed and ground data on estimators of forest area. *Forest Science*, 49, 110-118.
- Peña-Barragán, J.M., Jurado-Expósito, M., López-Granados, F ., Atenciano, S., Sánchez-de la Orden, M., García-Ferrer, A. and García-T orres, L., 2004. Assessing land-use in olive groves from aerial photographs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 117-122.
- Puissant, A., 2003. *Geographic information and very high resolution images: utility and applications in urban environments*. PhD, University of Louis Pasteur , Strasbourg, France, pp. 349 (original text in French)
- Rabatel, G., Delenne, C. and Deshayes, M., 2008. A non-supervised approach using Gabor filters for vine-plot detection in aerial images. *Computers and electronics in agriculture*, 2008, 159-168.
- Rembold, F. Carnicelli, S. Nori, M. and Ferrai, G.A., 2000. Use of aerial photographs, Landsat TM imagery and multidisciplinary field survey for land-cover change analysis in the lakes region (Ethiopia). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2(3-4), 181-189.
- Thurston, J., 2002. *Mosaics: aligning perspectives*. Retrieved January 08, 2010 from www.gisvisionmag.com
- Urama, 2005. Land-use intensification and environmental degradation: empirical evidence from irrigated and rain-fed farms in south eastern Nigeria. *Journal of Environmental Management*, 75(3), 199-217.
- Warner, W.S., Graham, R.W. and Read, R.E., 1996. *Small format aerial photography* . Whittles Publishing, UK, pp. 348.

Wellens, J. Structural reinforcement of water management capacities for irrigated agriculture in the Kou watershed, Burkina Faso (original text in French). Retrieved January 08, 2010, from www.ge-eau.org

Wentz, E.A., Stefanov, W.L., Gries C. and Hope, D., 2006. Land use cover mapping from diverse data sources for an arid urban environments. *Computers, Envi-*

ronment and Urban Systems, 30, 320-346.

Zharikov, Y., Skilleter, G.A., Loneragan, N.R., Taranto, T., and Cameron, B.E., 2005. Mapping and characterizing subtropical estuarine landscapes using aerial photography and GIS for potential application in wildlife conservation and management. *Biological Conservation* 125, 87-100.

Topic 2

Impact of climatic changes,
new hydraulic structures and socio-economic
development on water resources



Thème 2

Impact des changements climatiques,
des aménagements et du développement
socioéconomique sur les ressources en eau

Étude d'impact des aménagements CES par application des modèles hydrologiques (Cas du bassin versant d'oued Oum Zessar)

Mongi Ben Zaied

Institut des Régions Arides, Médenine, Tunisie; Email: benzaied_m@yahoo.fr



Résumé

Suite aux travaux de mise en oeuvre des stratégies nationales de conservation des eaux et du sol, il est important à ce moment d'orienter les études et les recherches vers l'analyse des impacts physiques et agro-socio-économiques au niveau des zones aménagées. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des aménagements de conservation des eaux et du sol (CES) sur un paramètre du bilan hydrique (ruissellement) dans le bassin versant d'oued Oum Zessar (Médenine) qui est caractérisé par un climat aride et par la présence de différentes techniques de CES (jessour, tabia, ouvrages en gabion, puits de recharge). Pour ce fait, il était utile de s'en servir de la modélisation hydrologique pour simuler cet impact à l'aide du modèle distribués SWAT (Soil and Water Assessment Tool) combinés à des logiciels SIG (Arc view et PcRaster), en plus du modèle conceptuel GR4j (Génie Rural à 4 paramètres au pas de temps journalier). Les entrées des modèles SWAT, et GR4j sont, soit dépouillées, soit calculées à partir des formules appropriées ou estimées par des ajustements mathématiques, soit traitées par un SIG ; alors que les paramètres du modèle sont obtenus par des mesures expérimentales, en se référant à des études antérieures ou par un ajustement manuel du modèle. L'analyse des résultats calculés par les modèles SWAT et GR4j montre que les travaux d'aménagement du bassin versant sont efficaces pour atténuer le débit du ruissellement. En effet le débit simulé par le modèle SWAT passe de 15 % de la pluviométrie dans le cas sans aménagement à 1% en présence des aménagements CES alors que celui simulé par le modèle GR4J passe de 13% (sans aménagements) à 2% (avec aménagements).

Introduction

Le milieu aride se distingue par des caractéristiques hydrologiques propres dues notamment aux aménagements qui influencent le transfert d'eau lors d'événements de crue tels que les tabias d'épandage, les ouvrages de recharge, les pratiques culturales, etc. Ces actions génèrent de nombreuses singularités dans la géométrie des bassins versants et dans les propriétés hydrologiques des sols. Ce milieu se caractérise par une variabilité temporelle des états de surface due au type du couvert végétal et aux caractéristiques climatiques de la région, et par une variabilité spatiale due à l'hétérogénéité des propriétés hydrodynamiques du sol. La modélisation nécessite ainsi, toute une base de données

cartographique et alphanumérique qui peut être inspirée en partie à partir de cartes agricoles (Minis. Agri., 2002). Ces cartes serviront aussi aux différents opérateurs dans le secteur agricole comme outil pour orienter les investissements, optimiser l'exploitation des ressources existantes et guider le développement rural régional et local en renforçant la décentralisation de la planification. Dans ce cadre s'intègre la présente étude, qui consiste à évaluer l'impact des aménagements CES sur le ruissellement du bassin versant d'oued Oum Zessar (Médenine) de la Jeffara Tunisienne par l'application des modèles hydrologiques. L'objectif principal de ce travail est de simuler les ruissellements dans la zone d'étude par l'application comparative de modèles hydrologiques (SWAT,



GR4J). Nous nous intéressons plus particulièrement aux impacts hydrologiques des aménagements CES.

Présentation de la zone d'étude

Situation géographique et administrative

Le bassin versant d'oued Oum Zessar est choisi en raison de sa situation géographique et de la problématique qu'il porte. Il est situé au Nord-Est de la ville de Médenine (Figure 1) qui fait partie de la région sud Est de la Tunisie. Ce bassin dont la superficie est de 350 km² est drainé par oued Koutine-Oum Zessar, il s'écoule depuis la chaîne montagneuse de Béni Khedache, traverse la délégation de Médenine Nord et arrive à la délégation de Sidi Makhlouf pour se déverser dans le Sebkhias Oum Zessar puis dans la mer. Le point le plus haut du bassin se situe à une altitude de 715 m au niveau de Jbel Moggar.

Topographie

Le bassin versant d'oued Oum Zessar occupe la grande partie de la région de Zess-Koutine. Il couvre une superficie de 350 km²

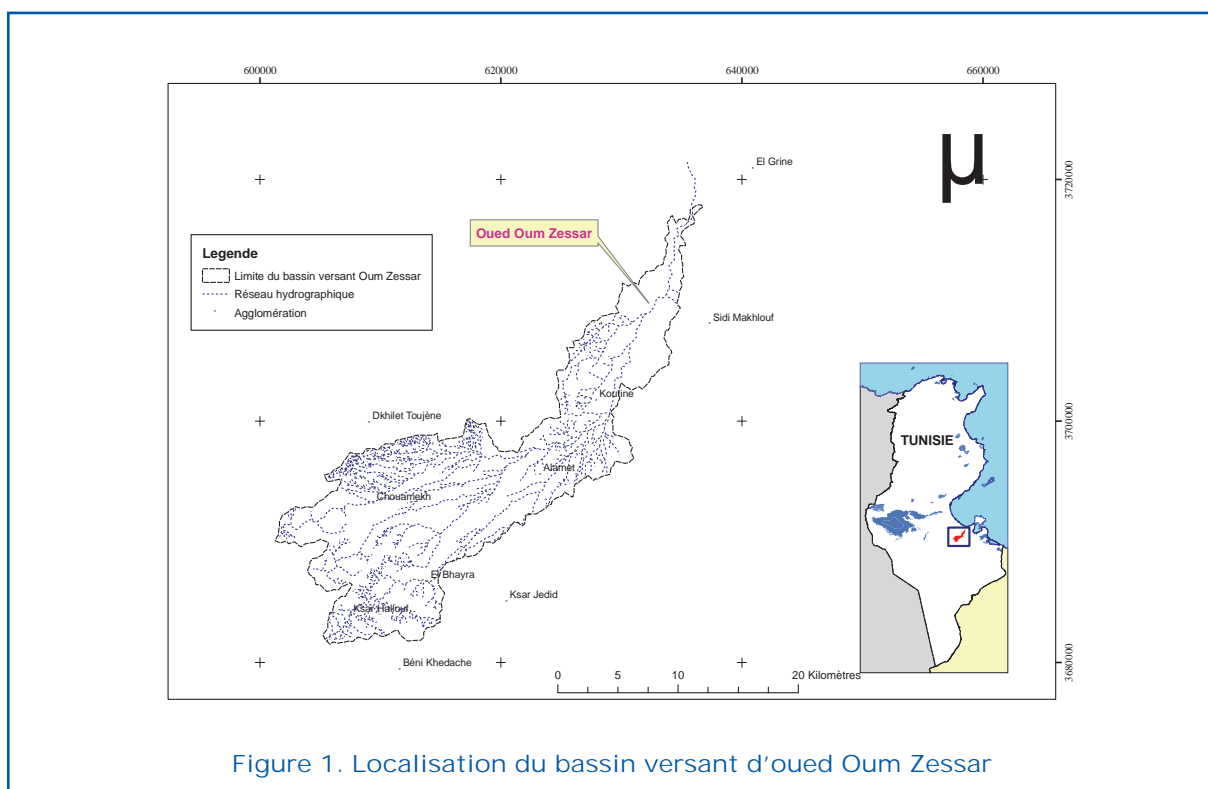
avec un périmètre de 152 km et se caractérise par un relief relativement accidenté (jebel Moggor 715 m), des pentes moyennes à fortes et un réseau hydrographique très dense. Ce dernier prend origine dans les montagnes de matmatas, draine la partie ouest de Tedjera el-Kebira, Jebels Rouis et la partie Est de Zemlet El-Lebene pour se déverser dans le Sebkhia Oum Zessar. Les principaux affluents d'oued Oum Zessar sont les oueds Nagueb, Hallouf, Moussa, El Abid, Koutine et Hachana.

Caractéristiques géologiques et hydrogéologiques

Géologie

La sédimentation dans le sud tunisien est caractérisée par des alternances de formation d'origines continentale et de formation d'origine marine. Ces alternances sont la conséquence des transgressions marines qui ont eu lieu tout au long de l'histoire géologique de Sahara septentrional.

La sédimentation fût par ailleurs interrompue par des immersions temporaires créant ainsi des lacunes de sédimentations par endroits.



Il est à noter qu'il existe deux discordances majeures dans la région étudiée :

- La discordance du Crétacé inférieur sur les terrains antérieurs.
- La discordance située entre l'Aptien et l'Albien, plus communément appelée en Tunisie Centrale « discordance albienne » (Gaubl, 1988).

Hydrogéologie

D'après Yahyaoui (1997), les eaux souterraines de la région de Zeuss-Koutine peuvent être divisées en nappes phréatiques et nappes profondes.

Les nappes phréatiques sont situées dans une formation détritique constituée par des graviers, des sables, des sables argileux et des argiles sableuses qui forment le remplissage plio-quadernaire s'étendant surtout dans la partie aval du bassin versant.

La région comprend essentiellement deux nappes profondes dont les ressources globales sont de l'ordre de 430 l/s (Yahyaoui, 1997).

Pédologie

Les caractéristiques pédologiques du bassin versant d'oued Oum Zessar se distinguent par trois formations superficielles (Taalallah, 2003) :

- Les formations cohérentes qui englobent la croûte calcaire et l'encroûtement gypseux sont rencontrés très souvent dans la partie de Jeffara,
- Les formations résiduelles qui se composent de loess et de limons sableux qu'on rencontre au niveau de la zone montagneuse de l'ouest,
- Les formations de limons rouges qui couvrent par endroit les formations sous-jacentes notamment la croûte calcaire qu'on rencontre surtout dans la zone littorale.

Caractéristiques climatiques

L'étude des caractéristiques climatiques consiste à une analyse des conditions hydrologiques de la répartition de pluie et la variation de la température. La région est connue par une irrégularité de la distribution pluviométrique qui a des effets néfastes la gestion des ressources naturelles et le développement de la production agricole.

La valeur de l'amplitude thermique moyenne est élevée (12°C), elle caractérise le climat de la zone aride de la Tunisie.

La pluviométrie annuelle n'a qu'une valeur indicative. C'est, essentiellement, sa régularité ou plutôt sa variabilité qui caractérise le climat. La région est, ainsi, caractérisée en plus de la faible quantité de précipitation, par une variabilité mensuelle importante.

A l'échelle du bassin versant d'oued Oum Zessar on remarque que la pluviométrie moyenne annuelle s'atténue en passant de l'amont à l'aval. La zone d'étude se distingue par deux régions pluviométriques :

- La région amont, constituée par les délégations du Béni Khedache et Médenine Nord qui est la plus arrosée et où la pluviométrie moyenne annuelle varie de 170 à 235 mm.
- La région aval, constituée par la délégation de Sidi Makhlouf qui est la moins arrosée et où la pluviométrie moyenne annuelle est inférieure à 160 mm.

L'évapotranspiration potentielle (ETP) est très importante, elle atteint 1540 mm dans la région de Médenine.

La région est assez ventée. Les vents actifs ($v > 3$ m/s) représentent 44 % à Sidi Makhlouf et 40.7 % à Médenine sur l'ensemble de l'année (CNEA, 1996 ; Ouassar, 2007). Les vents du secteur Est, Nord-Est qui sont froids et qui soufflent en hiver et en automne, sont accompagnés parfois de brouillard et de pluie.

Les aménagements CES

Les aménagements CES de la région montrent une liaison importante entre l'action sauvegarde des ouvrages et plantations fruitières. Ainsi, cette liaison est expliquée par le système arboricole montagnard qui caractérise la région d'étude et que la consolidation des ouvrages de CES est faite principalement par des plantations fruitières. Ceci montre que l'occupation du sol ces dernières années est dictée par les travaux de CES nouvellement introduits. L'évolution dans le temps montre que les deux techniques sont présentes chaque année et que les plantations pastorales et la sauvegarde des plantations pastorales ne sont introduites qu'en 1994 (Mahdhi et al., 2000).

Le modèle SWAT

SWAT (Soil and Water Assessment Tool), développé à l'USDA-Agricultural Research Service (Arnold et al. 1993 ; Arnold et al.,

1998), est un modèle physique semi-distribué qui estime les flux d'eau, de nutriments, de pesticides et de sédiments dans un bassin versant. Il est aussi capable de prévoir l'impact des pratiques de gestion de la terre sur l'eau, les sédiments et les éléments chimiques en agriculture dans des bassins versants complexes avec des sols, d'occupation du sol et des conditions de gestion variés au cours de longues périodes de temps.

Objectifs du modèle

Pour satisfaire ces objectifs, SWAT répond aux caractéristiques suivantes :

- Il s'agit d'un modèle à base physique. En plus des équations de régression qui décrivent la relation entre les variables d'entrée et de sortie, SWAT demande des informations spécifiques sur le climat, les propriétés du sol, la topographie, la végétation, et les pratiques d'aménagement au niveau du bassin versant. Les processus physiques associés au mouvement de l'eau, le mouvement des sédiments, et la croissance de la végétation sont directement modélisés en utilisant ces données d'entrée.
- Il utilise les entrées disponibles,
- Il est efficace de point de vue calcul. La simulation de très grands bassins ou d'une variété de stratégies de gestion peut être exécutée sans investissement excessif de temps ou d'argent.
- Il permet aux utilisateurs d'étudier les impacts à long terme.

SWAT a donné des validations satisfaisantes sur de nombreux bassins versants dans le monde. Sa validité a d'ailleurs été testée pour de nombreuses tailles de bassin et pour différents types de géologie. L'accès aux variables et paramètres est facilité par une intégration du modèle dans un SIG (Manguerra and Engel, 1998). Les interfaces SIG développées autour du modèle SWAT sont conçues aussi bien pour gérer les données spatiales que pour automatiser et faciliter la préparation des données d'entrée. Ces interfaces permettent donc de manipuler, d'extraire et de convertir les informations spatiales dans un format compatible avec le modèle et facilitent les paramétrages liés aux simulations.

Simulation du ruissellement

Le ruissellement ou l'écoulement en surface libre est l'écoulement qui se produit sur une

surface en pente. Utilisant les précipitations journalières, SWAT simule les volumes ruisselés et les pics des taux de ruissellement pour chaque HRU.

La méthode de Curve Number permet le calcul direct du ruissellement de surface. Elle est basée sur une relation empirique (établie à partir de plus de 20 années d'analyse des relations pluie/ ruissellement sur des bassins versants des Etats-Unis) d'estimation des volumes de ruissellement sous des occupations du sol et des types de sol variés.

L'équation SCS (1972) est la suivante :

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad (2.2)$$

avec : Q_{surf} : la lame ruisselée (mm), R_{day} : les précipitations pour le jour i (mm), I_a : les pertes initiales ; stockage de surface, interception et infiltration avant le ruissellement (mm), et S la rétention (mm). La rétention varie spatialement suivant le type de sol, l'occupation du sol et la pente et temporellement en raison des changements de la teneur en eau dans sol. La rétention est défini par :

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (2.3)$$

avec CN le « curve number » du jour . Les pertes initiales, I_a , sont généralement proches de $0.2S$.

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0.2S)^2}{(R_{day} + 0.8S)} \quad (2.4)$$

L'écoulement ne se produit que si $R_{day} > I_a$. Le « SCS curve number » ou « CN » dépend de la perméabilité du sol, de l'occupation du sol et des conditions d'humidité antécédentes. Des abaques permettent de connaître le CN. Plus le CN est élevé, plus le ruissellement est important.

Le modèle GR4J

C'est un modèle à quatre paramètres, qui a été développé par Edijatno et Michel (1983). L'architecture a été testée et validée sur les données de 429 bassins versants situés en France, aux Etats-Unis, en Australie, en Côte-d'Ivoire et au Brésil avec des superficies variant de 1.5 km^2 à 3750 km^2 (Perrin, 2000). Les fonctions intégrées dans le modèle ont

permis, avec une grande économie de moyens, de rendre compte le mieux possible de la transformation qui a réellement lieu entre les pluies et les débits tels que l'on peut les mesurer (Maklouf, 1994). L'architecture du modèle est présentée par la Figure 2. On désigne par P (mm) la hauteur de la pluie et par E (mm) l'évapotranspiration potentielle (ETP). P est une estimation de la pluie de bassin et E peut être issue d'une courbe d'ETP moyenne interannuelle. Les équations suivantes correspondent aux équations intégrées sur un pas de temps. La première opération est la neutralisation de P par E pour déterminer une pluie nette P_n et une évapotranspiration nette En calculée par :

Si $P > E$, alors $P_n = P - E$ et $En = 0$;
 Si $P < E$, alors $P_n = 0$ et $En = E - P$

Dans le cas où P_n est différente de zéro, une

partie Ps de P_n alimente le réservoir de production et est calculée par :

$$Ps = \frac{X1 \cdot \left(1 - \left(\frac{S}{X1}\right)^2\right) \cdot \tanh\left(\frac{Pn}{X1}\right)}{1 + \frac{S}{X1} \cdot \tanh\left(\frac{Pn}{X1}\right)} \quad (3.1)$$

Où $X1$ (mm) et S sont respectivement la capacité maximum et le niveau du réservoir de production.

Dans le cas contraire, lorsque En est différente de zéro, une quantité d'évaporation Es est retirée du réservoir de production. Elle est donnée par :

$$Es = \frac{S \cdot \left(2 - \frac{S}{X1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{En}{X1}\right)}{1 + \left(1 - \frac{S}{X1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{En}{X1}\right)} \quad (3.2)$$

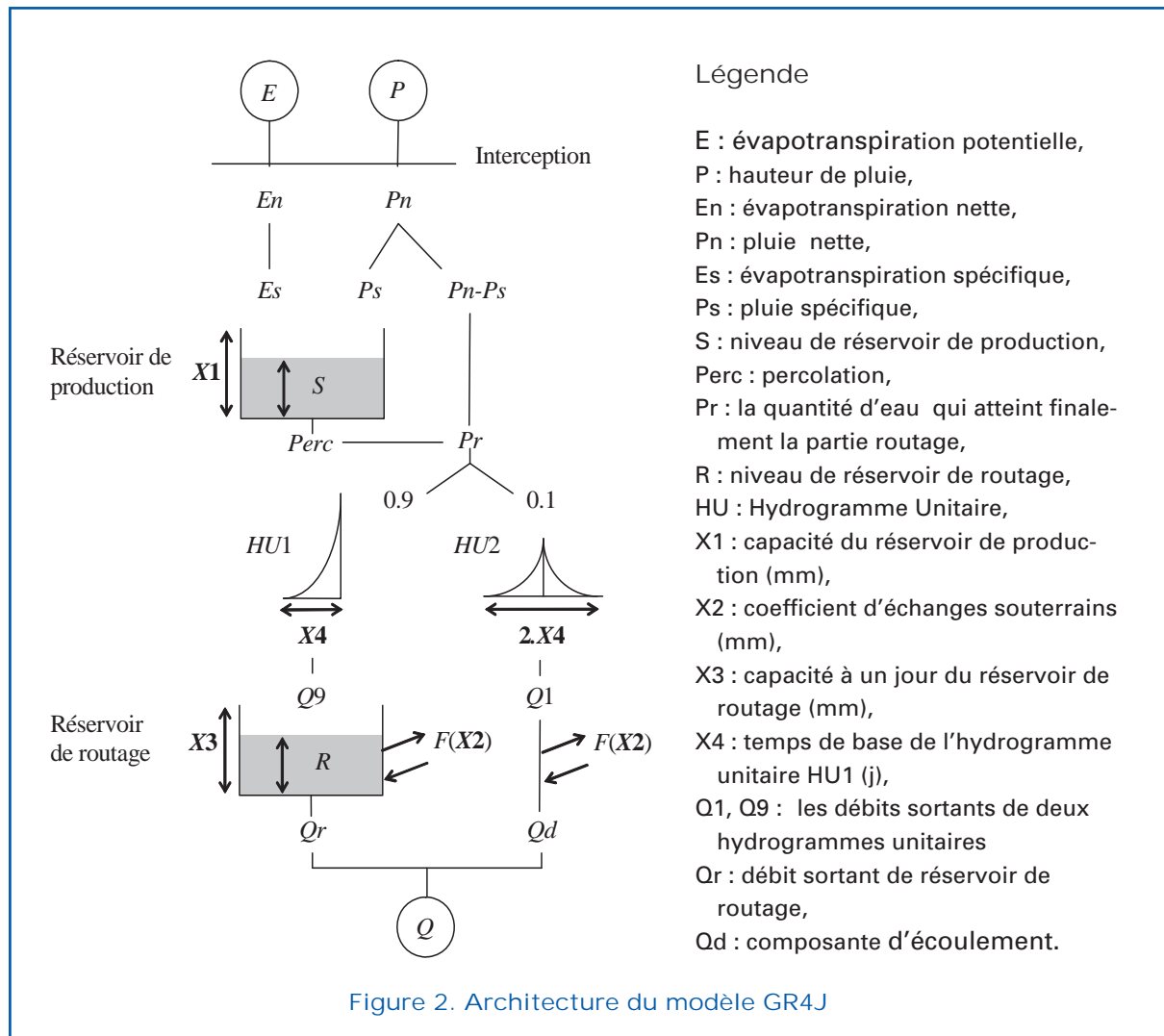


Figure 2. Architecture du modèle GR4J

Le contenu du réservoir est mis à jour par :

$$S = S - E_s + P_s$$

Une percolation *Perc* issue du réservoir de production est :

$$Perc = S \cdot \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{4 S}{9 X1} \right)^4 \right]^{-\frac{1}{4}} \right\} \quad (3.3)$$

Le contenu du réservoir est de nouveau mis à jour par :

$$S = S - Perc \quad (3.4)$$

La quantité d'eau *Pr* qui atteint finalement la partie routage du modèle est :

$$Pr = Perc + (P_n - P_s) \quad (3.5)$$

Pr est divisée en deux composantes d'écoulement, 90 % étant routés par un hydrogramme unitaire *HU1* et un réservoir de routage et 10 % par un unique hydrogramme unitaire *HU2*. *HU1* et *HU2* dépendent du même paramètre *X4*, temps de base de *HU1* exprimé en jours.

Les ordonnées des hydrogrammes sont calculées à partir des courbes en *S* (cumul de la proportion de la pluie unitaire traitée par l'hydrogramme en fonction du temps) notées respectivement *SH1* et *SH2*.

A chaque pas de temps *i*, les sorties *Q9* et *Q1* des deux hydrogrammes sont calculées par :

$$Q9(i) = 0,9 \sum_{k=1}^l UH1(k) \cdot Pr(i - k + 1) \quad (3.6);$$

$$Q1(i) = 0,1 \sum_{k=1}^m UH2(k) \cdot Pr(i - k + 1) \quad (3.7)$$

où $l = \text{int}(X4)+1$ et $m = \text{int}(2.X4)+1$, avec $\text{int}(\cdot)$ désignant la partie entière.

Un échange souterrain en eau (perte ou gain) est calculé par :

$$F = X2 \left(\frac{R}{X3} \right)^{\frac{7}{2}} \quad (3.8)$$

où *R* est le niveau dans le réservoir, *X3* la capacité à un jour du réservoir et *X2* le coefficient d'échange en eau qui peut être positif dans le cas d'apports, négatif dans le cas de pertes vers des nappes profondes ou nul. Le niveau dans le réservoir de routage est mis à jour en ajoutant la sortie *Q9* de l'hydrogramme *HU1* et *F* :

$$R = \max(0; R + Q9 + F) \quad (3.9)$$

Il se vidange ensuite en une sortie *Qr* donnée par :

$$Qr = R \cdot \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{R}{X3} \right)^4 \right]^{-\frac{1}{4}} \right\} \quad (3.10)$$

Le niveau dans le réservoir devient :

$$R = R - Qr$$

La sortie *Q1* de l'hydrogramme *HU2* est soumise aux mêmes échanges pour donner la composante d'écoulement *Qd* :

$$Qd = \max(0; Q1 + F) \quad (3.11)$$

Le débit total *Q* est alors donné par :

$$Q = Qr + Qd \quad (3.12)$$

Résultat et discussions

Application du modèle SWAT

Après calage et validation du modèle SW AT (Ouessar, 2007) et pour comprendre le fonctionnement du bassin versant, deux scénarios ont été choisis ; le premier vise à simuler le ruissellement dans les différents sous-bassins en absence des ouvrages CES (état initial : SC0) et le deuxième vise à connaître l'impact de ces ouvrages (SC1) (Figure 3). Le calcul du ruissellement de surface est basé sur une relation empirique qui permet l'estimation des volumes de ruissellement sous des occupations du sol et des types de sol variés. Cette équation dépend de la lame ruisselée de précipitations, de pertes initiales (stockage de surface, interception et infiltration avant le ruissellement) et *S* de la rétention (mm). Cette dernière varie spatialement suivant le type de sol, l'occupation du sol et la pente et temporellement en raison des changements de la teneur en eau dans sol, elle est calculée par une formule empirique qui dépend uniquement du curve number. D'après les résultats obtenus, la variation de ruissellement dans le premier cas est fonction de la quantité d'eau précipitée. Mais dans le cas de présence des aménagements CES, la lame d'eau ruisselée est très faible par rapport à la lame d'eau précipitée ce qui montre bien la performance des ouvrages hydraulique. Ces ouvrages sont alors capables de retenir la quasi-totalité de la quantité

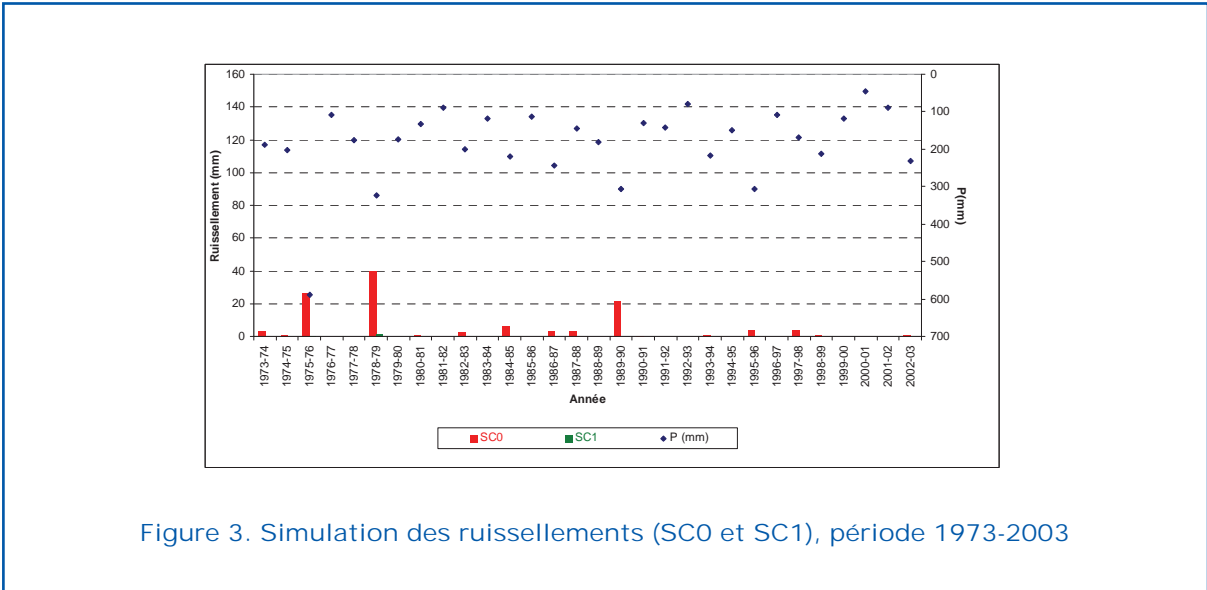


Figure 3. Simulation des ruissellements (SC0 et SC1), période 1973-2003

d'eau précipitée même pour les averses exceptionnelles.
 L'évaluation de l'écoulement sortant au niveau du B.V ne peut être bien saisie qu'en ayant bien traité l'impact des ouvrages en gabion sur trois niveaux l'amont, le milieu et l'aval du B.V. (Figure 4.).
 La partie amont du B.V n'est pas occupée par les ouvrages en gabion ce qui explique des résultats identiques dans les deux scénarios d'aménagement. La majorité des ouvrages en gabion est implantée au milieu du B.V . Ceci est traduit par une différence entre les débits de l'écoulement sortant avec et sans ouvrages en gabion. Cette différence devient plus nette dans la partie aval du B.V puisqu'elle représente un cumul des résultats dans les sous bassins qui se situe en

amont. D'autre part le débit de l'écoulement sortant au milieu du B.V connaît une augmentation par rapport à celui estimé en amont du B.V et cette augmentation croit tout en allant vers l'aval.

Application du modèle GR4j

Après calage et validation du modèle et pour comprendre le fonctionnement du bassin versant d'oued Oum Zessar , on a généré le débit sur une période de 26 ans (1977-2003). Les résultats sont illustrés par la Figure 5. D'après la figure précédent on remarque que tous les événements spécifiques donnent des débits à l'exutoire. Les événements faibles ne sont pas produits par le modèle, ceci peut être expliqué par le fait que les fai-

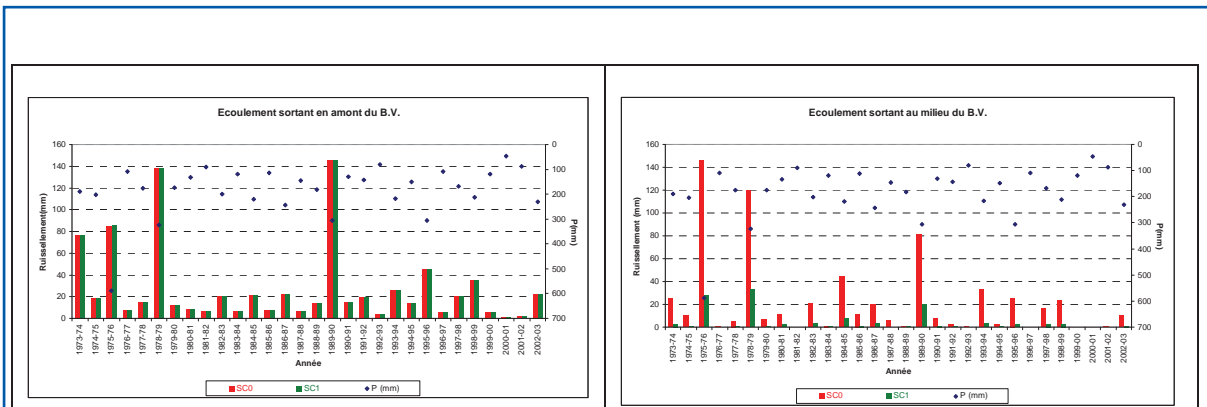


Figure 4. Écoulement sortant dans les deux niveaux (amont, milieu) du B.V avec et sans ouvrages en gabion



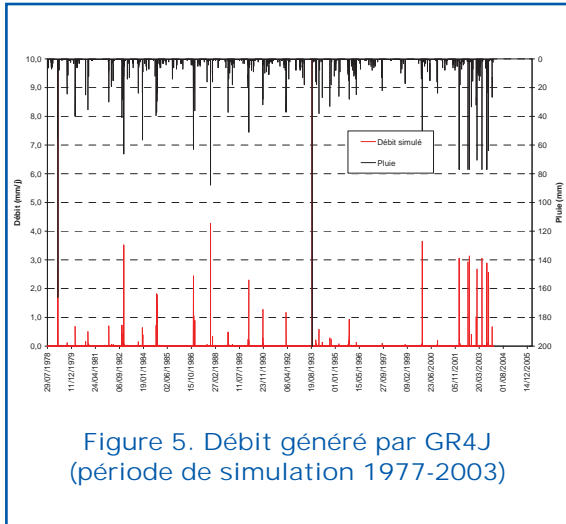


Figure 5. Débit généré par GR4J (période de simulation 1977-2003)

bles pluies enregistrées dans la partie amont n'aboutissent pas à un débit qui atteint l'exutoire du bassin. La valeur moyenne annuelle de ruissellement correspond à 13 % de la pluviométrie annuelle. Le problème majeur qu'on rencontre dans toute la modélisation est l'établissement des conditions initiales du modèle. Dans notre cas l'initialisation est faite par le choix des niveaux de deux réservoirs plus les précipitations issues de la convolution par le deux hydrogrammes unitaires (HU). Pour compenser le caractère inévitablement arbitraire de cette initialisation, on a utilisé une période de mise en route d'une année (365 jours).

Conclusions et perspectives

Les modèles hydrologiques appliqués sont SWAT et GR4J. En effet, le modèle distribué SWAT comme tous les modèles spatialisés, nécessite un grand nombre de paramètres et des données à référence spatiale pour décrire les processus hydrologiques. Ainsi, nous avons pu apporter quelques éléments de compréhension du fonctionnement hydrologique interne du bassin versant d'Oum Zessar. A l'échelle journalière, l'exploitation des chroniques pluies-débits a montré que le bassin d'Oum Zessar présente un fonctionnement irrégulier composé principalement de deux périodes. La première est constituée par les faibles crues, où la reconstitution des réserves en eau est importante et la deuxième est constituée par les événements spécifiques, provoquant les écoulements. L'analyse comparative entre les résultats

générés par les deux modèles (SWAT, GR4J), basée sur les caractéristiques physiques et climatiques sur la période 1977-2003 au niveau du bassin d'oued Oum Zessar, a montré une forte similitude en terme de réponse hydrologique. En effet la simulation des débits par les modèles SWAT et GR4J donne 15 % et 13 % de la pluviométrie dans le cas sans aménagements CES, 1 et 2 % en présence des aménagements. Si nous ne devons retenir qu'un seul élément pour la bonne continuation de ce travail, nous choisirions celui qui vise la nécessité des investissements pour le matériel d'acquisition des données. Sans celles-ci, il ne faut pas espérer simuler correctement les processus. Néanmoins, les investigations devraient être associées à un aller-retour permanent entre expérimentation et modélisation dans un but final d'améliorer la représentativité des modèles. Pour la suite de ce travail, nous proposons quelques recommandations sur le plan théorique et matériels à acquérir et à mettre en place, pour une meilleure simulation des processus hydrologiques. Il serait notamment intéressant :

- d'équiper la zone d'étude par d'autres stations de mesure (station climatique, station hydrométrique) au niveau des affluents principaux (oueds Ennagb et Nkaim) d'oued Oum Zessar, ainsi que la programmation d'un entretien et mise à jour périodique, afin d'assurer la fiabilité des données mesurées;
- de continuer à exploiter les mesures du réseau de stations existantes.

Références bibliographiques

- Arnold J.G., R. Srinivasan, R.S. Muttiah, J.R. Williams 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(10): 73-89.
- Arnold J.G., R., Allen P .M., Bernhardt, G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of hydrology*, 142, p. 47-69.
- Gaubi, E., 1988. Evaluation de la piézométrie et de la géochimie de la nappe de Zeuss-Koutine, région de Médenine. Mémoire de fin d'étude de cycle de spécialisation, université de Tunis.

- Mahdhi N., Ouessar M., Sghaier M., 2000. Rapport de synthèse. Analyse d'impact des aménagements de CES en zone aride cas du bassin versant d'oued Oum Zessar, 44 p.
- Makhlouf Z., 1994. Compléments sur le modèle pluie-débit GR4J et essai d'estimation de ses paramètres. Thèse en sciences, université Paris XI Orsay, 233 p.
- Manguerra H.-B., Engel B.-A., 1998. Hydrologic parametrization of watersheds for runoff prediction using SWAT, JAWRA, 34 (5), p. 1149-1162.
- Min. Agr. (Ministère de l'Agriculture) 2002. Carte agricole de la Tunisie. Ministère de l'Agriculture, SCOT/STUDI/SODETEG, Tunis.
- Ouessar M., 2007. Hydrological impacts of rainwater harvesting in Wadi Oum Zessar watersheds (southern Tunisia). Ph.D. thesis, faculty of bioscience Engineering, Ghent university, Ghent, Belgium, 154 p.
- Perrin, C., 2002. Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. La Houille Blanche, n°6/7 : 84-91.
- Taamallah, H., 2003. Carte pédologique de la Jeffara. Rapport interne, projet Jeffara, IRA/IRD, Tunis.
- Thornthwaite C.W., 1944. Report of the committee of transpiration and evaporation. Trans. Am. Geoph. Union, Vol 25, V, 683-693.
- Yahyaoui H., 1997. Notes sur l'évolution verticale et l'hydrochimie de la nappe de Zess-Koutine, DGRE, 23p.

Cartographie de la conductivité à saturation du sol par les méthodes géostatistiques

Tarik Benabdelouahab ⁽¹⁾, Ahmed Douaik ⁽²⁾,
Rachid Mrabet ⁽³⁾ et Hayat Lionboui ⁽⁴⁾

(1) Département de l'Environnement et des Ressources Naturelles, INRA, BéniMellal, Maroc

(2) Département de l'Environnement et des Ressources Naturelles, INRA, Rabat, Maroc

(3) Département de l'Environnement et des Ressources Naturelles, INRA, Tanger, Maroc.

(4) Economie et sociologie rurale, Institut national de la recherche agronomique, BeniMellal, Maroc



Résumé

La conductivité hydraulique à saturation constitue l'un des facteurs centraux qui déterminent le comportement hydrodynamique du sol. Son contrôle effectif nécessite la connaissance de sa variabilité spatiale et sa distribution dans l'espace. La variabilité spatiale de cette propriété du sol est le résultat de différents facteurs pédologiques (Texture et structure du sol), climatiques, hydrologiques et anthropologiques. La Conductivité hydraulique à saturation est évaluée à l'échelle locale, conventionnellement, au champ par plusieurs méthodes expérimentales, nous avons opté pour notre cas au perméamètre à GUELPH selon une grille d'échantillonnage 16*16 m dans une parcelle d'environ un hectare. Notre étude consiste à étudier la variabilité spatiale des paramètres hydrodynamiques du sol à l'échelle parcellaire par une analyse géostatistiques (Analyse structurale, modélisation). Le paramètre étudié est considéré comme étant une fonction aléatoire dont on recherche son comportement dans l'espace à partir d'un échantillon fini de mesures et d'observations. On procède ensuite à une interpolation spatiale par Krigeage de valeurs ponctuelles sur l'ensemble du site.

L'analyse des variances d'estimation permet de discuter des problèmes de précision de la description de la variabilité spatiale du paramètre étudié. Les résultats ont confirmé la validité du modèle choisi pour décrire la variabilité spatiale du paramètre à l'échelle parcellaire.

Mots clé: Conductivité hydraulique à saturation, variabilité spatiale, géostatistique, interpolation spatiale, krigeage.

Introduction

La sécheresse qui touche le Maroc cette dernière décennie impose d'adopter certains concepts visant une bonne gestion de la demande en eau et qui mettraient l'accent sur l'amélioration de son efficacité.

Le développement agricole au Tadla est conditionné par la quantité d'eau disponible pour l'irrigation, actuellement la superficie totale irriguée à l'échelle de la région est de 150 000 ha (ORMVAT, 2008).

L'application des méthodes géostatistiques

aux études de sol pourrait être très utile pour cerner la variabilité spatiale des paramètres hydrodynamiques et qui servira par la suite au développement d'un système agro-pédologique d'information et d'aide à la prise de décision en irrigation dans le Tadla.

En effet, la compréhension du fonctionnement hydrodynamique vis-à-vis des systèmes d'apports d'eau appliqués à l'échelle parcellaire permet d'œuvrer une stratégie de gestion intégrée, afin d'assurer une bonne productivité et/ou efficacité de l'irrigation localisée où il est indispensable de maîtriser l'apport ponctuel de l'eau.



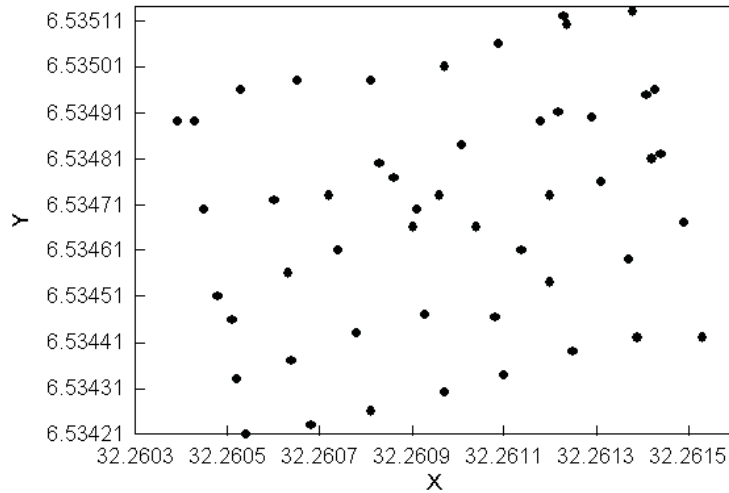


Figure 1. Emplacement des mesures d'infiltration

Matériel et méthodes

Site d'étude

Le domaine d'étude couvre une superficie de plus de 1 ha et son étendue est reprise à la Figure 1. Nous mesurons la perméabilité du sol selon une grille à peu près régulière, dont l'espacement entre chaque mesure est de 16 m (50 points observés).

Méthode de mesure d'infiltration

Pour caractériser l'infiltration, nous avons choisi d'utiliser principalement la conductivité hydraulique à saturation (Kfs) et la sorptivité (S), pour cela on a utilisé le perméamètre à GUELPH. Nous avons prélevé

des échantillons du sol pour les mesures de l'humidité initiale et finale.

Les valeurs de R1 et R2 correspondent aux trois dernières mesures d'infiltrations (voir courbe d'infiltration). On en déduit la valeur de Kfs à partir de la formule suivante:

$$Kfs = 0,0041 \times Sres \times R2 - 0,0054 \times Sres \times R1 \quad 1$$

On en déduit la valeur de sorptivité par la formule suivante :

$$S = 2 \times \Delta\theta \times Kfs \quad [2] \quad (2)$$

[1] Sres : L'aire de la section du réservoir du perméamètre à Guelph.

[2] $\Delta\theta$: La différence entre la valeur de l'humidité finale et initiale.

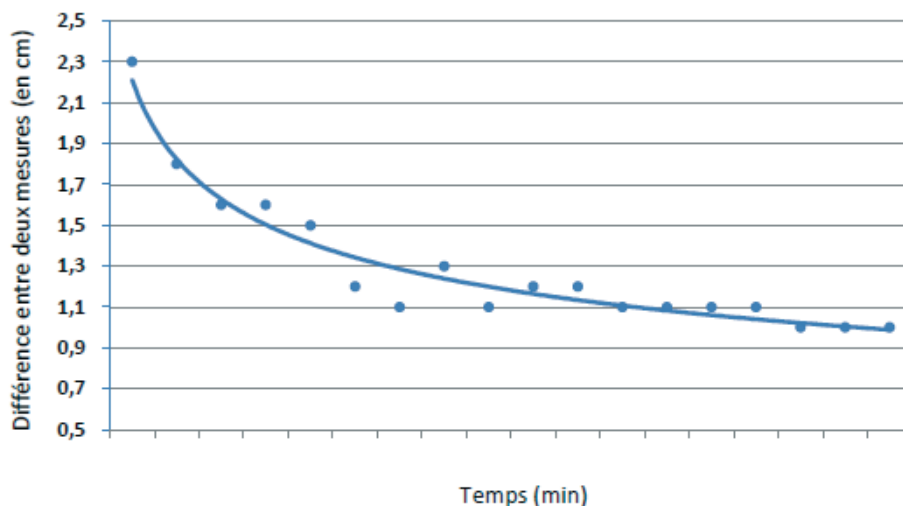


Figure 2. Courbe des mesures de l'infiltration pour le site n°13

Description et modélisation de la variabilité spatiale

Etant donné que la valeur d'une propriété du sol comme la conductivité hydraulique à saturation est le résultat de l'interaction de différents processus physiques (texture et structure du sol), chimiques et climatique, on est forcé d'admettre qu'il y a une incertitude liée aux valeurs de cette propriété.

Le modèle de fonction aléatoire reconnaît cette caractéristique fondamentale et offre les outils pour prédire les valeurs de la salinité du sol aux endroits non échantillonnés. L'approche géostatistique est basée sur le modèle de fonction aléatoire (Matheron, 1989) qui est, au fait, un modèle probabiliste. Pour ce dernier, chaque donnée disponible de l'échantillon est considérée comme le résultat d'un processus aléatoire ou stochastique défini par un ensemble de variables aléatoires spatialement dépendantes.

Soit $z(u)$ la valeur de Kfs observée à l'endroit non échantillonné u défini par les coordonnées x - y dans un espace à deux dimensions. Le variogramme qui constitue la pierre angulaire de toute analyse géostatistique, permet de formaliser l'intuition qui dit que des observations provenant de 2 endroits proches dans l'espace seront plus semblables que celles provenant de 2 endroits plus éloignés. Le variogramme mesure la dissimilarité moyenne entre deux endroits (u et $u + h$) séparés par un vecteur h (direction et distance).

Le variogramme expérimental

Le variogramme expérimental est calculé, en se basant sur les données de l'échantillon, selon la formule suivante :

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{\alpha=1}^{N(h)} [z(u_{\alpha}) - z(u_{\alpha} + h)]^2 \quad (3)$$

où

$N(h)$: Nombre de paires de données séparées par le vecteur h ;

$z(u_{\alpha})$ et $z(u_{\alpha} + h)$: Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation observées aux endroits et, respectivement, et séparés par le vecteur h .

L'analyse structurale cherche à définir et déterminer les principales caractéristiques du variogramme, essentiellement son comportement à l'origine et à l'infini. En général,

le variogramme croît en fonction de h pour atteindre un plateau. La variance correspondant au plateau s'appelle palier (C). La distance h qui correspond au palier s'appelle la portée (a). C'est la distance au-delà de laquelle les valeurs de deux mesures ne sont plus corrélées.

On remarque qu'en général il y a une discontinuité à l'origine et la valeur de $\gamma(h)$ est différente de 0. En fait, il prend une valeur C_0 , appelée effet pépite. Cet effet représente les erreurs des valeurs de mesure et d'échantillonnage.

Modélisation du variogramme

La modélisation de la variabilité spatiale constitue une étape clé entre la description de la variabilité spatiale et la prédiction de la perméabilité du sol aux endroits non échantillonnés.

Le choix du modèle permet la détermination des valeurs du variogramme en s'ajustant au variogramme expérimental et en obtenant des variances positives. Les modèles permis, aussi appelés modèles autorisés, les plus fréquemment utilisés sont l'exponentiel, le gaussien et le sphérique. A ces derniers, peut s'ajouter l'effet pépite.

Interpolation spatiale : le krigeage

La méthode géostatistique de prédiction spatiale s'appelle le krigeage, qui est un ensemble d'algorithmes de régression au sens des moindres carrés généralisés (Goovaerts, 1997).

Cet outil nous a permis de prédire les valeurs de Kfs ($z(u_0)$) aux endroits non échantillonnés u_0 en se basant sur la série des données observées de la conductivité hydraulique à saturation.

Tous les prédicteurs du krigeage sont des variantes du prédicteur de régression linéaire suivant :

$$Z^*(u_0) - m(u_0) = \sum_{\alpha=1}^{n(u_0)} \lambda_{\alpha} \{Z(u_{\alpha}) - m(u_{\alpha})\} \quad (4)$$

où $L_{\alpha}(u)$ représente le poids assigné à la donnée, $z(u_{\alpha})$ observée à l'endroit u_{α} et interprétée comme une variable aléatoire $Z(u_{\alpha})$. Le krigeage ordinaire est le plus utilisé où la tendance moyenne $m(u_{\alpha})$ est considérée constante pour un voisinage local noté $W(u)$. Le système de krigeage ordinaire, qui doit

être résolu pour déterminer les poids $L_\alpha(u)$, est :

$$Z^*(u_0) = \sum_{\alpha=1}^{n(u_0)} \lambda_\alpha Z(u_\alpha) \quad (5)$$

L'analyse structurale a été faite grâce à l'utilisation du logiciel Variowin (Pannatier, 1996) alors que l'interpolation spatiale a été réalisée par l'utilisation du logiciel Geslib (Deutsch et Journel, 1998).

Résultats et discussion

Analyse exploratoire des données

La Figure 3 montre la configuration spatiale avec les valeurs observées de la conductivité hydraulique à saturation.

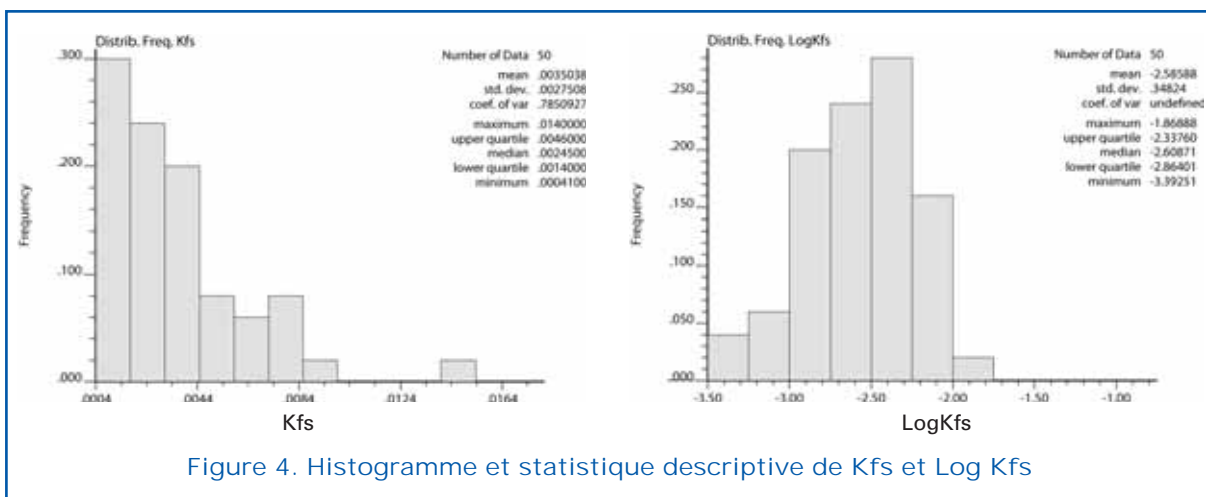
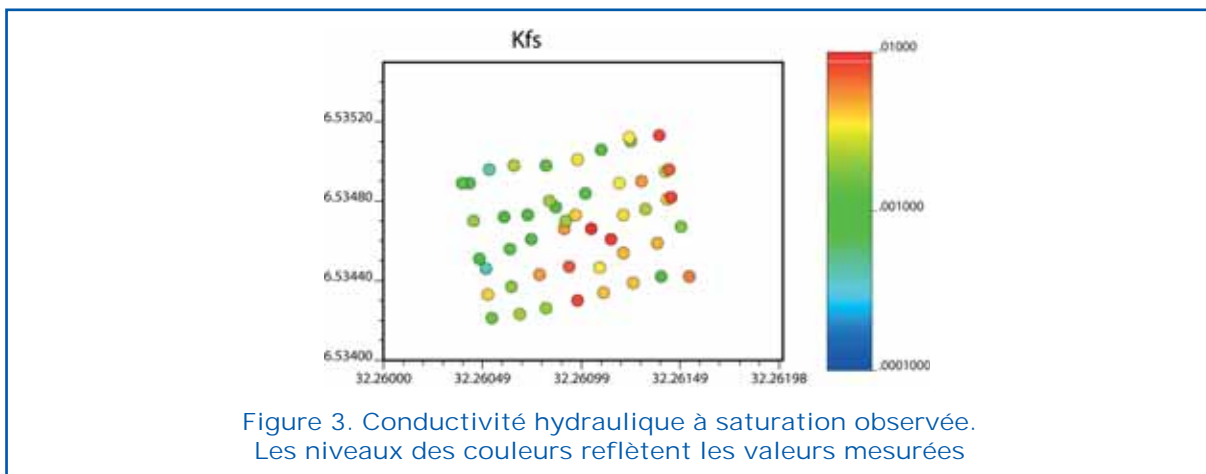
La Kfs a une valeur moyenne, de l'ensemble des données, de 12.58 cm/h et un coefficient de variation de 77.7 %. Pourtant, le - Log Kfs enregistre une moyenne de 2.58 et un coefficient de variation de 13.4%.

La distribution du Kfs est très asymétrique, ce qui se voit sur la forme de la courbe ainsi que la différence entre la médiane et la moyenne qui est de l'ordre de 30%, ce qui est conséquent. En revanche, si on trace l'histogramme du logarithme de cette série, la courbe obtenue (Figure 4) est beaucoup plus symétrique, et l'écart entre médiane et moyenne est d'environ 1%. Cette distribution est plus proche d'une distribution selon une loi log-normale.

Analyse structurale

Le variogramme expérimental de Kfs est de type borné, il montre une augmentation de semi-variance jusqu'à une certaine distance (portée); cette dernière s'interprète comme la distance maximale d'auto-corrélation entre deux points.

Le modèle exponentiel a été ajusté pour le variogramme expérimental. Les paramètres caractéristiques de ce variogramme figurent dans le tableau ci-dessous.



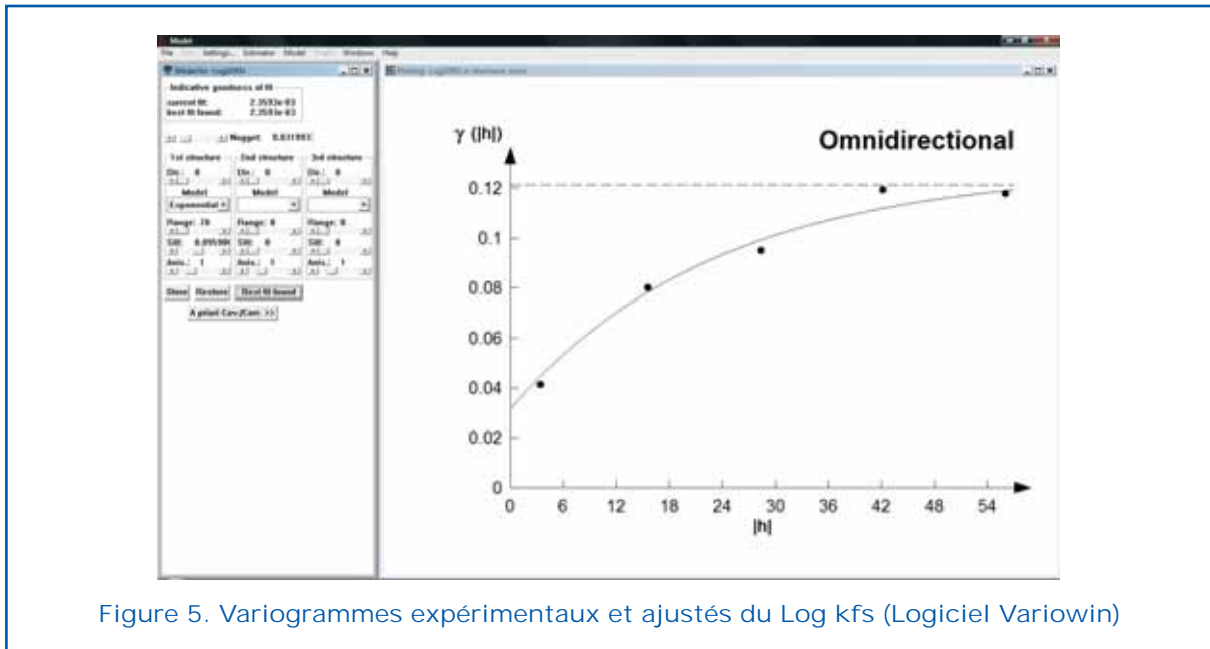


Figure 5. Variogrammes expérimentaux et ajustés du Log kfs (Logiciel Variowin)

Tableau 1. Valeurs des paramètres du variogramme expérimental

Propriété	Modèle	Effet pépité	Portée (m)	Palier
LogKfs	Exponentiel	0,032	70	0,096

La portée de la dépendance spatiale est de l'ordre de 70 m. La conductivité hydraulique à saturation montre un effet pépité relatif (variance effet pépité/ variance du palier) significatif de 33 %. Ce résultat est en accord avec les coefficients de variation présentés précédemment.

Cartographie de la perméabilité du sol

Afin d'obtenir les cartes de distribution spatiale de Kfs dans leur unité d'origine, on pro-

cédera à une transformation par la formule suivante:

$$\bar{Z}^* = \exp \left\{ -\bar{Y}^* \times \ln 10 + 0,5 \sigma_Y^2 \times (\ln 10)^2 \right\} \quad [3]$$

$$\sigma_Z^2 = \mu^2 \exp \left(\sigma_Y^2 \times (\ln 10)^2 \right) \left[1 - \exp \left(-0,5 \sigma_Y^2 \times (\ln 10)^2 \right) \right]$$

où μ est la moyenne de Z.

L'infiltration présente deux zones bien distinctes, l'une au Nord-Ouest étant relativement peu perméable et où le Kfs se situe autour de 10^{-3} cm/s (en bleu sur la carte de la Figure 6), l'autre au Sud-est plus perméable, où le Kfs se situe vers 5.10^{-3} cm/s (en rouge).

[3] Y^* sont les estimations des $-\log(Kfs)$, Z^* du Kfs.

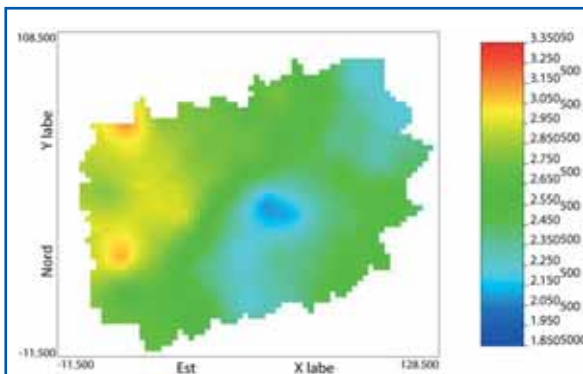


Figure 6. Carte $-\log(Kfs)$

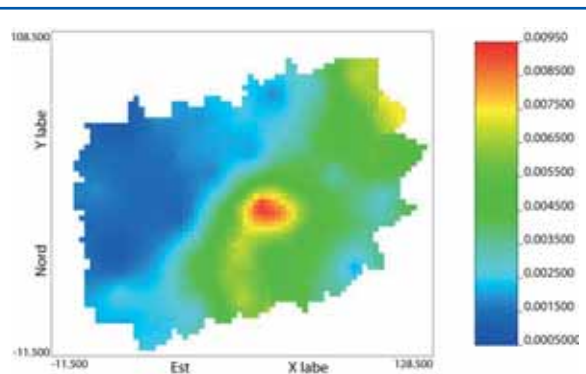


Figure 7. Carte finale du Kfs (échelle arithmétique)

Validation du modèle

Pour la validation du modèle nous avons opté pour une validation croisée. En écartant une mesure et en estimant la valeur du paramètre par krigeage, nous avons obtenu 50 erreurs d'estimation présentés dans les deux figures 8 et 9.

Dans la figure 8, l'histogramme des erreurs Z^*-Z [4] présente un coefficient d'asymétrie de l'ordre de -0,15 et une moyenne strictement positive de 0,015. L'erreur se situe entre 2 et 5 % pour les mesures qui ont un voisin proche (<16 m) et des valeurs entre 10 à 20% pour les mesures situées en bordure.

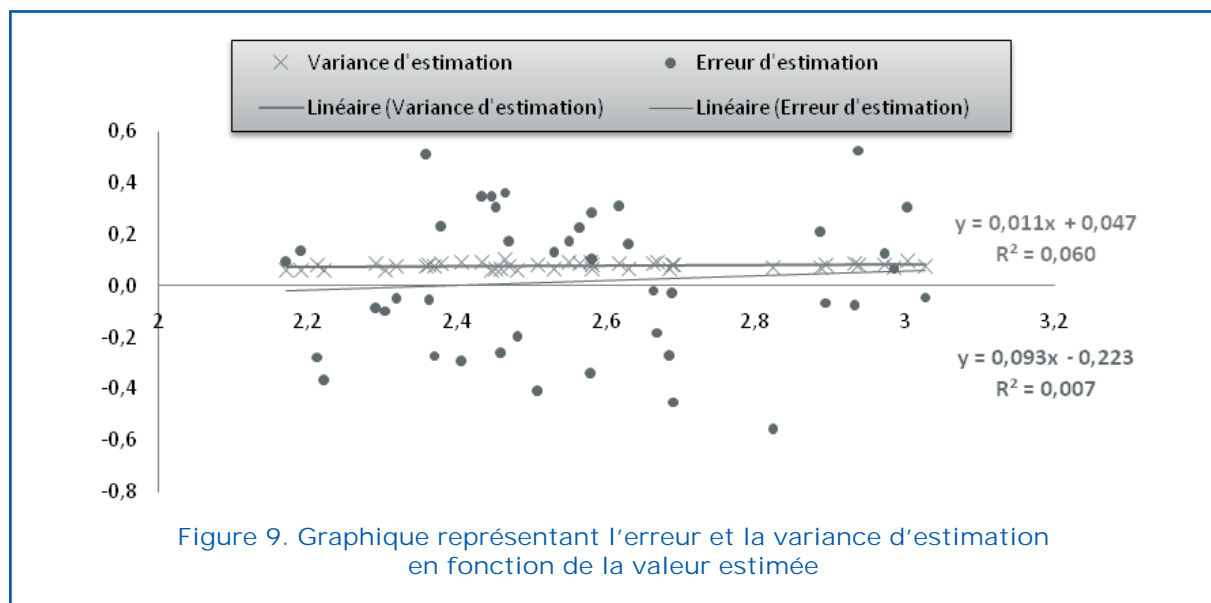
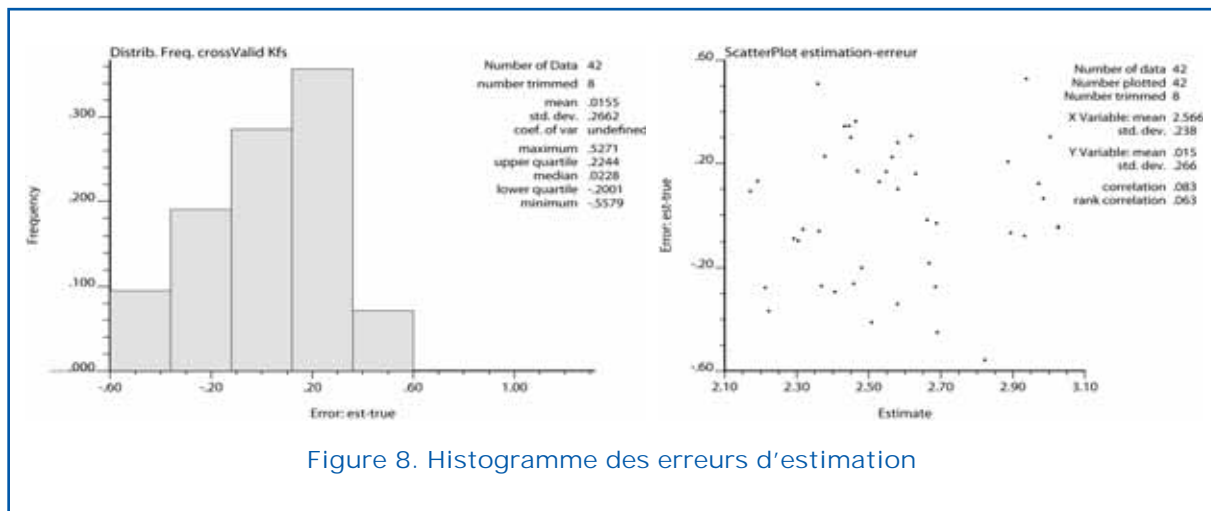
La variance d'estimation est moins biaisée

que l'erreur et la corrélation entre l'erreur et la valeur estimée reste très faible ($\rho = 0,08$), ce qui permet de déduire que la variance de l'erreur est indépendante de l'estimation (Figure 9). Le modèle choisi a une légère tendance à surestimer les données interpolées ce qui signifie une sous-estimation de l'infiltration. Ce qui précède confirme la validité du modèle choisi pour décrire la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique à saturation étudié à l'échelle parcellaire.

Conclusions

Cette étude a montré l'intérêt et la possibilité de décrire la variabilité spatiale des paramètres hydrodynamiques du sol et l'opportunité de fournir des outils d'aide à la décision

[4] L'erreur entre la valeur prédite par le krigeage et celle qui a été enlevée du calcul.



(carte, modèle,...). Ceci, est dans le but de mieux préserver les ressources naturelles et s'adapter d'avantage au contexte climatique actuel à travers l'utilisation efficiente de l'eau et une connaissance plus poussée des comportement hydrodynamique du sol à l'échelle de l'exploitation.

Le cas étudié était basé sur l'échelle du mètre. Cependant, toute autre échelle peut être utilisée. Sachant que le rendement d'une culture est fonction de différents facteurs édaphiques, climatiques et anthropiques, l'optimisation de l'utilisation de l'eau d'irrigation et sa rationalisation doit nécessairement tenir compte de la variabilité spatiale de chacun de ses facteurs ainsi que de leurs effets conjoints. De même, l'analyse de la réponse des cultures à la variabilité des propriétés du sol peut contribuer à la connaissance du rôle des effets spatiaux dans les relations culture-sol.

La géostatistique a montré, depuis le début de son application à l'étude des sols et de leurs propriétés, sa contribution à une meilleure compréhension de leur variabilité spatiale. Cette compréhension a été mise à profit pour concevoir de façon optimale les plans d'échantillonnage (Faltman et al, 1987; Fagroud et Van Meirvenne, 2002), les protocoles expérimentaux (Bhatti et al, 1991; Dutilleul, 1993; Fagroud, 2001), l'évaluation des risques de déficience ou d'excès (Ajerame, 1997; Castrignanò et al, 2000; Goovaerts, 2001) et la mise en œuvre de l'agriculture de précision (McBratney et Pringle, 1997; Pierce et Nowak, 1999; Wong et al, 2001; Douaik, 2005) pour une meilleure productivité à moindre coût tout en préservant le milieu naturel.

Références bibliographiques

- Bourennane H, King D, Chéry P et Bruand A. (1996). Improving the kriging of a soil variable using slope gradient as external drift. *Europ. Jour. Soil Sci.* 47: 473-483.
- Burgess TM et Webster R. (1980). Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semi-variogram and punctual kriging. *Jour. Soil Sci.* 31: 315-331.
- Christakos G, Bogaert P et Serre M. (2002). *Temporal GIS: Advanced Functions for Field-Based Applications*. Springer-Verlag: New York, NY.
- Deutsch CV et Journel AG. (1998). *GSLIB: geostatistical software library and user's guide*. 2nd edition. Oxford University Press: New York.
- Douaik A. (2005). *Evaluation of the space-time variability of soil salinity by statistical, geostatistical and Bayesian maximum entropy methods*. Thèse de doctorat, Université de Gand, Gand, Belgique.
- Douaik A, Van Meirvenne M et Toth T. (2004). Space-Time mapping of soil salinity using probabilistic Bayesian maximum entropy. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 18: 219-227.
- Ghanem H. (1981). Contribution à la connaissance des sols du Maroc: genèse, classification et répartition des sols des régions des Zaers, de la Basse Chaouia et des Sehoulis (Meseta Atlantique marocaine). *Les cahiers de la Recherche Agronomique*, numéros 37 et 38. INRA, Rabat.
- Goovaerts P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press: New York.
- Goovaerts P. (2001). Geostatistical modeling of uncertainty in soil science. *Geoderma* 103: 3-26.
- Knighton RE et James DW. (1985). Soil test phosphorus as a regionalized variable in leveled land. *Soil Sci. Soc. Am. Jour.* 49: 675-679.
- Kozar B, Lawrence R et Long DS. (2002). Soil phosphorus and potassium mapping using a spatial correlation model incorporating terrain slope gradient. *Precis. Agric.* 3: 407-417.
- Matheron G. (1963). Principles of geostatistics. *Econ. Geol.* 58: 1246-1266.
- Mueller TG, Pierce FJ, Schabenberger O et Warncke DD. (2001). Map quality for site-specific fertility management. *Soil Sci. Soc. Am. Jour.* 65: 1547-1558.
- Pannatier Y. (1996). *Variowin: software for spatial data analysis in 2D*. Springer-Verlag: New York.
- Pierce F. et Nowak P. (1999). Aspects of precision agriculture. *Adv. Agron.* 67: 1-85.
- Sparks DL. (1996). Methods of soil analysis. Part 3: Chemical methods and processes. *Soil Science Society of America Book Series 5*, American Society of Agronomy, Wisconsin, Madison, USA.

SPSS. (2003). *SPSS Base 12.0 User's guide*. SPSS Inc: Chicago, Illinois, USA.

Vauclin M, Vieira SR, Vachaud G et Nielsen DR. (1983). The use of cokriging with limited field soil observations. *Soil Sci. Soc. Am. Jour.* 47: 175-184.

Webster R et Oliver M. (2001). *Geostatistics for environmental scientists*. Wiley: New York.

Wong MTF, Corner RJ et Cook SE. (2001). A decision support system for mapping the site-specific potassium requirement of wheat in the field. *Austr. Jour. Experim. Agric.* 41: 655-661.

Yost RS, Uehara G et Fox RL. (1982). Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas. II: kriging. *Soil Sci. Soc. Am. Jour.* 46: 1033-1037.

Étude d'impact des changements climatiques sur les ressources hydriques du bassin versant de l'Ouergha (Rif – Maroc)

Boukrim S. (1), Lahrach A. (1) and Bouiniane A. (2)

- (1) Laboratoire de Géoressources et environnement. Faculté des Sciences et techniques, Fès., Maroc
(2) Agence du Bassin Hydraulique du Sebou, Fès, Maroc



Résumé

Le bassin versant de l'Ouergha couvre 7 300 km² au versant Sud rifain. est la région la plus pluvieuse du Maroc, alors que l'imperméabilité de ses terrains formés essentiellement des marnes crétacés lui empêche d'avoir des ressources en eau souterraines.

Cependant, ses ressources en eau de surface sont vulnérables aux plusieurs contraintes naturelles (notamment les changements climatiques) et anthropiques (surtout la surexploitation et la mauvaise gestion).

L'étude d'impact des changements climatiques mis en évidence : un réchauffement de 0,15°C/an et un déficit pluviométrique d'environ 4 mm/an observé de 1982/83 au 2007/08 qui forme la période la plus sèche qu'a connu le bassin de l'Ouergha.

La comparaison entre les deux périodes : 1957/58-1982/83 et 1982/83-2007/08 a montré une diminution des débits des oueds en suivant le même sens que l'évolution des pluies qui forme la force motrice de l'écoulement des eaux à la surface du bassin.

Ces débits ont été diminués en traçant des déficits hydrologiques considérables oscillant d'une station à l'autre de 40,8% à 49,5%.

Le rapport entre la lame d'eau tombée et celle ruisselée montre un déficit d'écoulement de 368,27 mm pendant les 25 ans de sécheresse et donc 15,4 m³/ans.

Le coefficient de ruissellement de 49,43% montre que 50% d'eau n'a pas été écoulee mais sûrement évaporée et évapotranspirée puisqu'elle ne peut pas s'infiltrer.

Cette situation critique que subissent les ressources en eau du bassin versant de l'Ouergha, exige une bonne gestion pour minimiser leurs pénuries surtout avec l'accentuation de la sécheresse météorologique, d'où un ensemble de perspectives et de recommandations sont proposées

Mots clé: Bassin de l'Ouergha, changements climatiques, impact, pluviométrie, réchauffement, sécheresse, déficit, gestion.

Introduction

Le bassin versant de l'Ouergha, régularisant presque le tiers des eaux superficielles du Maroc, est un site pilote pour l'étude d'impact des changements climatiques qui forment un vrai risque menaçant les ressources hydriques, surtout dans les régions dépour-

vues des eaux souterraines comme le cas de ce bassin.

Le présent travail a pour objectif de qualifier et quantifier l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau dans le bassin de l'Ouergha, ceci est fait par le biais d'une étude statistique, illustrative et comparative entre deux périodes.



Caractéristiques physiques de la zone d'étude

Le bassin versant de l'Ouergha couvre 7 300 km² sur le Maroc Nord atlantique, il occupe l'essentiel du versant Sud atlantique de l'arc rifain (Fig. 1).

Le substratum du bassin est formé essentiellement par des argiles et des marnes crétacées. Ces formations imperméables empêchent l'infiltration des eaux météoriques.

Le bassin de l'Ouergha a pour indice de forme de 1,6 ; avec 3 grandes zones topographiques distinctes:

- de haute altitude (> 1500 m);
- d'altitude moyenne (de 500 à 1500 m);
- collines et plaines des vallées (< 500 m).

Le bassin versant l'Ouergha est soumis à un climat de type méditerranéen où se succède une saison sèche estivale et une saison pluvieuse hivernale.

La situation géographique, privilégiée de la montagne rifaine, sur laquelle le bassin versant de l'Ouergha s'étend sur sa majeure partie, lui offre une flore riche et très variée (chênes, oliviers, céréales, cèdre).

Le réseau hydrographique du bassin versant de l'Ouergha s'écoule sur une longueur d'environ 1 486,5 km, les principaux affluents de l'Ouergha sont : S'ra, Amzaz, Aoulay et Aoudour.

Le bassin renferme quatre barrages, de l'amont vers l'aval: Asfalou, Bouhouda, Sahla et Al Wahda.

Paramètres climatiques

La température moyenne annuelle enregistrée dans est de l'ordre de 19°C (à partir de 1982/83).

Les plus fortes valeurs humidité sont enregistrées en décembre et janvier (>80 %), par

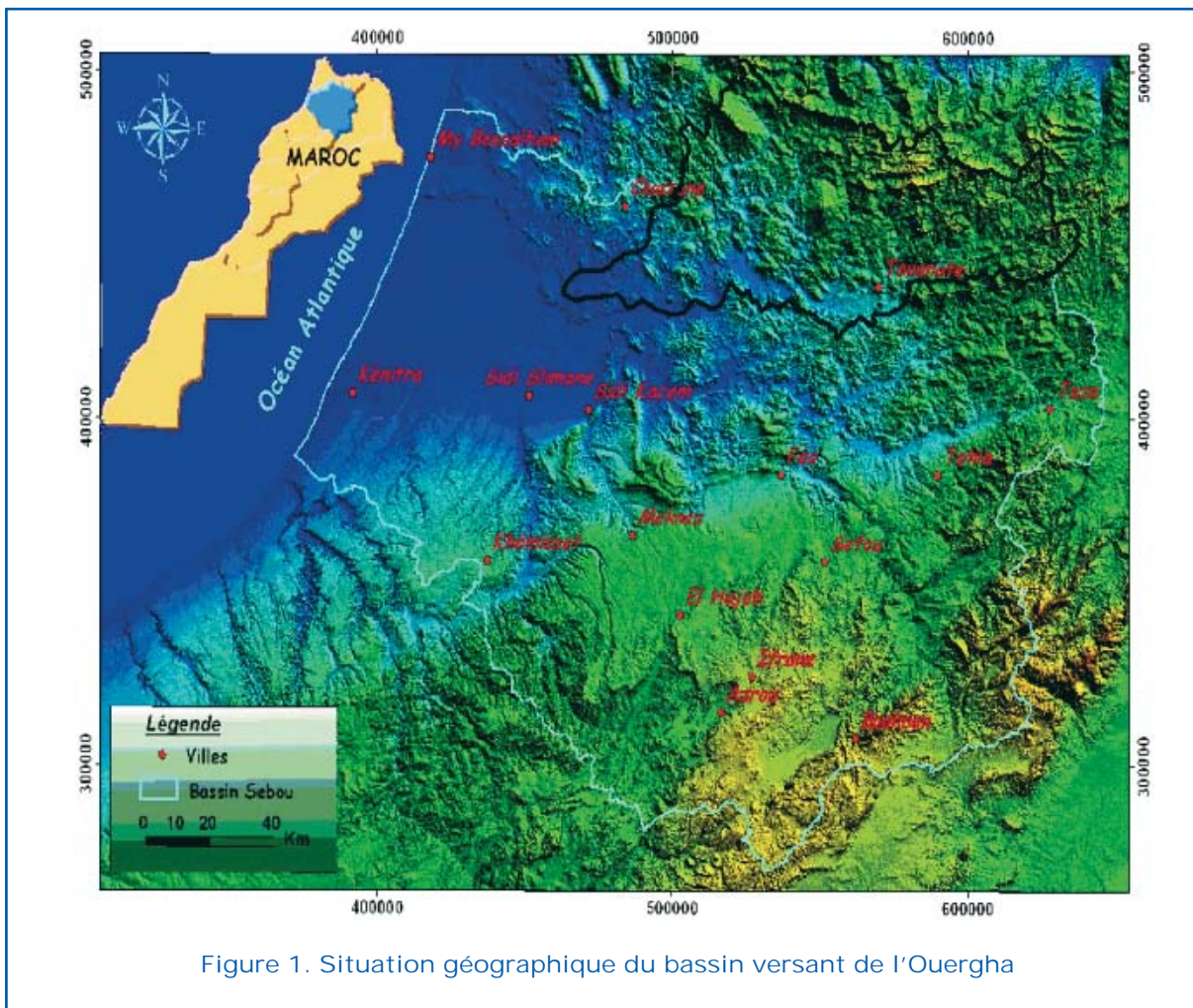


Figure 1. Situation géographique du bassin versant de l'Ouergha

contre elles ne dépassent pas 55% aux mois de juillet et août.

L'humidité moyenne annuelle est de 71,71 % permet de le classer le bassin d'Ouergha comme une zone humide.

L'évapotranspiration potentielle varie de 22 mm (janvier) à 162,3 mm (août).

L'évaporation mensuelle prend ses valeurs maximales de juin à septembre, alors qu'il atteint en décembre et en janvier les valeurs les plus faibles.

L'indice d'aridité de Martonne et l'indice pluviométrique de Moral sont de l'ordre de 31 et de 1,87, ce qui qualifie le bassin d'Ouergha comme zone subhumide à humide.

L'indice xérothermique de Gausson (Fig. 2) montre que la période humide s'étend de novembre à mars, Le mois le plus humide est Décembre où l'écart entre les deux pics est maximal.

La carte de la répartition de l'indice de pluies (Fig. 3) permet de distinguer les zones pluviométriquement homogènes du bassin d'Ouergha: Zone I : Partie Est ; Zone II : Partie Nord et Nord-Ouest ; Zone III : Partie Sud – Ouest. (Medjerab A., (2005)).

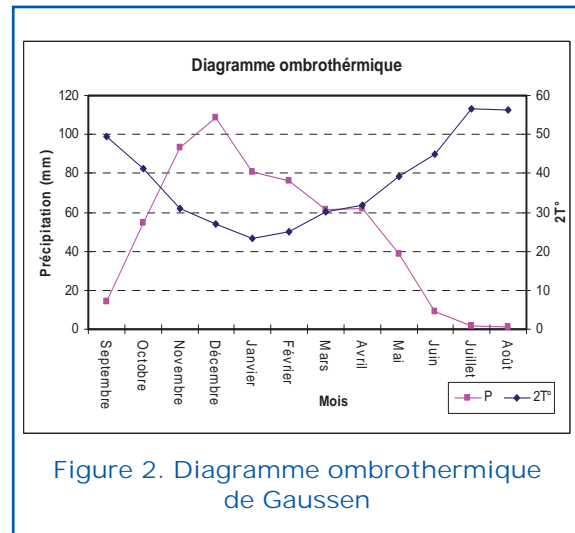


Figure 2. Diagramme ombrothermique de Gausson

Mise en évidence du changement climatique

Evolution thermique et pluviométrique

Pour mettre en évidence les changements climatiques que connaît une région, on étudie l'évolution des températures et de la pluviométrie mesurées dans les différentes

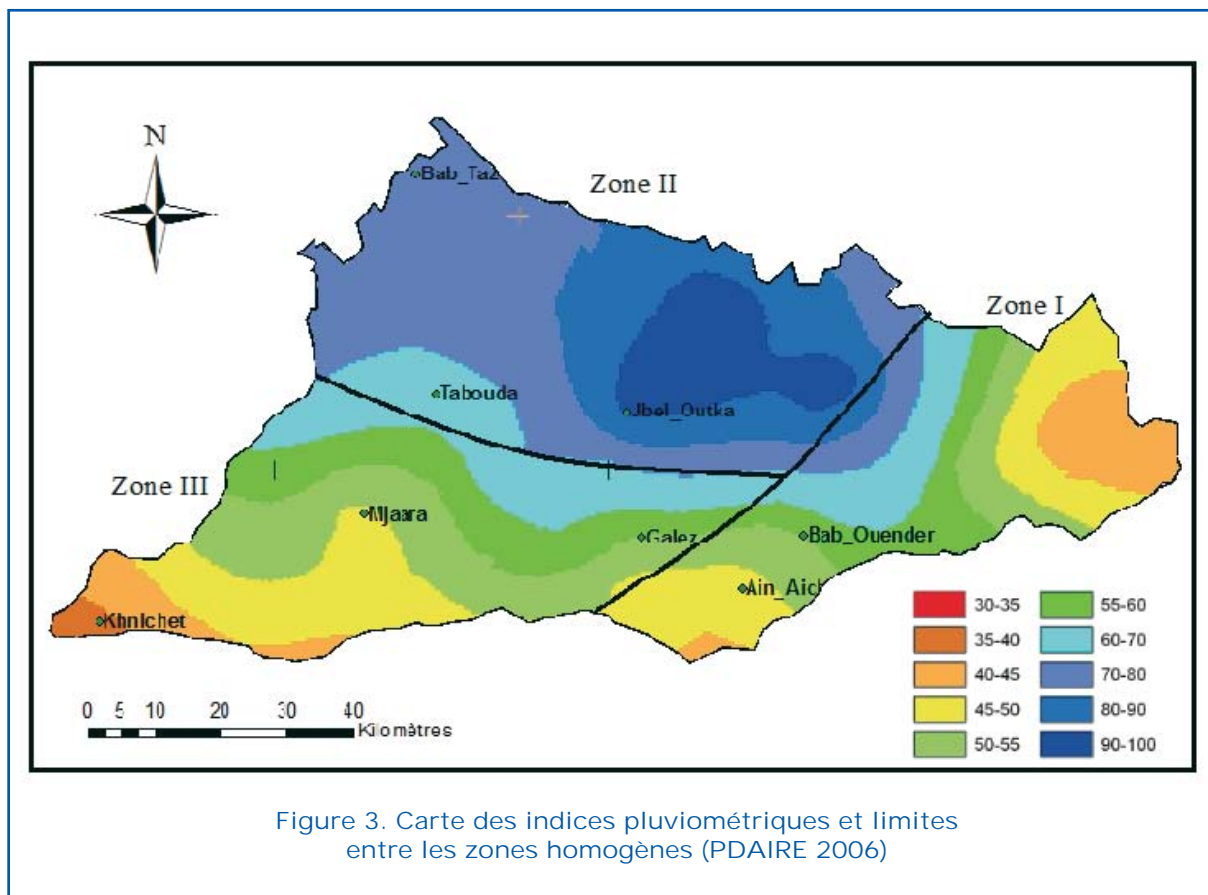


Figure 3. Carte des indices pluviométriques et limites entre les zones homogènes (PDAIRE 2006)

stations météorologiques de cette région (Lebourgeois F., Granier A. et Bréda.N., (2001).

Les températures dans le bassin d'Ouergha (Fig. 4) montrent une augmentation selon l'équation de la régression linéaire $Y = 0,25X + 17,51$ (entre 1986/1987 et 1998/1999) en traçant un réchauffement d'environ $0,15^{\circ}\text{C}/\text{an}$, alors que les pluies (Fig.4) sont variables avec une nette tendance vers la diminution, et une variabilité spatiale d'une station à l'autre, dont les conditions locales conditionnent la réponse aux conditions météorologiques.

Mise en évidence de la sécheresse météorologique

La Figure 5 montre l'existence de deux périodes:

- une période de forte pluviosité avec dominance des années humides (dominance

des années positivement écartées à la moyenne) de 1957/58 jusqu'au 1981/82 ;

- une période de faible pluviosité avec dominance des années sèches (négativement écartées la moyenne) à partir de 1982/83.

Évolution de la sécheresse météorologique

Pour suivre la sécheresse on fait la comparaison entre le nombre des années sèches et celui des années humides, (Morel R., (1995), (Fig. 6), montre une dominance des années sèches pendant la deuxième période, contrairement à la première.

La régression pluviométrique et l'atténuation de la sécheresse météorologique auront un impact négatif sur l'écoulement et les ressources en eau au bassin versant de l'Ouergha.

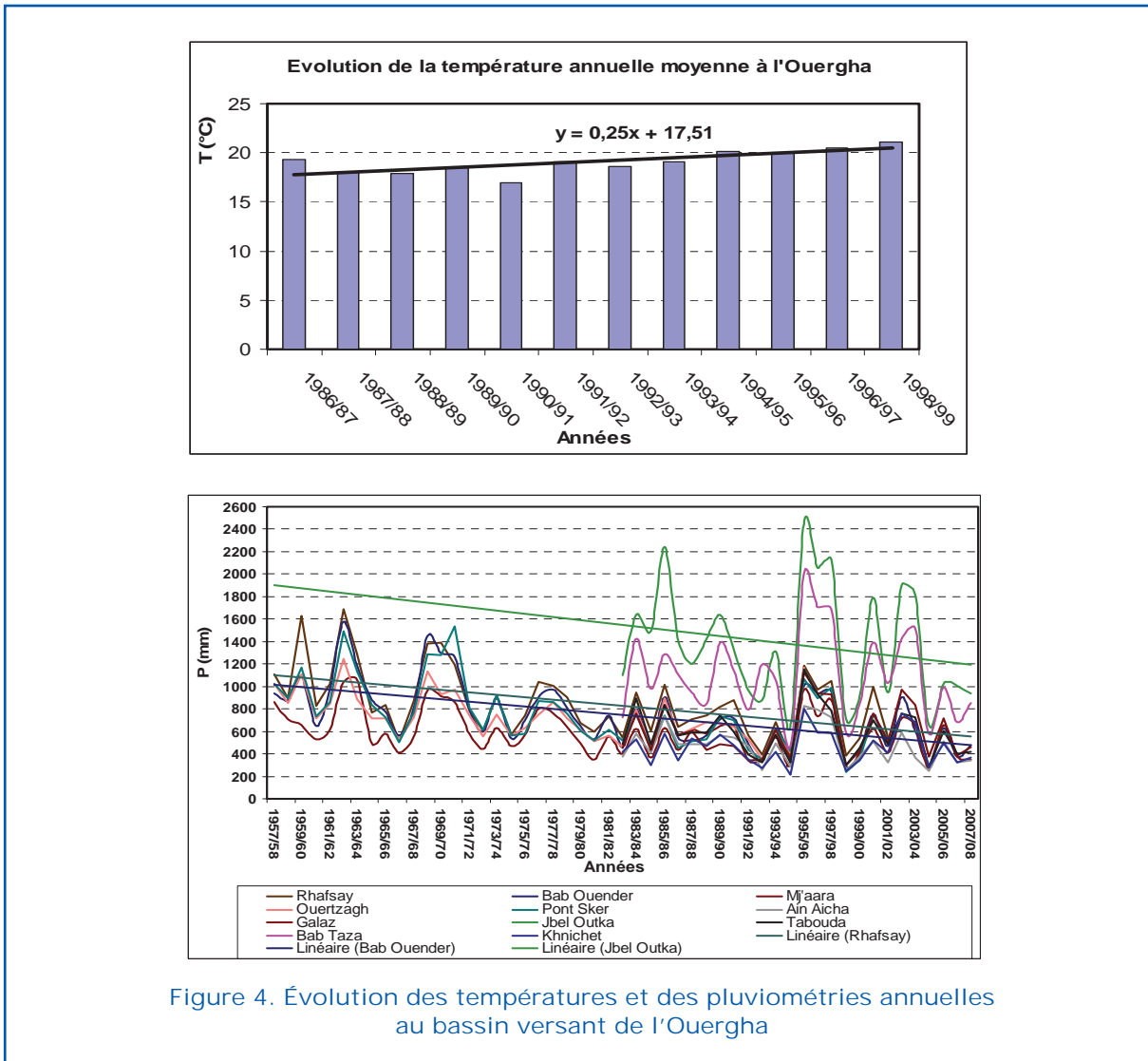


Figure 4. Évolution des températures et des pluviométries annuelles au bassin versant de l'Ouergha



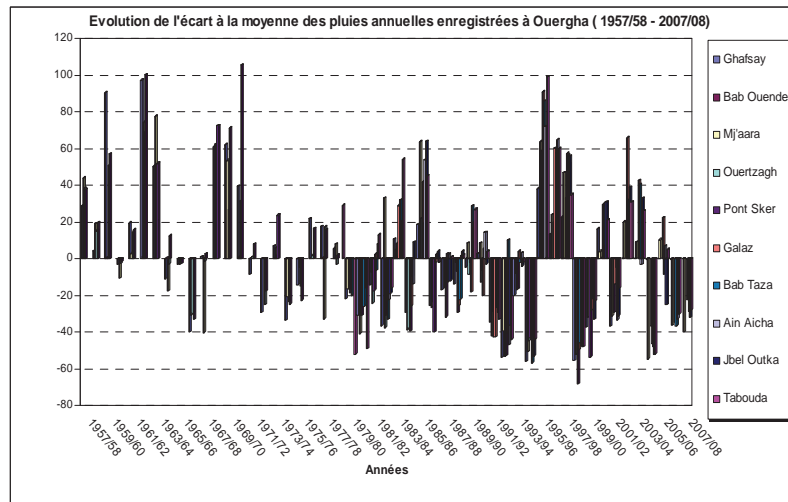


Figure 5. Évolution de l'écart à la moyenne de la pluviométrie de l'Ouergha

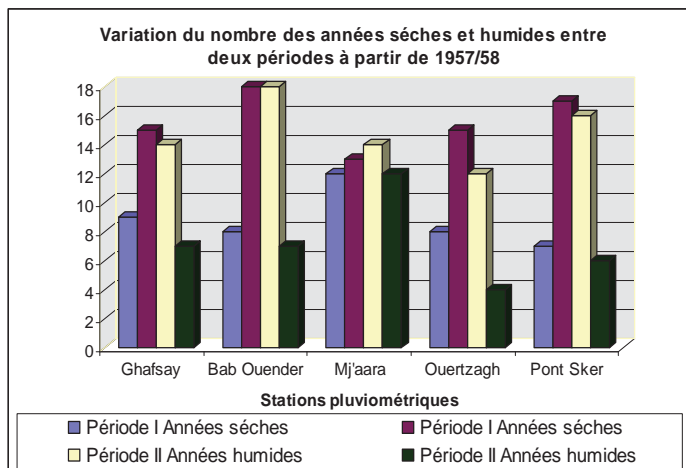


Figure 6. Suivi de la sécheresse météorologique entre deux périodes

Déficit pluviométrique

La comparaison entre les lames d'eau tombées durant les deux périodes (par 3 méthodes : moyenne arithmétique, les polygones de Teissen et la carte des isohyètes) a montré un déficit pluviométrique durant la deuxième période de 93,4 mm/25ans (3,74 mm/an).

Impact des changements climatiques sur les ressources hydriques

Mise en évidence du déficit hydrologique entre deux périodes

Les débits moyens annuels jaugés au niveau

des stations de l'Ouergha ont été diminués en traçant des déficits hydrologiques considérables oscillant entre 40,8% et 49,5%. Cette diminution des débits pourrait être liée à celle des pluies qui forme la force motrice de l'écoulement des eaux à la surface du bassin (Fig. 7).

Mise en évidence de la sécheresse hydrologique à Ouergha

On étudie la variabilité des débits annuels afin de distinguer les années excédentaires des années déficitaires. La Figure 8 montre une abondance des années hydrologiquement déficitaires d'écoulement par rapport aux années excédentaires.

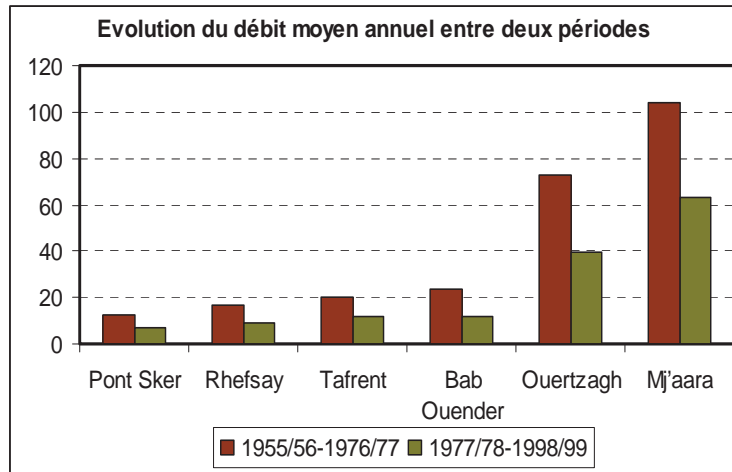


Figure 7. Débits moyens annuels entre deux périodes

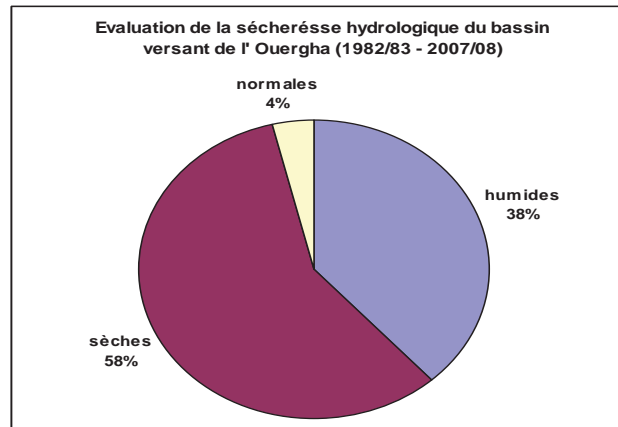


Figure 8. Pourcentage des années déficitaires (1982/83-2007/08)

Lame d'eau écoulée et déficit d'écoulement de la période sèche

La lame d'eau écoulée (Ec) de la période sèche varie de 189,4 mm (station Bab Ouen-der) à 569,8 mm (station Galaz).

Le rapport entre lame d'eau tombée et ruisselée durant la période sèche, montre un déficit d'écoulement de 368,27 mm, de moyenne de 15,35 m³ / ans, le coefficient de ruissellement de 49,43%. Ce qui montre que 50% d'eau n'a pas été écoulée mais surement évaporée et évapotranspirée.

Conclusion

L'étude du changement climatique du bassin de l'Ouergha à partir des années 1982 montre

que l'Ouergha a connu un réchauffement de 0,15°C/an qui a provoqué une forte évaporation et évapotranspiration (493 mm / an).

L'étude de la pluviométrie enregistrée depuis 1956/57 a fait distinguer une période humide (1956/57-1982/83) d'une période sèche (1982/83 à 2007/08) durant laquelle 58 % des années sont sèches avec un déficit pluviométrique de 3,75 mm/an, qui a causé un déficit hydrologique de 40,8% à 49,5 % et un déficit d'écoulement de 15,35 m³/an.

Le coefficient de ruissellement : 49,5% indiquant que 50 % des eaux de pluie ont été évaporée.

Le réchauffement climatique et la régression pluviométrique s'ajoutent aux conditions intrinsèques du bassin de l'Ouergha (imperméabilité des terrains) pour augmenter sa vulnérabilité à la pénurie d'eau et nous obliger

à adapter des bonnes méthodes de gestion des eaux météorologiques.

Références bibliographiques

Agence du Bassin Hydraulique de Sebou (2006). Étude d'actualisation du plan directeur d'aménagement intégré des ressources en eau (PDAIRE) du bassin hydraulique de Sebou. Mission I, 129 p.

Medjerab A. (2005). Étude pluviométrique de l'Algérie nord- Occidentale « Approche

statistique et cartographique automatique ». Thèse de doctorat en climatologie, Université Houari Boumediene, Algérie, 705 p.

Morel R. (1995). La sécheresse en Afrique de l'Ouest. Revue géographie de Lyon, Sahel, vol. 70, n° 3 4, pp. 215-222.

Lebourgeois F., Granier A. et Bréda.N. (2001) Une analyse des changements climatiques régionaux en France entre 1956 et 1997 : réflexions en termes de conséquences pour les écosystèmes forestiers. INRA, EDP Sciences, pp. 733–754.

État des lieux des blooms toxiques à cyanobactéries, qu'est-ce que l'avenir nous réserve?

Does inventory of fixtures of toxic blooms with cyanobacteries, what the future reserve to us?

M. El Haji (1), A. Carriere (2), M. Prevost (2) et B. Oudra (3)

(1) Faculté Polydisciplinaire de Taza, Biotechnologie et valorisation des ressources naturelles, Route d'Oujda, B.P. 1223, Taza, Maroc. mouniae@free.fr

(2) École Polytechnique de Montréal, Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable, Génies Civil, Géologique et des Mines, C.P. 6079, succ Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7.

(3) Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Département de Biologie, Laboratoire de Biologie et Biotechnologie des Micro-organismes, Equipe de recherche «Microbiologie et Toxicologie environnementales», B.P 2390, Marrakech, 40 000 Maroc



Résumé

La réalité des changements climatiques dus à l'augmentation des gaz à effet de serre, et notamment du CO₂, fait désormais l'objet d'une problématique bien affirmée. Les études les plus récentes de l'IPCC montrent que la température moyenne de la surface du globe pourrait augmenter de 1,4 à 5,8°C d'ici à 2100 [1]. Par rapport au cycle de l'eau, ce réchauffement global entraîne une augmentation de l'évaporation et, par suite, des précipitations moyennes à l'échelle du globe.

L'objectif de cet article est l'étude de l'influence des changements climatiques sur les ressources en eau en relation avec les changements des contraintes anthropiques directes, notamment celles qui sont liées à l'agriculture. Cette influence est évaluée par estimation de l'évolution de la fréquence et l'intensité des fleurs algales pouvant causer des problèmes de goûts et odeurs et l'apparition de toxines d'algues pour lesquelles une valeur guide a été récemment émise par l'Organisation Mondiale de la santé (OMS). L'action anthropique, induite par l'agriculture et l'élevage, dans les environs des sources d'eau potable, fait augmenter la charge en matière organique et favorise la prolifération d'algues nuisibles. Ces derniers, produisent potentiellement des toxines et des composés générateurs d'odeurs et de goût désagréables (MIB, géosmine, nonadiénal, etc.). De plus, l'abondance d'algues constitue une biomasse importante qui, lors de sa décomposition entraîne une libération de matière organique, détériorant également la qualité de la source. Une corrélation avec les changements climatiques récents et l'étude de scénarios probables permettront d'évaluer l'ampleur et les conséquences de ces changements. Un état des lieux de la prolifération des algues et l'étude de leur distribution permettront d'avoir une idée de l'impact des facteurs environnementaux sur la croissance des cyanobactéries. Par ailleurs, dans le cadre d'un projet conjoint entre le Maroc et le Canada, nous travaillons sur l'impact des changements climatiques sur la prolifération des algues. Nous présenterons, dans cet article, une synthèse de l'état des blooms toxiques à cyanobactéries dans ces deux pays.

Mots clés : algues, changements climatiques, cyanobactéries, distribution, impact.



The reality of the climatic changes due to the increase in gases for purpose of greenhouse, and in particular in CO₂ is the subject from now on of quite marked problems. The most recent studies of the IPCC show that the average temperature of the surface of the sphere could increase by 1.4 to 5.8°C in 2100 [1]. Compared to the cycle of water, this total reheating involves an increase in evaporation and, consequently, precipitations on the sphere.

The aim of this work is the study of the influence of the climatic changes on the water resources in relation to the changes of the direct anthropic constraints, in particular those which are related to agriculture. This influence is evaluated by estimate of the evolution of the frequency and the intensity of the flowers algales being able to cause problems of tastes and odours and the appearance of toxins of algae for which a value guides was recently emitted by the World Health Organization (WHO).

The anthropic action, induced by agriculture and the breeding, in the surroundings of the sources of drinking water, makes increase the organic matter load and supports the proliferation of harmful algae which potentially produce toxins and generating compounds of unpleasant odours and taste (MIB, géosmine, nonadiénal, etc.). The abundance of algae constitutes a significant biomass which can induce phenomena of organic matter decomposition, also deteriorating the quality of the source.

A correlation with the recent climatic changes and the study of the probable scenarios will make it possible to evaluate the consequences of these changes.

An inventory of fixtures of the proliferation of the algae and study of their distribution will allow having an idea of the impact of the environmental factors on the growth of the cyanobacteries. ; In addition, within the framework of a project united between Morocco and Canada, we work on the impact of the climatic changes on the proliferation of the algae. We will present, in this work, a synthesis of the state of toxic blooms with cyanobacteries in these two countries.

Introduction

La problématique des proliférations massives de cyanobactéries existe dans le monde entier et touche notamment les eaux douces. Certaines cyanobactéries peuvent contenir et libérer différentes toxines, appelées cyanotoxines [2]. Ces cyanotoxines peuvent causer des allergies, des irritations (dermatotoxines), des maladies du foie, des gastro-entérites (hépatotoxines : comme les microcystines), des dommages au système nerveux pouvant aller jusqu'à provoquer la mort (neurotoxines) [3].

En raison des problèmes de toxicité liés aux proliférations de cyanobactéries surtout par temps de chaleur, plusieurs pays ont émis des lignes directrices. Au Canada, une teneur limite de 1,5 µg/L de toxines a été proposée pour l'eau destinée à la consommation. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) préconise une teneur de l'ordre de 1,0 µg/L de même que les États-Unis alors que l'Australie établit la limite à 1,3 µg/L [4].

Au niveau de la santé publique, les microcystines sont les plus étudiées car elles sont, d'une part, fréquemment identifiées dans des fleurs d'eau et, d'autre part, persistantes dans le milieu ([5] ; [6] et [7] dans [3]).

Les cyanobactéries : une problématique mondiale

Dans le monde

Les cyanobactéries forment un groupe ancien de procaryotes se retrouvant partout sur la surface du globe, autant sur les côtes de l'Antarctique que dans les sources volcaniques [8]. La problématique associée aux cyanobactéries et leurs toxines a pris de l'ampleur au fil des années, comme en témoignent les nombreuses revues de littérature ([2] ; [8] et [9]) sur le sujet. Le tableau 1 regroupe les espèces toxiques localisées dans différents pays [2]. L'ampleur de ces résultats démontre bien que cette problématique grandissante est répandue à l'échelle planétaire. En effet, les genres responsables de la majorité des cas d'intoxications et de fleurs d'eau répertoriées à travers les continents sont *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* et *Aphanizomenon* [10]. L'espèce dominante la plus commune et hautement toxique identifiée dans les lacs d'Europe (tels les lacs du Bourget et le Léman en France) est *Planktothrix rubescens*. L'analyse des échantillons dans un certain nombre de pays

(Figure 1) indique que la toxicité est présente dans environ 60% des échantillons contenant des cyanobactéries [11].

Au Maroc

Au Maroc, de nombreux cas d'intoxications de poissons, d'oiseaux aquatiques et de bétail, sont observés dans des réservoirs et

lacs peu profonds. Les causes exactes de ces intoxications ne sont pas bien définies. Cependant, les cyanobactéries qui prolifèrent régulièrement dans les plans d'eau concernés sont suspectées. Les études taxonomiques, écologiques et toxicologiques menées depuis 1994 sur plusieurs lacs de barrages montrent que parmi les 26 lacs utilisés pour l'approvisionnement en eau

Tableau 1. Espèces de cyanobactéries toxiques et leur répartition géographique [2]

Espèces toxiques	Localité des cyanotoxines	Nature des cyanotoxines
<i>Anabaena spp.</i>	Finlande	Anatoxin-a
<i>Aphanizomenon sp.</i>	Finlande	Anatoxin-a
<i>Cylindrospermum sp.</i>	Finlande	Anatoxin-a
<i>Planktothrix sp.</i>	Finlande	Anatoxin-a
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Norvège	Microcystins
<i>P. agardhii</i>	Norvège	Microcystins
<i>Planktothrix formosa</i>	La Norvège	Homoanatoxin-a
<i>Anabaena blooms</i>	Allemagne	Anatoxin-a
<i>Aphanizomenon blooms</i>	Allemagne	Anatoxin-a
<i>Anabaena sp.</i>	Irlande	Anatoxin-a
<i>Oscillatoria sp.?</i>	Irlande	Anatoxin-a
<i>Oscillatoria sp. Benthic</i>	Ecosse	Anatoxin-a
<i>Oscillatoria limosa</i>	Suisse	Microcystins
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Monde entier	Microcystins
<i>Anabaena planctonica bloom</i>	Italie	Anatoxin-a
<i>Anabaenopsis millerii</i>	Grèce	Microcystins
<i>Nostoc sp.</i>	Angleterre	Microcystins
<i>N. spumigena</i>	Mer Baltique	
<i>C. raciborskii</i>	Hongrie	Cylindrospermopsin
<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	Israël	Cylindrospermopsin
<i>Anabaena spp.</i>	Egypte	Microcystins
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Brésil	Saxitoxins
<i>Nodularia spumigena</i>	Australie	Nodularins
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Australie	Cylindrospermopsin
<i>Anabaena circinalis</i>	Australie	Saxitoxins
<i>N. spumigena</i>	Nouvelle Zélande	Nodularins
<i>Haphalosiphon hibernicus (soil isolate)</i>	Etats-Unis	Microcystins
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Etats-Unis	aquae Saxitoxins
<i>Lyngbya wollei</i>	Etats-Unis	Saxitoxins
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Canada	Microcystins
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Canada	Anatoxin-a
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Canada	Anatoxin-a (S)
<i>M. viridis</i>	Japon	Microcystins
<i>Umezakia natans</i>	Japon	Cylindrospermopsin
<i>Anabaena sp.</i>	Japon	Anatoxin-a (très peu)
<i>Microcystis sp.</i>	Japon	Anatoxin-a (très peu)
<i>Planktothrix agardhii</i>	Chine	Microcystins

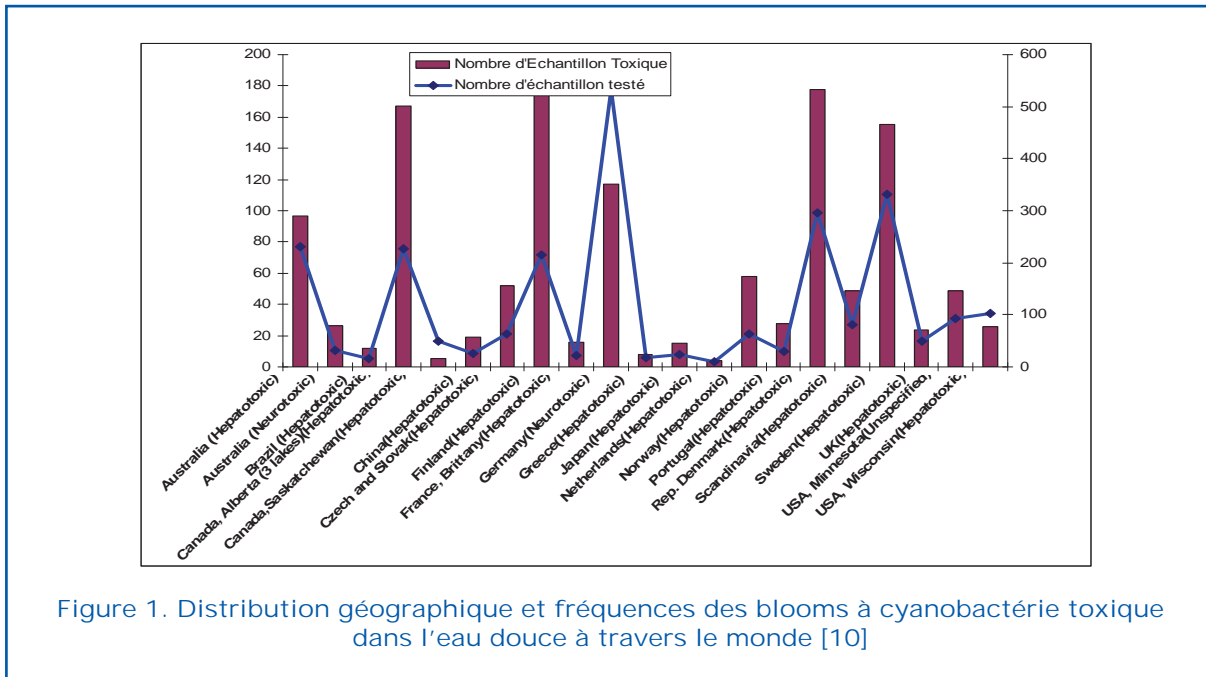


Figure 1. Distribution géographique et fréquences des blooms à cyanobactérie toxique dans l'eau douce à travers le monde [10]

potable [12], 18 contiennent au moins une espèce de cyanobactérie potentiellement toxique et le genre *Microcystis* est largement dominant (*Microcystis aeruginosa* f. *aeruginosa*, *M. aeruginosa* f. *flos-aquae*, *M. ichthyoblabe*, *M. pulverea* f. *delicatissima*). Parmi 150 taxons de cyanobactéries inventoriés dans divers plans d'eau du Maroc, 35 sont répertoriés comme étant potentiellement toxiques. Pour certaines espèces, la toxicité des extraits du matériel algal lyophilisé à partir des blooms naturels ou des souches isolées a été confirmée par le test sur les souris et les microcystines quantifiées par la technique d'analyse ELISA. Enzyme-linked immunosorbent assay. Au terme de cette étude, les genres *M. icro-*

cystis, *Aphanizomenon* et *Plankthothrix* sont ceux qui occasionnent fréquemment des blooms en été et en automne.

Une liste de localisation de cyanobactéries et de leur origine a été proposée (tableau 2). Le tableau 3 récapitule la distribution des souches de cyanobactéries potentiellement toxiques dans les lacs de barrage et les plans d'eau naturels du Maroc.

Au Canada

Au Canada, des toxines ont été mesurées dans plusieurs provinces. Les genres de cyanobactéries toxiques les plus communément identifiées au Québec sont : *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis* et *Gloetrichia* [15].

Tableau 2. Liste de localisation de cyanobactéries et de leurs origines [13]

Espèces	Origine de l'échantillon prélevée et utilisation de l'eau
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Réservoir Takerkoust (irrigation, loisirs, et prévision pour l'alimentation en eau potable)
	Réservoir El Massira (eau potable, irrigation et loisirs)
	Deroua Beni-Mellal (station de pêche (production de carpe)
	Réservoir Imfout (irrigation, eau potable)
<i>M. ichthyoblabe</i>	Réservoir Oued Mellah (irrigation et loisirs)
<i>M. wesenbergii</i>	Lac Tiguelmamine

Lors d'une étude entre 1990 et 1992 en Alberta, plus de 70 % des échantillons (380) de 19 lacs contenaient de la microcystine-LR (>1 µg/L). Des résultats similaires ont été enregistrés au Manitoba en 1995 dans une étude portant sur 160 sources d'eau de surface [16]. Au Québec, le nombre de lacs touchés par les cyanobactéries a augmenté de plus de 40% entre 2005 et 2006. Selon cette étude le nombre de lacs touchés est passé de 50 en 2005 à 71 en 2006 (étude réalisée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) à la demande du Devoir [17].

Facteurs de croissance des cyanobactéries

Les cyanobactéries font partie du groupe des organismes procaryotes. Contrairement à plusieurs bactéries, elles contiennent de la chlorophylle-a, ce qui leur permet de générer de l'oxygène durant la photosynthèse [16]. Les cellules individuelles font de 3 à 10 µm, dépendamment de l'espèce [16]. Les cyanobactéries sont présentes dans des eaux de diverses salinités et températures [8]. Dans la masse d'eau, les cyanobactéries se retrouvent à différents endroits en fonction de la profondeur optimale de leur croissance. Les algues bleu-vert dominent à températures élevées [18]. La figure 2 ([19] et [20]) montre

la distribution des cyanobactéries dans le cas d'un lac profond.

La zone (1) représente la couche d'eau supérieure avec des fleurs d'eau accumulées en surface sous la forme d'une écume lors d'une journée calme (2). L'écume de surface peut également s'accumuler près du rivage ou dans une baie en raison du vent (3). Certaines espèces s'accumulent également dans la couche d'eau intermédiaire (4). Les sédiments constituent un autre site d'accumulation (5). La dispersion sur toute la portion supérieure de la colonne d'eau peut se produire durant le début du brassage automnal des eaux (6) alors que le plein mélange des eaux a lieu au printemps et à l'automne (7). En hiver, une concentration sous la couche de glace peut être observée (8). Finalement, un dépôt d'écume sur le rivage peut résulter d'une baisse du niveau d'eau ou bien peut avoir été apporté par les vagues.

Les cyanobactéries dominent dans les situations de fortes concentrations de phytoplancton qui mènent à une hausse de turbidité et une baisse d'intensité lumineuse [21]. Les blooms de cyanobactéries sont généralement associés à des concentrations élevées de nutriments. Le phosphore est généralement l'élément clé contrôlant la prolifération de cyanobactéries. Les sédiments constituent une source importante de phosphore qui, sous diverses conditions, peut être libéré.

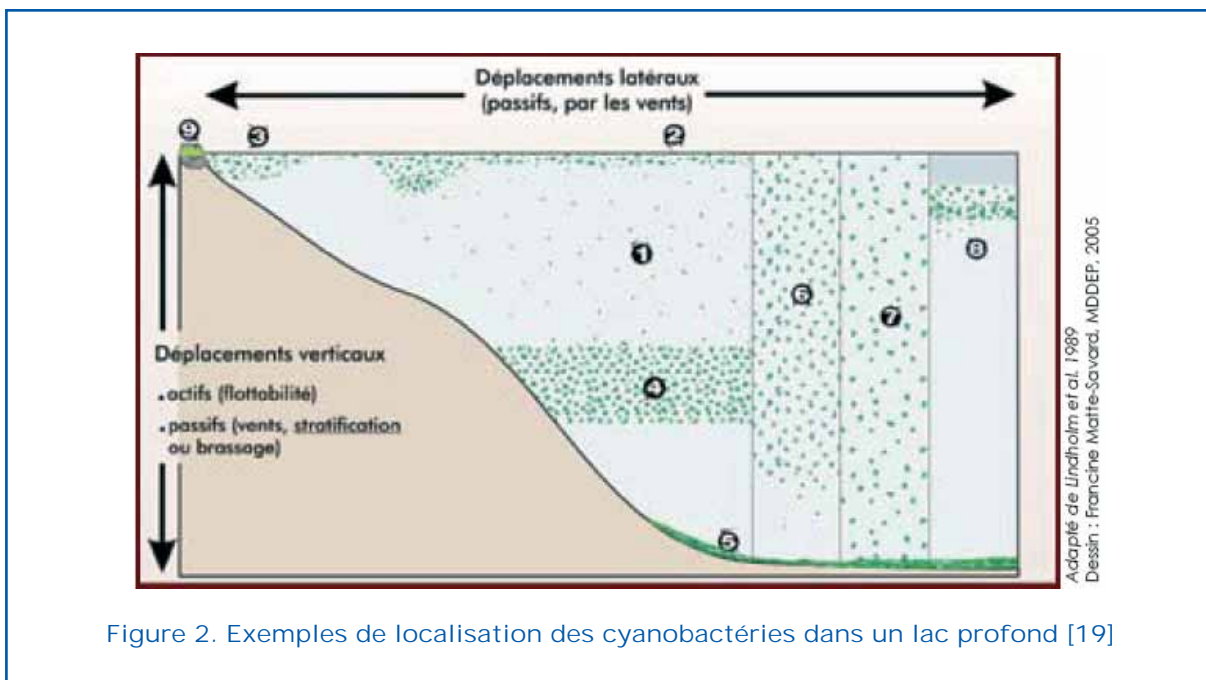


Figure 2. Exemples de localisation des cyanobactéries dans un lac profond [19]



La croissance des cyanobactéries dépend également de la température. La température optimale étant de 25°C, les cyanobactéries peuvent croître de manière significative à 15°C. Un faible ratio azote:phosphore (<29:1) favorise la développement de blooms d'algues. Parmi les autres conditions environnementales qui favorisent la prolifération des cyanobactéries figurent : les faibles débits, l'abondance de zooplancton qui s'alimente de phytoplancton, la réduction de la turbidité et l'augmentation de l'intensité lumineuse.

Problématique de santé publique

Les maladies décelées à travers le monde et

qui mettent en cause les cyanobactéries sont regroupées dans le tableau 4 [2].

Impact des changements climatiques sur la prolifération de cyanobactéries

Les variations du climat peuvent produire d'importants changements dans les volumes d'eau et, par conséquent, dans la qualité de l'eau ([24] et [25]). De tels changements impliquent une augmentation de l'évapotranspiration et une répétition des phénomènes extrêmes à savoir les inondations (qui génèrent les lessivages des terres agricoles) et les sécheresses (qui empêchent les dilutions des taux de pollution), favorisant ainsi la prolifération des algues filamenteuses [26]. D'après

Tableau 4. Maladies attribuées à la présence des cyanotoxines dans l'eau à travers le monde ([22] et [23])

Pays	Année	Nature de la maladie	Type de Cyanobactérie
Canada	1959	maux de tête, nausée, douleurs musculaires, diarrhée douloureuse	<i>Microcystis, circinalis</i> <i>d'Anabaena</i>
Angleterre	1989	pneumonie grave	<i>Microcystis</i>
Australie	1995	diarrhée, vomissement, symptômes de grippe, éruptions de peau, ulcères de bouche, fièvres, et irritations d'oeil ou d'oreille au bout de 2 à 7 jours d'exposition	Cellules cyanobactérienne Pas de liaison avec des cyanotoxines connues
Etats-Unis (fleuves de l'Ohio et de Potomac)	1931	maladie de 5000 –8000 personnes	<i>Microcystis</i>
Etats-Unis	1968	gastro-intestinale	Cyanobactérie
Australie l'Île de Palm	1979	141 personnes malades	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Australie: ville d'Armidale	1981	activités enzymatiques de foie étaient trouvées élevées dans le sang de la population	<i>Microcystis</i> .
Etats-Unis	1985	nausée, vomissement, la diarrhée, la fièvre et l'oeil, oreille et infections de gorge	masse de cyanobactérie
Brésil (Bahia)	1988	2000 cas de gastroentérite (88 morts)	Cyanobactéries toxiques
Chine	1993	cancer de foie	Populations de cyanobactéries
Suède	1994	vomissement, diarrhée, crampes musculaires et nausées	<i>Agardhii</i> et <i>Planktothrix</i>
Etats-Unis	1975	Le choc endotoxique de 23 dialysés à Washington	Cyanobactéries
Brésil	1996	56 sont morts de 131 dialysés « Carurua syndrome »	<i>Microcystin</i>

un ensemble de 12 modèles climatiques, les prédictions pour 2050 sont une hausse de débits de 10-40% en Afrique équatoriale, dans le bassin de La Plata, dans les hautes latitudes de l'Amérique du Nord et en Eurasie. À l'opposé, des baisses de 10-30% sont escomptées en Afrique du Sud, au sud de l'Europe, au Moyen-Orient et dans le Middle-West de l'Amérique du Nord [27].

Suite aux facteurs suivants : des sels nutritifs, des températures de plus en plus chaudes avec un taux d'ensoleillement plus important (impact des UV sur la stratification thermique), on se retrouve devant une prolifération des algues de plus en plus importante associée aux problèmes de goût et d'odeur. A titre d'exemple, l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* typique des eaux chaudes est impliquée dans des cas d'empoisonnement humain en Australie, envahi plusieurs écosystèmes tempérés suite à l'augmentation de la température des lacs causées par les changements climatiques [28]. Cette situation impose une étroite surveillance des ressources en eau.

Face à cette situation, un suivi des toxines en fonction de l'évolution des conditions climatiques, s'impose même si des solutions de gestion des cyanobactéries ont été développées en sensibilisant la population dans le sens de réduire les rejets en éléments nutritifs.

Références

- [1] GIEC (2001). Bilan 2001 des changements climatiques: Les éléments scientifiques. Rapport du groupe de travail I du GIEC. Site consulté le 24 mai 2006. [http://grida.no/climate/ipcc_tar/vol4/french/075.htm]
- [2] Chorus I, Bartram J. Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon. Published on behalf of World Health Organization: London, 1999.
- [3] Légaré C. et Phaneuf D. A vis aux directions de santé publique concernant les proliférations de cyanobactéries et leurs toxines. *Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Institut national de santé publique du Québec* 2001 ; 20 pages.
- [4] Murray Charlton, Michele Giddings, Charles Holmes, Wayne Carmichael et Jeff Ridal. Toxines algales et goût et odeur. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). 2003, <http://www.nwri.ca/threatsfull/ch2-1-f.html>
- [5] Blais S. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi. *Agrosol* 2001 ; 13 (2) : 103-110.
- [6] Duy T N, Lam P K S, Shaw G R, Connell D W. Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water. *Rev Environ Contam Toxicol* 2000; (163) 113-186.
- [7] Hitzfield, B. C., S. J. Höger et D. R. Dietrich, 2000. Cyanobacterial Toxins : Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives* 108 (supp. 1): 113-122.
- [8] Svrcek C. and Smith D.W. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options. A review. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2004 ; Vol 3, issue 3 : 155-185.
- [9] Carmichael, W. W, 2001. Assessment of Blue-Green Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water, Denver, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 179 p.
- [10] Yoo R.S. et al., 1995. *Cyanobacterial (blue-green algal) toxins : a resource guide*, United States, American Water Works Association.
- [11] Sivonen K, Jones J. Cyanobacterial toxins. In: Chorus I, Bartram J, ed. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon on behalf of the World Health Organization 1999 ; pp. 41-112.
- [12] Oudra B, Loudiki M, Sbiyyaa B, Sabour B, Martins R, Vasconcelos V. (2000) - Contribution to screening of toxic *Microcystis* isolated strains from Morocco. *9th International Conference on Harmful algal blooms (HAB2000)*, 6-11 January 2000, Tasmania, Australia.
- [13] Oudra B, Loudiki M, Vasconcelos V, Sabour B, Sbiyyaa B, Oufdou Kh, Mezrioui N. Detection and Quantification of

- Microcystins from Cyanobacteria Strains Isolated from Reservoirs and Ponds in Morocco. 2001.
- [14] Loudiki M., Oudra B., Sabour B., Sbiyyaa B., Vasconcelos V. Taxonomy and geographic distribution of potential toxic cyanobacterial strains in Morocco. *International Journal of Limnology* 2002; 38 (2) : 101-108
- [15] Lavoie I., Laurion I., Warren A. et Vincent W.F., 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. INRS rapport n° 916, xiii, 124 p.
- [16] Santé Canada. 2002. Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui. Disponible à l'adresse : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/cyanobacterial_toxins/index_f.html
- [17] Francoeur L-G. 71 lacs contaminés au Québec. *Le Devoir* du mardi 17 octobre 2006.
- [18] Magnuson J. « Regional climate change and fresh water ecology ». Upper Great Lakes Regional Climate Changes Impacts Workshop. May, *University of Michigan* 1998.
- [19] Blais S. *Guide d'identification des fleurs d'eau de cyanobactéries. Comment les distinguer des végétaux observés dans nos lacs et nos rivières*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN-13 : 978-2-550-47599-6 (version imprimée), ISBN-10 : 2-550-47599-2 (version imprimée), 52 p. (incluant 3 ann.), 2006.
- [20] Lindholm T, Eriksson J E et Meriluoto J A O. 'Toxic Cyanobacteria and Water Quality Problems – Examples from a Eutrophic Lake on Åland, south west Finland', *Wat. Res* 1989 ; vol. 23, no. 4 : p. 481-486.
- [21] CRC for Water Quality and Treatment. Management Strategies for Algal Toxins – an international review 2004.
- [22] Komárek J and Anagnostidis K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. *Archiv Hydrobiol., Supplement 73, Algological Studies* 1986 ; 43 : 157-164.
- [23] Anagnostidis K, Komárek J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. *Archiv Hydrobiol, Supplement 80, Algological Studies* 1988 ; 50-53 : 327-472.
- [24] Schindler, D.W . 1997. « Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America ». *Hydrolog. Process.* 11: 1043-1067.
- [25] Schindler, D.W. 2001. « The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 18-29.
- [26] Hudon Ch.. Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River : Looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 2004 ; 61 : 603-617.
- [27] Milly P C D, Dunne K A et Vecchia A V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in changing climate. *Nature* Novembre 2005 ; Vol 438 No17 : p.347-350.
- [28] Falconer I.R., 2001. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters : risks and impacts on human health, *Phycologia*, vol. 40. p. 228-233.

Impact climatique et anthropique sur les écoulements en milieu semi-aride : cas du Sahel au Burkina-Faso

G. Mahe ⁽¹⁾, *B. Barbier* ⁽²⁾, *C. Dieulin* ⁽¹⁾, *A. Dezetter* ⁽¹⁾,
P. Diello ⁽³⁾, *H. Karambiri* ⁽³⁾, *J.E. Paturel* ⁽¹⁾ et *N. Rouche* ⁽¹⁾

- (1) HydroSciences Montpellier Laboratory, IRD, Montpellier, France
(2) CIRAD-GEAU et 2iE (Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Ouagadougou, Burkina-Faso).
(3) 2iE (Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement), Ouagadougou, Burkina-Faso



Résumé

Le bassin du Nakambe à Wayen (Burkina-Faso) occupe une surface de près de 21 000 km² en domaine sahélien. Malgré la baisse de la pluviométrie depuis 1970, ses débits de pointe et ses coefficients d'écoulement augmentent régulièrement. Les crues sont plus précoces, en août au lieu de septembre, et plus intenses. Cette augmentation est également observée pour d'autres cours d'eau sahéliens voisins. Les débits journaliers maximum augmentent de près de 100%, mais le nombre de jours où le débit est supérieur à la moitié du débit maximum augmente peu sur la même période, traduisant une crue peu étalée dans le temps. Cette augmentation des écoulements est liée à l'augmentation de la population et à la forte diminution des zones en végétation naturelle, remplacées par des cultures et des sols nus, dont la capacité au ruissellement est supérieure, et qui explique en grande partie l'augmentation des débits.

Abstract

The Nakambe basin at Wayen (Burkina-Faso) is about 21 000 km² wide in the Sahel. Despite the rainfall shortage since 1970, the maximum daily discharge and the runoff coefficient regularly increase. The floods occur sooner, in August instead of September, and are more intense. This increase is also observed for other neighbouring Sahelian rivers. The maximum daily discharges increase by about 100%, but the number of days with a discharge over half the daily maximum only slightly increase over the same period, which means that the flood peak is thin. This runoff increase is related to the population increase and to the strong decrease of the natural vegetation, replaced by cultures and bare soils, which runoff capacity is more important, and are thus for a large part responsible for the runoff increase.

Introduction

Les études hydrologiques menées depuis une vingtaine d'années en Afrique de l'Ouest ont montré que les coefficients d'écoulement ont fortement augmenté sur certains hydro-systèmes du Sahel, en dépit d'une diminu-

tion marquée de la pluviométrie régionale depuis 1970 (L'Hôte *et al.*, 2003 ; Mahé et Paturel, 2009). Ces nouvelles conditions de ruissellement apparaissent plus favorables dans les zones caractérisées par une diminution du couvert végétal et une extension des surfaces cultivées et des surfaces dégradées



(Pouyaud, 1987 ; Albergel and Valentin, 1991 ; Mahe *et al.*, 2003, 2005 ; Seguis *et al.*, 2003, Conway *et al.*, 2009)). Dans ces régions, les états de surface représentent les facteurs prépondérants des phénomènes d'infiltration et de ruissellement (Casenave & Valentin, 1992).

On propose dans cette étude de décrire l'évolution des pluies et débits sur le bassin versant du Nakambe en amont de la station de Wayen au Burkina-Faso (21 000 km²) et l'évolution de l'occupation du sol et de la population en relation avec ce changement hydrologique majeur. D'autres rivières sahé-liennes disposent de séries de données temporelles, mais le Nakambe a été étudié durant un nombre d'années plus important et les données démographiques y sont disponibles.

Le bassin du Nakambe à Wayen : régimes de pluies et débits annuels

Le bassin du Nakambe est situé dans le nord du Burkina-Faso entre les isohyètes 750 et

500 mm annuelles (figure 1). Le climat est tropical sec, à tendance semi-aride de type sahélien, avec une saison des pluies étalée sur environ 5 à 6 mois.

Les données de pluies et débits proviennent de la Météorologie Nationale et de la Direction Générale de l'Inventaire des Ressources Hydrauliques du Burkina Faso. La série de débits journaliers démarre en 1955, avec une interruption de 1956 à 1964 mais les modules annuels ont été reconstitués par Moniod *et al.* (1977).

Les pluies sur le bassin suivent la tendance régionale qui est marquée par une diminution abrupte des totaux annuels à partir de 1970, d'environ 15 à 20% (figure 2). Cependant les débits, s'ils diminuent également jusqu'au début des années 1970, augmentent de manière importante dès 1975, et continuent à augmenter pendant que les pluies diminuent, avec des pics remarquables en 1988 et en 1994, années correspondant à des pluviométries importantes sur le bassin.

C'est ce qui a été appelé le paradoxe sahélien.

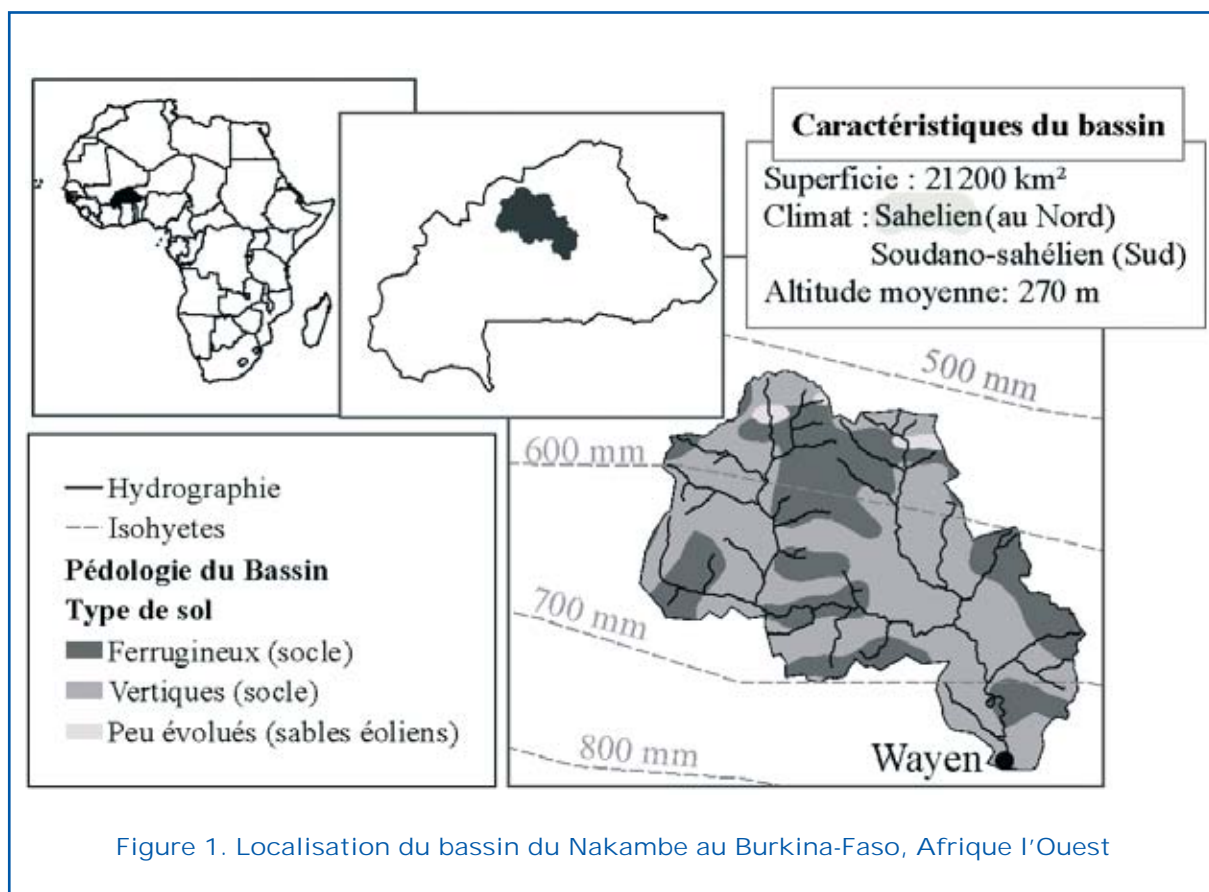


Figure 1. Localisation du bassin du Nakambe au Burkina-Faso, Afrique l'Ouest

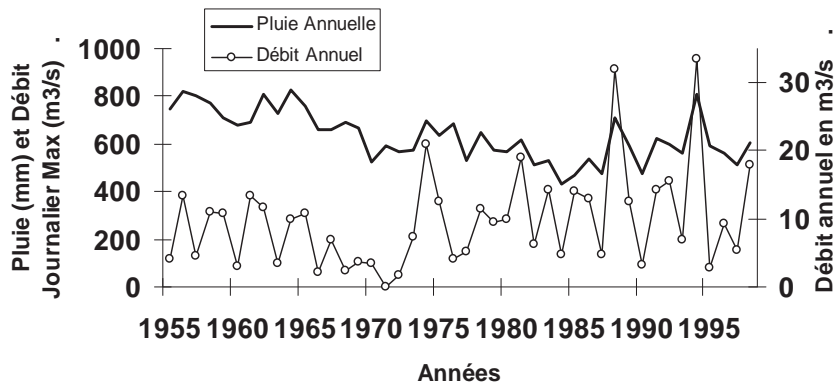


Figure 2. Bassin du Nakambe à Wayen. Pluie annuelle en mm et débit annuel en m^3/s de 1955 à 1998. Les valeurs de débit de 1956 à 1964 sont reconstituées (Moniod et al., 1977)

La figure 3 présente les débits maximums journaliers annuels de 1965 à 1998. Ils sont en augmentation nette sur la période, avec des valeurs de plus en plus élevées jusqu'en 1994.

Le nombre de jours où le débit dépasse la moitié du débit maximum augmente aussi mais dans une moindre mesure. Les deux pics principaux sont en 1987, année sèche au Sahel d'après l'indice de pluie de la figure 3 et en 1968, année de pluviométrie moyenne pré-sécheresse. Cet indicateur n'augmente donc que très légèrement, et de façon peu significative. Il est en relation avec l'amplitude de la crue. Sa faible variation dans le

temps indiquerait que la crue, même avec des valeurs maximales plus élevées, resterait relativement peu étalée dans le temps.

Les débits maximums journaliers sont passés de moins de 200 m^3/s à plus de 400 m^3/s . Il est avéré qu'un grand nombre de ponts, digues et barrages ont souffert des crues hors normes qui ont été enregistrées sur le bassin depuis les années 1980 alors que ces ouvrages avaient été dimensionnés sur des normes datant d'avant la sécheresse.

Le barrage de Bagré par exemple, le second du pays en volume (1,7 milliards de m^3), qui a été mis en eau en 1991, a été conçu pour une crue de projet de 1520 m^3/s , et a vu

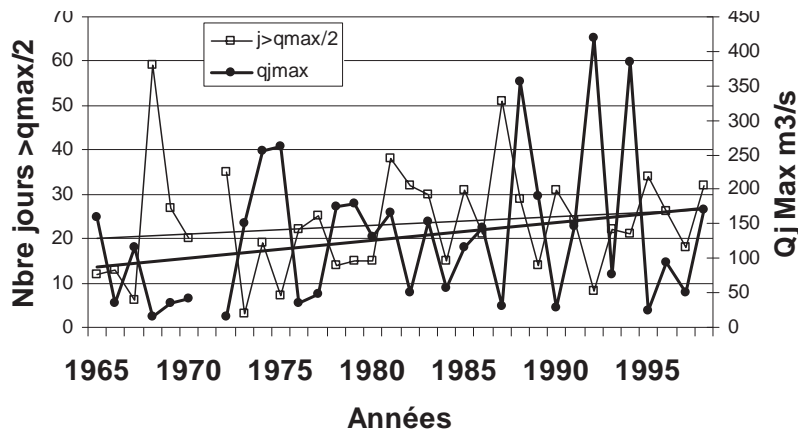


Figure 3. Bassin du Nakambe à Wayen. Débit maximum journalier annuel, nombre de jours où le débit est supérieur au débit maximum/2 et courbes de tendances

passer en 1994 un débit de plus de 2000 m³/s, menaçant gravement sa structure. Un projet de redimensionnement de l'évacuateur de crue a dû être réalisé pour une somme de 7 milliards de FCFA. Une économie qui aurait pu être réalisée si les opérateurs avaient pris en compte ce changement de régime.

Régimes mensuels

La crue du Nakambe a beaucoup évolué depuis la sécheresse (figure 4). Le régime mensuel est centré sur le mois d'août depuis 1972, alors qu'il était centré sur le mois de septembre auparavant.

Les débits sont systématiquement plus forts pour tous les mois de juin à septembre avec des valeurs en août atteignant près de 60 m³/s, contre moins de 20 m³/s avant la sécheresse. Ils sont identiques pour octobre et novembre. Un débit significatif est même observé pour le mois de mai, où aucun ruissellement significatif n'apparaissait avant la sécheresse.

Les coefficients d'écoulement mensuels augmentent considérablement et de manière croissante de juin à septembre (figure 5). Ils sont inférieurs à 5% avant 1970 et dépassent parfois 10% en septembre depuis 1980. Le coefficient d'écoulement moyen annuel reporté en haut de la figure 5 indique une augmentation rapide durant les années 1970

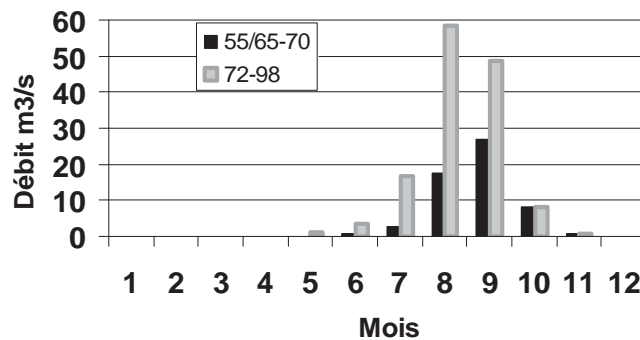


Figure 4. Bassin du Nakambe à Wayen. Débits mensuels sur période humide (55/65-70) et sèche (72-98)

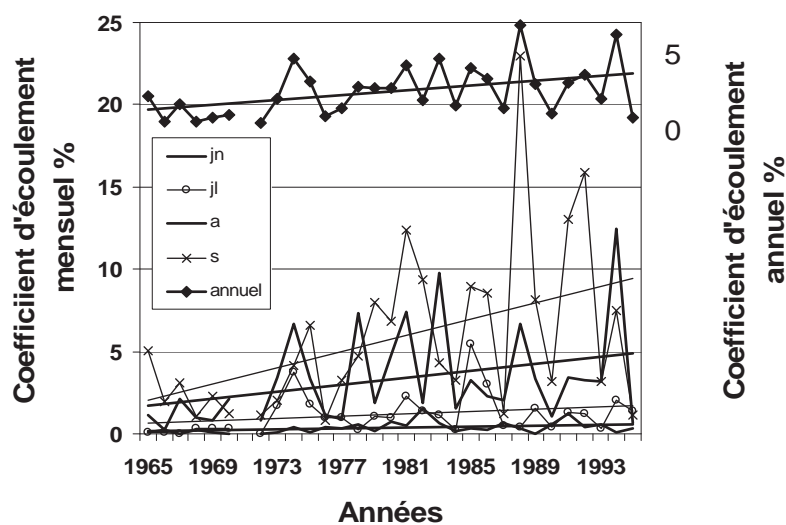


Figure 5. Bassin du Nakambe à Wayen. Evolution des coefficients d'écoulement de juin à septembre, et annuel (axe de droite), et courbes de tendances

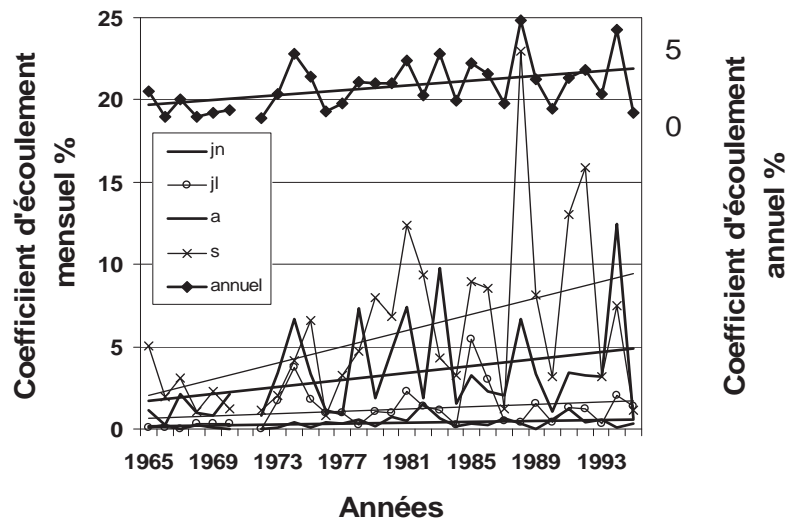


Figure 6. Coefficient d'écoulement moyen (au minimum 2 valeurs par an) de 4 stations hydrologiques de bassins au Burkina-Faso et au Niger : Gorouol à Koriziena (2500 km²), Gorouol à Dolbel (7500 km²), Sirba à Garbe Kourou (38750 km²) et Goroubi à Diongore (15350 km²), entre 1962 et 1996 (see SIEREM)

puis une stabilisation avec des valeurs plus élevées en 1988 et 1994.

Cette augmentation des écoulements est également visible sur d'autres cours d'eau sahéliens du Burkina-Faso (figure 6). Il s'agit bien d'un phénomène régional, étendu à tous les bassins sahéliens.

Modes de transformation du milieu et indicateurs de pression anthropique et/ou climatique au Sahel

Assurer une certaine sécurité alimentaire dans un contexte de baisse globale de la pluviométrie, de manque de terres arables, et de pauvreté sévère, est une question de survie pour les populations sahéliennes d'Afrique de l'Ouest. Ce contexte, que l'on pourrait qualifier de «climato-socio-économique», a engendré de profondes mutations dans les pratiques culturelles et agropastorales des populations concernées. De nos jours, les terres encore arables sont, pour la plupart, exploitées sans interruption (pas de jachère). Les terres, qui, jadis, étaient considérées comme marginales, sont colonisées en faisant appel à de nouvelles pratiques de conservation et de restauration des sols (zaï, demi-lune, cordons pierreux, ...).

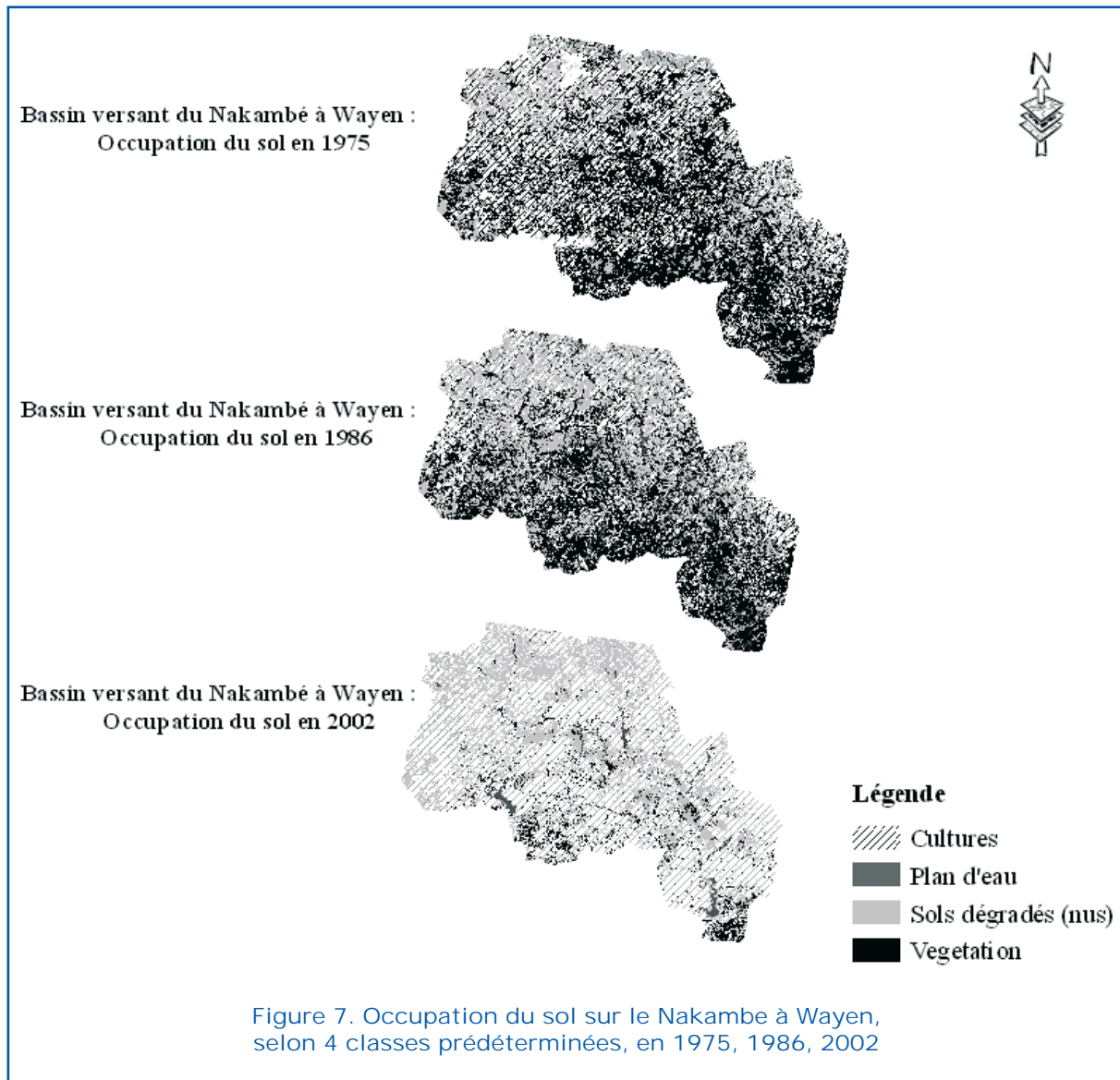
Les derniers espaces encore en végétation sont défrichés et cultivés. L'analyse de ces pratiques dans le contexte hydroclimatique actuel permet, globalement, de dégager quatre modes de transformation possible du milieu :

- *La dégradation des sols* : qui intègre le recul du couvert végétal avec encroûtement et dénudation des sols sous l'effet conjugué des actions de l'homme et du climat ;
- *La mise en culture* : défrichage de la végétation et transformation en champs ;
- *La restauration des sols* : qui comprend la récupération des terres dégradées à l'aide de pratiques telles que le zaï, les demi-lunes, le reboisement ou encore la mise en jachère ;
- *Les aménagements du territoire* : barrages, routes...

De ces pratiques, nous déduisons quatre types d'état de surface :

- les sols en végétation naturelle (jachères y compris) ;
- les sols cultivés ;
- les sols nus (dégradés et encroûtés, routes...) ;
- les plans d'eau (barrages et autres retenues d'eau).

Le suivi de ces états de surface constitue une première approche dans la prise en compte



de l'impact des changements climatiques et environnementaux en hydrologie (Diello *et al.*, 2006).

Pour cette étude nous nous limiterons à présenter l'évolution de ces états de surface dans le temps, comme indicateur de pression anthropique et/ou climatique.

Caractérisation de l'évolution des indicateurs

Les données de télédétection utilisées pour cette application sont des images LANDSAT acquises en 1975, 1986 et 2002. Les résultats des différents traitements permettent de déduire les proportions de chaque classe d'états de surface en 1975, 1986 et 2002 (Diello, 2007).

On observe une forte diminution du couvert végétal au profit des surfaces cultivées et des sols nus entre 1975 et 2002 (figure 7).

Cependant, l'intervalle de temps entre deux images satellites successives étant aléatoire, il faut trouver un modèle suffisamment fiable permettant de caractériser l'évolution des indicateurs entre deux dates. De même nous n'avons pas d'information à l'échelle globale du bassin sur l'occupation du sol avant les premières images LANDSAT, soit environ 1972.

Diello *et al.* (2006) proposent un modèle d'évolution à partir de l'application d'une fonction logistique, liée à la dynamique démographique (Delmas, 2004), correspondant au mécanisme naturel de croissance ou de décroissance d'une variable, freinée par le niveau de sa valeur. Dans notre cas, ces

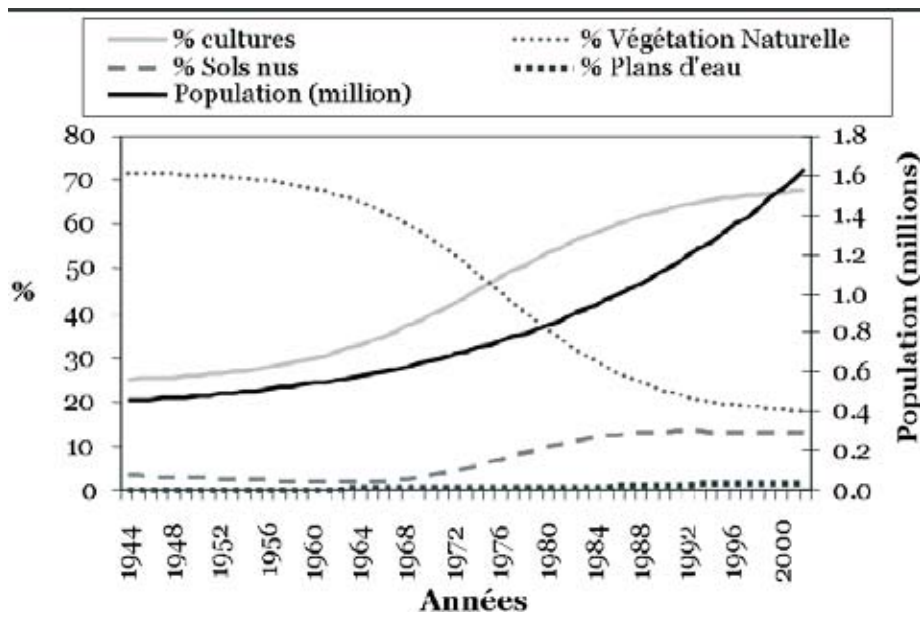


Figure 8. Evolution de la population et de 4 classes d'occupation du sol sur le bassin du Nakambe à Wayen

paramètres peuvent être déterminés à l'aide de séries annuelles de statistiques agricoles et de données démographiques. L'utilisation des données de population se justifie par le fait qu'en Afrique de l'Ouest, et particulièrement en milieu sahélien, l'accroissement de la population est un facteur induisant des variations de surface cultivées et de surfaces en végétation naturelle. La surface totale du bassin étant la somme des superficies des quatre indicateurs, on déduit par différence l'évolution des surfaces nues, connaissant celle des surfaces cultivées, des surfaces en végétation naturelle et des plans d'eau.

Les paramètres de la fonction logistique ont été déterminés à partir des données de recensements généraux de la population (RGP) et des séries de statistiques agricoles sur les bassins étudiés. La figure 8 donne l'évolution de la population sur le bassin à l'aide du modèle démographique. De ce modèle on déduit l'évolution des différents états de surface.

Les surfaces en végétation naturelle passent de 70% à moins de 20% en 40 ans, tandis que les cultures occupent près de 70% au lieu de 25% dans les années 1950. Le pourcentage de sols nus augmente brutalement dans le courant des années 1970, dès le

début de la première grande sécheresse, et se stabilise à la fin des années 1980, c'est-à-dire à la fin de la période de sécheresse la plus intense.

On notera l'augmentation significative des surfaces de plans d'eau, correspondant aux 270 barrages construits sur le bassin au cours des 50 dernières années (Barbier *et al.*, 2009), essentiellement des petits barrages de moins de 100 millions de m³, destinés à l'alimentation en eau des communautés rurales.

Conclusion

Les écoulements ont augmenté au Sahel depuis le début de la sécheresse en 1970, comme en témoignent les séries de données du bassin du Nakambe au Sahel burkinabé. Cette augmentation de débit s'accompagne d'une modification des processus hydrologiques de surface (Descroix *et al.*, 2009) et du régime hydrologique mensuel.

Les conséquences pour les infrastructures sont très importantes.

Ces changements sont liés aux modifications environnementales observées par satellite : diminution de la couverture végétale naturelle et augmentation des zones cul-

tivées et des sols nus, eux-mêmes reliés en grande partie à l'augmentation de la population.

Des mesures d'urgence doivent être prises dans ces régions pour conserver et restaurer la fertilité des sols afin d'éviter un exode rural déjà important. Il est important également de modifier les normes hydrologiques utilisées par les aménageurs, qui ne prennent pas toujours en compte ce changement de régime hydrologique pour le dimensionnement des ouvrages, avec des conséquences parfois dramatiques.

L'augmentation du ruissellement s'accompagne enfin d'une augmentation du transport de sédiments, qui accélère l'envasement des barrages, réduisant leur capacité de stockage et leur durée de vie.

Références

- Albergel J. and Valentin C. (1991). 'Sahélisation' d'un petit bassin versant: Boulsa-Koghnere au centre du Burkina Faso. In: *Dégradation des Paysages en Afrique de l'Ouest* (ed. by Richard, J.F.) (Editor)(Dakar, 21-26 novembre 1988). Presse Universitaire de Dakar. 119-133.
- Barbier B., Yacouba H., Maiga A., Mahe G. and Paturel J.E. (2009). Le retour des grands investissements hydrauliques en Afrique de l'Ouest : les perspectives et les enjeux. *Géocarrefour*, 84, 1-2, 31-41.
- Casenave A. and Valentin C. (1992). A runoff capability classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. *Journal of Hydrology*, 130, 231-249.
- Conway D.P., Persechino A., Ardoin-Bardin S., Hamandawana H., Dieulin C. and Mahé G. (2009). Rainfall and river flow variability in sub-saharan africa during the 20th century. *Journal of Hydrometeorology*. 10, 1, 41-59.
- Delmas B., (2004). Dossier 'démographie mathématique': Pierre-François Verhulst et la loi logistique de la population. *Mathematics and Social Sciences*, n°167: 51-81.
- Descroix L., Mahé G., Lebel T., Favreau G., Galle S., Gautier E., Olivry J.C., Albergel J., Amogu O., Cappelaere B., Desouassi R., Diedhiou A., Lebreton E., Mamadou I. and Sighomnou D. (2009). Spatio-Temporal variability of hydrological regimes around the boundaries between Sahelian and Sudanian areas of West Africa: a synthesis. *J. of Hydrology*, 375,1-2, 90-102.
- Diello P. (2007). *Relation homme-climat-environnement dans le Sahel burkinabé*. Thèse, Université Montpellier 2, France,
- Diello P., Paturel J.E., Mahé G., Barbier B., Karambiri H., Servat E. (2006). Méthodologie et application d'une démarche de modélisation hydrologique prenant en compte l'évolution des états de surface en milieu sahélien d'Afrique de l'Ouest. *Climate Variability and Change - Hydrological Impacts* (Proceedings of the Fifth FRIEND World Conference held at Havana, Cuba, November 2006), IAHS Publ. 308, 691-697.
- L'Hote Y., Mahe G. and Some B. (2003). The 1990s rainfall in the Sahel: the third driest decade since the beginning of the century . Reply to discussion. *Hydrol. Sci. J.* 48(3), 493-496.
- Mahe G., Leduc C., Amani A., Paturel J. E., Girard S., Servat E. and Dezetter A. (2003). Augmentation récente du ruissellement surface en zone soudano-sahélienne et impacts sur les ressources en eau. In: *Hydrologie des régions méditerranéennes semi-arides*, (ed. by Servat, E., Najem, W., Leduc, C. et Shakeel, A.) (Montpellier, France, April 1-4 2003). AISH Pub. 278, 215-222.
- Mahe G., Paturel J.E., Servat E., Conway D. and Dezetter A. (2005). The impact of land use change on soil water holding capacity and river modelling in the Nakambe river, Burkina Faso. *Journal of Hydrology*, 300, 1-4, 33-43.
- Mahé G. and Paturel J.E. (2009). 1896-2006 Sahelian rainfall variability and runoff increase of Sahelian rivers. *C.R. Geosciences*, 341(7), 538-546 .
- Moniod F., Pouyaud B. and Sechet P. (1977). *Monographie hydrologique de la Volta*. Edition ORSTOM.
- Pouyaud B., (1987). Variabilité spatiale et temporelle des bilans hydriques de quelques bassins versants d'Afrique de l'Ouest en liaison avec les change-

ments climatiques, *Rapport ORSTOM*, Montpellier (France).

Seguis L., Cappelaere B., Peugeot C., Leduc C. and Milesi G. (2003). Influence de la sécheresse et du défrichement sur les écoulements d'un petit bassin versant sahélien. In: *Hydrology of mediterranean and semiarids regions* (ed. by

Servat, E., Najem, W., Leduc, C. et Shakeel, A.) (Montpellier, France, April 1-4 2003). AISH-IAHS Publication. 278, 429-434.

SIEREM. Système d'Informations Environnementales sur les Ressources en Eau et leur Modélisation. <http://www.hydrosciences.fr/sierem>.

Un modèle de développement durable : la gestion intégrée des eaux dans une région hyperaride, cas de l'oasis Beni Abbès (Vallée de la Saoura, sud ouest algérien)

*Touhami Merzougui (1, 3), Abedrehmene Mekkaoui (2),
Abdesslam Kabor (2), Abderezak Bouanani (3),
Hamidi Mansor (4) et Okkacha Kaddoum (4)*

- (1) Agence nationale des ressources hydrauliques- secteur Bechar. BP 63 Hai El Feth 08018 Bechar, Algérie
- (2) Institut d'Architecture, de Génie civil, et d'Hydraulique, BP 417, Université de Bechar, , 08000, Algérie
- (3) Faculté des Sciences, département des sciences de la terre, BP 119, Université de Tlemcen, Tlemcen; Email : touhamime@yahoo.fr
- (4) Faculté des Sciences de la Terre, de Géographie et de l'Aménagement du Territoire (Université d'Oran)



Résumé

En zones arides et hyper arides les eaux souterraines représentent l'unique ressource d'approvisionnement d'eau et en particulièrement pour l'oasis de Béni Abbès. A travers le bilan hydrique, on constate que les perspectives sont alarmantes et les exigences des usagers ne cessent d'augmenter soit pour la ville et la palmeraie. Le problème de salinité des eaux souterraines causé par plusieurs facteurs humains et naturels, engendrent de sérieux problèmes d'irrigation. Le présent modèle de gestion intégrée des eaux conduit à établir un schéma de gestion des eaux basé sur l'avantage d'aménager les réseaux de distribution de l'alimentation en eau potable, d'améliorer le système d'irrigation traditionnel et de réutiliser des eaux usées, après traitement, à des fins d'irrigation. Ce modèle de développement doit être mis en œuvre et constitue une base essentielle pour une gestion efficace de l'eau dans les régions arides et hyperarides et il permet prendre conscience de la nécessité de gérer et de préserver la ressource en eau souterraine de façon à concilier développement socio-économique et préservation des milieux aquatiques et à équilibrer les différents usages pour garantir un développement durable.

Mot clés : Modèle de développement, Zone aride, eau souterraine, Oasis, la Saoura Béni Abbès, gestion de l'eau, Palmeraie.

Introduction

Le concept de la gestion intégrée de l'eau s'est largement développé depuis les conférences internationales sur l'eau et l'environnement qui se sont tenues à Dublin et à Rio de Janeiro en 1992, jusqu'à celui de Kyoto en

2003. La popularité du concept tient sans doute à son objectif rassembleur, la gestion intégrée de l'eau ayant pour finalité la protection et la restauration des ressources en eau, des écosystèmes qui lui sont associés, ainsi que leurs usages pour le bien-être des citoyens (Gangazo G., 2004).



En zones arides et hyperarides et plus que partout ailleurs, une gestion intégrée de l'eau est indispensable si l'on veut préserver durablement cette ressource.

Dans les milieux oasiens, l'eau est le facteur limitant tout développement ; en fonction d'elle toutes les activités sont développées (agriculture, industrie, tourisme) et elle est indispensable pour l'amélioration du cadre de vie et du microclimat local.

Quel doit être notre modèle pour ne pas perturber les écosystèmes oasiens existants ?

A travers cet article, en tenant compte de notre modeste expérience et de notre contact direct avec les différents acteurs de l'eau (agriculteurs, services des eaux, éleveurs, ménages, etc.), il semble que nous pouvons formuler une meilleure compréhension des problèmes d'usage et de gestion de l'eau au niveau de l'oasis de Béni Abbès. La solution réside en une seule petite expression : « *la gestion intégrée des ressources en eau* ».

Situation géographique de Béni Abbès

Ll'oasis de Béni Abbès est une commune d'environ 12000 habitants, située dans le Sud Ouest Algérien (fig. 1), à un point d'élargissement de cette longue et étroite vallée

par l'Erg Occidental à l'Est et la chaîne d'Ougarta à l'Ouest ; elle représente la plus importante Oasis dans la vallée de la Saoura. Elle se trouve à 245 km de Bechar et 357 km d'Adrar, l'accès à Béni Abbès se fait par le chemin de wilaya n°01, relié à la RN 06 (15 km de route)

Cette localité fait partie de la vieille plateforme Saharienne, caractérisée par un climat hyperaride, et une pluviométrie assez faible estimée à 33 mm/an. Cette oasis est constituée d'une palmeraie, localisée sur les terrasses, d'une superficie de l'ordre de 40 hectares, L'oasis occupe une superficie totale de 10 040 km², ce qui représente 6% de la superficie de la wilaya de Béchar ; elle est traversée du Nord au Sud par Oued Saoura formé des Oueds Zousfana et Guir , qui se rejoignent à Igli.

La région appartient au domaine saharien, situé dans la partie occidentale de la dépression Sud- Atlasique. La Hamada, l'Erg, le reg, les Monts d'Ougarta, la Vallée de la Saoura, sont des termes pour désigner les immenses étendues du paysage du modèle aride.

Géologie et hydrogéologie

L'oasis de Béni Abbès, construite sur un plateau de 500 m d'altitude, appartient à la pla-

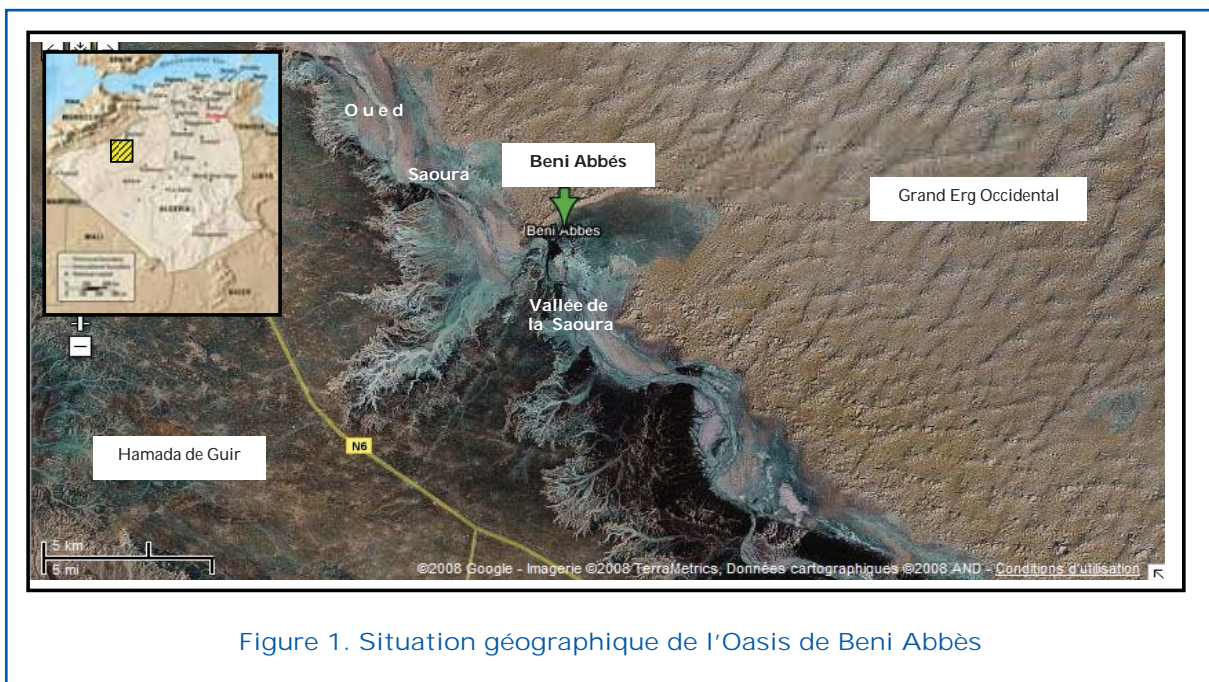


Figure 1. Situation géographique de l'Oasis de Béni Abbès

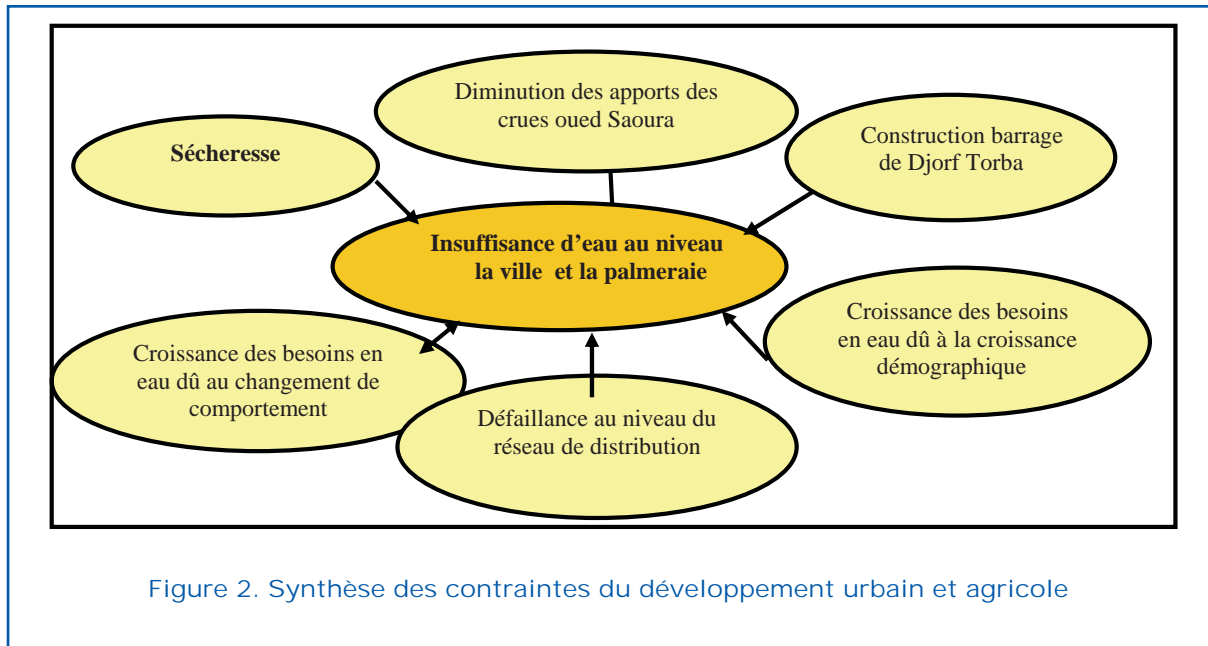


Figure 2. Synthèse des contraintes du développement urbain et agricole

teforme saharienne (fig. 2). A l'échelle régionale, cette région se rattache aux monts d'Ougarta, constitués d'une gamme de terrains très variés, allant du Précambrien à l'actuel (Menchikoff, 1933; Alimen, 1957). Géologiquement la région est constituée d'un substratum paléozoïque surmonté par des formations tertiaires (Hamada) qui repose en discordance sur cette dernière, puis viennent les formations du quaternaire. Le sous-sol de la région de Béni Abbès contient des ressources d'eau souterraine non négligeables ; elle renferme des systèmes d'eaux souterraines interconnectés dont la vallée de la Saoura est considérée le cordon ombilical. Cet Oued résulte de la jonction au niveau d'Igli, des oueds Guir et Zousfana (fig. 5).

Au niveau de l'oasis de Béni-Abbès, le système d'eaux souterraines s'organise en plusieurs nappes interconnectées entre elles :

- *La nappe du grand erg occidental*, hydrogéologiquement bien définie ; sa recharge s'assure principalement par l'oued Namous de l'atlas saharien. La grande source, dite usuellement « source de Sidi Othmane », capte les eaux souterraines de cette nappe, par son débit de 33 l/s (Merzougui, 2005). Elle assure un rôle double, l'alimentation en eau potable et l'irrigation de la palmeraie. Elle représente à cette localité un exutoire par excellence de cette nappe.

- *La nappe du Hamada du Guir*, alimentée par les rares eaux météorologiques et les oueds Aicha et Abiod, contenue dans les calcaires lacustres du Tertiaire.
- *Les nappes des formations paléozoïques* ne sont connues que localement, au niveau des villages Zéghamra et Ougarta, dont l'aquifère est le Cambrien et l'Ordovicien. Ces nappes sont alimentées partiellement par les eaux météorologiques et probablement par l'oued de la Saoura.
- *Les nappes des terrasses alluviales et d'inféro-flux*, constituent un type particulier de nappes, formées par les grands épandages de sables et graviers de la Saoura.

Le développement durable au Sahara, pourquoi ?

Le Sahara, notre région, va mal, et c'est de notre faute.

Les habitants des pays arides et hyperarides, comme l'Oasis de Béni Abbes, consomment et gaspillent énormément. Aujourd'hui, on ne fait même plus la différence entre envie et besoin. Consommer toujours plus, c'est piller toujours plus les ressources naturelles que le Sahara a mis des millions d'années à créer (air, eau, océans, palmeraie, terres cultivables, biodiversité, pétrole), et qui ne se renouvellent pas assez vite pour satisfaire la demande croissante... Et nous créons tou-

jours plus de pollution en rejetant des déchets dans l'environnement, qui commence à être saturé...

Or, nous n'avons pas de planète de rechange. Alors, comment améliorer les conditions de vie de tous les citoyens du monde sans épuiser définitivement la Terre ? Comment satisfaire les besoins des hommes d'aujourd'hui tout en léguant la Terre en bon état aux générations qui l'habiteront après nous ? En apprenant à économiser et à partager de manière équitable les ressources, en utilisant les technologies qui polluent moins, qui gaspillent moins d'eau et moins d'énergie, et surtout en changeant nos habitudes de consommation et nos comportements. C'est cela, le développement durable. Ce n'est pas un retour en arrière, mais un progrès pour l'humanité : celui de consommer non pas moins, mais mieux. Il est devenu urgent d'agir. Nous en avons tous les moyens. Et surtout, le devoir.

Problématique et enjeux de la gestion des eaux

Au niveau de l'oasis de Béni Abbès, les eaux emmagasinées au sous-sol (nappe du grand erg occidental), représentent l'unique source d'approvisionnement en potable de la ville et l'irrigation de la palmeraie de Béni Abbès. Les quatre nappes communiquent plus ou moins entre elles et forment un système aquifère complexe, géré par la combinaison naturelle de ces nappes contenues dans des terrains aux propriétés diverses ; l'écoulement souterrain ainsi que les des

données hydriques de ce système et ses capacités de stockage sont mal connus. La Saoura, autrefois très active, ne reçoit actuellement qu'un apport hydrique négligeable, à cause de la construction du barrage de Djorf Torba sur le cours du Guir, ainsi que de la sécheresse. En conclusion, on peut constater que dans l'Oasis de Béni Abbès, les ressources en eau sont limitées.

Comme par ailleurs, dans l'Oasis de Béni Abbès, les besoins en eau deviennent de plus en plus contraignants du point de vue qualité et quantité, liés essentiellement à quatre facteurs :

1. Les besoins en eau potable pour les différents usagers ne cessent d'augmenter (taux de développement 4 %),
2. La propagation spectaculaire de la salinité (70 % des eaux de la nappe des terrasses alluviales).
3. Les activités humaines qui semblent être vouloir remédier aux points précédents, mais qui contribuent à la détérioration des eaux souterraines,
4. Le déversement d'eaux usées sans traitement préalable dans l'Oued Saoura, avec le risque de pollution des ressources en eau provoqué par les rejets urbains, menaçant ainsi la santé publique, l'environnement et l'équilibre écologique.

Le résumé des conséquences du développement urbain et agricole sont présentés dans la figure 2

En conclusion, l'enjeu majeur de la gestion de l'eau c'est l'interaction des causes naturelles, les causes anthropiques et la mutation sociale (fig. 3).

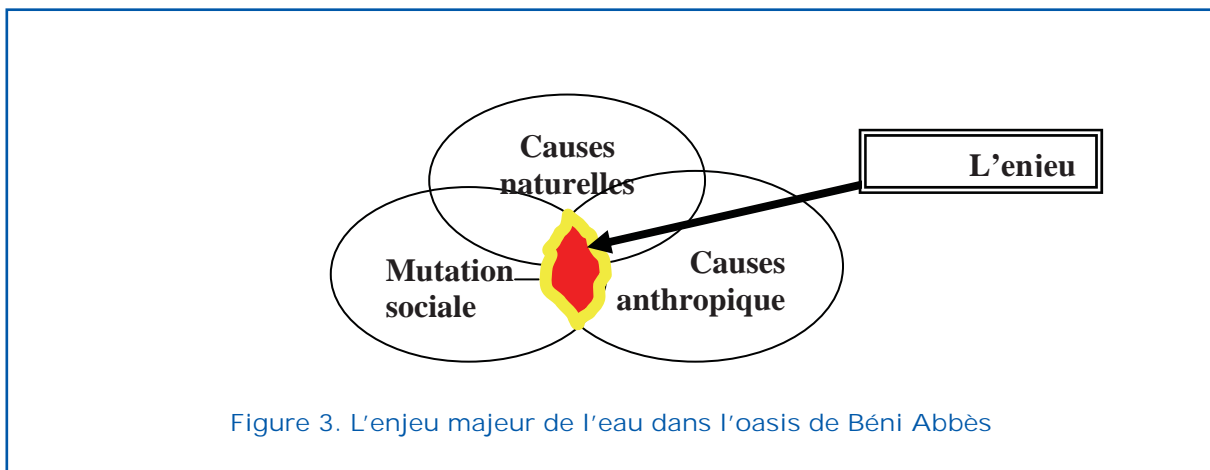


Figure 3. L'enjeu majeur de l'eau dans l'oasis de Béni Abbès

État des eaux souterraines à Beni Abbès

Les ressources en eau

On a répertorié à Beni Abbès environ 4 aquifères de tailles variées dont le plus important, l'aquifère du grand Erg Occidental, occupe une superficie d'environ 80 000 km². Il est formé essentiellement de grandes dunes de sable ; c'est la plus ample nappe de la Saoura, contenue dans un vaste aquifère quaternaire et tertiaire.

Cet aquifère renferme quelques milliards de m³ d'eau, dont 500 millions de m³/an s'écoulent annuellement vers les sources, forages, foggaras et les puits de la nappe des terrasses alluviales.

La nappe des terrasses alluviales et inféro-flux, qui sont au nombre de trois, renferme une masse d'eau de 100 000 m³ répartie comme suit : 20 000 m³ d'eau douce, 60 000 m³ d'eau salée et enfin 20 000 m³ d'eau hyper salée.

Les ressources en eau souterraine sont mal réparties dans cette localité : on retrouve un compartiment hydro géologiquement actif à l'ouest de la ville et un autre compartiment passif dans la rive gauche (Fig 4).

Exploitation des ressources en eau

La Grande Source exutoire offre un débit de 33 l/s ; la productivité individuelle de cette source d'exploitation varie de quelques m³/heure à 118,8 m³/heure, répartie comme suit (tableaux 1 et 2) : 75,6 m³/heure, pour l'alimentation en eau potable et 43,2 m³/heure pour l'irrigation de la palmeraie

La productivité individuelle des deux forages d'exploitation captant les eaux de la nappe du grand erg occidental, varie de quelques 75,6 m³/heure à 80 m³/heure, parfois plus. Actuellement, environ 4 320 milliards de m³/j sont puisés dans les nappes d'eau souterraine dont 50% pour l'eau potable couvrant ainsi :

- 70% des besoins domestiques,
- 24% des besoins agricoles (irrigation),
- 6% des besoins industriels (projet de mise en bouteille).

Suivant les nappes, les volumes soutirés par année (par les exploitations) sont de l'ordre de 1 à 10% de leur débit naturel, Ainsi, les nappes des terrasses alluviales livres pour l'irrigation de la palmeraie :

- 20 % de la masse d'eau est douce, elle couvre 70% des besoins domestiques,
- 60 % de la masse d'eau est salée ; elle couvre 24 % des besoins agricoles (irrigation),
- 20 % des eaux de l'inféro-flux sont hyper-salés.

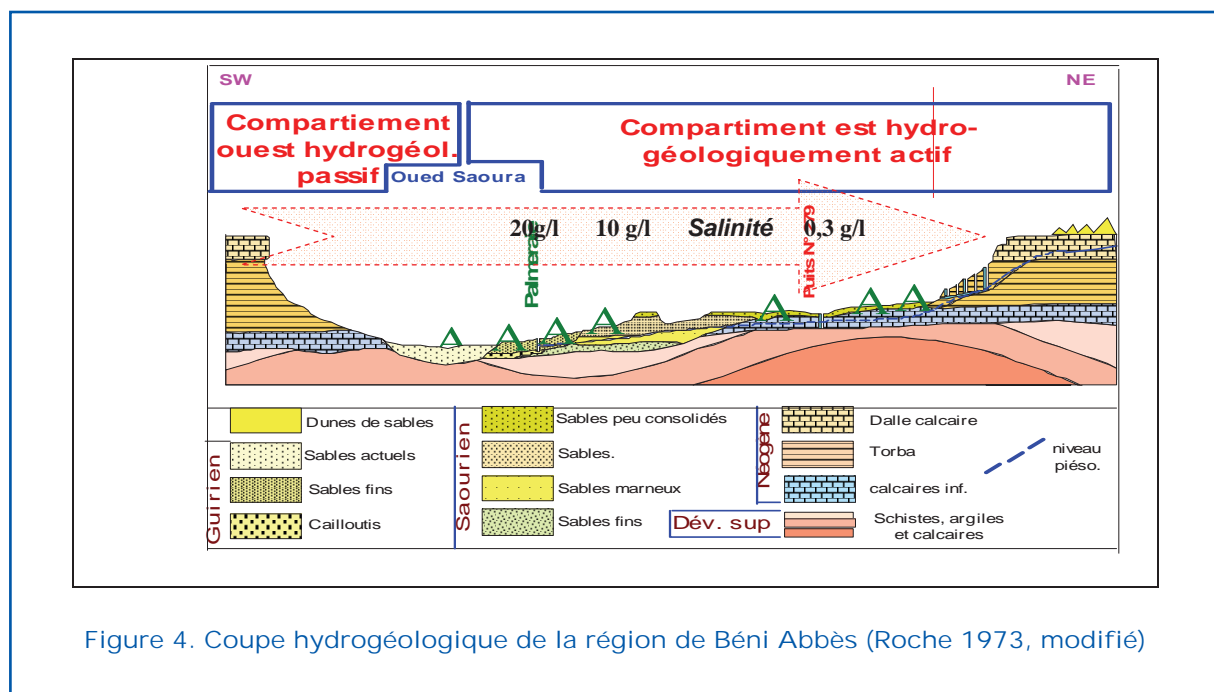


Figure 4. Coupe hydrogéologique de la région de Beni Abbès (Roche 1973, modifié)

Bilan des ressources d'eau de Beni Abbès

La disponibilité en eau potable ($2\,505\text{ m}^3/\text{j}$) dépasse les besoins domestiques (fig. 6) ; néanmoins, il est demandé d'aménager d'avantage les réseaux de distribution. En revanche, les besoins de la palmeraie ne sont satisfaits qu'à 6.28 %. Cependant, la question de disponibilité et d'accès à l'eau est sans aucun doute, l'un des problèmes majeurs qu'affronte l'agglomération de Beni Abbès. Aujourd'hui, en effet, une maison sur trois, en ville, n'a pas accès à l'eau en suffisance. L'eau d'irrigation, au niveau de la palmeraie, enregistre de sérieuses insuffisances.

La production d'eau potable s'élève à de 32 millions de m^3/an (grande source) et devrait pouvoir satisfaire les besoins de la population. Toutefois, il est nécessaire d'optimiser le réseau d'AEP et d'éviter une distribution intermittente. Cette dernière a provoqué un comportement gourmand chez les usagers. Les besoins de la ville s'équilibrent avec les disponibilités en eau, par contre, au niveau de la palmeraie, la quantité d'eau disponible est inférieure à celle demandée (fig. 6). La construction de barrage Djorf Torba a diminué les apports de crues de la Saoura (fig. 5).

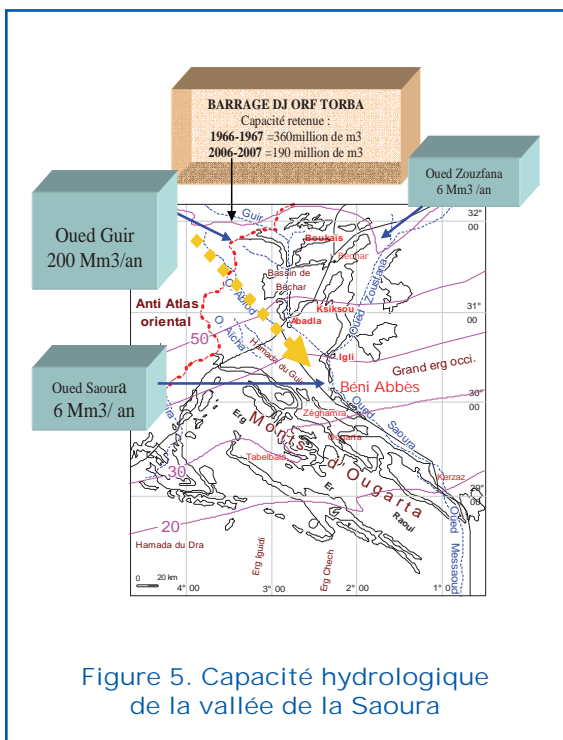


Figure 5. Capacité hydrologique de la vallée de la Saoura

Définition du modèle (GIRE) de gestion intégrée des ressources en eau dans l'oasis Beni Abbès

Stratégie et schémas de gestion

Devant cette situation inconfortable, il est impératif de suggérer des alternatives afin de remédier à ces difficultés. Ces suggestions permettent d'élaborer un canevas d'une approche participative qui rassemble tous les acteurs de l'eau au niveau de l'oasis de Beni Abbès, afin d'atteindre une meilleure gestion intégrée des eaux. Cette approche participative considère les paysans comme des partenaires véritables et cherche à prendre en considération leurs connaissances et la formulation des propositions des actions (fig. 7).

Ce modèle de gestion intégrée des ressources en eau est basé sur cinq actions, dans l'objectif global d'assurer l'équilibre entre l'offre et la demande:

1. Amélioration des connaissances sur le fonctionnement du système aquifère local et ses potentialités hydriques et les prélèvements dont l'intérêt stratégique rendent la gestion prioritaire. Les eaux souterraines sont donc un capital précieux qu'il faut mieux connaître ;

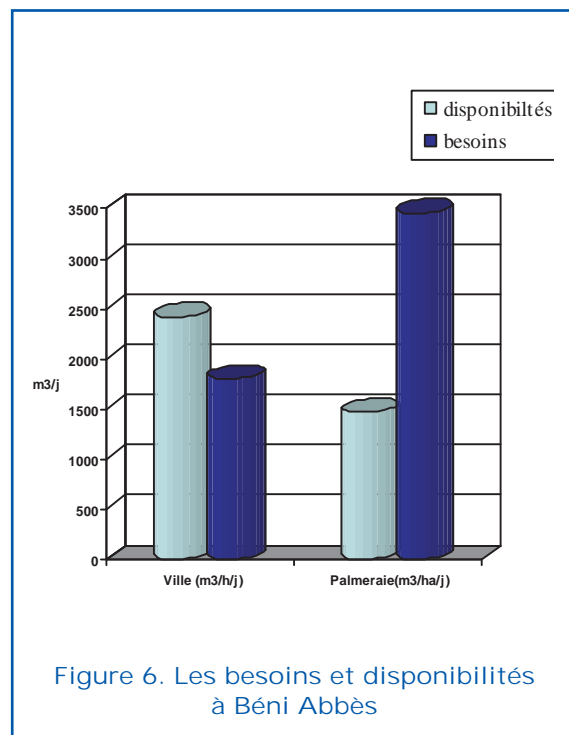


Figure 6. Les besoins et disponibilités à Beni Abbès

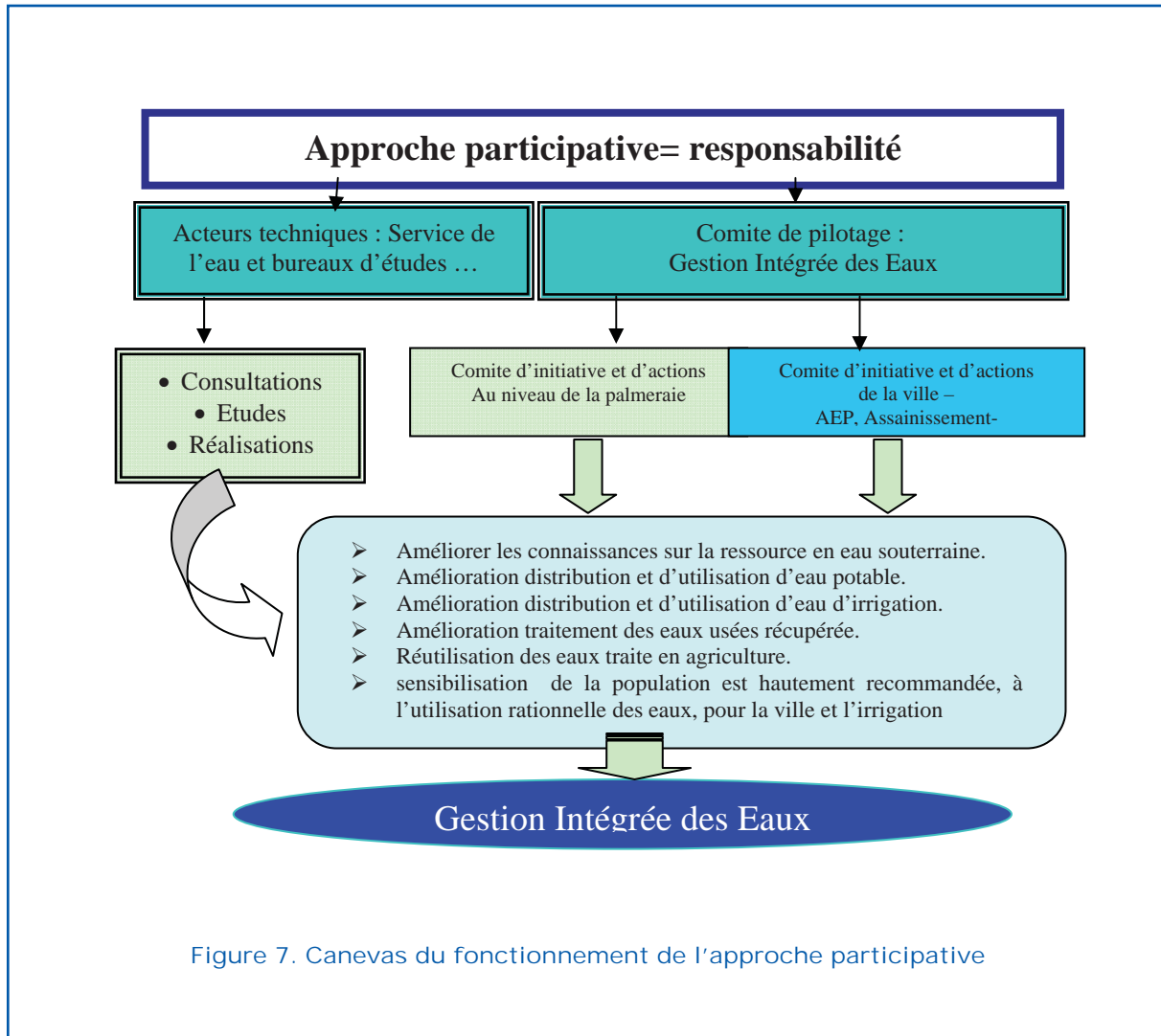


Figure 7. Canevas du fonctionnement de l'approche participative

2. Amélioration de la distribution et l'utilisation d'eau potable et prévision d'une alimentation continue dans le réseau de la ville ;
3. Valorisation et réutilisation des eaux usées pour des fins d'irrigation, (elles permettraient de récupérer un volume journalier de 1 555,2 m³/j ;
4. Modernisation et amélioration du mode de gestion traditionnel au niveau de la palmeraie ;
5. Enfin, sensibilisation de la population à l'utilisation rationnelle des eaux, pour la ville et l'irrigation.

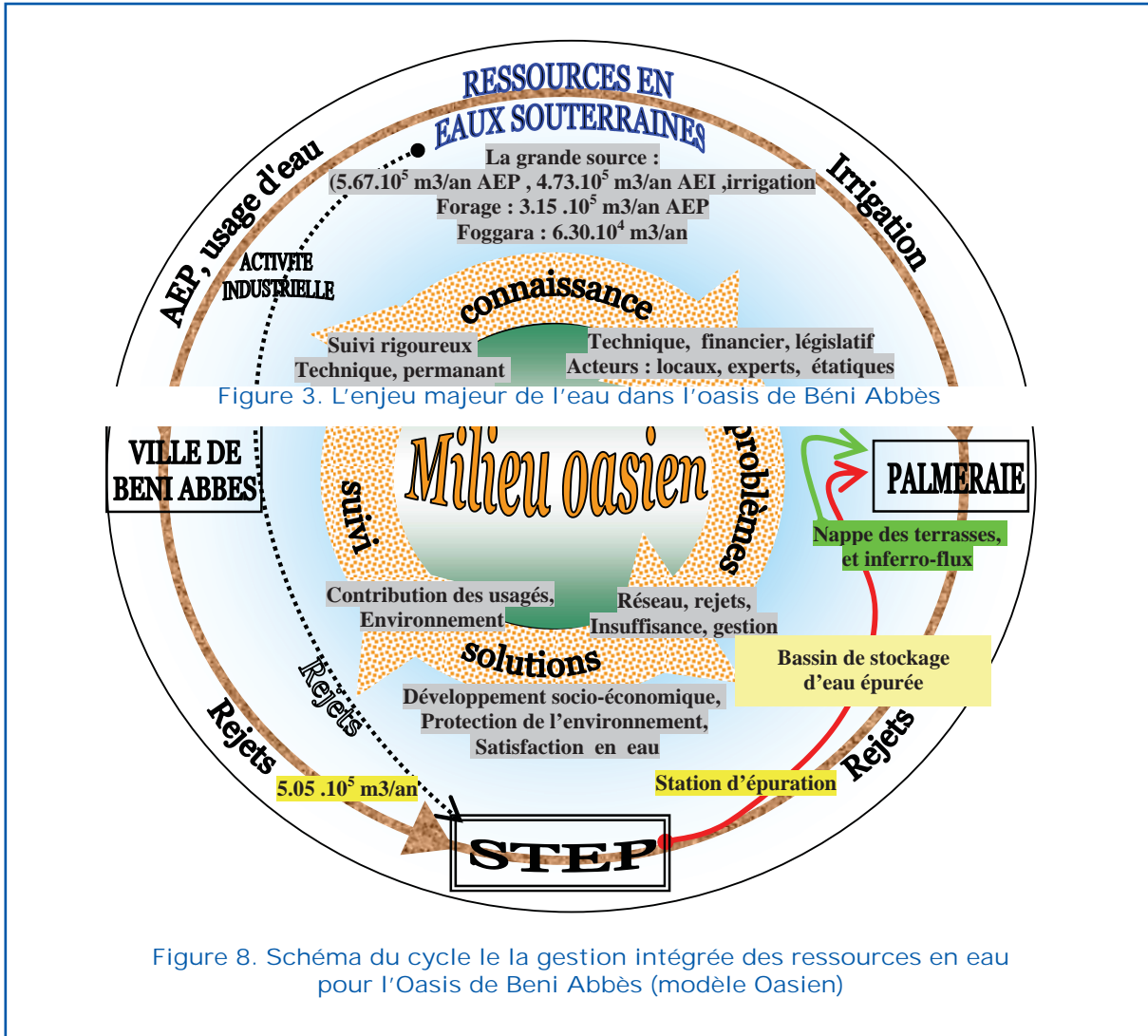
ensemble de ces éléments nous a permis d'établir un schéma du cycle de la gestion intégrée des eaux à l'échelle de l'oasis de Béni Abbès, adapté au milieu oasisien (fig. 8).

Pour une meilleure connaissance des ressources en eau souterraine

Certains milieux doivent prioritairement faire l'objet de mises à niveau des informations :

- l'émergence de la Grande Source (hétérogénéité, alimentation, exploitabilité ...),
- le système aquifère local (limites, mécanismes, fonctionnement, qualité de l'eau ...),
- les nappes des terrasses alluviales et inféro-flux (exploitation, salinités, vulnérabilité de leurs qualités),
- Réalisation d'une base de données et d'un SIG sur toutes les ressources en eau.

Un suivi des eaux souterraines est indispensable, par le biais de trois aspects : la piézométrie (mesure du niveau d'eau dans les nappes), l'installation d'un réseau d'observations qualité de l'eau et enfin le contrôle par prélèvement par le service de l'eau.



Valorisation et réutilisation des eaux usées

La réutilisation des eaux usées en irrigation présentent une variante plausible. Pour cela on prévoit une station d'épuration (station de lagunage ou bassin de décantation dimensionné selon les normes techniques). C'est pourquoi on propose un système de lagunage facultatif pour le traitement des eaux usées qui prenne en compte les éléments quantitatifs des rejets et qualitatifs des eaux (Tableau. 1).

Le modèle et le schéma de la gestion intégrée du modèle oasien

L'ensemble de ces éléments, nous a permis d'établir un schéma du cycle de la gestion intégrée des eaux à l'échelle de l'oasis de Beni Abbès, adaptées au milieu oasien est schématiquement illustrées (fig. 9), et qui prend en compte principalement différentes étapes de planifications, recensement et gestion des ressources en eaux. Le schéma de la gestion intégrée du modèle Oasien fonctionne comme suit (Fig. 8):

Tableau1. Débit et qualité des deux rejets des eaux usées de la ville de Beni Abbès (2007)

Désignation	Débit (l/s)	Quantité (m ³ /j)	Observations
Rejet R 1	12	1 209,6	Absence d'agents chimiques nocifs
Rejet R2	4	345,6	Produits chimiques de l'hôpital

- Analyser l'état actuel et futur des besoins, en AEP, AEI, irrigation.
- Faire un inventaire des acteurs participant à cette gestion intégrée (les usagers, les experts, les autorités locales et gouvernementales).
- Planifier les différentes étapes pour l'application de la gestion intégrée (connaissance, problèmes, solution, suivi).
- Prendre en considération la préservation des ressources existantes (quantité et qualité).
- Préserver l'environnement (traitement des rejets).
- Promouvoir les activités socio-économiques, principalement l'agriculture (la palmeraie).
- Etablir une législation de gestion et de protection de l'environnement.
- Atteindre un taux de satisfaction en AEP et assainissement très satisfaisant.
- Etablir un modèle Oasien qui peut être adopté et adapté à d'autres oasis en crise.

Conclusion et recommandations

La gestion intégrée des eaux spécifique en zone saharienne se trouve entre la modernité et la tradition, et devient une nécessité pour la préservation de la palmeraie de Béni Abbès et pour résoudre les problèmes d'alimentation en eau potable. C'est une approche incontournable pour assurer une meilleure gouvernance de l'eau, particulièrement en milieu aride.

Notre modèle (approche) n'est pas une finalité, mais elle présente une proposition plausible pour arriver à une gestion intégrée des eaux dans un milieu oasien. Elle s'appuie sur une stratégie basée sur une réflexion globale qui comprend trois axes prioritaires :

- Préserver les ressources en eau pour les futures générations (durabilité);
 - Satisfaire les besoins d'alimentation eau potable et en irrigation (utilisation rationnelle);
 - Assurer l'équilibre de l'écosystème oasien.
- Le modèle de gestion durable (GIRE) en milieu oasien, se base sur un modèle socio-économique ; l'ensemble des contraintes du développement doivent trouver leur solution dans le modèle :
- Préserver les ressources en eau pour les futures générations (durabilité);

- Satisfaire les besoins d'alimentation eau potable et en irrigation (utilisation rationnelle);
 - Assurer l'équilibre de l'écosystème oasien.
- Ce modèle est en cours d'application au niveau de l'oasis de Béni Abbès, tous en prévoyant de l'étendre et de le généraliser avec succès pour l'ensemble des oasis de la vallée de la Saoura et d'autres régions hyper-arides dans le monde.

Références bibliographiques:

- Alimen H. (1957) Tertiaire et villafranchien au Sahara nord-occidental. C R Somm Soc Géol Fr: 238-40.
- Bouhouche Z, Ghazi F. Contribution à l'étude hydro-géologique de la région de Béni-Abbès. Thèse Ing État, (U.S.T.H.B). Alger, 1993; 146 p.
- Conrad G, Roche MA(1965). Étude stratigraphique et hydrogéologique de l'extrémité méridionale de la Hamada du Guir. Bull Soc Géol Fr 1965; VII: 695-712.
- ETTABET: Étude du Schéma Directeur du Réseau d'AEP – Commune de Beni Abbès, Rapport 2004.
- Gangbazo George, 2004 : Gestion intégrée de l'eau par bassin versant, concepts et application, Ed ; environnement Quebec.
- Laroussi C., Habaleb H., 1986: Gestion des ressources en eau en conditions d'aridité, cas de la Tunisie, INAT.
- Menchekoff, N.(1933) la série primaire de la Saoura et des chaînes d'Ougarta, bull, ser, car, géol, Algérie, 2ème série, fasc II, page 109.
- Merzougui T . (1998) Valorisation des ressources en eau de la haute Vallée de la Saoura (entre Taghit et Kerzaz) Thèse Ing état, Univ Sci Tech d'Oran Algérie, 175 p.
- Laurence, Chery et Marsily, Ghislain (2007) Aquifer systems management: Darcy's legacy in a world of impending water Shortage, edition Taylor et Francis Chapter 20, pp 269-279.
- Merzougui T, Mekkaoui A et al. Graine G, 2007. Hydrogéologie de Béni Abbès : potentialités, hydrodynamique et conséquences sur la palmeraie (Vallée de la Saoura, Sud Ouest algérien). Dans l'ouvrage: Aquifer Systems Management; De (EDT) Darcy's Legacy in a World of Impending Water.

- Merzougui T, Mekkaoui A et a. Graine G , (2007). Approche d'une gestion intégrée des eaux dans l'oasis de Béni Abbès (sud ouest algérien, vallée de la Saoura) ; Colloque SHF « gestion active des eaux » Paris, 12 et 13 juin 2007.
- Merzougui T, Kabour A et Bouanani A et al. (2008) Un modèle de gestion intégrée des ressources en eau dans une zone hyper - aride : Cas de l'oasis de Béni Abbès (Vallée de la Saoura, sud ouest algérien), 13e Congrès Mondial de l'Eau, 1-4 septembre, Montpellier, France.
- Roche MA. (1973) Hydrogéologie de la Haute Saoura (Sahara nord-occidental). Paris: Publ CNRS, série Géol, 91 p.
- Turmel JM (1952). L 'eau et le sol dans les divers milieux du Sahara occidental et les possibilités agricoles. Paris, Rev Intern Bota Appl et Agr Trop 1952; 359-360: 482-7.
- Yousfi N et Ait-Ahmed C, 1992. Contribution à l'étude hydro-géologique de la Grande Source et de la palmeraie de Béni-Abbès (Sahara occidental). Thèse Ing Etat, Univ Sci Tech d'Oran-Algérie, 440 p.
- Klingel, P. Deuerlein, J. Cembrowicz, R.G, 2005. Analyse des défauts et réhabilitation du réseau d'alimentation en eau de Beni Abbès/Algérie Universität Karlsruhe (Th) Institut für Wasser und Gewässerentwicklung Rapport final, 2005
- Partenariat Mondial Pour L'eau/Comité Technique Consultatif (2000). La gestion intégrée des ressources en eau, document no 4.
- UNESCO (2003). L 'eau pour les hommes, l'eau pour la vie, Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau, UNESCO/Division des sciences de l'eau, Paris, France.

Contribution de l'hydrogéomorphologie dans la cartographie des zones inondables de la plaine alluviale de Sidi Bel Abbès (Algérie nord occidentale)

Moueddene K. (1), Hallouche B. (2) et Benyahia M (1)

- (1) Département de l'Environnement, Faculté des Sciences, Université Djillali Liabès, B.P. 89, Sidi Bel Abbès, Algérie.
(2) Département de Génie Civil, Faculté des Sciences de l'Ingénieur, Université Djillali Liabès, B.P. 89, Sidi Bel Abbès, Algérie.



Résumé

L'approche hydrogéomorphologique est une démarche naturaliste basée sur la description, l'analyse et la compréhension du fonctionnement des cours d'eau.

Son principe consiste à déterminer les limites externes du lit majeur délimitées par des crues passées du cours d'eau. Ces limites peuvent être déterminées par la combinaison de l'étude des photographies aériennes et l'observation directe sur le terrain.

Pour faire face aux inondations cycliques de l'Oued Mekerra qui touchent les localités de la plaine alluviale de Sidi Bel Abbès, de nombreuses actions coûteuses ont été engagées mais sans résultats probants.

L'approche hydrogéomorphologique, peu coûteuse, permet de mieux comprendre le fonctionnement physique de la plaine alluviale et facilite l'identification et la cartographie des zones potentiellement inondables, elle offre un diagnostic rapide de ces zones.

Les résultats obtenus par cette méthode permettent aux autorités de mieux gérer l'espace et d'orienter les recherches en fonction de la vulnérabilité de la plaine à l'inondation.

Mots clés : plaine alluviale, zones inondables, Oued Mekerra, Sidi Bel Abbès, lit majeur.

Introduction

Les inondations qui touchent périodiquement les localités de la plaine de Sidi Bel Abbès présentent l'une des préoccupations majeures des autorités locales. C'est dans cette optique que de nombreuses actions sont engagées pour faire face aux effets dévastateurs de ce phénomène généré par les crues cycliques de l'Oued Mekerra qui ne cessent de causer des dommages importants.

Malgré tous les efforts consentis par les pouvoirs publics pour la prise en charge de la

problématique des inondations qui touchent périodiquement la plupart des localités se situant dans la plaine de Sidi Bel Abbès, le risque de cet aléa demeure toujours existant et particulièrement pour les cités implantées dans des zones, en aval, potentiellement inondables.

La cartographie des zones inondables devrait permettre aux décideurs d'identifier ces zones pour une meilleure gestion de l'espace et une rapidité dans l'intervention.

L'approche hydrogéomorphologique présente plusieurs atouts qui résident dans



l'exhaustivité des zones cartographiées, les coûts de mise en œuvre inférieurs à ceux des méthodes traditionnelles, la rapidité de diagnostic, ...

Caractéristiques du bassin versant de l'Oued Mekerra

Le bassin versant de l'Oued Mekerra situé au nord-ouest algérien fait partie du grand bassin hydrologique de la Macta (figure 1). L'utilisation des cartes topographiques à l'échelle du 1/50 000 a permis d'estimer le périmètre (P=280 km) et la surface (A=3000 km²) du bassin versant. L'indice de compacité de Gravelius Kc ($Kc = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$) est de 1,43.

La valeur élevée de cet indice traduit une forme allongée du bassin versant et indique une prédominance de l'érosion linéaire et par conséquent un débit solide très important et une forte accumulation en aval du

bassin versant. L'Oued Mekerra qui prend son origine dans les hautes vallées de la steppe, au sud de la Wilaya de Sidi Bel Abbès, près de la localité de Ras El Ma a une longueur de 125 km.

Les précipitations moyennes annuelles varient de 390 à 400 mm par an pour les années humides et de 100 à 150 mm par an pour les années sèches. Le réseau hydrographique est très développé mais représenté fréquemment par des cours d'eau temporaires. Les Oueds sont alimentés par des pluies sous forme d'averses et par des sources dont la plus importante et celle de Ain Skhouna avec un débit pouvant atteindre jusqu'à 100 litres/sec. Les apports hydrologiques peuvent atteindre jusqu'à 92 Hm³ par année. La courbe hypsométrique du bassin versant indique un point culminant d'altitude de 1714 m au niveau du Dj. Ouargla au sud de Ras El Ma, l'altitude minimale est de 437 m et se situe au niveau de la ville de Sidi Bel Abbès.

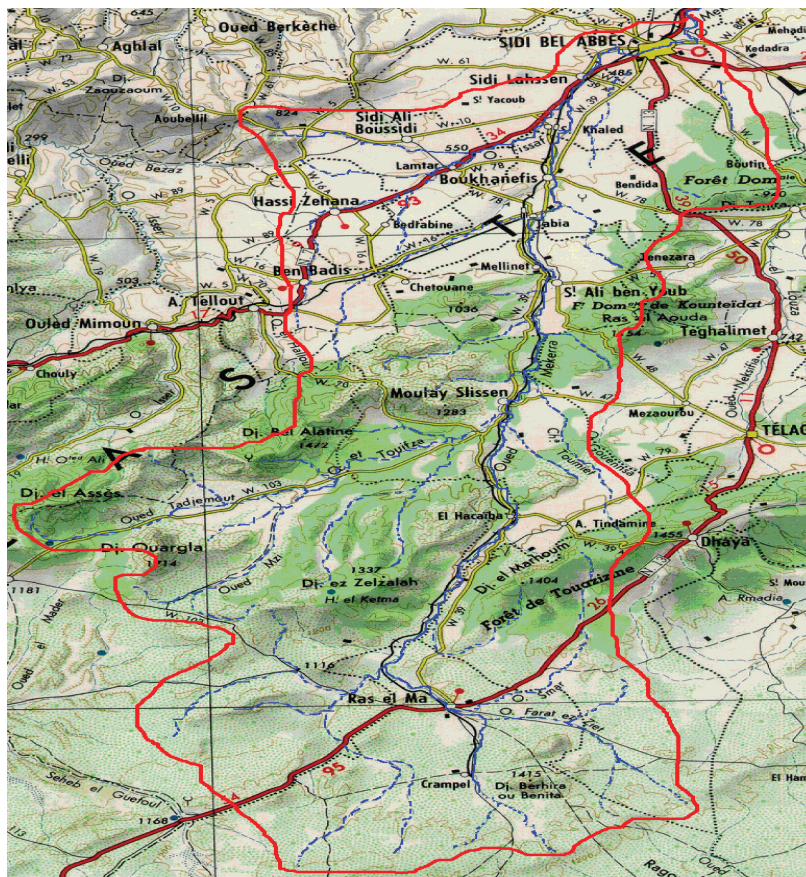


Figure 1. Bassin versant de l'Oued Mekerra



Historique des inondations dans la plaine de Sidi Bel Abbès

Les mesures de débits de crues relevées en amont à l'entrée de la plaine (station de Sidi Ali Ben Youb), et en aval à la sortie de la plaine (station du Rocher à Sidi Bel Abbès) nous permettent de constater qu'environ 75% du volume de crues va s'épandre au niveau de la plaine de Sidi Bel Abbès.

Le tableau 1 illustre clairement le rôle que joue la plaine de Sidi Bel Abbès dans l'écroulement des débits de crues. En période de crues, les débordements de l'Oued Mekerra ont lieu plus particulièrement au niveau des méandres et des ouvrages de franchissement et permettent aux eaux de crues d'emprunter des chemins préférentiels d'écoulement provoquant l'inondation de plusieurs zones de la plaine.

Tableau 1. Relevés hydrométriques des eaux de crues de l'Oued Mekerra

Date de la crue	Débit de pointe mesuré à Sidi Ali Benyoub	Débit de pointe mesuré à Sidi Bel Abbès
Septembre 1994	530 m ³ /s	161 m ³ /s
Août 2006	430 m ³ /s	120 m ³ /s
Avril 2007	750 m ³ /s	246 m ³ /s

Causes des inondations dans la plaine de Sidi Bel Abbès

Les inondations dans la plaine alluviale de Sidi Bel Abbès ont pour origine les crues dues aux facteurs naturels et celles provoquées par les activités et les ouvrages anthropiques.

Les facteurs naturels se résument à la forme et au fonctionnement du bassin versant, la nature des précipitations (sous forme d'averses intenses et de courte durée), la faiblesse de la pente du terrain au niveau de la plaine et le rétrécissement de la section de l'Oued Mekerra en aval à la sortie de la plaine.

Les activités anthropiques se traduisent par la réalisation d'ouvrages (routes, ponts, ...)

qui jouent le rôle d'obstacles aux écoulements des eaux de crues dans la plaine et l'urbanisation dans les zones potentiellement inondables.

La photo 1 illustre un rétrécissement de la section de l'Oued Mekerra et les dépôts de sédiments charriés par la crue.

Les photos 2 et 3 prises lors des crues du 18 avril 2007 illustrent un endiguement par rehaussement d'une voie de communication et un rétrécissement dû à la présence d'un pont.

Principe de la cartographie des zones inondables par l'approche hydrogéomorphologique

Le principe de l'approche hydrogéomorphologique repose sur une démarche naturaliste basée sur les points suivants :

- la compréhension du fonctionnement naturel de la dynamique des cours d'eau (érosion, transport, sédimentation) au cours de l'histoire,
- l'identification des unités hydrogéomorphologiques constituant la plaine alluviale telle que les lits d'oueds façonnés au fil du temps dans la vallée (lit mineur, moyen et majeur),
- la recherche sur le terrain les limites physiques associées aux différentes gammes de crues.

Étapes de la cartographie des zones inondables par l'approche hydrogéomorphologique

L'approche hydrogéomorphologique nécessite deux phases complémentaires.

Dans un premier temps, on doit s'attacher aux objets naturels : les unités hydrogéomorphologiques, les unités encaissantes et les modelés géomorphologiques secondaires. Cette phase de bureau aboutit à l'élaboration de la cartographie minute en utilisant la photointerprétation et les cartes topographiques relatives à la zones d'étude. Dans un second temps, on visualise les éléments d'occupation du sol et on cherche à valider, sur le terrain, la cartographie minute par la recherche d'indices tels que la nature



Photo 2. Endiguement par rehaussement de voies de communications



Photo 3. Rétrécissement de la section des ouvrages de traversée

des sédiments dans le lit d'Oued, les traces d'inondations, les laisses de crues, les érosions, ...

Il est parfois nécessaire de faire plusieurs allers-retours entre le bureau et le terrain pour affiner les limites des zones inondables. Actuellement on a recours à l'utilisation de logiciels permettant le tracé automatique des limites de crues.

Analyse de la cartographie des zones inondables de la plaine de Sidi Bel Abbès

Organisation hydrogéomorphologique du Bassin Versant de l'Oued Mekerra

Du point de vue géomorphologique, le bassin versant de l'Oued Mekerra peut être subdivisé en trois parties en fonction de leur rôle (figure 2).

La zone de production comprise entre la source de l'Oued Mekerra au sud de Ras El Ma et la localité de Moulay Slissen est formée de reliefs montagneux où se forment des crues en réponse à des précipitations intenses sous forme d'averses de courte

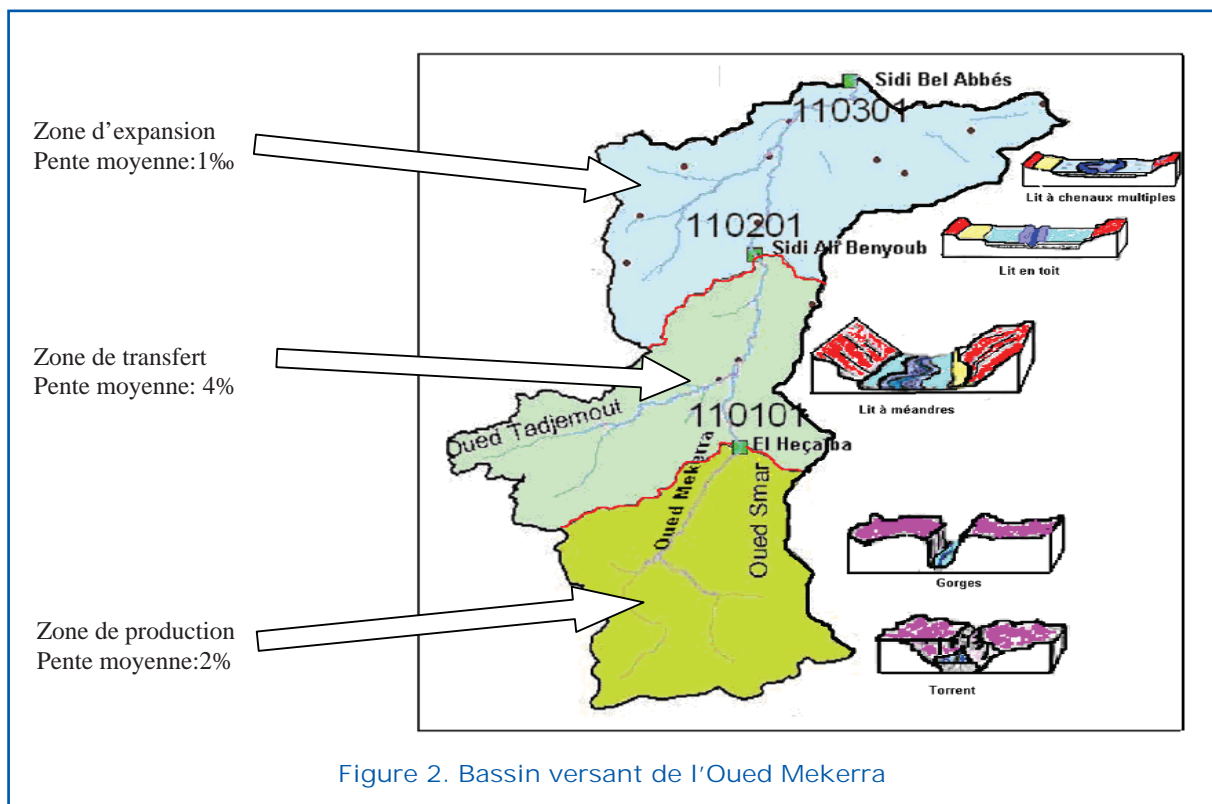
durée. Les cours d'eau forment des torrents provoquant une érosion intense qui fournit l'essentiel de la charge solide transportée.

Au nord de la zone de production, la vallée s'encaisse dans massifs calcaires pour donner naissance à des gorges profondes.

La zone de transfère s'étale de Moulay Slissen à la localité de Boukhanifis, à une vingtaine de kilomètres au sud de Sidi Bel Abbès. Sur ce tronçon la pente diminue et l'Oued s'organise en lit à méandre à chenal unique.

La vallée s'élargit et la plaine commence progressivement à s'installer permettant le dépôt d'une partie de la charge solide. Ces dépôts peuvent être repris lors des crues ultérieures.

La zone d'expansion qui s'étend de Boukhanifis à Sidi Bel Abbès est la plus exposée aux effets des inondations périodiques. La vallée étroite en amont s'ouvre très rapidement, et un lit majeur se met en place. Dans la plaine, la dynamique des écoulements est liée aux faibles pentes transversales. Les écoulements divergent à partir du lit mineur donnant naissance à une configuration de lit en toit. Les eaux de crues débordent du lit mineur s'écoulant dans le lit majeur en empruntant des chenaux privilégiés de faible profondeur.



Caractéristiques hydrogéomorphologiques de la plaine de Sidi Bel Abbès

La plaine alluviale de Sidi Bel Abbès correspond à la zone d'expansion des crues de la Mekerra, elle s'étend entre Sidi Ali Benyoub au Sud et Sidi Bel Abbès au Nord, où elle est fermée par des collines de marnes et de grès Miocène (lieu dit le Rocher).

C'est à partir de la localité de Boukhanifis que commence la vraie plaine alluviale de la Mekerra qui constitue un vaste champ d'épandage des crues. Sa largeur est de plusieurs centaines de mètres et peut atteindre 3 kilomètres par endroits. Les faibles pentes transversales de cette plaine sont à l'origine d'une dynamique des écoulements divergents à partir du lit mineur qui se trouve perché au-dessus du lit majeur (configuration de lit en toit).

La jonction des facteurs naturels (vaste plaine inondable) et humains (infrastructures), avec un développement exponentiel de l'urbanisation a favorisé au cours de ces dernières décennies la multiplication des inondations catastrophiques dans les localités longeant l'Oued Mekerra.

Éléments de la cartographie des zones inondables de la plaine de Sidi Bel Abbès

Les zones inondables par une crue exceptionnelle

En période de crue la plaine de Sidi Bel Abbès n'est pas inondée uniformément sur toute sa largeur par chaque crue. Les eaux qui débordent du lit mineur s'écoulent dans le lit majeur en faveur des chenaux plus ou moins marqués, et de faibles profondeurs inférieures à 1 mètre (photo 4).

Les structures hydrogéomorphologiques actives

La photo 5 montre les limites principales des structures géomorphologiques actives : lit mineur, lit moyen et lit majeur.

Les structures géomorphologiques secondaires

Ces structures influencent le fonctionnement de cette plaine (points de débordement, axes d'écoulement, Bras de décharge ...).

La photo 6 donne l'exemple d'un bras de décharge emprunté par les eaux de crue qui débordent du lit mineur dans le lit majeur.



Photo 4. Écoulement des eaux débordantes du lit mineur dans un chenal dans le lit majeur (Inondation Mai 2006)



Photo 5. Oued Mekerra (Lit mineur, lit moyen et lit majeur)



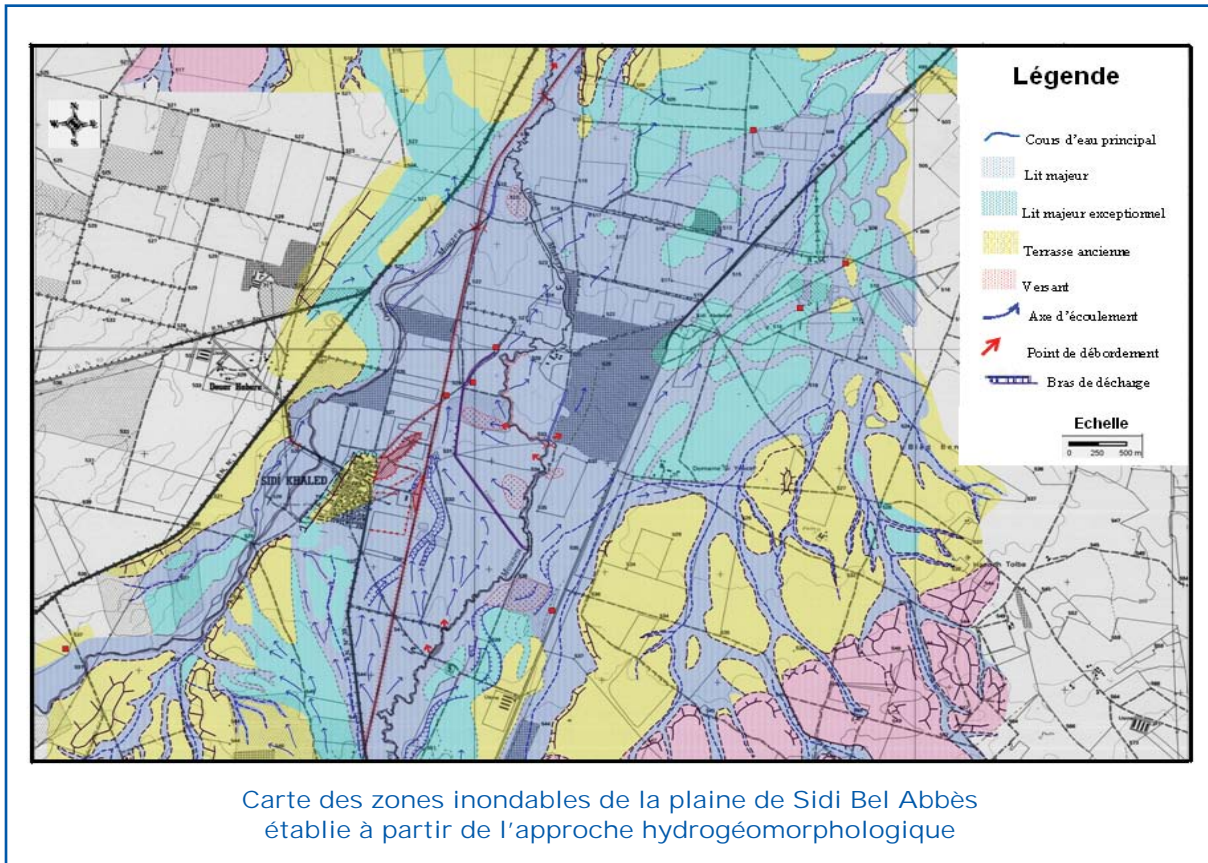
Photo 6. Structures géomorphologiques secondaires (bras de décharge)

Carte des zones inondables de la plaine de Sidi Bel Abbès établie à partir de l'approche hydrogéomorphologique

Au terme de cette étude, la carte établie permet d'identifier clairement les secteurs exposés aux risques d'inondations générées par les crues cycliques de l'Oued Mekerra. Elle laisse entrevoir les aménagements à entreprendre pour la protection des localités situées dans la plaine (création de canaux de déviation et de zones d'épandage, augmentation de la capacité de transit de l'Oued, construction d'un barrage écrêteur en amont de la plaine).

Conclusion

L'approche hydrogéomorphologique fournit des informations qualitatives mais ne quantifie pas les hauteurs d'eau et les vitesses d'écoulement qui peuvent survenir. Cependant, même si les cartes élaborées à partir de cette approche ne sont que qualitatives, elles peuvent tout de même guider les décideurs dans leurs réflexions sur le développement et l'aménagement du territoire, en favorisant l'intégration du risque d'inondations dans les documents d'urbanisme (plans de développement et de l'aménagement du territoire, plans d'occupation des



sols, réglementation du lotissement et du permis de construire ...). Néanmoins, il est recommandé d'estimer les débits de la crue de référence hydrogéomorphologique, qui pourrait éventuellement inondée la totalité de la plaine alluviale. Cette estimation ne peut se faire qu'au moyen d'une modélisation hydraulique par tronçon homogène. Cette méthode est actuellement recommandée par de nombreux chercheurs et semble bien s'adapter au contexte méditerranéen où les dynamiques violentes façonnent les formes de relief.

Références

- Carex Environnement (2002)- Atlas des zones inondables du bassin versant des Gardons. Rapport et atlas cartographique, Direction régionale de l'Environnement du Languedoc Roussillon, (inédit), 155 p.
- Coque R. (1993)- Géomorphologie, Ed. A. Colin, Paris, 503 p.
- Esposito C. (2005)- Cartographie des zones inondables par la méthode hydrogéomorphologique : principes, méthodes et exemples de mise en œuvre. CETE Méditerranée, DHACE, Serv. Hydraulique, France, 30 p..
- Garry G., Grasz E. (1999)- Plans de prévention des risques naturels (PPR). Risques d'inondation. Guide méthodologique. Doc. Fr. , Paris, 123 p.
- Hallouche B. (2007)- Cartographie des zones inondables de la plaine de Sidi Bel Abbès par l'approche hydrogéomorphologique. Dipl. Magister, Univ. Djillali Liabes, 105 p., 49 fig., 38 tabl.
- Masson M. (1983)- Essai de cartographie des champs d'inondation par photo-interprétation, rapport CETE-STU (inédit), 47 p.
- Masson M., Garry G. and Ballais J.L. (1996)- Cartographie des zones inondables: approche hydrogéomorphologique. Ed. Ville et Territoires, Paris La Défense, 100 p.
- Naulet R. (2002)- Utilisation de l'information des crues, historique pour une meilleure détermination du risque d'inondation. Application au bassin de l'Ardèche à Vallon Pont d'Arc et Saint Martin d'Ardèche. Thèse Doc. Univ. Joseph Fourier, Grenoble et Univ. Québec (INRS-ETE) (Canada), 216 p., 89 fig., 28 tabl.

Impact des variations climatiques sur les ressources en eau dans le Bassin du Draa (Maroc) : corrélation entre la variabilité des précipitations et de l'évapotranspiration dans le bassin du Draa

Samira Ouyse (1), Nour-Eddine Laftouhi (2) Kamal Tajeddine (1)

(1) Dynamic of Basins and Geomatic Laboratory; Emails: ouyse_samira@yahoo.fr; taj-eddine@ucam.ac.ma

(2) GEOHYD Laboratory, Geology Department, Faculty of Sciences Semlalia, Cadi Ayyad University, Marrakech, Morocco; Email , Noureddine.laftouhi@ucam.ac.ma



Résumé

Dans les régions arides et semi arides, l'eau est une ressource très limitative non seulement pour sa pénurie, mais aussi pour sa disponibilité incertaine. Dans le bassin du Draa, les ressources en eau diminuent de l'amont vers l'aval et se traduisent par une raréfaction des taux de précipitation (une moyenne de 270 mm à Agouim et 66.5 mm a Zagora) et une augmentation des moyennes d'évapotranspiration (255 mm a Agouim et 360 mm a Zagora) et de température. Ceci exige une analyse spécifique de ces paramètres pour comprendre et prédire les instabilités des ressources dans la région d'étude. Les précipitations et l'évapotranspiration sont des variables très importantes dans le diagnostic des changements climatiques et leurs effets sur l'environnement. La méthodologie adaptée dans ce travail est basée sur l'étude statistique des séries chronologiques. Ces analyses comprennent la détection de tendances, la détection des ruptures par changement de moyenne, et aussi la corrélation croisée entre les données de précipitation et celle d'évapotranspiration. Les données proviennent de sept stations dont six se trouve dans le haut bassin du Draa (Mansour - Eddahbi, Ait Mouted, Iffre, Agouim, Agouilal, Assaka) et la station de Zagora située dans le moyen Draa à une altitude de 707 m.a.s.l. Les résultats des analyses statistiques met en évidence l'existence des variations et du changement au sein des séries étudiées, Cependant la quantification de l'ampleur de ce changement reste difficile à prouver.

Mots clés : Précipitations, Evapotranspiration, Analyse statistique, Corrélation croisée, Draa, Maroc

Introduction

Le climat du bassin du Draa est aride à semi aride, il est caractérisé par des précipitations faibles qui diminuent avec l'altitude avec une variabilité inter et intra annuelles. Le pouvoir évaporant dans la région connaît une hausse très remarquable vue le degré de température qui peut atteindre jusqu'au 56°C comme valeur extrême maximale (Station de Tagounite). L'évapotranspiration est un paramètre important du bilan hydrique qui influence la

disponibilité des ressources en eau, particulièrement pour l'agriculture et qui ne fait que très rarement l'objet de mesures. Dans la région d'étude, la quantification des grandeurs évaporées est très difficile; Dans les secteurs aval la faible profondeur de la table d'eau rend l'évaporation directe par capillarité non négligeable. Les changements climatiques globaux peuvent causer une variation dans l'évolution des facteurs météorologiques. L'objet de cette étude est d'analyser les séries chronologiques du



paramètre d'évapotranspiration par application des tests statistiques pour des périodes données. Les stations étudiées sont des stations principales hydro équipés et elles ont été choisies pour la quantité des données qu'elles fournissent sur des périodes assez importantes sans lacunes.

Situation de la zone d'étude

Le grand bassin du haut et moyen Draa est situé au Sud Est du Maroc, il s'étend sur une superficie de 42 000 km² et il est limité au nord par le flanc sud du Haut Atlas (fig. 1). Cette région est caractérisée par l'aridité du climat et par la rareté des ressources hydriques. Les précipitations dans cette région constituent un élément principal d'alimentation des barrages et des aquifères.

Comparaison de l'évapotranspiration potentielle et l'évapotranspiration réelle

Bien que les méthodes de mesure et de calcul du paramètre d'évapotranspiration soient multiples. Cependant l'évaluation des valeurs

réelles des quantités évaporées reste très difficile du fait de l'interaction de plusieurs facteurs climatiques et anthropiques.

Le calcul de l'évapotranspiration potentielle dans ce travail s'est basé sur la méthode de Thornthwaite qui se base uniquement sur l'effet des conditions climatiques et ignore celui de la densité de végétation. Cette hypothèse n'est pas vraie, mais la méthode de thornthwaite reste largement utilisée en hydrologie.

Les résultats calculés par cette méthode ont fait l'objet d'une corrélation avec les valeurs mesurées par les bacs d'évaporation (classe A). Parce que la quantité d'eau évaporée d'un cours d'eau libre est nettement inférieure à celle mesurée par les bacs du fait de l'existence des cotés métalliques qui fait augmenter la température de l'eau et donc les valeurs évaporées; l'évapotranspiration réelle a été obtenue en multipliant l'évaporation en bac par le coefficient de minoration 0.75.

Les valeurs de l'évapotranspiration potentielle et réelle montrent (figure 2) des hausses pour les mois de juin, juillet et août. Les grands pics sont enregistrés en mois de juillet où l'humidité relative enregistre les valeurs les plus basses.

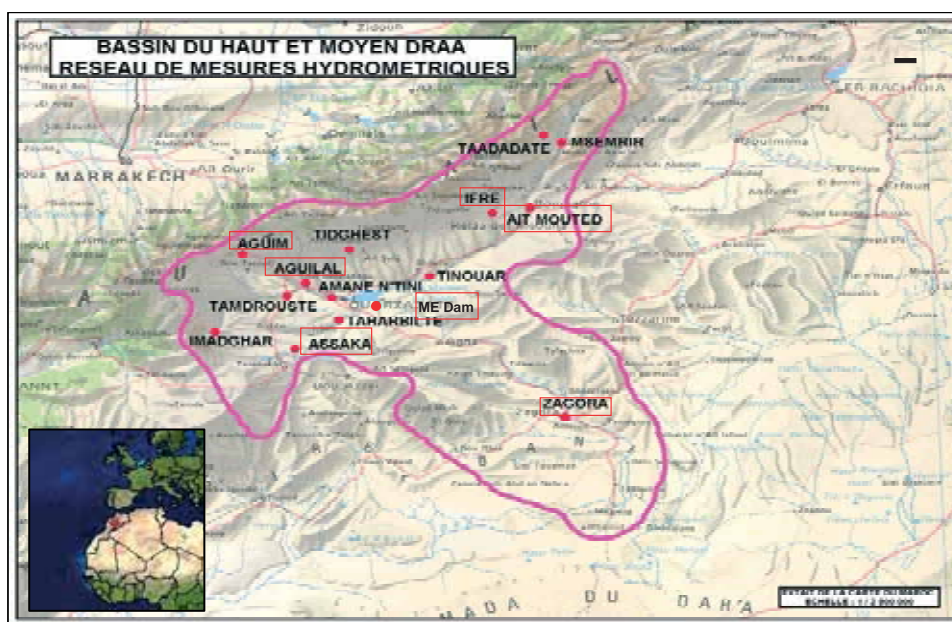


Figure1. Situation de la zone d'étude

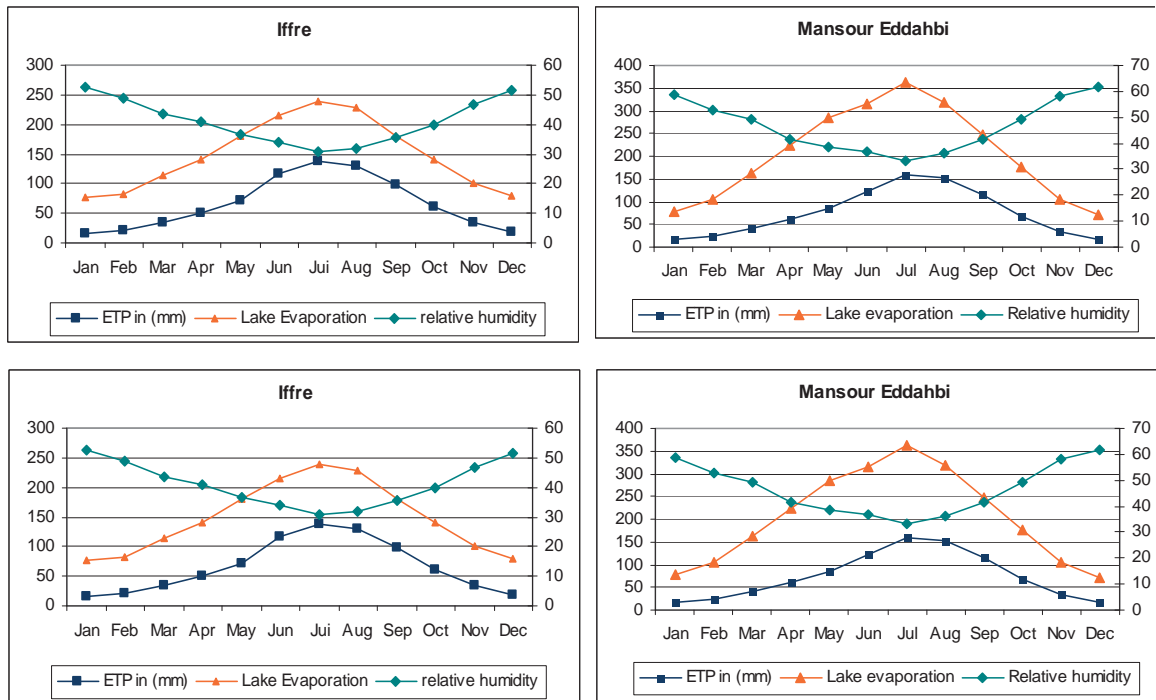


Figure 2. Diagrammes illustrant les valeurs moyennes mensuelles de l'évapotranspiration potentielle, de l'évaporation réelle et de l'humidité relative

Détection de tendances: test de Mann Kendall

L'évapotranspiration est une composante très importante dans le bilan hydrologique et dans l'influence sur la disponibilité en eau, principalement pour l'agriculture. L'identification des tendances dans les séries d'évapotranspiration en réponse au changement climatique permet de quantifier l'impact potentiel du changement du climat sur l'évapotranspiration.

L'analyse des tendances a été fait sur quatre sites météorologiques du haut et moyen bassin du Draa.

La méthodologie adaptée repose sur le test de Man Kendall associé à la technique de bootstrap.

Le test de Mann Kendall vérifie l'existence d'une tendance dans la série chronologique. C'est un test non paramétrique.

Les valeurs n de la série temporelle ($X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$) sont remplacées par leurs rangs relatifs ($R_1, R_2, R_3, \dots, R_n$). le test statistique est :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \left(\sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(R_j - R_i) \right)$$

Où

$\text{sgn}(x)=1$ pour ($x>0$)

$\text{sgn}(x)=0$ pour ($x=0$)

$\text{sgn}(x)=-1$ pour ($x<0$)

Si l'hypothèse nulle H_0 est vrai, alors S est normalement distribuée avec:

$$\mu=0 \text{ et } \sigma=n(n-1)(2n+5)/18.$$

Le test Z est donc: $Z = S / \sigma^{0.5}$

La valeur positive de S indique une augmentation de la tendance et vice versa.

Les techniques de bootstrap sont des méthodes d'inférence statistique modernes, datant de la fin des années 70, et requérant des calculs informatiques intensifs. L'objectif est de connaître certaines indications sur une statistique : son estimation bien sûr, mais aussi la dispersion (variance, écart-type), des intervalles de confiance voire un test d'hypothèse. Cette méthode est basée sur des simulations, comme les méthodes de Monte Carlo, les méthodes numériques bayésiennes, l'algorithme de Metropolis-

Hastings , à la différence que le bootstrap ne nécessite pas d'information supplémentaire que celle disponible dans l'échantillon. En général, le bootstrap est basé sur de « nouveaux échantillons » obtenus par tirage avec remise à partir de l'échantillon initial (rééchantillonnage).

Les résultats du test de Mann Kendall présentés dans le tableau 1 montrent la présence significative d'une tendance dé croissante au niveau des séries chronologiques d'Agouim (a=0.01) et d'Ait Mouted (a=0.1), et une absence de tendance au niveau de Mansour-Eddahbi et Iffre au seuil de signification (0.1).

Détection du changement dans la série chronologique

La plupart des systèmes de ressources en eau ont été fondé sur l'hypothèse de l'hydrologie stationnaire. Si cette hypothèse de stationnarité est inadmissible, les systèmes courants peuvent être sous ou surestimés. La présence de tendances et de changement dans les séries hydrométéorologiques peut être dû au changements climatiques, à la proportion des terres exploitées (urbanisation, déforestation,...), au changement des méthodes de gestion des ressources,... Le changement des séries temporelles peut se produire progressivement, brutalement ou sous une forme plus complexe. Il peut affecter la moyenne, la médiane, la variance ou tout autre aspect des données.

La détection de changement dans les données d'évapotranspiration s'est fait par deux tests statistiques : Test des écarts cumulatifs et le test de Student.

Test des écarts cumulatifs

Cette méthode teste si les moyennes dans deux parties de la même série sont différentes pour un temps de changement inconnu. Le test suppose que les données sont normalement distribuées. Le but de ce test est de détecter un changement de la moyenne dans une série chronologique après m observations :

$$E(x_i) = \mu \quad i = 1, 2, 3, \dots, m$$

$$E(x_i) = \mu + \Delta \quad i = m + 1, m + 2, \dots, n$$

Où μ est la moyenne avant le changement et Δ est le changement de moyenne. Les écarts cumulatifs des moyennes sont calculés comme suit:

$$S_0^* \quad S_K^* = \sum_{i=1}^k (x_i - \bar{x}) \quad K = 1, 2, 3, \dots, m$$

Et les sommes partielles ajustées et remesurées sont obtenues en divisant les valeurs de S_K^* par l'écart type :

$$S_K^{**} = S_K^* / D_x$$

$$D_x^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n}$$

Le test statistique Q est: $Q = \max |S_K^{**}|$

Tableau 1. Résultats du test de Mann Kendall avec bootstrap

	Moyenne	Test de Mann Kendall	Valeurs critique (Table statistique)			Valeurs critique (Resampling)			Résultats
			a=0.1	a=0.05	a=0.01	a=0.1	a=0.05	a=0.01	
Agouim (1963-2004)	190.5	-2.872	1.645	1.96	2.576	1.626	1.875	2.633	S (0.01)
Ait Mouted (1964-1998)	285.9	-1.818	1.645	1.96	2.576	1.647	1.96	2.556	S(0.1)
Mansour-Eddahbi (1979-2005)	233.6	0.5	1.645	1.96	2.576	1.605	1.897	2.418	NS
Iffre (1964-2004)	206	-0.528	1.645	1.96	2.576	1.617	1.988	2.482	NS



Il est calculé pour chaque année; et le point de changement est indiqué par la plus haute valeur.

Test de Student

Cette méthode teste si les moyennes dans deux périodes différentes sont différentes. Le test suppose que les données sont normalement distribuées. Le test de Student est:

$$t = \frac{(\bar{x} - \bar{y})}{s \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{1}{m}}}$$

Où \bar{x} et \bar{y} sont respectivement les moyennes de la première et la deuxième période, m et n présentent respectivement le nombre d'observations dans la première et la deuxième période, S est l'écart type empirique de l'ensemble des observations m et n.

Résultats

Le test de Student (méthode non paramétrique) semble être l'outil statistique le plus simple et le plus fiable pour tester les écarts entre deux échantillons de données de taille différente.

Le test de Student (tableau 2) révèle la présence d'un changement de moyenne avant et après les années de rupture, ainsi pour:

- Iffre: la moyenne de 1964-1983 (212) et 1984-2004 (200) ne présente pas une différence significative ($\alpha=0.1$)
- Mansour-Eddahbi: la moyenne de 1979-1991 (231) et 1992-2005 (235) ne présente pas une différence significative ($\alpha=0.1$)
- Agouim: la moyenne de 1963-1983 (212) et 1984-2004 (168.8) sont significativement différentes au seuil ($\alpha<0.01$); la moyenne de la première période est plus grande que celle de la deuxième
- Ait Mouted: la moyenne de 1964-1980 et 1981-1998 ne présente pas une différence significative

La comparaison des moyennes de deux périodes différentes de la série chronologique par le test des écarts cumulatifs montre (tableau 2) une différence significative des moyennes pour les quatre séries. Ainsi :

- La série d'Iffre, les données montrent un changement significatif au seuil $\alpha<0.05$; la moyenne de la période 1964-1977 est plus grande que celle de 1977-2004
- La série d'Agouim, les données montrent un changement significatif au seuil ($\alpha<0.01$); la moyenne sur la période 1963-1980 est plus grande que celle de 1980-2004.
- La série d'Ait Mouted, la moyenne sur la période 1964-1990 est plus grande que celle de 1990-1998 au niveau de signification ($\alpha<0.05$)

Tableau 2. Résultats du test des écarts cumulés et du test de Student

	Valeurs des tests	Table statique			Bootstrap			Résultats	
		$\alpha=0.1$	$\alpha=0.05$	$\alpha=0.01$	$\alpha=0.1$	$\alpha=0.05$	$\alpha=0.01$		
Iffre	Ecarts cumulés	1.459	1.131	1.261	1.502	1.113	1.238	1.492	S (0.05)
	Student	1.459	1.684	2.021	2.704	1.729	2.045	2.646	NS
Mansour Eddahbi	Ecarts cumulés	0.935	1.114	1.234	1.448	1.12	1.226	1.358	NS
	Student	-0.439	1.706	2.056	2.779	1.644	1.904	2.251	NS
Agouim	Ecarts cumulés		1.132	1.262	1.504	1.15	1.268	1.493	S (0.01)
	Student	3.194	1.684	2.02	2.702	1.725	2.037	2.615	S (0.01)
Ait Mouted	Ecarts cumulés	1.401	1.125	1.25	1.48	1.136	1.266	1.55	S (0.05)
	Student	0.401	1.692	2.034	2.732	1.598	1.867	2.306	NS

- La série de la station de Mansour-Eddahbi ne présente pas de changement significatif.

Étude comparative des données de précipitation et d'évapotranspiration

Statistique descriptive simple

Le calcul de coefficient de variation des données montre (tableau 3) que la dispersion dans les séries de précipitation est plus élevée que celles d'évapotranspiration. La valeur maximale d'évapotranspiration atteint 535,8 mm/an enregistrée dans la station d'Assaka. La pluviométrie présente des valeurs assez importantes dans le bassin du haut Draa avec des maxima qui atteignent 670 mm/an à la station d'Agouim.

Les fluctuations statistiques normales donnent des variations produisant des asymétries. Pour distinguer les asymétries dues aux fluctuations statistiques de celles qui sont réelles, on mesure l'asymétrie de la distribution. Une des mesures les plus utilisées du coefficient d'asymétrie est le « Skewness ». Une distribution avec un coefficient d'asymétrie positif indique une longue queue vers la droite. Une distribution avec

un coefficient d'asymétrie négatif signifie une longue queue vers la gauche.

La mesure de la distribution des variables aléatoires (P, ETP) montre une asymétrie positive pour la variable de Précipitation; alors que la distribution des données d'évapotranspiration s'étale vers des valeurs négatives.

Corrélation croisée

La corrélation croisée est une méthode standard qui vise à estimer le degré de corrélation entre deux variables et évaluer la signification statistique des résultats obtenus. La corrélation croisée est parfois utilisée en statistique pour désigner la covariance $Cov(X,Y)$ des vecteurs aléatoires X et Y ; afin de distinguer ce concept de la 'covariance' d'un vecteur aléatoire X, laquelle est comprise comme étant la matrice des covariances des coordonnées de X.

Les données d'évapotranspiration utilisées dans cette analyse sont mesurées selon l'évaporomètre de Piche. Les résultats de la corrélation croisée des sept stations montrent des valeurs négatives et des valeurs proche de 0 (figure 3); ceci peut être expliqué par le fait que les données d'évapotranspiration et de précipitation sont indépendantes ou inversement proportionnelles.

Tableau 3. Résultats des statistiques descriptives des sept stations

		Moyenne	Écart-type	Coefficient de variation	Asymétrie (skewness)	Min	Max
Agouilal	P	130.3	62.23	0.4777	0.2816	18.5	292.4
	ETP	294.6	62.94	0.2137	0.1779	194.6	405.2
Agouim	P	269.8	133.7	0.4957	0.9432	70.60	670.3
	ETP	255.5	32.65	0.1278	-0.1199	175.5	347.4
AitMouted	P	168.8	80.27	0.4754	1.0644	63.5	415.9
	ETP	285.3	62.51	0.2191	0.2675	150.2	456.9
Assaka	P	122.9	64.73	0.5267	0.1892	12.00	278.0
	ETP	364.9	67.3	0.1845	0.5201	236.4	535.8
Mansour-Eddahbi	P	105.3	69.23	0.6575	1.3447	12.7	322.7
	ETP	260.8	42.67	0.1636	-0.0684	160.1	350.2
Iffre	P	174.5	100.5	0.5760	1.4132	38.00	481.6
	ETP	222.9	65.32	0.2931	-1.0302	38.00	347.4
Zagora	P	66.47	47.40	0.7131	1.5396	19.1	233.7
	ETP	360.1	85.37	0.2370	-0.4069	170.8	488.3

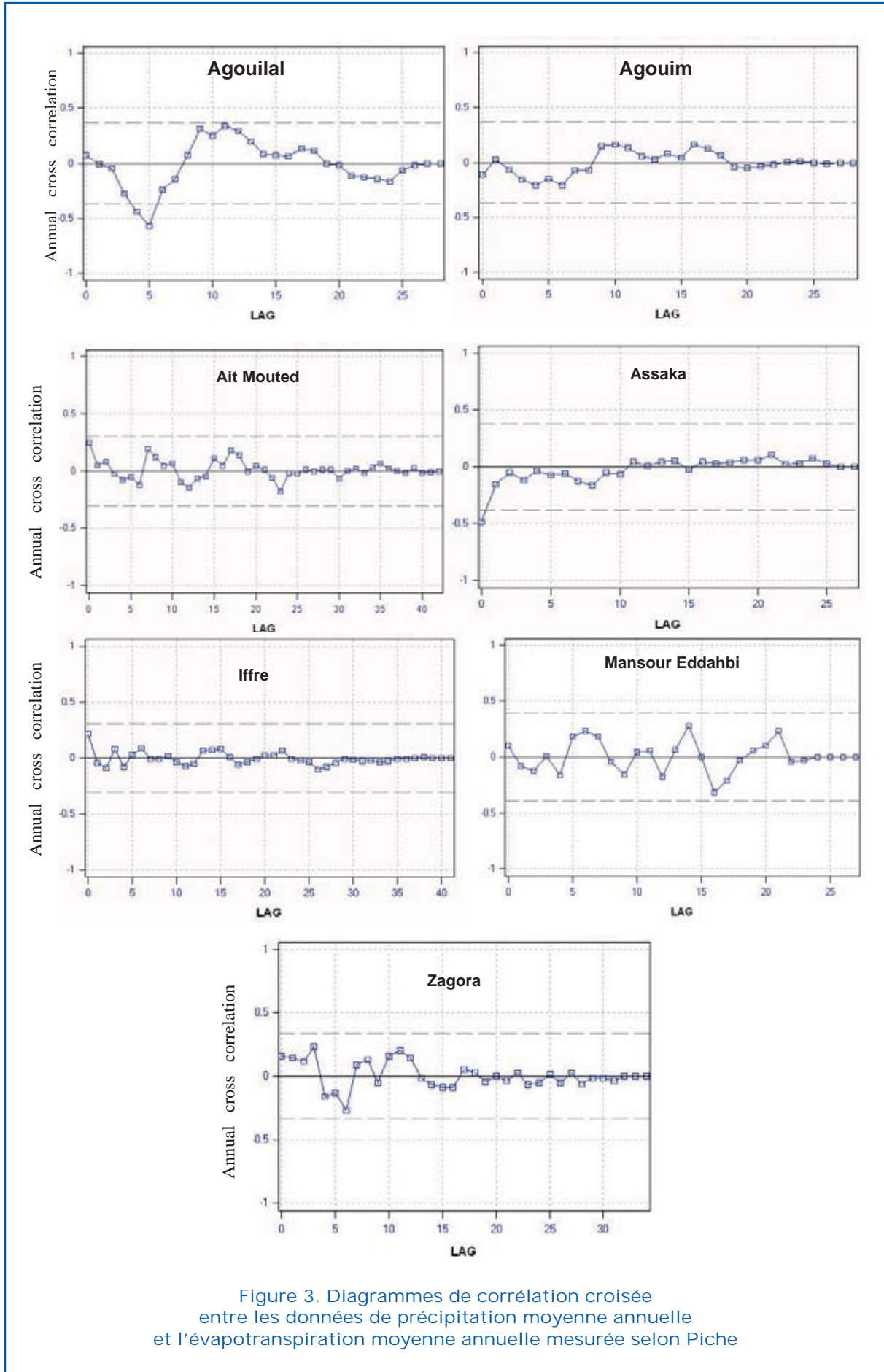


Figure 3. Diagrammes de corrélation croisée entre les données de précipitation moyenne annuelle et l'évapotranspiration moyenne annuelle mesurée selon Piche



Conclusion

Le bassin du Draa est soumis à de nombreuses conditions défavorables qui menacent ses ressources naturelles. L'évaluation de la variabilité du climat semble être très importante pour l'appréciation des variabilités spatiales et temporelles des ressources en eau. La large variabilité du climat à travers les décennies a créé de multiples contraintes et perturbations de notre écosystème. Les exemples de variabilités les plus connues se traduisent par une diminution importante des quantités de précipitation avec une variabilité spatiale et temporelle marquée par des périodes de sécheresse, un écoulement irrégulier des rivières, un accroissement des taux d'évapotranspiration, et une diminution du niveau piézométrique des eaux souterraines. Dans cette étude, l'analyse statistique des séries chronologiques est un élément fort intéressant dans l'évaluation des variations et du changement des paramètres climatiques. L'évapotranspiration et les précipitations sont les éléments les plus importants du bilan hydrique et leur étude permettra d'estimer le degré du stress hydrique et de prévoir et modéliser les prochains scénarios. L'application du test de Mann Kendall sur l'évapotranspiration moyenne annuelle a montré une homogénéité des séries étudiées avec la présence d'une tendance décroissante pour la station d'Agouim et d'Ait Mouted, alors que les séries d'Iffre et de Mansour-Eddahbi ne présentent pas de tendances significatives. Le test de Student ne montre pas de changement significatif de moyenne sauf pour la série d'Agouim où l'évapotranspiration durant la période (1963-1983) présente une moyenne plus importante que celle de la période (1984-2004). La détection du changement de moyenne sur deux périodes différentes selon l'année de rupture par le test des écarts cumulés révèle une variation significative de moyenne qui tend à la diminution pour les vingt dernières années. L'étude comparative des séries de précipitation et d'évapotranspiration moyenne annuelles sur différents intervalles de temps montre une relation inversement proportionnelle entre ces deux paramètres qui tendent à être autonomes. L'étude des séries météorologiques (P et ETP) met en évidence l'existence de changement et de variabilités dans

les valeurs de ces paramètres à travers les décennies mais ne prouve pas nécessairement la grandeur du changement qui peut être minime voire négligeable. Spécialement pour les tests non paramétriques (Mann Kendall) qui sont très utilisés en hydrologie du fait qu'ils ne prédisent pas la distribution normale des séries chronologiques.

Références

- Anonyme, 2005; Monographie du CMV 603 d'Agdz.
- Auterives C (2002) Impact du changement climatique sur la ressource en eau en région Languedoc-Roussillon. www.master.sduue.upmc.fr/S_ech/P_hydro/arch/me moires2002/Auterives2002.pdf
- Cappy S Hydrogeological characterization of the Upper Draa catchment: Morocco. http://hss.ulb.unibonn.de/diss_online/math_nat_fak/2007/cappy_sebastien/0963.pdf
- Chamayou J (1966) Hydrology of the valley of medium Draa. Thesis of Doct. University of Montpellier. France
- De Jong C, Makroum K, Leavesley G Developing an oasis-based irrigation management tool for a large semiarid mountainous catchment in Morocco. http://www.iemss.org/iemss2006/papers/s10/186_de_jong_2.pdf.
- Demaree, G.R. and Nicolis, C. 1990. 'Onset of Sahelian drought viewed as a fluctuation-induced transition', *Q.J. R. Meteorol. Soc.*, 116, 221-238. adsabs.harvard.edu/abs/1998IJCi..18.1261T
- DGR, DRH d'Agadir de Souss Massa & Draa; 2000 Etude d'approvisionnement en eau potable des populations rurales de la province de Zagora
- Direction des Mines, de la Géologie et de l'Energie, 1977 «Ressources en eau du Maroc (Domaine atlasique et sud-atlasique)»; Notes & Mém. Serv. Géol. Maroc, N° 231
- Dupuy j (1969) Hydrogeology of the valley of Draa. Rapp. Inéd. MTPC / DH / DRE. Goor. Q, 2005, «Gestion de l'eau et développement rural intégré dans la vallée du Drâa», ORMVAO & Université Catholique de Louvain La Neuve.
- Grayson, R.B., Argent, R.M., Nathan, R.J., McMahon, T .A. and Mein, R. (1996)

- Hydrological Recipes: Estimation Techniques in Australian Hydrology. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 125 pp.
- Hubert, P., Carbonnel, J.P. & Cbaouche, A., 1989. Segmentation des series hydrométéorologiques. Application a des series de précipitations et de debits de l'Afrique de l'Ouest. *J. of Hydrol.*, 110, 349
- Kingumbi A, Bergaoui Z, Bourges J, Hubert P, Kallel R Etude de l'évolution des séries pluviométriques de la Tunisie Centrale. medhycos.mpl.ird.fr/doc/kin.pdf
- Kundzewicz, Z.W. and Robson, A. (Editors) (2000) Detecting Trend and Other Changes in Hydrological Data. World Climate Program – Water, WMO/UNESCO, WCDMP-45, WMO/TD 1013, Geneva, 157 pp.
- Margat J (1961) Salty waters in Morocco (Hydrogeology and Hydrochemistry). Notes and Memo.N°151
- ORMVAO, CMV 603 d'Agdz & Helen Keller International, 2004, Agrisud International « Diagnostic des systèmes agraires - Palmeraies de Skoura et Mezquita-».
- ORMVAO & Université Catholique de Louvain La Neuve, 2004 «Gestion de l'eau et développement rural intégré dans la vallée du Drâa».
- ORMVAO & INGEMA, mars 1996 ; «Etude de la salinité des sols de la palmeraie de Ktaoua» (Mission II).
- SOGREAH & ORMVAO, 1995; Etude d'amélioration de l'exploitation des systèmes d'irrigation et de drainage de l'ORMVAO / Phase 1 : Diagnostic de la situation actuelle; synthèse du diagnostic. Trend/change detection software.www.toolkit.net.au/trend.

The effect of Dams on Underground Water Storage

A.A. Ganfoud ⁽¹⁾, *M.A. Razzaghi* ⁽²⁾ and *A.F. El-Krekchi* ⁽³⁾

- (1) Assistant Professor, Soil and Water Department, Faculty of Agriculture; Al-Fateh University, Tripoli, Libya, E-mail: ganfouda54@yahoo.com
(2) Associate Professor, Civil Engineering Department, Faculty of Engineering, Al-Jabel Al-Gharbi University, Libya, E-mail: m_razzaghi@yahoo.co.uk
(3) Engineer at Soil and Water Department, Faculty of Agriculture, Al-Fateh University, Tripoli, Libya



Résumé

Given the importance of rainwater in arid and semi-arid zones, where lack of a permanent rivers and limited groundwater resources, have necessitated the importance of runoff water management and conservation. Dams are clear example of advanced runoff water management and conservation technologies in the past and present. The major objective of dams include flood protection, irrigation, provision of drinking water for human and animals, groundwater recharge and soil erosion control. A study was conducted on the impact of the dam of Wadi El-Mejineen on the water balance in the dam area. The dam is located south of the city of Tripoli by a distance of 75 km. Its storage capacity is 58 million m³. Climatic and hydrological data for the region were compiled for a period of 25 years (79/80–03/04). Through these data the annual average for elements of the budget equation (rainfall, runoff, evaporation and the amount of water drawn from the dam's lake) were calculated. Using these calculated data in the water balance equation the annual rate of groundwater recharge was identified during the study period. Results showed that the highest value of the infiltrated volume in the year 80/81 was 21,673,692.66 m³/year. The same year received the highest rate of precipitation during the study period 491.4 mm/year. As well as the largest amount of runoff is 23,770,000 m³/year.

Keywords: Dams; Rainfall; Runoff water management; Rvaporation; Groundwater recharge

Introduction

Libyan Arab Jamahiriya is considered as one of the arid and semiarid countries that face very severe water scarcity. Because of that, water resources are considered the most important natural resources that should be subjected to good management and scientific evaluation to get the most benefit of them. The conventional water resources in Libya are groundwater and surface water. The groundwater represents the main source and constitute around 9 % (Tantawe 1999) of

consumptive water in different fields, whereas surface water contributes with 2.5%. The main source of surface water is the rainfall which ranges in average from around 400 mm/year in the north to less than 10 mm/year in the Sahara desert in the south. Different water harvesting techniques have been used to get the most benefit of rainfall water specially in foothills and mountains areas. One of most important water harvesting techniques that have been used is constructing earth Dams for gathering rainfall water during rainy season that flows



through the existing Wadis which is extending between the mountains area in south and Mediterranean Sea in north. Up to now, there are 16 main earth fill dams constructed in foothills for water harvesting with total storage capacity equals to $378 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Ministry of Dams and Water Resources 1977). Beside these main dams, there are a lot of check dams. The oldest and most important one of these dams is Wadi El-Mejineen Dam where this study is carried out. The main serious problem in this kind of water harvesting techniques, is the amount of water that is loosed through evaporation specially in this area where the evaporation is considered very high. Therefore in such situations, a good management is needed to minimize the effect of evaporation and get the most benefit of collected water. The goal of this study is to investigate the impacts of dam construction on water harvesting, mainly knowing the groundwater recharge from lake of the dam.

Study Area:

This study is taken place on lake of Wadi El-Mejineen Dam which is the largest Wadi in the western part of Libya extends between Jebel-Nafossa in the South and Mediterranean Sea in the North through Tripoli city. The dam is located around 75 km South of Tripoli city with a storage capacity of $58 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Libyan General Authority for Water 1972–2004) and catchment area around 175 km^2 . Figure 1 shows the location of Wadi El-Mejineen and its catchment area. The main purpose of the dam is protecting Tripoli city from flood damage and using the stored water for irrigation in the agriculture lands downstream of the dam.

Methodology

To achieve the goal of the study, the elements of the hydrologic cycle, which include rainfall, runoff, evaporation, and infiltration, must be determined annually in the study area by applying the water budget equation on the lake of the dam. Since the rainy season in Libya usually starts in the month of September, the hydrologic year starts in September and ends in August. The hydrologic balance equation will be applied according to the hydrologic year and can be written as (Chow et al. 1998; Mays 2005):

$$P + R_i - E - R_o - I = \Delta S$$

Where:

- P is the annual amount of water precipitates on the lake
- R_i is the annual amount of water enters the lake from catchment area
- E is the annual amount of water evaporates from the lake
- R_o is the annual amount of water goes out from the lake for different uses
- I is the annual amount of water infiltrates from the lake
- ΔS is the annual change in the volume of water stored in the lake.

The annual precipitated water (P) was determined based on the average annual rainfall on the area by using the Thiessen polygon and Isohyetal methods (Keen 1997). Eight rainfall stations located inside and around the study area were used in determining the

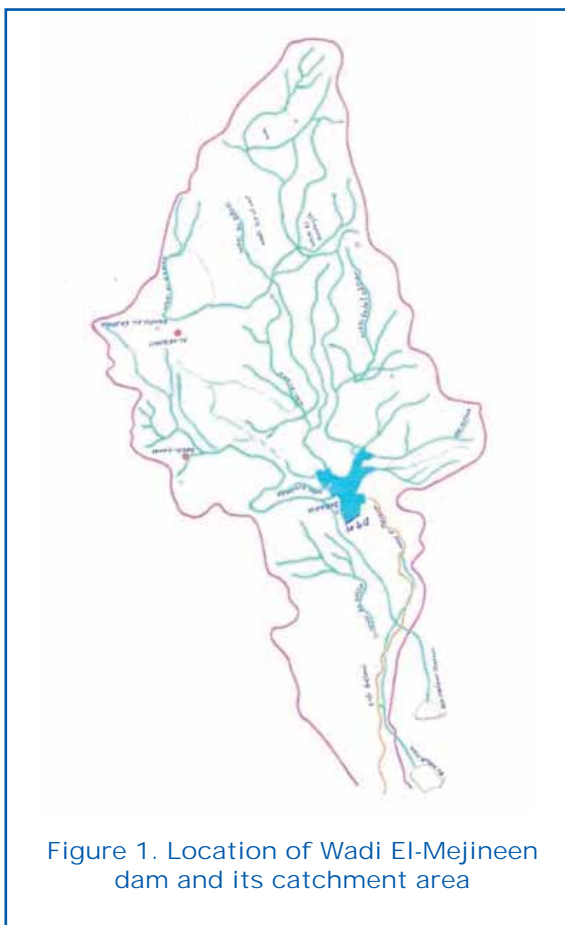


Figure 1. Location of Wadi El-Mejineen dam and its catchment area

Table 1. Average annual precipitation and evaporation

Year	P mm	E mm	Year	P mm	E mm	Year	P mm	E mm
79/80	272.9	1,430.9	88/89	324.1	1,451.9	97/98	317.6	1,524.7
80/81	491.4	1,448.7	89/90	160.5	1,470.6	98/99	286.6	1,542.5
81/82	248.6	1,448.3	90/91	314.7	1,459.2	99/00	226.4	1,532.7
82/83	378.7	1,470.5	91/92	192.8	1,447.2	00/01	125.4	1,505.4
83/84	274.4	1,459.9	92/93	130.5	1,497.3	01/02	132	1,474.5
84/85	350.9	1,488.7	93/94	180.1	1,506.1	02/03	480.2	1,472.8
85/86	153.7	1,484.1	94/95	179.7	1,511.0	03/04	352.4	1,494.1
86/87	473.6	1,452.3	95/96	182.1	1,526.2			
87/88	217.0	1,488.3	96/97	143.9	1,513.8			

Table 2. Average annual precipitation and evaporation

Year	Ro (m ³)	Year	Ro (m ³)	Year	Ro (m ³)
79/80	1,214,380	88/89	900,000	97/98	0
80/81	1,503,220	89/90	0	98/99	0
81/82	1,314,000	90/91	0	99/00	0
82/83	687,500	91/92	0	00/01	1,021,000
83/84	2,021,730	92/93	0	01/02	1,500,000
84/85	3,635,220	93/94	0	02/03	3,764,170
85/86	3,000,000	94/95	0	03/04	4,302,967
86/87	2,001,250	95/96	0		
87/88	1,053,936	96/97	0		

average monthly and annual rainfall. Table 1 shows the average annual rainfall for 25 years of record. From the records, it is clear that, the annual rainfall is highly inconsistent with an average of 263.6 mm. Table 1 also, shows the average annual evaporation (E). The annual evaporation was determined using Cropwat software which was developed by FAO based on the modified Penman Monteith Equation (F AO). Using this software, the average monthly reference Evapotranspiration for the region (ET₀) was calculated by introducing the climatic data to the software, then the average annual evaporation from these average monthly reference Evapotranspiration was calculated. The amount of water entering the lake annually (R_i) is determined based on the

recording of water level in the lake. Since constructing the dam, the water level in the lake has been recorded daily. From the water level records and the surface area using the type curve, the entering water volume was determined (ΔS). Table 2 shows the annual volume of water extracted from the dam's lake (R₀) for irrigation purpose during the study period.

Results and discussions

Table 3 shows all the elements required for the hydrologic balance equation. The annual volume of water infiltrated (I) to the under - ground reservoir in the region of the dam was determined by applying hydrologic



balance equation. Results shows that the highest value of the infiltrated volume in the year 80/81 was 21,673,692.66 m³/year. The same year received the highest rate of precipitation during the study period 491.4 mm/year. As well as the largest amount of runoff is 23,770,000 m³/year. While the lowest rate recorded was 399,236.81 m³/year in the year 81/82.

The study highlighted that the construction of Wadi El-Mejineen Dam affirmed the successful implementation of water harvesting technology also, it proved the existence of

groundwater recharge in the region of the dam's lake.

The results showed high rates of evaporation, which causes loss of large amounts of water from the dam's lake and the surrounding area. So, Future studies may concentrate on the ways of the reduction of evaporation rate and ways to increase runoff flow by improving the runoff coefficient.

The most important objective of the construction of the dam was to protect city of Tripoli from flood damage which was achieved since the construction of the dam.

Table 3: Elements of the equation of water Balance

Year	Runoff flow R_i (m ³)	Precipitation P (m ³)	Evaporation E (m ³)	Out flow R_o (m ³)	Change in lake volume ΔS (m ³)	Infiltration I (m ³)
79/80	8,986,000	456,590.1	2,395,265.04	1,214,380	4,195,020	1,637,925.06
80/81	23,770,000	747,323.7	2,290,811.04	1,503,220	-950,400	1,673,692.66
81/82	2,049,000	358,663.69	2,088,826.88	1,314,000	-1,394,400	399,236.81
82/83	12,269,000	374,964.3	1,456,643.04	687,500	-3,643,080	14,142,901.26
83/84	2,094,960	351,850.23	1,872,362.40	2,021,730	-2,311,160	863,877.83
84/85	11,880,420	305,951.4	1,298,229.32	3,635,220	-3,113,530	10,366,452.08
85/86	5,420,560	226,276.7	2,185,308.72	3,000,000	-4,753,750	5,215,277.98
86/87	16,553,360	515,921.4	1,581,518.40	2,001,250	-3,237,400	16,723,913.00
87/88	6,039,270	229,444.1	1,573,113.60	1,053,936	-237,700	3,879,364.50
88/89	4,712,070	112,410.8	503,611.68	900,000	-3,912,400	7,333,269.12
89/90	1,301,030	93,615.26	857,887.20	0	- 871,000	1,407,758.06
90/91	4,790,350	249,863.6	1,158,591.90	0	1,226,800	2,654,821.70
91/92	1,371,460	171,690.1	1,288,900.78	0	- 661,550	915,799.32
92/93	4,237,600	75,592.85	867,212.10	0	-1,908,250	5,354,230.75
93/94	5,440,940	146,507.7	1,225,100.88	0	1,383,500	2,978,846.82
94/95	6,551,630	159,915.2	1,344,790.00	0	579,700	4,787,055.20
95/96	6,740,170	170,695.3	1,430,350.32	0	188,400	5,292,114.98
96/97	1,585,790	100,461.9	1,056,832.56	0	-1,530,300	2,159,719.34
97/98	5,909,090	298,273.9	1,432,158.00	0	1,608,800	3,166,405.90
98/98	5,512,430	242,807.0	1,307,044.44	0	-604,450	5,052,642.56
99/2000	3,930,300	203,488.7	1,378,167.00	0	337,550	2,418,071.70
2000/2001	4,019,400	123,554.11	1,482,861.45	1,021,000	586,540	1,052,552.66
2001/2002	1,559,300	152,098.08	1,625,686.00	1,500,000	-8,599,600	7,185,312.08
2002/2003	19,184,890	98,684.78	2,716,388.76	3,764,170	7,001,205	5,801,811.02
2003/2004	15,562,000	418,386.3	1,920,925.44	4,302,967	-5,485,270	15,241,763.86

References

- Tantwi, A.M. (1999). *Water Resources in Libya*, a report (Arabic).
- Ministry of dams and water resources (1977). *Libyan Water policy* (Arabic)
- Libyan General Authority for Water 1972 – 2004. *Wadi El-Mejineen Dam annual reports* (Arabic).
- Chow, V.; Maidment, D. and Mays; L. (1988). *Applied Hydrology*, Book published by McGraw Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.
- Mays; L. (2005). *Water Resources Engineering*, John Wiley & Sons, Inc.
- Keen, D. (1997). *Practical Hydrology*, Book published by Land Surveyor's Workshops (August 1997).
- FAO, CROPWAT (1992), is a decision support system developed by the Land and Water Development Division of FAO.

Étude de l'impact des changements climatiques sur les variations piézométriques de la nappe N'fis (Marrakech, Maroc)

TA.Saad, N. Laftouhi et K.Taj-Eddine

Département de géologie, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, Maroc



Résumé

Les études élaborées par la DRH ont montré des baisses inquiétantes du niveau de la nappe du Haouz après la sécheresse au début des années 1980 accentuée par le développement socio-économique au niveau du Haouz. Des mesures compensatrices ne cessent d'être prises notamment au niveau du bassin versant N'Fis constituant la zone la plus sollicitée de la nappe. Pour étudier l'impact de ce changement climatique sur l'évolution de la nappe N'FIS, on a été amené à analyser les variations spatio-temporelles des précipitations et étudier son impact sur les fluctuations de la nappe. Les résultats montrent que l'évolution piézométrique est peu influencée par ce changement et dépend surtout du retour d'irrigation.

Mots clés: Bassin versant N'FIS, Système d'information géographique, nappe phréatique, changement climatique.

Introduction

Le bassin N'Fis (Fig. 1) fait partie du grand Bassin Hydraulique de Tensift avec une superficie de 1 707 km² et se situe dans une

immense plaine d'épandage des sédiments continentaux, accumulés au Néogène et au Quaternaire (Razoki, 2001). Il constitue le point focal de la plaine du Haouz en terme de production et de recharge avec un apport

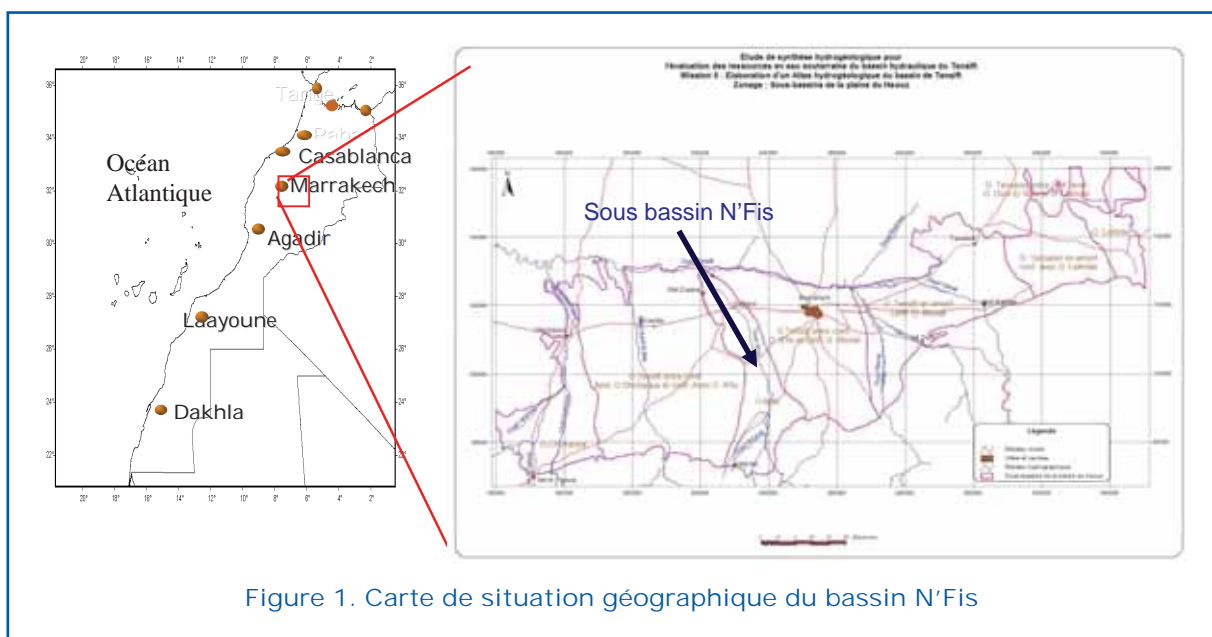


Figure 1. Carte de situation géographique du bassin N'Fis



moyen de 15 Mm³/an (ABHT, 2004). Le climat est aride à hiver frais avec une pluviométrie annuelle moyenne de 207 mm, la température moyenne est de 25°C. Le secteur agricole est très diversifié (céréales, oliviers, abricotiers, agrumes, rosier, pommes de terre, cultures fourragères, cheptel, apiculture...).

Au cours de la dernière décennie, le bassin a connu un développement économique et social qui en résulte une augmentation de la demande en eau dans tous les domaines (santé, AEP, agriculture, industrie, etc.). Le bilan de la nappe N'Fis montre un dés-
 tockage de l'ordre de -110 Mm³ en 2001 (ABHT, 2005) (Tableau 1). Le présent travail a pour objectif de mettre en évidence la cause de cette surexploitation, est elle due à un changement climatique ou à l'intensification de l'activité agricole ?

Tableau 1. Le bilan moyen au niveau du N'Fis 2001

Entrées	l/s	Mm ³
Infiltration des eaux d'irrigation	1 129	36
Infiltration le long du N'Fis	490	15
Total	1 585	50
Sorties		
Prélèvements agricoles	4 883	154
Prélèvements AEP	95	3
Prélèvement par khetaras	0	0
Total	5 074	160
Bilan	-3 488	-110

Moyens utilisés

L'utilisation des SIG réside dans leur apport pour une aide à la décision au travers des traitements des plans thématiques d'informations (Joërin, 1998). L'approche spatiale d'un problème ne va pas sans poser des interrogations relatives à la représentation de l'espace, (Puech, 1995 ; Bloschl .et Sivapalan, 1995). C'est pourquoi on a eu recours à l'MNT. Les deux moyens ont été utilisés comme moyens de calcul et d'analyse des cartes de variabilité climatique et d'étude de son impact sur la piézométrie de la nappe : les stations climatiques qui représentent une bonne corrélation ont été choisies pour cette étude (Fig. 2).

Résultats

Les valeurs extrêmes sont enregistrées à Imin Elhammam avec 694 mm pour l'année 1973-74 et 78,7mm pour l'année 1982-83 à la station de Marrakech (Fig. 3). La distribution spatiale des pluies sur le bassin traduit l'augmentation de ce paramètre avec l'altitude et traduit aussi l'influence de la distance de l'Atlantique (gradient négatif du Sud vers le Nord). La variabilité spatiale interannuelle est mieux approchée par la carte du coefficient de variation: pour les 37 ans au niveau du bassin (figure 4). Le coefficient de variation s'étale entre 22 % et 35 % du Nord vers le Sud du bassin ce qui montre une variabilité plus au moins importante. Le bassin est caractérisé dans sa partie Sud par un relief très accidenté qui atteint les 4 100 m. Ces sommets du Haut Atlas qui succèdent à la plaine du bassin causent l'appauvrissement

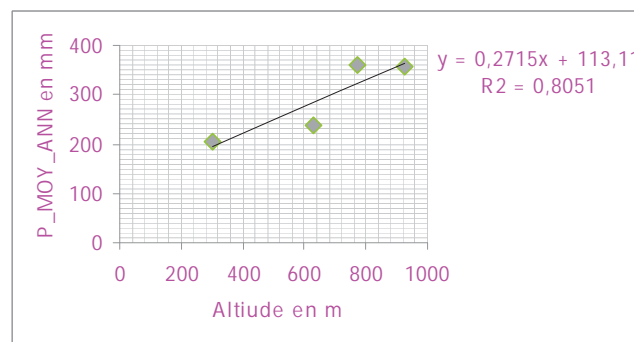


Figure 2. Corrélation précipitation - altitude



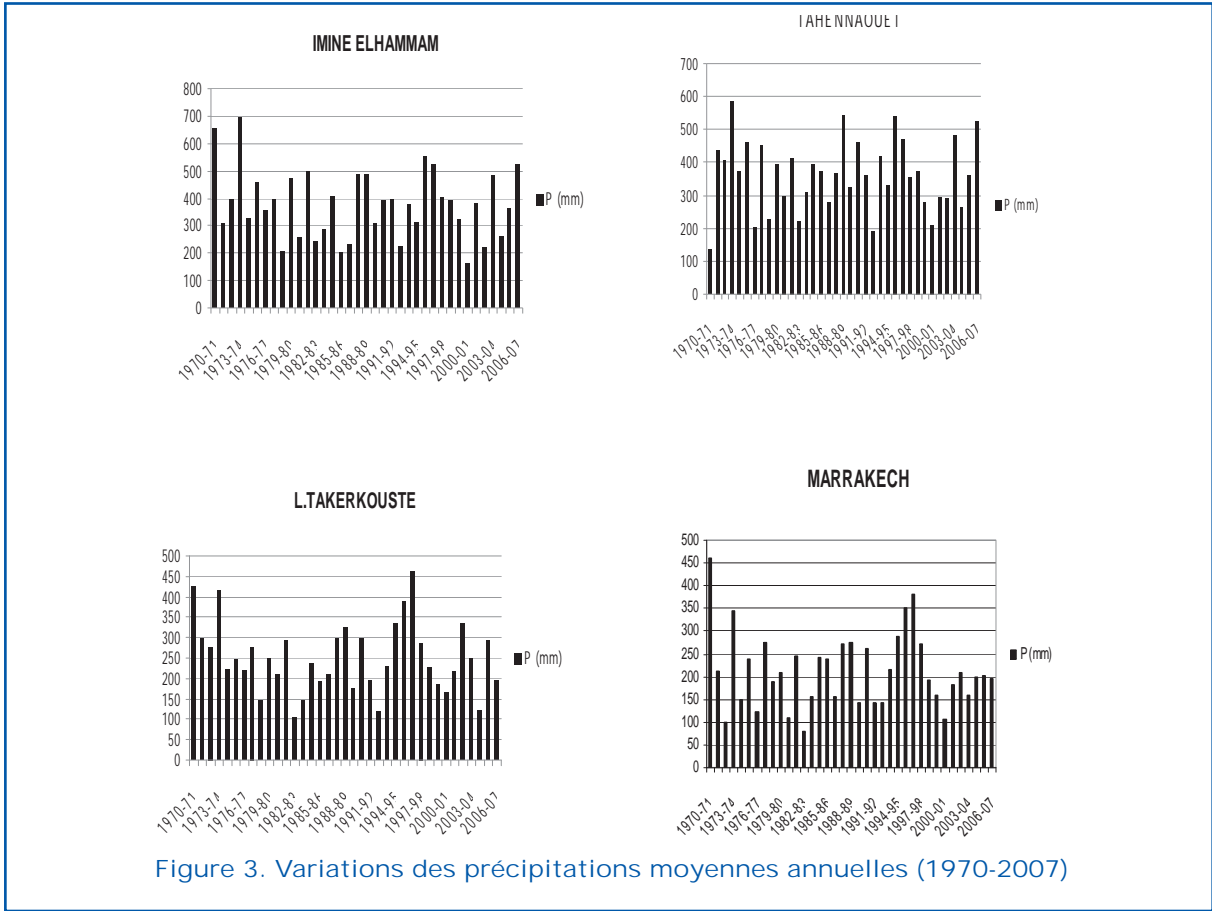


Figure 3. Variations des précipitations moyennes annuelles (1970-2007)

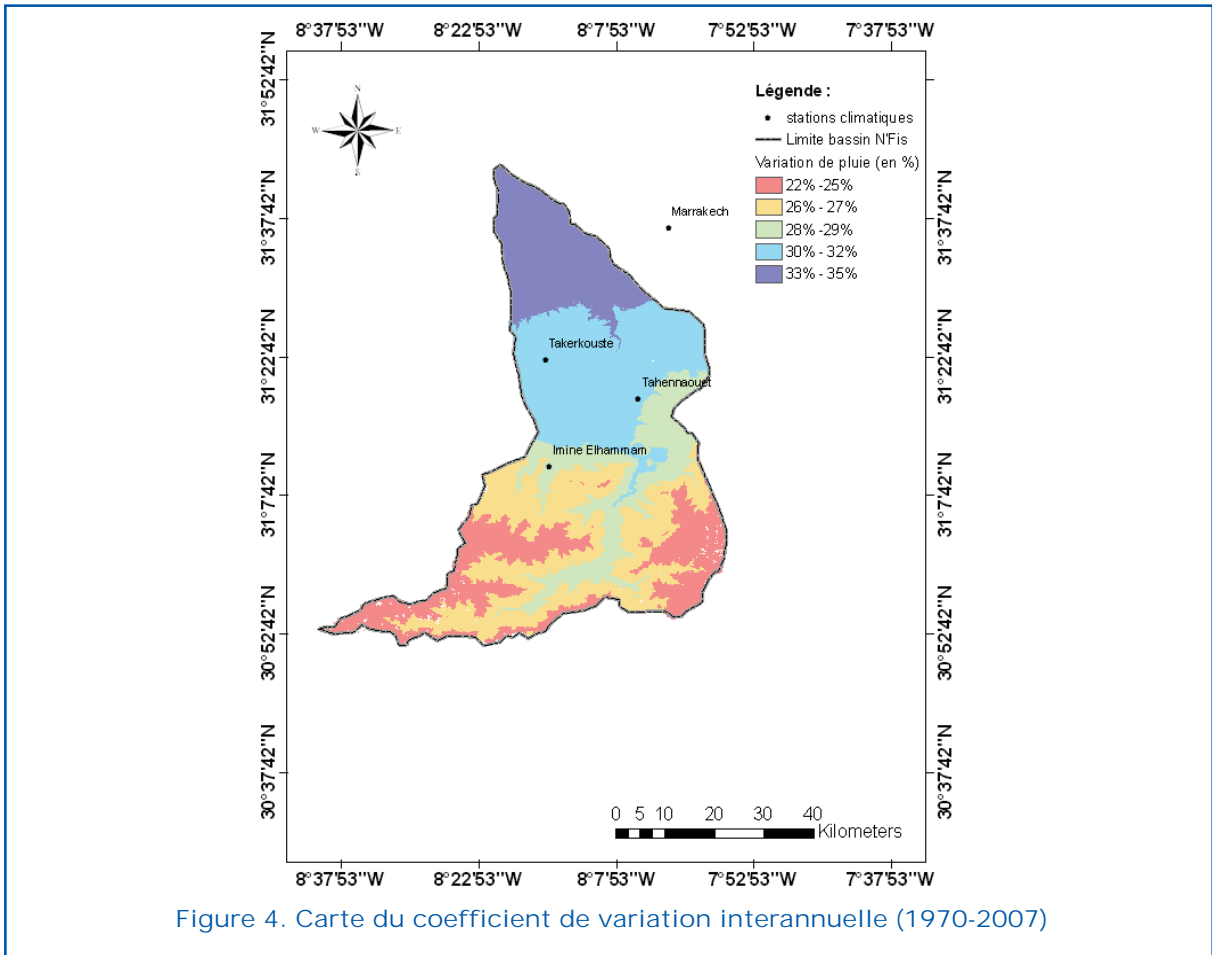


Figure 4. Carte du coefficient de variation interannuelle (1970-2007)

progressif de l'atmosphère en vapeur d'eau. Celle-ci a une grande influence sur les variations spatiales de la pluviométrie.

La nappe étant libre, les variations de son niveau piézométrique se répercutent sur son épaisseur saturée et donc sur les valeurs de transmissivité (Sinan, 2006). Les trois piézomètres de contrôle choisis (figure 5) appartiennent aux zones les plus transmissives (des valeurs qui dépassent $10^{-2} m^2/s$) : Les fluctuations de la piézométrie dans cet aquifère sont donc dues à la recharge par infiltration directe des eaux de pluie et/ou retour d'irrigation. La période 80-1987 se caractérise par une baisse progressive généralisée (8 m à 10 m) à cause de la prolifération des stations de pompages pour l'irrigation : au niveau du secteur N'FIS l'eau est distribuée sous pression au niveau des bornes d'irrigation avec une dotation annuelle de $6\ 800\ m^3/ha$ (Finet A., 2002). Une remontée importante est remarquée entre 1989 et 1992 de l'ordre de 9 m pour le piézomètre 385/53 et de l'ordre de 5 m pour le piézomètre 2576/53 entre 1986 et 1990 liée à la mise en eau du N'Fis (Extension des périmètres irrigués, DRPE 1990). La période 1990-1997 se caractérise par une légère variation malgré des précipitations relativement élevées au niveau des 4 stations et augmentations des pompages.

En général, malgré le taux élevé de la variation climatique au niveau de la plaine (33 %-35 %), le niveau piézométrique de la nappe

connaît des remontées et des baisses : L'analyse de la carte de l'écart piézométrique entre 1986 et 2002 (figure 6) illustre bien les effets des cycles climatiques et d'irrigation sur l'évolution piézométrique : les modifications des pratiques d'irrigation en rive droite et gauche du secteur N'FIS se traduisent par une remontée spectaculaire de la piézométrie (de 5 à 20 m). En contrepartie, la zone amont de la nappe est plus pessimiste où les prélèvements ont entraîné un abaissement de l'ordre de 20 m. ceci permet que l'infiltration directe des précipitations a un effet moindre sur l'alimentation de la nappe par rapport au retour d'irrigation.

Conclusion et perspectives

L'utilisation des multiples fonctions du SIG à l'échelle du bassin N'FIS telle qu'elle a été partiellement présentée dans cet article, a permis de mettre en évidence que l'impact des variations spatio-temporelles de la pluviométrie observée durant les 37 ans, combinée à l'aménagement hydro-agricole au niveau de la nappe peut se matérialiser par une modification des processus d'infiltration et de recharge de la nappe par réduction du volume de l'eau véhiculé par oued N'FIS et la redistribution spatiale de la recharge par infiltration des pertes sur les réseaux d'adduction- distribution .

Une autre partie de traitement des données

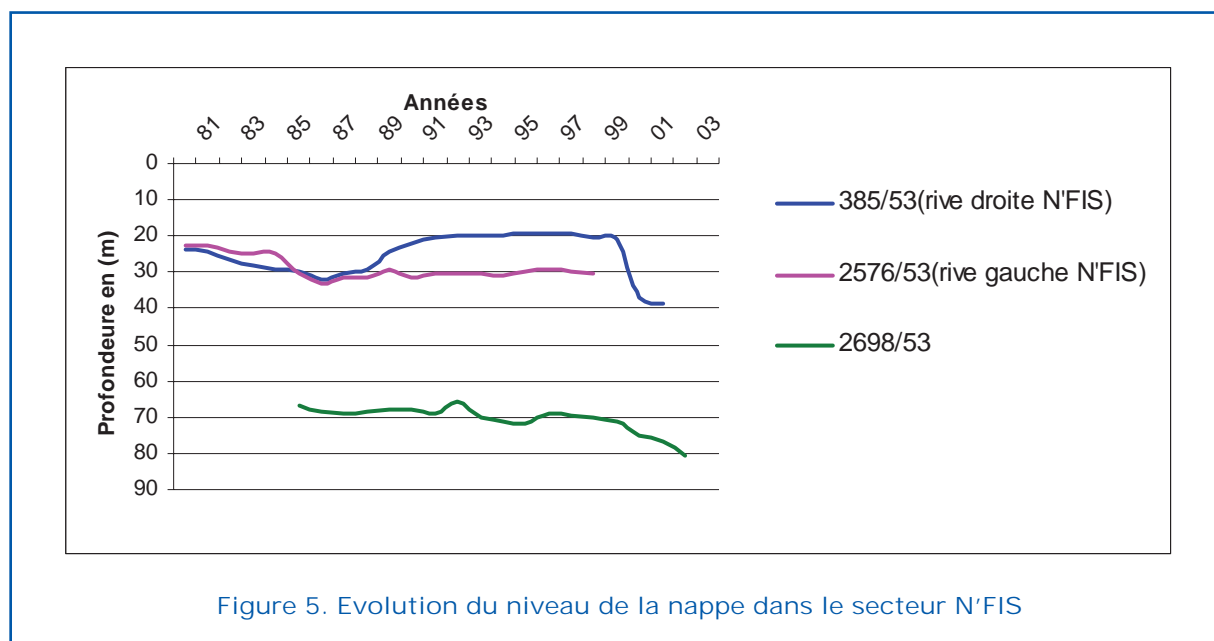


Figure 5. Evolution du niveau de la nappe dans le secteur N'FIS



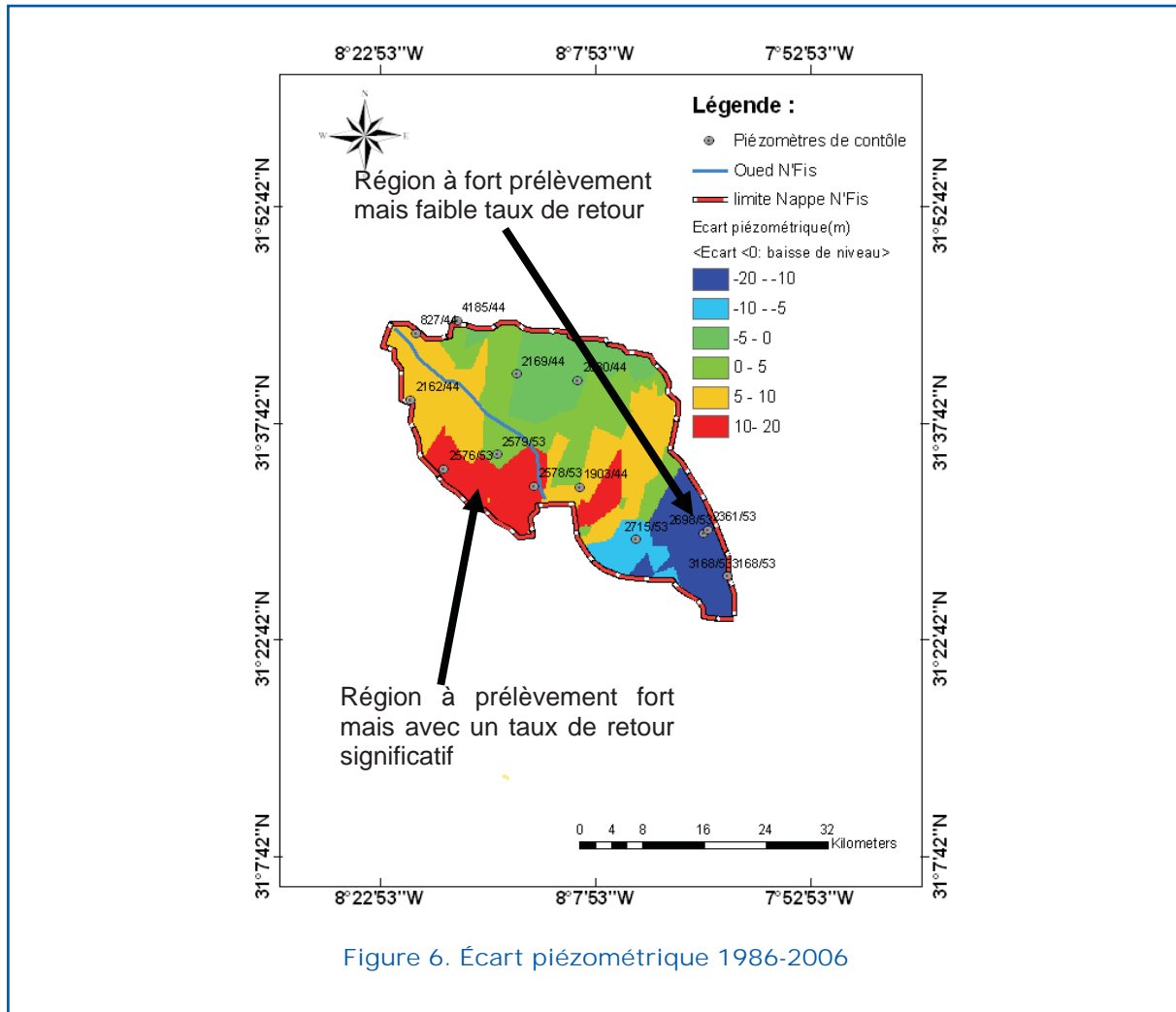


Figure 6. Écart piézométrique 1986-2006

est entamée pour intégrer d'autres plans d'informations traduisant le comportement hydrodynamique et physique de la nappe (débits, coefficient d'emménagement, perméabilité; etc.) l'objectif est d'identifier les zones convenables pour une recharge artificielle de la nappe pour faire face au rabattement enregistré ces dernières années par la conception d'un modèle mathématique.

Références

- Agence du Bassin Hydraulique du T ensift (2004) Etude des potentialités de recharge artificielle de la nappe du Haouz. Mission I : Etude d'impact de la recharge artificielle et définition d'un schéma de gestion, Sous mission I.2 : Optimisation du réseau de suivi piézométrique. 11 p).
- Agence du Bassin Hydraulique du T ensift (2005) Etude de synthèse hydro géologique que pour l'évaluation des ressources en eau souterraines du bassin hydraulique du Tensift, Rapport de synthèse hydro - géologique 121p.
- Bloschl G. et Silvapalan M. (1995), Scale issues in hydrological Processes. Vol.9, pp 251-290.
- Direction Régionale de Planification de l'Eau, (1990) : Etude du plan directeur intégré d'aménagement des eaux des bassins sebou, bouregreg, oum Errabia et tensift. Sous mission IIIC, demande en eau, 47p.
- Finet, A., (2002) Diagnostic des systèmes de production du périmètre N'FIS- Maroc .Mémoire de fin d'études; Ecole supérieure d'agriculture de Purpan, 10p.
- Joerin F., (1998) : Décider sur le territoire. Proposition d'une approche par utilisation de SIG et de méthodes d'analyse multicritère. Thèse N°1755.EPFL, Lausanne.
- Puech C., (1995) : Spatialisation et Eaux. Approche spatialisé de l'hydrologie. DEA

national d'hydrologie, Laboratoire Commun de télédétection CEMENGREF-ENGREF, Montpellier. France.

Razoki, B. (2001) Mise en place d'un système de gestion de base de données pour la gestion des ressources en eaux souterraines de la plaine du Haouz (Meseta Occidentale, Maroc), Th. Doct. Univ. Cadi Ayyad Marrakech, Maroc, 36p.

Sinan, M. et Mumtaz R. (2006) Estimation du champ de transmissivité d'un aquifère alluvial fortement hétérogène à partir de la résistance transversale. Application à la nappe du Haouz de Marrakech (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, 19(3), 2006, 212-232.

Community Level Adaptation Strategies for Agricultural Production in Saline Prone Southwest Coastal Region of Bangladesh

M.S.H. Swapan

Department of Urban and Regional Planning, Curtin University of Technology, Perth, Australia



Abstract

Increasing salinity in southwest coastal region of Bangladesh along with other climatic threats (especially SLR) enhance the risk of agricultural production and freshwater fisheries. Soil salinity limits the utilization of entire land for crop production as most of the crop varieties are not suitable for salinity above 4 dSm^{-1} . Due to loss in agriculture sector, coastal community is confronting social and economic risks and therefore, a sustainable response is essential for maintaining the resilience of social-ecological systems and for coping with environmental change. Community level adaptation is important to reduce the vulnerabilities to salinity as mitigation actions are not suitable for Bangladesh because of financial limitations and mitigative measures do not ensure the reduction of vulnerabilities at individual level. Adaptation strategies in southwest Bangladesh is associated with exploring alternative livelihood options (e.g., changing farming practice; use of saline tolerant rice varieties and developing alternative income generating activities) in order to face decreasing agricultural production, loss of vegetation, freshwater fisheries and traditional means of living. It is suggested that adaptation strategies should start with community led response as they are often the real experts of local environmental change. Again, if the local communities are aware of upcoming vulnerabilities and have understandings of changing environment, they would adapt to the impacts fairly quickly. This process requires close institutional support in the form of wide-scale awareness raising programs, appropriate training and research initiatives.

Keywords: Salinity; climate change, community level adaptation; Bangladesh.

Introduction

Climate change vulnerabilities and a number of anthropogenic factors are responsible for increasing salinity in coastal areas of Bangladesh. The country has been declared as the most vulnerable country in the UN Summit on Climate Change (2009) facing the worst impacts of climate change (IPCC, 2009)¹. Bangladesh has also ranked top in the

Global Climate Risk Index, 2010 (1990-2008) which was quantified from extreme weather events including human death and economic loss at national level (Harmeling, 2009)².

1. www.ipcc.ch/pdf/presentations/rkp-statement-unccs-09.pdf (accessed on December 20, 2009)
2. <http://www.germanwatch.org/klima/cr2010.pdf> (accessed on January 25, 2010).



Bangladesh is highly vulnerable, because it is densely populated and the country is low-lying and susceptible to sea level rise (SLR), located on the Bay of Bengal in the delta of the Ganges, Brahmaputra and Meghna. Its national economy strongly depends on agriculture and natural resources that are sensitive to climate change induced vulnerabilities e.g., salinity, flood, drought, organic matter depletion etc. (Koudstaal and Ahmed, 1999; Karim et al., 1999). Prolonged salinity along with other climatic threats (especially SLR) enhances the risk of agricultural production which contributes 22.7 percent to national GDP (BBS, 2005). Increasing salinity is observed in the vast coastal areas, where more than 30% of country's cultivable lands are located. Soil salinity limits the utilization of entire land for crop production as most of the crop varieties are not suitable for salinity above 4 dSm^{-1} (Habibullah et al., 1999) (Figure 1). In coastal areas of Bangladesh, SLR, tidal flooding, absence of rain and commercial shrimp farming are aggravating the condition. In 1973, 1.5 million hectares of land had moderate salinity which was expan-

ded to 2.5 million hectares in 1997 (Ramamasy and Baas, 2007).

The livelihoods of a vast population in coastal zone of Bangladesh depend on agriculture, forestry, wetlands and fisheries. Salinity adversely affects fresh water availability, soil nutrients and overall agricultural production. Increased salinity (15% during last three decades) of coastal region is threatening the ecosystem, occupation and access to drinking water (Tutu, 2004). As a result, coastal community is confronting social and economic risks and therefore, a sustainable response is essential for maintaining the resilience of social-ecological systems and for coping with environmental change (Fazey et al., 2007). There are two broad response options are identified by scientists and development actors to reduce the vulnerabilities of climate induced environmental changes: mitigation and adaptation. Mitigation is associated with preventing actions to control down the factors of pollution. Adaptation is defined as 'any adjustment – passive, reactive, or anticipatory – that can respond to anticipated or actual consequences associated with climate

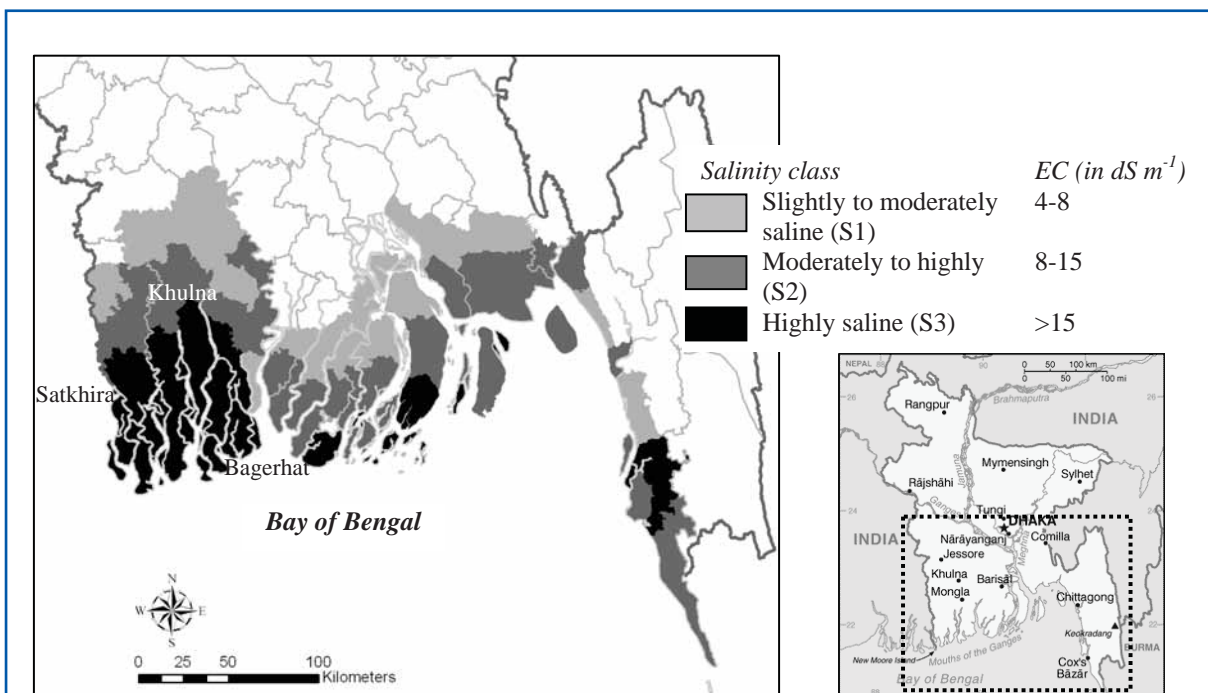


Figure 1. Status of soil salinity in coastal areas of Bangladesh, 2003 (PDO-ICZMP, 2003)³

3. Key map source: <http://bangladesh.saarctourism.org/images/bangladesh-map.jpg>



change vis-à-vis salinity (Carter et al., 1996)⁴. Ahmed et al. (1999) suggested that mitigation interventions do not ensure the reduction of vulnerabilities at individual level. Moreover, this kind of intervention often imposes huge financial burden on developing countries. On the other hand, it is recognized that adaptation option can reduce vulnerability to some extent on an individual level. In recent years, adaptation has become a key focus of the scientific and policymaking communities and is now a major area of discussion in the multilateral climate change process (IISD, 2007 p.2). Conceptualizing the importance of local level adaptive measures, this article explores some case studies to portray the community based autonomous adaptation strategies in salinity affected southwest coastal areas of Bangladesh. It has also identified the factors responsible for increasing salinity as well as its impacts on coastal livelihoods. The adaptive strategies are particularly essential to formulate long term adaptive mechanisms towards sustainable community development with limited resource capacity. Community-based adaptation also claims to identify, assist, and implement community-based development activities, research and policy in regions where adaptive capacity is as dependent on livelihood strategies as climatic changes (Dodman et al., 2009).

Factors Responsible for Increasing Salinity

Agricultural production depends on soil quality as well as supply of freshwater. Both climatic (e.g., SLR, flood and cyclone) and anthropogenic factors (e.g., construction of embankments, decreasing upstream flow of rivers and commercial shrimp farming) are responsible for increasing salinity in southwest Bangladesh. A scientific study revealed that the rate of sea level rise in this country during the last 22 years is many fold higher than the mean rate of global sea level rise over 100 years (Alam, 2003). World Bank (2000) showed that Bangladesh will lose 17.5% of total land mass if the sea level is

increased by one meter. SLR increases salinity in soil and surface/ground water through inundation of coastal lands. Moreover, salinity problem is often intensified when low-lying coastal areas are inundated by cyclonic storm surges (Karim et al., 1999). Habibullah et al. (1999) calculated soil salinity distribution in this area under severe climate change scenarios using a General Circulation Model (GCM). They found that approximately 98,000 metric tonnes of food grain would be lost annually due to the impacts of salinity which is three times higher than baseline condition (i.e., no climate change). Salinity in coastal areas has also been increased due to the construction of coastal embankments and subsequent introduction of commercial shrimp farming. In 1960s, the government of Bangladesh constructed 1,556 km of embankments in southwest coast to reclaim saline free lands for rice production which were subject to natural inundation by tidal flow. Naturally, the silts carried by the tide from upstream were deposited onto the plains. In preventing the inflow of silts to the plains, river beds were raised due to silt deposition. Water began to flow over the high embankments submerging the low lying agricultural lands within the polders and creating areas of saline water-logged land (Tutu, 2001; Swapan, 2009). Due to various impetus (e.g., global demand and higher economic return), farmers began to cultivate shrimp in water-logged lands. Gradually, the total area under shrimp cultivation reached 200,000 ha in 2004, which was only 20,000 ha in 1980 (Islam, 2005; Fleming, 2004). It is evident that, the shrimp industry is responsible for saline intrusion on agricultural fields and thereby has serious negative impacts on soil fertility, vegetation and wildlife (Swapan, 2009). Again, there has been insufficient water supply in the dry season for the last three decades in southwest Bangladesh. One of the reasons for this shortage of water is the Farakka Barrage. It was constructed in Indian territory (close to Bangladesh boarder), in order to divert the Ganges water into the Bhagirati-Hoogly River (located in West Bengal, India) with the ostensible purpose of flushing the accumulated silts from the bed of the river and thereby improving the navigability at the Kolkata Port. As a result, water available for Bangladesh in the Ganges has

4. Cited in Ahmed et al., 1999 p.125

become scarce and has created land crack and intrusion of seawater into the flood plain, which enhanced soil salinity⁵.

Impacts of Soil Salinity on Agricultural Production

Intensity of salinity largely depends on seasonal variations. Karim et al. (1990)⁶ reported that soil salinity starts to increase from the later stage of summer (August) and continue to increase through winter until April, when the first rainfall leaches the salt and dilutes the topsoil. Traditionally, the coastal communities cultivated local rice varieties (e.g., Aush and Aman and Boro) and wheat, which are not saline tolerant at all (Swapan, 2009). In Bangladesh, there is no such crop that can withstand salinity in the range 6-12 dS m⁻¹ (Rashid and Islam, 2007). Therefore, due to increasing salinity, soil becomes unsuitable for the growth of these varieties especially in the winter months having no rain. It is also reported that about 0.13 metric tonnes food grain is lost annually due to adverse impact of soil salinity (Karim et al., 1999). In addition, increased salinity has declined the production of cash crops (e.g., Banana) seasonal vegetables and fruits.

Local farmers are now unable to produce rice or other crops in the dry season due to salinity. Therefore they are forced to divert into shrimp cultivation making the lands permanently unsuitable for food grain. The traditional crop calendar of the coastal villages is now dominated by shrimp production instead of food grain. In fact, shrimp industry is controlled by local elites and the poor communities do not get much profit which is ultimately narrowing down their livelihood options (Tutu, 2004; Foxon, 2005; Swapan, 2009). On the other hand, saline intrusion in sweet water canals and rivers damage the freshwater fisheries. Sweet water canals were the only source of cheap irrigation water to the paddy fields which have been stopped with the salinization of water bodies.

Apart from soil salinity, surface and ground water salinity along with arsenic pollution jeopardize supplies of drinking water affecting at least 5 million people of the southwest coast (Tutu, 2004). The women and the children suffer most as they have to cross long distance (2–6 km) and stand in long queues to fetch a pitcher of safe drinking water (Pender, 2008).

Adaptation Strategies in Salinity Affected Communities

It is already discussed that adaptation is a basic process of life, which would reduce vulnerability, enhance resilience capacity and initially protect from exposure to the adverse impacts (Ahmed et al., 1999). The ability of individuals to adapt to changing circumstances and to alter their behavior and actions is important for building and maintaining social-ecological resilience. Still external support and major socio-economic changes are required to get long-term benefits from adaptive measures. Fazey et al., (2007) emphasized on knowledge or education on ecology and sustainability (called 'software') of community members along with institutional reform as well as interventions (called 'hardware'). They also suggested that four elements are required in this purpose. These are: (1) will of the communities to maintain social-ecological resilience, (2) their knowledge about the impacts of current behavior and the direction of change, (3) proaction, and (4) the capacity to change behavior (Fazey et al., 2007 p.376). Adaptation strategies in southwest Bangladesh is associated with exploring alternative livelihood options in order to face decreasing agricultural production, loss of vegetation and freshwater fisheries and traditional means of living. Various types of adaptation can be distinguished, including anticipatory and reactive adaptation, private and public adaptation and autonomous and planned adaptation (Alam, 2008). Autonomous Adaptation is independent means of adaptations taken by an affected individual e.g., change in cropping pattern, decision to migrate, etc. On the other hand planned adaptation refers to a planned process to reduce vulnerabilities, which is mainly initiated by the government and non-government agencies e.g., construc-

5. <http://www.cyberbangladesh.org/disaster.html>, (accessed October 10, 2009)

6. Cited in Habibullah et al., 1999 p.56.

Table 1. Systems and types of adaptation in agriculture sector to increasing salinity

		<i>Anticipatory</i>	<i>Reactive</i>
Natural systems			<ul style="list-style-type: none"> • Changes in length of growing season; • Changes in ecosystem composition; • Wetland migration.
Human systems	Community level	<ul style="list-style-type: none"> • Sharing losses: provision of insurance; • Change in use: growing shrimps in newly submerged areas with saline water; • Change location: population displacement (personal choice). 	<ul style="list-style-type: none"> • Modifying threats: changes in farm practices, switching to alternative cropping pattern; • Choice of saline tolerant crops and vegetation.
	Institutional level	<ul style="list-style-type: none"> • Protecting effects: early-warning systems, construction of large embankments to protect from inundation; • Change location: population displacement assisted by international community; incentive for relocation. 	<ul style="list-style-type: none"> • Compensatory payments, subsidies; • Enforcement of landuse plan • Provide training facilities for adaptation (e.g., floating garden, raised bed cultivation and irrigation); • Circulate research output among (saline tolerant crops) affected communities.

Source: Adopted from Ahmed et al., 1999; Alam, 2008; Pender, 2008.

tion of infrastructure, use of modern technologies, etc. An illustration of systems and types of adaptation at community and institutional level to agriculture sector is given in the following table (Table 1):

Pender (2008) suggested that adaptation strategies should start with community led response as they are often the real experts of local environmental change. He also argued that priority should be given to community based traditional coping mechanism instead of importing highly technical and outside-led interventions (Pender, 2008). Community level adaptation strategies to the increasing salinity is a reactive/autonomous process by which the client groups influence the direction and execution of the adaptation strategies with a view to enhancing their well-being through changing farming practice, crop varieties and choosing alternative income sources. The following sections illustrate few case studies on above strategies

applied by coastal communities in southwest Bangladesh.

Change in Farming Practice

The southwest coastal region lacks in agricultural diversity and crop intensity . The amount of bi-harvest land is less than 1% of the total coastal agricultural land (Tutu, 2004). Mono-crop lands (only Aman variety) are common in most cases. However, due to climatic change and thereby salinity propensity, the total loss for different crops will be around 0.3 million tonnes by 2030. To reduce the vulnerabilities imposed by salinity, a farmer can retain soil fertility and increase crop productivity through effective soil management. Saline soil is relatively easy to reclaim for crop production through adequate amounts of low salt irrigation water, internal and surface drainage systems, and salt disposal dump areas (sinks). Tutu (2004) repor-

ted that peasants in Shyamnagar sub-district (under Satkhira district) used to excavate pools in crop lands and preserved rainwater there to use for irrigation at later period. The crop lands were also submerged manually in Shyamnagar so that saline layer at the top soil could be trickle down as well as dissolved and passed away with the removal of the applied water. This process is known as flushing. The local communities also keep the lands level and make arrangements for avoiding land cracks. It reduces the risk of water logging and subsequent saline intrusion. In many places, peasants use straw, water hyacinths, banana leaves, and husks to cover the land in the dry season with a view to retaining moisture. Planting on raised beds in double row in combination with irrigation; deep tillage; and heavy pre-plant irrigation are also practised which help crop lands to retain its fertility and overcome salinity-risks in arid and semi arid condition. In most of the salinity affected villages, floating gardening is now a popular practice to grow crops and vegetables. Cultivating ground-based plants on water bodies without soil attachment is termed as floating gardening (Figure 2). Adopting this technique can produce 5 to 10 times higher yield than traditional cultivation pattern. Floating cultivation provides comparatively more oxygen to the plants and insect aggression is comparatively lower. Recently this approach has also been introduced in non-coastal districts (Bijoy, 2003).

Pender (2008) also mentioned about the selection of saline-tolerant crop varieties and trees to cope with degraded crop lands. Bangladesh Agriculture Research Institute has

also found that application of indigenous technology (e.g., raised beds, pre-plant irrigation) can make possible of growing high value horticulture crops (e.g., tomato, chilli, watermelon and cucumber) in saline soils of 4.5-11 dS m⁻¹ (Rashid and Islam, 2007). Rashid and Islam (2007) reported that integrated cultivation system comprising Boro rice and sweet water shrimp could help to reclaim soil salinity. This system is generally practiced in Khulna and Bagerhat districts and locally called as 'Lockpur Model' (Hasan and Roe, 2004; Tutu, 2004).

Alternative Livelihood Options

The Bangladesh government and development agencies are also working long to assist local communities adopting alternative livelihood options in order to reduce salinity induced vulnerabilities. These interventions include alternative agricultural and fisheries production and saline tolerant plantation (Tutu 2001; Hasan and Roe, 2004). In Paikgacha sub-district (under Khulna district), a number of families are involved in crab fattening project assisted by local NGOs. Tutu (2004) reported that many coastal families in that region managed to gain US\$30 profit per harvest of crab which enabled them to cope with the loss of rice production. Similarly, the rural communities adjacent to Sundarban Reserve Forest⁷ have added Kaora (*Sonneratia apetala*)⁸ fruit as a vegetable to their regular meal. Though it's not a common food item but now-a-days it is taken in lieu of pulse. In addition, development agencies have various training and awareness programs in this region to promote income generating activities e.g., weaving mat; planting Golpata (*Nypa fruticans* - a saline tolerant tree having high market value); and salt-enduring fish cultivation.

Institutional Adaptation

Although methods for reducing soil salinity are known among the research community, it appears that the farmers are little aware of



Figure 2. Floating garden (Tutu, 2004)

7. Largest mangrove forest in the world located in southwest costal areas of Bangladesh.
 8. Available in Sundarban.



the technical issues regarding climate change and the existence of such adaptations. Government and development agencies have a crucial role in this respect. Ahmed et al. (1999) suggested that a combination of socially mobilized community , innovative and cost effective institutional infrastructure, information based on socially acceptable practices are essential for successful adaptation strategies. In order to enhance the adaptive capacity of affected societies, sufficient institutional support is also required (Y ohe and T ol, 2002). In response to the vulnerabilities created by increasing salinity in southwest region, various actors are involved in shaping successful adaptation strategies including government departments/organizations (e.g., Department of Agriculture Extension, Bangladesh Rice Research Institute and Bangladesh Agriculture Research Institute); National/local NGOs (CARE, Nabolok, CDP and Pradipon and JJS) and donor agencies (e.g., DFID, CIDA, UNDP , World Bank and ADB). The following sections have identified the procedures of adopting community level adaptation as well as lessons learned from implemented projects (Ahmed et al., 1999 p.138; CARE Bangladesh, 2005 pp.9-11):

- As climate change is a technical issue, it has been challenging to communicate at the grassroots level in an accessible way through advocacy towards enabling communities to modify their risks
- Diversification of income opportunities and food production methods through measures that are appropriate to local environmental conditions can improve food and economic security in vulnerable communities. In this regard, institutional support is required in the form of credit facilities, technological and marketing facilities to the affected communities.
- Increasing salinity jeopardizes agricultural production, therefore, identification and dissemination of suitable rice varieties and agricultural practices for saline and waterlogged areas can contribute to increasing food security. It is essential to keep the communities up to date of new research on saline tolerant rice varieties and vegetables.
- Access to micro-credit is an important consideration when selecting adaptation measures for implementation.

- Services from government service providers can be obtained by empowering participants and linking them directly to these agencies.
- Finally, the usual top-down approach considered by the decision-makers could act as a potential barrier for integrating need-based adaptation options in the national development plan. This may be overcome through public participation, demand assessment and above all by adopting a bottom-up planning approach.

Conclusion

The people of Bangladesh have been experiencing natural calamities as well as adverse impacts of unwise human actions. It is evident that increasing salinity has direct and consequential effects on coastal ecology . Increased salinity would significantly reduce food grain production, especially under the sever climate change scenario (Habibullah et al., 1999). Minimization of loss in agriculture sector largely depends on adaptation strategies as mitigation actions are not suitable in Bangladesh perspective. Social-ecological resilience and adaptation strategies taken by the coastal communities in agricultural sector have always been phenomenal. Though various adaptation techniques are practised by the grassroots people but poverty and lack of education impose barrier in achieving sustainable livelihood outcomes. Ahmed et al. (1999) argued that if the local communities are aware of upcoming vulnerabilities and have understandings of changing environment, they would adapt to the impacts fairly quickly . This process requires wide-scale awareness raising programs and appropriate training. Adaptations can be enhanced and sustained by research and extension of agricultural services. Research initiatives should include identifying appropriate farming practise in saline affected lands, developing saline-tolerant rice varieties and introducing alternative agricultural products considering local socio-economic setting. Institutional capacity building and indigenous approaches linked by closed interaction with the global community can ensure utmost learning about adaptation in order to design future course of action.

References

- Ahmed, A. U., Alam, M., and Rahman, A. A. (1999) Adaptation to Climate Change in Bangladesh: Future Outlook. In S. Huq, Z. Karim, M. Asaduzzaman and F. Mahtab (Eds.), *Vulnerability and Adaptation to Climate Change for Bangladesh*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Alam, M. (2003) *Bangladesh Country Case Study for National Adaptation Programme of Action (NAPA) Workshop*. Dhaka: BCAS, Bangladesh.
- Alam, M. (2008) *Climate Change Adaptation Research in Bangladesh*. Paper presented at the Conceptualizing Effective and Efficient Adaptation Policies to Climate Change in Bangladesh, Bellagio.
- BBS. (2005) Bangladesh Census Report (Community Series Zilla Bagerhat). Dhaka: Bangladesh Bureau of Statistics
- Bijoy, M. U. R. (2003) *Climate Change and Vulnerabilities (in Bengali)* Khulna: Coastal Development Partnership (CDP).
- CARE. (2005) *The Reducing Vulnerability to Climate Change (RVCC) Project: Reflecting on Lessons Learned*. Dhaka: CARE - Bangladesh.
- Dodman, D., Mitlin, D., and Co, J. C. R. (2009) *Victims to Victors, Disasters to Opportunities: Community Driven Responses to Climate Change*. Paper presented at the Fifth Urban Research Symposium 2009, Marseille.
- Fazey, I., Fazey, J. A., Fischer, J., Sherren, K., Warren, J., Noss, R. F., et al. (2007) Adaptive capacity and learning to learn as leverage for social-ecological resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 375-380.
- Fleming, C. (2004) *Challenges facing the Shrimp Industry in Bangladesh*. Dhaka: Scholastica.
- Foxon, A. (2005) *Using Participatory Methods to establish Local Shrimp Farmers' Attitude Towards the Environment, in the Ghatboag Union of Rupsha Thana, Southwest Bangladesh*. University of Newcastle, Newcastle.
- Habibullah, M., Ahmed, A. U., and Karim, Z. (1999) Assessment of Foodgrain Production Loss due to Climate Induced Enhanced Soil Salinity. In S. Huq, Z. Karim, M. Asaduzzaman and F. Mahtab (Eds.), *Vulnerability and Adaptation to Climate Change for Bangladesh*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Harmeling, S. (2009) *Global Climate Risk Index 2010 - Who is Most Vulnerable? Weather-Related Loss Events Since 1990 and How Copenhagen Needs to Respond*. Bonn: Germanwatch.
- Hasan, M., and Roe, M. M. (Eds.). (2004) *Participatory Planning and Environmental Management for Salinity Affected Coastal Regions of Bangladesh*. Khulna: Bangladesh Centre for Human Welfare and Sustainable Development (WCHWSD).
- IISD. (2007) A Summary of the Second International Workshop on Community-Based Adaptation to Climate Change. *Community Based Adaptation to Climate Change Bulletin*, 135, 2.
- IPCC. (2009) *Statement of Dr. R. K. Pachauri Chairman, IPCC*. Copenhagen: Intergovernmental Panel Climate Change.
- Islam, M. R. (2005) Managing Diverse Land Uses in Coastal Bangladesh: Institutional Approaches. In C. T. Hoanh, T. P. Tuong, J. W. Gowing and B. Hardy (Eds.), *Environment and Livelihoods in Tropical Coastal Zones: Managing Agriculture- Fishery-Aquaculture Conflicts* (pp. 237-248). Wallingford and Cambridge: CABI Publishing.
- Karim, Z., Hossain, S. G., and Ahmed, A. U. (1999) Climate Change Vulnerability of Crop Agriculture. In S. Huq, Z. Karim, M. Asaduzzaman and F. Mahtab (Eds.), *Vulnerability and Adaptation to Climate Change for Bangladesh*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Koudstaal, R., and Ahmed, A. U. (1999) *Considering Adaptation to Climate Change Towards a Sustainable Development of Bangladesh*. Washington, DC: The World Bank.
- PDO-ICZMP. (2003) *A Systems Analysis of Shrimp Production*. Dhaka: Program Development Office - Integrated Coastal Zone Management Plan.
- Pender, J. (2008) Community-led adaptation in Bangladesh. *Forced Migration Review, October, 2008*, 54-55.
- Ramamasy, S., and Baas, S. (2007) *Climate variability and change: adaptation to drought in Bangladesh: A resource book and training guide*. Rome: Food

- and Agriculture Organization (FAO) of UN.
- Rashid, M. H., and Islam, M. S. (2007) *Adaptation to Climate Change for Sustainable Development of Bangladesh Agriculture (Bangladesh Country Paper)*. Gazipur: Bangladesh Agricultural Research Institute.
- Swapan, M. S. H. (2009) *Changing Livelihoods induced by the Commercial Shrimp Farming: A Participatory Assessment in Southwest Bangladesh*. Köln: LAMBERT Academic Publishing AG and Co. KG.
- Tutu, A. A. (2001). The Endangered People and Environment of South-West Coastal Region of Bangladesh. Khulna: Coastal Development Partnership (CDP).
- Tutu, A. A. (2004) *Salinity Affected South-west Coastal Region of Bangladesh (In Bengali)*. Khulna: Coastal Development Partnership (CDP).
- World Bank. (2000) *Bangladesh: Climate Change and Sustainable Development (Report No. 21104 BD)*. Dhaka.
- Yohe, G., and Tol, R. S. J. (2002) Indicators for social and economic coping capacity; moving toward a working definition of adaptive capacity . *Global Environmental Change*, 12(1), 25-40.

Geostatistical interpolation of monthly rainfall in Kashafrud basin

A. Afzali ⁽¹⁾ and M. Vafakhah ⁽²⁾

(1) Master Science Student and Assistant Professor respectively, Watershed Management Engineering, College of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modarres University, Noor, Iran. Email:vafakhah@modares.ac.ir.



Abstract

The spatial distribution of climatological variables such as rainfall is needed whenever hydrological modeling is undertaken at the watershed scale and maps rainfall have a wide range of applications and many different interpolation procedures have been used to derive maps from data collected as part of monitoring networks. The data set consists of monthly rainfall data from Thirty years of monthly data of 14 rain gauges in the Kashafrud drainage basin in north-east Iran. At first normality and homogeneity of data are examined. Then variographic analysis using five techniques including: Thiessen polygons, kriging, co-kriging, and weighted moving average (WMA) were applied for predicting monthly rainfall. Finally comparison of the results using statistical techniques showed that kriging method has the highest accuracy and provides more accentuate results.

Keywords: Monthly Rainfall, Interpolation, Geostatistic Analysis, Kashafrud Drainage Basin, Iran.

Introduction

The spatial distribution of climatological variables such as rainfall is needed whenever hydrological modeling is undertaken at the watershed scale. These models can be used to simulate hydrological processes at a daily or monthly time steps and the interpolation of climatological variables in particular rainfall at this time scales poses a particular problems due to its large spatial variation. There are different methods for regional prediction of rainfall such as Thiessen and arithmetic average approaches. These methods are easy to use but do not consider correlation and location of data which may lead to low accuracy of the results. There has been a range of studies which compared different algorithms for deriving estimates of precipitation from point data (for example, Bastin et al.(1984), Tabios and Salas (1985), Hevesi et al.(1992a,b), Hutchinson (1995 and 1998a,b), Hay et al.(1998), Prudhomme and Reed

(1999), Goovaerts (2000), Gomez-Hernandes et al. (2001), Deraisme et al. (2001), and Hofierka et al. (2002)) and Goovaerts (2000) includes a summary of some recent studies. A common theme in many such studies is that techniques that make use of the relation between precipitation and secondary data, such as elevation data, often provide more accurate estimates than approaches that are based only on precipitation measurements (for example, Goovaerts (2000) and Hofierka et al. (2002)). In some studies, radar -rainfall data have been used in conjunction with measurements at point locations (that is, rain gauges) to map precipitation (for example, Creutin et al. (1988)). However, the bulk of studies (including many of those cited above) have made use of a cheaper widely available data source, the digital elevation model (DEM), in exploiting the relationship between precipitation amount and elevation. Application of geostatistic techniques in hydrological sciences is a useful approach to



avoid such errors and increase of calculation accuracy as well. In classic statistics samples taken from a population are lack of spatial properties. Therefore the calculated values of a parameter in a homogene sample do not include any information of the same parameter in another sample with a defined distance. Geostatistics consider the value as well as location of the sample. Then it is possible to analyze value and location of the samples together. To achieve this purpose it is necessary to relate spatial properties (distance and direction) of different samples using mathematical formula called spatial structure.

Obviously geostatistical methods use various variables and then produce different results. In many causes a method which is selected to reach the prediction process but it is vital to find out the most appropriate interpolation technique for precipitation prediction. The first application of geostatistics was happened in mine exploitation and extended to other branches of earth science. The performance of different kriging methods has been reported in pervious works such as Lloyd (2002) who used moving window regression (MWR), IDW, OK, SKIm and KED to interpolate monthly precipitation values in England for 1999 for which the use of elevation as an auxiliary variable through the application of KED provided more accurate estimation from March to December. Geostatistical techniques have also been used: Lapen and Hayhoe (2003) compared inverse distance weighting to geostatistical methods (ordinary kriging (OK) and cokriging, and

ordinary kriging with external drift (OKED) to spatially model the seasonal and annual temperature and total precipitation normal in the Great Lakes (Ontario, Canada). Mahdavi et al. (2004) studied the capability of geostatistical techniques for estimating spatial distribution of annual rainfall in arid and semi-arid regions of south-east of Iran which showed TPSS method using elevation as a variable is the most relevant method of rainfall estimation while kriging and WMA methods having second power placed in next orders. Campling et al. (2001) estimated regional average precipitation in southern Spain using Theissen and geostatistical methods and concluded that the results obtained by kriging has the highest correlation with the data. Haberlandt and Kite (1998) applied geostatistical techniques for hydrological estimation in Canada. They concluded that application of geostatistics along with compositional data produces more accurate results.

This study aimed to compare different geostatistical approaches to spatially predict monthly rainfall in Kashafrud basin.

Materials and Methods

Study area

The study region located in north-east Iran Khorasan province with $35^{\circ} 37' 14''$ to $37^{\circ} 3' 9''$ latitudes and $58^{\circ} 22' 44''$ to $61^{\circ} 7' 16''$ longitude which covers 160760 ha. The climate of study area is mostly semi-arid and the annual pre-

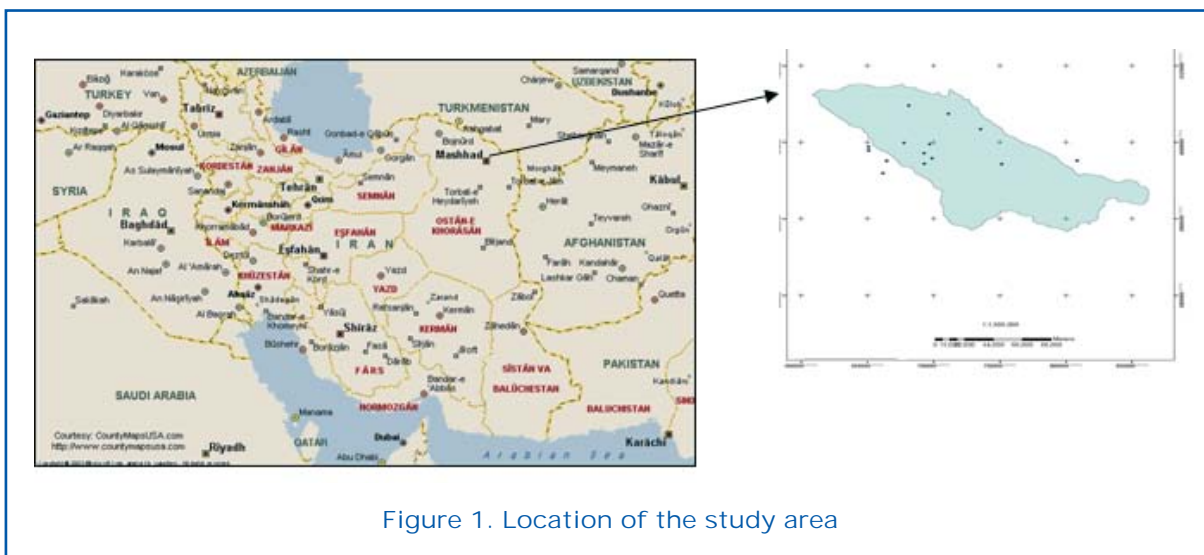


Figure 1. Location of the study area

precipitation is 174.5 mm falling mainly from October to March.

Methodology

Geostatistical prediction includes two stages which is first identification and modeling of spatial structure. At this stage continuity, homogeneity and spatial structure of a given variable is studied using variogram. Second stage is geostatistical estimation using kriging technique which depends on the properties of the fitted variogram which affects all stages of the process.

Variogram analysis

Variogram method is a suitable technique for estimating spatial variability of a variable. Calculation of variogram graph is one of essential stages in geostatistics which is defined as follow:

$$\gamma(h) = \frac{2}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

Where: $\gamma(h)$: value of variogram for pair points with distance h , $n(h)$: Number of pair points with distance h , $Z(x_i)$: observed value of variable x_i , and $Z(x_i+h)$: Observed value of the variable with distance h from x_i .

The properties variogram include threshold ($C=Sill$). The threshold is the maximum value of variogram which is spatial variance of the variable. The lowest value of variogram includes partial effect which shows variance of errors of measurements. The effective distance demonstrates the distance. The relation between variogram and co-variogram is defined as:

$$\sigma^2 = \gamma(h) + c(h) \quad (2)$$

Where: σ^2 = Threshold, $\gamma(h)$ = Variogram value, and $c(h)$ =Co-variance value.

Theory of common kriging

Kriging is a prediction that considers values of a variable in unsampled points as a linear composition of the values of surrounding points. Estimation of Z in point X_0 using kriging estimation is defined as:

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (3)$$

The most important part of kriging is statistical weights assigned to. To avoid bias of esti-

mation, the weighted should be determined in a way that summation is equal to one

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

and the variance of estimates should be minimized as:

$$\text{var} [z^*(x_0)] = E [(z^*(x_0) - z(x_0))^2] = \text{Min} \quad (4)$$

Co-kriging theory

Co-kriging is a developed kriging which considers secondary variables. Given Z_1 as a primary variable measured in n_1 points and Z_2 as secondary variable measured in n_2 points of D space as follows:

$$s_1 = (z_1(s_1), z_1(s_1) \text{ and } \dots z_1(s_{n_1})) \quad (5)$$

$$z_2 = (z_2(v_1), z_2(v_2) \text{ and } \dots z_2(v_{n_2})) \quad (6)$$

Where s and v are the location of samples in $D = (s,r)$. In such condition, Co-kriging estimation is defined as:

$$Z^*(S_0) = z_1 \lambda_{\alpha 1} \sum_{i=1}^{n_1} (s_{\alpha 1}) Z_2 \lambda_{\beta 2} \sum_{\beta=1}^{n_2} (\beta v) \quad (7)$$

In this equation $Z^*(S_0)$ is estimation of variable Z_1 in point S_0 , $\lambda_{\alpha 1}$ and $\lambda_{\beta 1}$: statistical weights of primary and secondary variables. To avoid bias of the estimation, the following equations should be established. For optimum estimation based on the mentioned limitations, Lagrange coefficients should be used those results in linear set with $(n_1 + n_2 + 2)$ equations.

Weighted Moving Average (WMA)

In WMA technique, the value of weighting factor (λ_i) is estimated based on the following equation.

$$\lambda_i = \frac{D_i^{-\alpha}}{\sum_{i=1}^n D_i^{-\alpha}} \quad (8)$$

Where: D = the distance between observed and estimated points, α = equation order and n = Number of observed points.

To evaluate the results of geostatistical prediction and estimations, the following are some of the commonly used indices for checking the accuracy of estimated rainfall.

$$MBE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z^*(x_i) - Z(x_i)) \quad (9)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |Z^*(x_i) - Z(x_i)| \quad (10)$$

Where: $Z^*_{(x_i)}$ is the estimated rainfall from geostatistical output, $Z_{(x_i)}$ is the observed rainfall, and n is data number. It should be mentioned that the results of three described methods were obtained using GS+ software.

Results

Since the first step for geostatistical application for a set of data is variogram analysis then the results of variogram analysis in the

study area were calculated (Table 1 and 2). Then kriging, co-kriging and WMA methods were applied for the data (Table 3). It is necessary to keep in mind that normality test was examined for the data and logarithm of the data were used to avoid skewness. The sills of the models fitted to the variograms for January and March were largest, indicating that there was the largest variance of rainfall values (as well as large maximum rainfall amounts) for these months. The sills for September and October were the smallest.

Table 1. The properties of suitable variogram model of variables

Variable	Model	Nugget (mm ²)	Sill (mm ²)	Range (km)	C ₀ /Sill
Rainfall	Spherical	4,850	11,100	4.55	0.43
Elevation	Gaussian	2,000	2,012,000	2.42	1
Correlation of elevation and rainfall	Gaussian	10	28,300	0.65	1

Table 2. Coefficient of models fitted to theoretical variogram

Period	Nugget (mm ²)	Sill (mm ²)	Range (m)	C ₀ /Sill	Model	R ²	RMSE
January	24.256	124.256	43,468.68	0.805	Linear	0.534	236,100,000
February	21.8	74.9	58,000	0.709	Spherical	0.35	135,000,000
March	48.7	197.5	33,000	0.753	Exponential	0.43	98,700,000
April	44.482	94.482	43,468.68	0.529	Spherical	0.452	41,200,000
May	42.7	85.5	11,000	0.501	Spherical	0.365	62,100,000
June	4.27	31.26	8,200	0.863	Spherical	0.231	45,300,000
July	2.805	5.611	33,000	0.5	Linear	0.401	562,000,000
August	1.68292	3.08292	43,468.68	0.454	Linear	0.384	1,002,000,000
September	0.33347	0.53347	43,468.68	0.375	Linear	0.265	238,000,000
October	1.64154	2.64154	43,468.68	0.379	Linear	0.422	16,000,000
November	10.32	40.65	33,000	0.746	Exponential	0.41	21,000,000
December	13.6916	67.6916	43,468.68	0.798	Linear	0.423	72,200,000
Annual	2,411.872	3,911.872	43,468.68	0.383	Linear	0.423	265,000,000

Table 3. The results of estimation of different geostatistical techniques for estimating monthly rainfall in Kashafrud basin

<i>Period</i>	<i>Index</i>	<i>Kriging</i>	<i>Co-Kriging</i>	<i>WMA</i>	<i>Thiessen polygons</i>
January	MAE	8.55	7.32	6.00	7.27
	MBE	-0.47	0.25	0.12	0.57
	Rank	4	3	1	2
February	MAE	7.83	7.71	6.44	8.42
	MBE	-0.80	0.54	0.56	1.34
	Rank	3	2	1	4
March	MAE	7.08	6.90	8.53	7.35
	MBE	0.02	-0.24	-2.02	0.04
	Rank	2	1	4	3
April	MAE	9.04	9.41	7.31	8.45
	MBE	-0.35	0.04	0.20	1.21
	Rank	3	4	1	2
May	MAE	5.84	7.36	6.13	7.91
	MBE	-1.03	-0.05	0.34	1.19
	Rank	1	3	2	4
June	MAE	7.35	4.98	4.18	5.89
	MBE	2.87	-0.09	0.07	1.02
	Rank	4	2	1	3
July	MAE	2.41	2.01	1.58	2.16
	MBE	0.25	-0.05	-0.06	0.47
	Rank	4	2	1	3
August	MAE	1.50	1.27	1.09	1.45
	MBE	-0.65	0.07	-0.02	0.15
	Rank	4	2	1	3
September	MAE	0.48	0.63	0.45	0.67
	MBE	0.01	0.04	0.02	0.08
	Rank	2	3	1	4
October	MAE	1.31	1.61	1.28	1.99
	MBE	-0.14	0.13	0.04	0.26
	Rank	2	3	1	4
November	MAE	4.22	3.44	3.42	4.38
	MBE	2.21	-0.49	-0.01	-0.15
	Rank	3	2	1	4
December	MAE	7.04	4.27	4.46	4.50
	MBE	-0.25	-0.11	0.16	-0.21
	Rank	4	1	2	3
Annual	MAE	42.47	47.72	38.67	46.95
	MBE	1.05	0.82	1.50	5.97
	Rank	2	4	1	3

According to Table 3 using kriging technique for estimation of annual rainfall has more accuracy than using this technique for estimation of monthly rainfall. Also results based

on the statistical comparisons show high capability of kriging technique for estimating monthly rainfall than other geostatistical approaches.



Discussion and Conclusion

As seen in the variogram results (Table 1) the most appropriate models fitted to rainfall, and elevation and elevation-rainfall variables are spherical and linear models respectively. However the results of current study show weak spatial structure of the variable data but the most appropriate results based on the statistical comparisons showed high capability of WMA technique. This paper indicates that, for most months, the use of elevation data to inform estimation of monthly rainfall in Kashafrud basin is beneficial. There are a variety of issues that should be explored further. For example, the estimation of the polynomial generalized covariance function (Kitanidis, 1983) might provide a more suitable alternative to the methods employed in this paper for identifying the trend-free variogram. Also, the exponent for WMA could be varied. In addition, other sources of information such as radar rainfall data may increase the accuracy of estimates. Also, more in depth examination of local variation in estimation errors would enable a fuller assessment of the disadvantages and benefits of the approaches used.

References

- Bastin, G., Lorent, B., Duque, C. and Gevers, M., 1984. Optimal estimation of the average rainfall and optimal selection of rain-gauge locations. *Water Resources Research*, 20, 463–470.
- Campling, P., Gobin, A. and J. Feyen, 2001. Temporal and spatial rainfall analysis across a humid tropical catchment. *Hydrological Processes*, 15:359–375.
- Creutin, J.D., Delrieu, G., Lebel, T., 1988. Rain measurement by rain-gauge–radar combination: a geostatistical approach. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 5(1):102–115.
- Deraisme, J., Humbert, J., Drogue, G. and Freslon, N., 2001. Geostatistical interpolation of rainfall in mountainous areas, in: Monestiez, P., Allard, D., Froidevaux, R. (Eds.), *GeoENVIII: Geostatistics for Environmental Applications*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 57–66.
- Go`mez-Herna`ndez, J., Cassiraga, E., Guardiola-Albert, C. and A´lvarez Rodríguez, J., 2001. Incorporating information from a digital elevation model for improving the areal estimation of rainfall, in: Monestiez, P., Allard, D., Froidevaux, R. (Eds.), *GeoENV III: Geostatistics for Environmental Applications*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 67–78.
- Goovaerts, P., 2000. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228, 113–129.
- Haberlandt, U. and Kite, G. W. 1998. Estimation of daily space-time precipitation series for macroscale hydrological modelling. *Hydrologic Processes*, 12(9):1419–1432.
- Hay, L., Viger, R. and McCabe, G., 1998. Precipitation interpolation in mountainous regions using multiple linear regression, in: Kovar, K., Tappeiner, U., Peters, N.E., Craig, R.G. (Eds.), *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters*. Proceedings of the Headwater 1998 Conference, Merano/Merano, Italy, April IAHS Publication, 248pp.
- Hevesi, J.A., Istok, J.D. and Flint, A.L., 1992a. Precipitation estimation in mountainous terrain using multivariate geostatistics. Part I: structural analysis. *Journal of Applied Meteorology*, 31, 661–676.
- Hevesi, J.A., Flint, A.L. and Istok, J.D., 1992b. Precipitation estimation in mountainous terrain using multivariate geostatistics. Part II: isohyetal maps. *Journal of Applied Meteorology*, 31, 677–688.
- Hofierka, J., Parajka, J., Mitasova, M. and Mitas, L., 2002. Multivariate interpolation of precipitation using regularized spline with tension. *Transactions in GIS*, 6, 135–150.
- Hutchinson, M.F. and de Hoog, F. R., 1985. Smoothing noisy data with spline functions. *Numerische Mathematik*, 47, pp. 99–106.
- Hutchinson, M.F. and Gessler, P.E., 1994. Splines: more than just a smooth interpolator. *Geoderma*, 62, pp. 45–67.
- Hutchinson, M.F., 1995. Interpolating mean rainfall using thin-plate smoothing splines. *International Journal of Geographical Information Systems*, 9, 385–403.
- Hutchinson, M.F., 1998a. Interpolation of rainfall data with thin plate smoothing splines. Part I: two dimensional smoothing of data with short range correlation. *Journal of Geographic Information and*

- Decision Analysis, 2, 139–151. http://www.geodec.org/gida_4.htm.
- Hutchinson, M.F., 1998b. Interpolation of rainfall data with thin plate smoothing splines—Part II: analysis of topographic dependence. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 2, 152–167 http://www.geodec.org/gida_4.htm.
- Kitanidis, P.K., 1983. Statistical estimation of polynomial generalized covariance functions and hydrologic applications. *Water Resources Research* 19, 909–921.
- Kitanidis, P.K., 1997. *Introduction to Geostatistics: Applications in Hydrogeology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lapen, D.R. and Hayhoe, H.N. 2003. Spatial analysis of seasonal and annual temperature and precipitation normals in Southern Ontario, Canada. *J. Great Lake Res.*, 29:529-544.
- Lloyd, C.D., 2002. Increasing the accuracy of predictions of monthly precipitation in Great Britain using kriging with an external drift, in: Foody, G.M., Atkinson, P.M. (Eds.), *Uncertainty in Remote Sensing and GIS*. Wiley, Chichester, pp. 243–267.
- Mahdavi, M., Hosseini, E., Mahdian, M.H. and Rahimi, S., 2004. Determining the most suitable geostatistical techniques for estimating spatial distribution of precipitation in arid and semi-arid regions (In Persian), *Iranian Journal of Natural Resources*, 57: 95-107.
- Matheron, G., 1971. *The Theory of Regionalised Variables and its Applications*. Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, Fontainebleau.
- Prudhomme, C. and Reed, D.W., 1999. Mapping extreme rainfall in a mountainous region using geostatistical techniques: a case study in Scotland. *International Journal of Climatology*, 19, 1337–1356.
- Tabios, G.Q. and Salas, J.D., 1985. A comparative analysis of techniques for spatial interpolation of precipitation. *Water Resources Bulletin*, 21, 365–380.

Incorporating Climate Change in Planning and Management of Water Resources Projects

Saleh A. Wasimi

School of Computing Sciences, CQ University, Rockhampton, Queensland 4702, Australia



Abstract

Climate change is arguably manifesting in many parts of the world as increases in atmospheric temperature, reduction in precipitation amounts, rise in sea-level, and more extreme weather events such as floods, droughts, and tropical cyclones. Water resources projects are susceptible to climate change in many different ways. On the supply side, there are both quantity and quality implications – for instance in a dam project, increased atmospheric temperature would reduce storage due to higher evaporation loss and could accelerate toxic plant growth deteriorating water quality. On the demand side, higher temperatures are likely to augment demand for irrigation water for crops for example and tend to increase domestic water usage. From an operation and management perspective, a change in operation policy may be warranted to deal with increased variability in weather pattern. From a socio-economic viewpoint, climate change can have profound consequences such as population migration and changes in cultural practices affecting spatial and temporal distribution of demand for water. Under these circumstances, it is imperative that a water resources project planning and management process incorporate climate change as one of the factors. The implementation process is difficult because of uncertainty in climate forecasts, uncertainty of the efficacy of adaptive measures, lack of resources in areas where it is needed most, and lack of political will in nations who are most capable.

Introduction

One does not have to look very hard to discover the footprints of climate change. Beniston and Goyette (2007) report that there is high quality temperature data available in Switzerland which shows that in the 20th century maximum temperature at high altitude increased by 2.3°C and at low altitude by 1°C but the minimum temperature increased by 1.2°C at both elevations over the century; Wendler et al. (2010) report that from 1972 to 2007, northern Alaska recorded mean temperature increase of 2.9°C and melting ice exposed open water in Southern Beaufort Sea from 14% to 39%; Meredith and King (2005) report that since 1951 Western Antarctic Peninsula has recorded an atmos-

pheric temperature rise of nearly 3°C and adjacent ocean surface temperature rise of above 1°C; Vuille et al. (2003) report that between 1950 and 1994 with most reliable data available the temperature in the tropical Andes has increased at 0.15°C per decade; Das et al. (2007) report that in the past century atmospheric temperature in India has increased by 1°C in winter and by 1.1°C in post-monsoon season while in the Himalayas according to Kumar et al. (2008) all the observed glaciers have retreated continuously over the last century; and Wasimi (2010) reports increases in temperature of various degrees across the Middle East and North Africa. These are only a few of the many cases reported in published literature.



Amman et al. (2007) and Karl and Trenberth (2003) have established that the atmospheric temperature changes that have occurred in the past few decades are so rapid that it cannot be explained by natural variability alone, and therefore, anthropogenic forcing is a contributing factor. The failure of Copenhagen protocol in 2009 to achieve any tangible outcome is ominous because the human race would be moving into a climatic regime that it has not hitherto experienced.

There are two primary approaches to deal with climate change – one is mitigation and the other is adaptation. Mitigation measures involve adoption of strategies that would reduce the contributing factors to climate change, in particular reduction of emission of greenhouse gases into the atmosphere. To be effective mitigation measures are required to be embraced globally, but the developed nations have been reluctant to do so due to anticipated adverse effects on their economy; their argument is that unless all nations can agree on certain level of carbon emission targets, the nations who adopt low carbon emission policy would suffer from increased cost of production thereby reducing competitiveness of their produce in the world market.

By contrast, the scope of adaptation measures is often regional. Usually, adaptation measures are implemented when symptoms begin to manifest. In such an approach there is less uncertainty. Adaptation measures are amenable to what Lind (1997) describes as 'dynamic flexibility', which means we can monitor the progress and effectiveness of adaptation measures, and change strategies whenever observations support such moves. Adaptation measures can be either 'autonomous' or 'engineered'. In autonomous adaptation, nature adjusts itself to climate change to a certain degree; for example, higher temperatures would cause increased evaporation from oceans which would form more clouds reducing incoming solar radiation on the earth's surface acting as negative feedback. Engineered adaptation measures are essentially human interventions to cope with climate change. Since engineered adaptation measures may require significant amount of public fund, the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) contain two articles (Articles 4 and 12) which require the assessment and report-

ing of vulnerability and adaptation. Unless a system is proven to be sufficiently vulnerable to climate change, people may rue the decision to invest in adaptation measures at a later date. Vulnerability itself though is a difficult concept to grasp. Cutter (1996), for example, identifies 18 definitions of vulnerability from hazards literature alone. Barnett (2001) suggests that vulnerability to climate change stems from location and lack of power or social disadvantage. This lack of power reduces access to resources and in turn narrows the range of options available to a population in times of stress.

Additionally, the politics between the converted and sceptics of climate change will continue, which would make any significant investment to deal with climate change a difficult proposition. Ironically, the worst affected regions of climate change would be the least resourceful countries. It is therefore anticipated, at least in the short-term, that nations will have to deal with climate change by adaptation. Water resources projects are quite vulnerable to climate change. It is thus imperative that water resources practitioners and managers enlighten themselves of how to adapt to climate change in planning and management of water resources projects. This paper focuses and limits the presentation to engineered adaptation measures only. The paper is organized such that in the next section, the most important parameter on climate change which is the atmospheric temperature is presented with its implications in water resources project planning and management. The section after that is on precipitation followed by sea-level rise. The last section before discussion is on extreme weather events.

Changes in Atmospheric Temperature

To adapt to global warming, reliable forecasts of the future atmospheric temperature are necessary. GCMs are the primary tools available today for climate projections. They are numerical representations of the dynamics of the earth's atmosphere, ocean, cryosphere and land. Many different GCMs are in operation; each with different assumptions and parameterizations of the physical processes – modelling the entire world in

grid-points with typical grid sizes of 150-300 km. Due primarily to poorly understood ocean circulation processes, difficulty to include sub-grid scale processes such as cloud formation, and the need to lump hydrological processes, there are variations in assumptions that each GCM uses. Different assumptions and approaches lead to no two GCMs yielding the same result. Despite widely varying outputs, they are found useful because certain GCMs simulate well certain areas and others simulate well other areas (Matondo et al., 2004).

To predict future temperature and rainfall, IPCC (2007) collated the findings from 21 GCMs to estimate the change from the base year 1980-99 to 2080-99 with the A1B scenario. The scenarios are described in SRES (Special Report on Emissions Scenarios) contained in the third assessment report of IPCC, which capture possible future developments under four narrative storylines – A1 (world markets), A2 (state enterprise), B1 (global sustainability), and B2 (local stewardship) – no scenario is more likely than the other. A1 storyline with rapid economic growth has three technological emphases: fossil intensive (A1FI), non-fossil energy sources (A1T) or balanced energy (A1B). IPCC's (Table 11.1, page 854, Regional Climate Projections, Chapter 11, Working Group 1, Fourth Assessment Report) future projections for temperature change for all regions of the world show that the minimum temperature rise for Asia, Africa, Europe, North America, South America, and Australasia is going to be no less than 1.2°C, 1.5°C, 1.4°C, 1.3°C, 1.4°C, and 1.7°C, respectively, while the maximum temperature rise for these continents can be as high as 8.7°C, 5.8°C, 8.2°C, 11.0°C, 5.6°C, and 5.0°C, respectively. IPCC provide temperature projections for different regions for four quarters of a year as minimum, 25th percentile, median, 75th percentile, and maximum values. These projections however are not very useful unless we are dealing with a very large basin. To get forecasts for a finer grid, we can do downscaling with a Regional Climate Model (RCM). Onol and Semazzi (2009), for example, applied an RCM ICTP-RegCM3 coupled with NASA's GCM fvGCM to the eastern Mediterranean region and found that for the A2 scenario temperatures would increase by 2-4°C.

Some analysts are not comfortable with

GCM forecasts because of their wide output variability, and prefer to use traditional statistical tools (see for example, Rao and Al-Wagdany, 1995). To apply statistical techniques, one has to rely on historical trends and statistical moments of the process to persist in the future. To this effect, though the climate change has been spearheaded by the industrial revolution, its manifestation began after 1950, and furthermore, the period 1950-1980 saw decline in atmospheric temperature in certain parts of the world due to human contribution of sulphate aerosols into the atmosphere (Emanuel, 2008). The true manifestation of global warming occurred after 1980, and therefore, any statistical model on atmospheric temperature should be developed with observations after 1980; not really a sufficiently long record for time series and spectral analysis. Nevertheless, Yu et al. (2002) proposes the following statistical model for mean monthly temperature $\mu_{i,j}$ for future year i and month j as follows:

$$\mu_{i,j} = S_j(i - y_0) + \bar{\mu}'_j + \rho'_j \frac{\sigma'_j}{\sigma'_{j-1}} (\mu_{i,j-1} - \bar{\mu}'_j) + \sqrt{1 - (\rho'_j)^2} \sigma'_j v_{i,j} \quad (1)$$

where S_j is the coefficient of linear regression equation relating mean temperature in month j to time (year i) with y_0 the initial year of generation, $\bar{\mu}'_j$ represents the mean value of mean temperature in month j , σ'_j is the standard deviation of mean temperature in month j , ρ'_j represents the autocorrelation coefficient of mean temperature values between months j and $j-1$, and $v_{i,j}$ is the random standard normal variate. To use such statistical models with wider acceptance among the scientific community, one has to generate an ensemble of future streams of atmospheric temperature and work with certain confidence level associated with the simulated data.

Adaptive management in water resources most often would involve the agriculture sector because it accounts for 70% of water use on a global scale (de Azevedo and Baltar, 2005). To gauge the extent of adaptation measure necessary one has to estimate the changes in water balance. On the demand side, FAO recommends that Penman-Monteith equation be used to estimate evapotranspiration; the equation estimates higher

values for higher atmospheric temperature. However, the actual process is more complex than that because global warming is associated with increased concentration of carbon dioxide in the atmosphere. Ramirez and Finnerty (1996) report that increases in atmospheric CO₂ increase the leaf's internal CO₂ absorption rate, and the plant reacts by increasing stomatal resistance, which in turn reduces CO₂ absorption rate. Increasing the stomatal resistance reduces transpiration from the leaf into the atmosphere. This reduces the plants' water use requirements and increases the plants' water use efficiency. Most agricultural and forest vegetation species are categorized as C₃ and C₄ species because of their photosynthetic pathways. Such species are affected significantly by variations in atmospheric CO₂ concentration. Thus, to account for changes in water requirements for plants due to changes in atmospheric temperature, Penman-Monteith method is not adequate; rather a crop model such as CERES should be used to estimate changed water requirements.

On the supply side, increased evaporation losses from water bodies such as canals and reservoirs due to higher atmospheric temperature can be computed from simple relationships such as follows, which Tasumi (2005) reports to match field observations well.

$$E = 0.137u(e_s - e_a) / \{1 + 0.375 \exp[-10.5(T_s - T_a)/u^2]\} \quad (2)$$

where E is evaporation rate (mm/d), u is wind speed (m/s), e_s and e_a are vapour pressures at water surface and air, and T_s and T_a are water surface and air temperatures (K). Tasumi further shows that a linear relationship can be approximated between evaporation and atmospheric temperature for all practical purposes; for example, in Lake Superior of North America records show that average annual evaporation rises by about 50mm for each degree Centigrade rise in temperature.

Gregory et al. (2006) state that adaptive management of ecosystem is a much complex process. Higher temperatures can enhance toxic plant growth, increase incidences of pest and diseases, and various other responses in flora and fauna. To do environmental management for effects of

increased atmospheric temperature, there may be the need, depending on the circumstances, for both passive and active adaptive management strategies. In passive adaptive management, managers typically use historical data or experience to develop a 'best guess' hypothesis and implement a preferred course of action. In practice, passive adaptive management often turns into basic trial and error learning in which explicit hypotheses are absent or vague. By contrast, in active adaptive management, managers typically seek to define competing hypotheses about the impact of management activities on ecosystem functions. There is usually a set of well-defined objectives carefully identified by ecologists and biologists, addressed through the implementation of carefully designed, quasi-experimental management interventions and monitoring programs.

After agriculture, domestic water supply into urban areas is the most common objective of water resources projects. In general, all metropolitan areas are growing and the heat island effect will grow with development, which is expected to be amplified with rising atmospheric temperature. Lindley et al. (2006) report that the primary concern of global warming for the urban population would be the occasional heat waves with spikes in water use. This is difficult to incorporate into planning of urban water supply because it warrants building additional reserve capacity, which can be an expensive proposition. Generally speaking, water uses in urban areas are expected to increase with increased atmospheric temperature. The author after analyzing data for the city of Melbourne, Australia found that water use by urban population increases by about 3% for each degree Centigrade rise in atmospheric temperature. Melbournians in the winter month of July use about 130 liters/person/day and in the summer month of January use about 240 liters/person/day. Similar observations elsewhere can serve as a rule of thumb in planning for water resources project operations for changed atmospheric temperature.

Changes in Precipitation

Changes in precipitation in different parts of

the world due to global warming have been reported to be more pronounced than that of temperature. Inherently, inter-seasonal and inter-year precipitation amounts are more variable than temperature, which have been reportedly been amplified in many parts of the world due to global warming (see for example, Onol and Semazzi, 2009). IPCC (2007) reports changes in precipitation amounts from the base year 1980-99 to 2080-99 compiled from outputs of 21 GCMs. Table 11.1, page 854, Regional Climate Projections, Chapter 11, Working Group 1, Fourth Assessment Report of IPCC provide compiled results for all regions of the world, which shows minimum precipitation amounts decreasing by as much as 58% in Asia and maximum amounts increasing by as much as 36%. Those figures for Africa, Europe, North America, South America, and Australasia are, respectively, (-53%, 74%), (-53%, 25%), (-31%, 42%), (-57%, 24%), and (-58%, 40%). These results corroborate some of the recorded observations that global warming is increasing the variability of precipitation. However, precipitation forecasts are considered less reliable than the atmospheric temperature forecasts because of the many small-scale meteorological processes involved with precipitation which are difficult to be captured in coarse grids of a GCM. Yu et al. (2002) proposes a statistical model for forecasting monthly precipitation amounts within the framework of Weibull distribution based on six parameters – mean precipitation height μ_p ; the standard deviation σ_p ; and transition probabilities of dry to dry P_{dd} , dry to wet P_{dw} , wet to dry P_{wd} , and wet to wet P_{ww} . They recommend generation of μ_p in similar fashion as equation (1) and estimate σ_p as a correlation function of μ_p . They suggest extrapolation of transition probabilities as follows:

$$\begin{aligned}
 P_{dd}(i, j) &= \mu'_{P_{dd}}(j) + S_{P_{dd}}(j) \times (i - \gamma_0) \\
 P_{wd}(i, j) &= 1 - P_{dd}(i, j) \\
 P_{ww}(i, j) &= \mu'_{P_{ww}}(j) + S_{P_{ww}}(j) \times (i - \gamma_0) \\
 P_{dw}(i, j) &= 1 - P_{ww}(i, j)
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

Adapting to higher variability of precipitation obviously calls for increasing storage capacities of reservoirs and more efficient operation of water resources projects. Increasing the capacity of a dam for instance may require significant amount of public funding

which may not be readily available in a developing country. The emphasis therefore to adapt to climate change needs to shift in operation rather than construction. Typically, a small part of the storage capacity of a dam is reserved for water supply and the bulk of the rest of the capacity is dedicated to flood control. If the dry periods are expected to be extended due to climate change, the operating water level of a dam should be raised to store more water to extend the period of water availability from the dam. The follow-on effect will be reduced capacity of the dam to control flooding events, which should be addressed by other disaster prevention measures.

The effects of variation in precipitation amounts are intertwined with the effects of changes of atmospheric temperature. Their combined effects therefore should be considered in many water resources projects. A reservoir for example may experience more losses from evaporation due to higher temperature, face increased demand for water supply, and expect to get less inflow from streams due to reduced precipitation volumes. A manager should take an integrated look at all these aspects and plan for a modified operation of the water reservoir.

Sea-Level Rise

If one speaks to a senior citizen of one of the Pacific island nations, one would invariably hear tales of the effects of sea-level rise on their communities. Pacific island nations have been diligent for quite some time to express their concerns of sea-level rise to international forums (Barnett, 2001), but the developed world have mostly ignored their plea. Sea level will continue to rise due mainly to thermal expansion of ocean waters and melting of the land ice. Although this rise is not going to be spatially uniform because of ongoing geoid change, it will affect the coastal areas all over the world. Proudman Oceanographic Laboratory in Liverpool, U.K. kept record of observations of tide gauges for more than a century. Their records show that in the 20th century, the sea level rose by 0.8 to 3.3 mm/year with an average of 1.8 mm/year. Since 1993 satellite altimetry records a rising rate of 2.8 mm/year, however, it is unclear whether

Table 1. Possible sea-level rise from 1980-99 level to 2080-99 level under different SRES as reported by IPCC. GHG represents expected stabilization level of the concentration of greenhouse gases

Scenarios	B1	A1T	B2	A1B	A2	A1FI
GHG (ppm)	600	700	800	850	1250	1550
Sea level rise (metres)	0.18-0.38	0.20-0.45	0.20-0.43	0.21-0.48	0.23-0.51	0.26-0.59

the record is actual variability or there have been problems with satellite calibration (Douglas, 1997). The Fourth Assessment Report of IPCC summarises from many GCM outputs the possible sea level rises from 1980-99 values to 2080-99 values. Table 1 presents the projections. However, some analysts consider these projections as conservative and suggest that the actual sea-level rise that may occur at the end of this century can be as high as 1.4 metres (Rahmstorf, 2007). From extensive published literature, it appears that IPCC projections can be considered as reliable.

Water resources projects that infringe into coastal areas need to realign strategies to incorporate the effects of sea-level rise. The most immediate effects of sea-level rise would be inundation and salt-water intrusion. Low-lying coastal areas where land accretion is not keeping up with sea-level rise will face inundation. Many communities probably will have no alternative other than to migrate but for those communities who chose to stay, overhaul of water supply networks such as piping of all supplies, designing all hydraulic structures to withstand inundation, and choosing construction material that does not corrode in salty water would be necessary. Salt-water intrusion into estuaries and groundwater can be modelled. Based on the model outputs, intake points from surface and groundwater sources can be changed. Another major effect of sea-level rise will be reduced gradients in rivers and estuaries that debouch into the seas. Many delta areas of the world such as Bangladesh and the Nile delta are densely populated, and these areas will experience more devastating flooding events. Already the people of Bangladesh have discovered that flood events are too great a natural phenomenon to be controlled by humans, and

they have learned to live with it and adopt cultural changes.

Extreme Weather Events

There is a significant volume of published literature that asserts that the intensity of tropical cyclones has increased due to global warming (IPCC, 2007). The tropical cyclone Gonu that hit Oman coast for instance with unprecedented ferocity in 2007 is widely believed to be the result of climate change. The cyclone changed the coastal landscape of Oman. However, NOAA after studying the catastrophic hurricanes that hit the coasts of the United States in recent years concluded that there is insufficient evidence to infer that either intensity or frequency of cyclones have changed due to global warming (Emmanuel, 2008). Nevertheless, other studies such as by Goudie and Middleton, (2006) have conclusively established that dust storms in the Middle Eastern and North African regions have increased several-fold since 1950 due to climate change. Raleigh and Urdal (2007) assert that climate change has been a contributing factor in the current conflicts of Darfur.

Water resources planners and practitioners can contribute positively by taking advantage of some of these extreme climate events. For example, they can improve the permeability of soil to take in rainwater from tropical cyclones into groundwater in arid regions. In the Himalayan region, where snow-melt is occurring early in the summer season due to global warming causing earlier floods, irrigation regimes for crops can be altered to accommodate for such early floods. There are many engineering measures available today to reduce losses



from extreme weather events, such as increasing vegetation cover and adopting terrace farming to reduce soil loss for example from torrential rains, which should be incorporated or activities enhanced in planning and operation of water resources projects as is appropriate and relevant for a given region.

Discussion

Water resources planners and practitioners can contribute significantly to ameliorate the effects of climate change. To operationalize such activities it is imperative that proper institutional and policy framework exist. Where bureaucratic processes are lengthy, governments should take a closer look at policy reforms to make such schemes viable. Uncertainty about climate change should not deter governments to act now. Precautionary Principle, which constitutes Principle 15 of the 'Earth Summit' held in Rio in 1992 and which has been accepted at least in intent by many governments, dictate that uncertainty should not be a barrier for any government to act against any anticipated adverse consequences of climate change. Uncertainty can never be eliminated but it can be reduced if physics-based GCM forecasts are combined with traditional statistical tools. Combining these two diverse forecasting tools may be more palatable politically for decision makers. Mitigation measures to counter global warming may not be forthcoming at least in the short-term. Vulnerable regions of the world therefore should adopt adaptation measures. Historically, adaptation measures have been co-evolutionary between social and environmental systems, and where learning and adjustment has not been sufficient or sufficiently rapid, systems have failed (Berkes and Folke, 1998). It is therefore time to act now, and water resources projects being exposed to climate change deserve immediate attention to incorporate the effects of climate change in its planning and management.

References

Ammann, C.M., Joos, F., Schimel, D.S., Otto-Bliesner, B.L. and Tomas, R.A. (2007).

Solar influence on climate during the past millennium: Results from transient simulations with the NCAR climate system model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(10), 3713-3718.

Barnett, J. (2001). Adapting to climate change in Pacific island countries: the problem of uncertainty. *World Development*, 29(6), 977-993.

Beniston, M. and Goyette, S. (2007). Changes in variability and persistence of climate in Switzerland: exploring 20th century observations and 21st century simulations. *Global and Planetary Change*, 57(1-2), 1-15.

Berkes, P. and Folke, C. (Eds.) (1998). Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge.

Cutter, S. (1996). Vulnerability to environmental hazards. *Progress in Human Geography*, 20(4), 529-529.

Das, S.K., Jenamani, R.K., Kalsi, S.R. and Panda, S.K. (2007). Some evidence of climate change in twentieth-century India. *Climate Change*, 85 (3-4), 299-321.

de Azevedo, L.G.T. and Baltar, A.M. (2005). Water pricing reforms: issues and challenges of implementation. *Water Resources Development*, 21(1), 19-29.

Douglas, B.C. (1997) Global sea rise: A re-determination. *Surveys in Geophysics*, 18, 279-292.

Emanuel, K. (2008). The hurricane-climate connection. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 89(5), ES10-ES20.

Goudie, A.S. and Middleton, N.J. (2006). Desert Dust in the Global System. Springer, New York, USA.

Gregory, R., Ohlson, D., and Arvai, J. (2006). Deconstructing adaptive management: criteria for applications to environmental management. *Ecological Applications*, 16(6), 2411-2425.

IPCC (2007). The Fourth Assessment Report. Intergovernmental Panel on Climate Change, UNEP.

Karl, T.R. and Trenberth, K.E. (2003). Modern global climate change. *Science*, 302, 1719-1723, 5th December.

- Kumar, K., Dumka, R.K., Miral, M.S., Satyal, G.S. and Pant, M. (2008). Estimation of retreat rate of Gangotri glacier using rapid static and kinematic GPS survey. *Current Science*, 94(2), 258-262.
- Lind, R.C., (1997). Intertemporal equity, discounting, and economic efficiency in water policy evaluation. *Climatic Change*, 37, 41-62.
- Lindley, S.J., Handley, J.F., Theuray, N., Peet, E., and Mcevoy, D. (2006). Adaptation strategies for climate change in the urban environment: assessing climate change related risk in UK urban areas. *Journal of Risk Research*, 9(5), 543-568.
- Onol, B. and Semazzi, F.H.M. (2009). Regionalization of climate change simulations over the eastern Mediterranean. *Journal of Climate*, 22(8), 1944-1957.
- Meredith, M.P. and King, J.C. (2005). Rapid climate change in the ocean west of the Antarctic Peninsula during the second half of the 20th century. *Geophysical Research Letters*, 32(19), art. no. L19604, 1-5.
- Matondo, J.I., Graciana, P., and Msibi, K.M. (2004). Evaluation of the impact of climate change on hydrology and water resources in Swaziland: Part I. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 1181-1191.
- Rahmstorf, S. (2007). A semi-empirical approach to projecting future sea-level rise. *Science*, January, 315, 368-370.
- Raleigh, C. and Urdal, H. (2007). Climate change, environmental degradation and armed conflict. *Political Geography*, 26, 674-694, doi: 10.1016/j.polgeo.2007.06.005.
- Ramirez, J.A. and Finnerty, B. (1996). CO₂ and temperature effects on evapotranspiration and irrigated agriculture. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 122(3), 155-163.
- Rao, A.R. and Al-Wagdany, A. (1995). Effects of climate change in Wabash river basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(2), 207-215.
- Tasumi, M. (2005). A review of evaporation research on Japanese lakes. *Proceedings of 2005 EWRI Conference*, Anchorage, Alaska, May 15-19.
- Yu, P.-S., Yang, T.-C., and Wu, C.-K. (2002). Impact of climate change on water resources in southern Taiwan. *Journal of Hydrology*, 260, 161-175.
- Vuille, M., Bradley, R.S., Werner, M., and Keimig, F. (2003). 20th century climate change in the tropical Andes: observations and model results. *Climate Change*, 59, 75-99.
- Wasimi, S.A. (2010). Climate change in MENA and implications for water resources project planning. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*. In print.
- Wendler, G., Shulski, M. and Moore, B. (2010). Changes in the climate in Alaskan North Slope and the ice concentration of the adjacent Beaufort Sea. *Theoretical and Applied Climatology*, 99(1-2), 67-74.

Blue Fan Palm Oasis and Sustainability: Developing Initial Anticipated Knowledge on a Key Desert Geographic Area of Northern Baja California

E.V. Wehncke ⁽¹⁾, *X. López-Medellín* ⁽²⁾ and *E. Ezcurra* ⁽³⁾

- (1) Biodiversity Research Center of the Californias, San Diego Natural History Museum, San Diego, CA, USA
(2) Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, Mexico
(3) Department of Botany and Plant Sciences, University of California, Riverside, California, USA



Abstract

We integrated preliminary information on the environment, human impacts, a review of aquifer conditions in the study region, and the perceptions of the inhabitants on blue fan palm (*Brahea armata*) oases in order to identify the problematic of the scarcity of water in the northern State of Baja California. The perception of rural people regarding oases differed between the three studied sites, and we suggest that this may be related with the origin and main activities of locals. The inaccessibility of most blue fan palm oases has helped to keep them in good ecological conditions; however in view of the accelerated growth of tourism and coastal developments coupled with predicted climatic desertification, water management strategies and technologies for efficient water use and reuse should be implemented in the region.

Key words: arid environment, desert oases, human ecology, local ecological knowledge, rural economy, social perception, sustainability, scarcity of water.

Introduction

Conservation debates are incorporating key themes like the importance of anticipated knowledge on the management of areas that serve as refugia and corridors for species, where predicted rapid global change is likely to be severe (Bjorholm et al., 2006; Burgman et al., 2007; Hannah et al., 2007; Williams et al., 2005). According to the UN Population Fund, the world population tripled in the last seventy years to reach 6.1 billion people and the use of water grew twice as fast. In Mexico, the desert regions of the northern Baja

California peninsula seem to have remained largely unchanged since the XVIII century (León-Portilla, 1988; Minnich and Franco-Vizcaíno, 2005). However, by the midst of the XX century the population was increasing rapidly, accelerating the development of the region and over-exploiting the scarce sources of water (del Río and Altable-Fernández 2000). Furthermore, food demands by this increasing population will require larger agricultural production which will be very difficult, if not impossible to sustain. If desert ecosystems are to be viewed as places with livelihood possibilities, their



future management should be supported by a thorough understanding of how human activities influence their structure and function (Seely et al. 2006).

In the Central Desert region of Baja California vegetation relicts are found on isolated mountain tops, moist canyons, and oases in the middle of the lowland desert. These ecosystems depend on intermittent water courses, and consequently on the highly variable climatic conditions. Based on recent ecological information (Wehncke et al. 2009a, b), desert oases that harbor palms of the genera *Brahea* and *Washingtonia* (Bullock, 2006; Cornett, 1989; Franco-Vizcaíno et al., 2007), are key ecosystems that sustain biodiversity and water supply in northern Baja California (north of 28°N). Palms are considered to be keystone species (Felger, 1999; Wehncke et al., 2009a), and seem to have become restricted to riparian habitats as the climate became drier and warmer from the late Miocene to the early Pleistocene (Axelrod, 1979; Millar, 1996; Thorne, 1986). Thus, oases represent refuges of high biological, biogeographic, and evolutionary interest (Cornett, 1985; Cornett et al., 1986; Grismer and McGuire, 1993; Wehncke et al. 2009a, b). As in most arid regions of the world, people in Baja California sustain their livelihood from desert wetlands (Arriaga and Rodríguez-Estrella, 1997; Parris, 2004), and their intensive use may significantly threaten the ecological functions of oases, diminishing the benefits and services provided. The remoteness and inaccessibility of blue fan palm oases has probably served to protect them from strong impacts caused by cattle grazing, which has been practiced for at least one century in the region (Minnich and Franco-Vizcaíno 1998). Since changes in the Mexican land-tenure system are accelerating the development near the Mexico-U.S. border, northern oases will be a potential target for water extraction. The accelerated development of tourism along both coasts of the peninsula coupled with a large-scale harbor projected for the Pacific coast will increase water demands with significant ecological impacts in the region (Presenty and Dean, 2003).

By using the ecological perspective of the 'water ethic' concept developed in the manner of Aldo Leopold's 'land ethic' (Leopold 1949), that emphasizes the role of water

within the land system (Armstrong, 2005) and under the integrative issue of sustainable water use that seeks to enable this resource to maintain the ecosystems that rely on it (Armstrong, 2006), we explored the socio-ecological dynamics around a key ecosystem that helps maintain aquifers in good conditions. Our aim was to identify how the human dimension was linked with blue fan palm (*Brahea armata*) oases. We also reviewed the present knowledge on the condition of aquifers in the region and provided general summarized information on the conservation quality of these ecosystems. Finally we identified and discussed the socio-economic and political factors involved in present and future sustainable and unsustainable practices regarding palm oases.

Methodology and Results

Study Region and Sites

The peninsula of Baja California (145,489 km²; approx. 1,600 km long, and a mean width of 90 km), is divided in two states: northern and southern Baja California. We studied the northern state, which is subdivided into five municipalities, the largest being Ensenada (51,952 km²) with 72.6% of the state territory. The border zone with the United States concentrates 78% of the state's population; 4% is distributed in the intermediate zone, and 8% in the southern region; the last 10% represents rural population (CONAPO, 2007). The state has 446 isolated localities, and most of them are not included in the Mexican population censuses due to their remoteness (CONAPO, 2007). We selected three mountain oases sites for study of approx. 2 km² in size within the distribution of the endemic blue fan palm (San Pedro Martir: N 30° 32' W 115° 08', elevations: 689–769 m; Cataviña: N 29° 45' W 114° 40', elevations: 609–617 m; and La Libertad: N 28° 20' W 113° 41'; elevations: 402–428 m) (Fig. 1). Within each site we used previously established plots (see Wehncke et al. 2009b) to gather environmental and human impact information. In the northernmost site of the San Pedro Mártir range, streams originate from water collected as ice in the summits during the moist winter months. Cataviña and La Libertad are part of the 'Valle de los Cirios'

Protected Area and are located on the Pacific slope of the ranges. Surrounded by sea, the climate of the peninsula is regulated by the Pacific Ocean and the much warmer Gulf of California. The California Current flows southward along the west coast of North America and its cool temperatures (13°–19°C) produce fog over the peninsula (Roberts, 1989). Rainfall decreases in quantity and reliability (Bullock, 2003), but two periods of rain are evident, one in winter (November–April), and another in late summer (August–October), the driest period being from late spring through early summer (May–July). Cataviña and La Libertad receive an annual average of 110–150 mm of rain (Bullock, 2003) and the influence of northern winter precipitations and southern summer tropical storms. Temperatures fluctuate as much as 25°C over a 24 h period, and winds may reach 150 km/h during hurricanes.

Environmental and Social Methodology

The use of rapid assessment techniques helped us to define habitat quality and describe the study sites considering the disturbance

history and anthropogenic impact (CNPS 2007). This reconnaissance-level method provided us with an ecological perspective of variations across landscapes, and was complemented with mammals and birds surveys (Aranda, 2000; Ceballos and Oliva, 2005). In each site and on five sampling periods in different seasons along 2006–2007, we set 30 Sherman traps separated 5 m along linear transects and 6 Tomahawk traps of three different sizes separated by 10 m. With the Species Diversity & Richness III program, 3.02 (Pisces Conservation Ltd., Lymington, Hants, UK) we determined the Shannon index of diversity (H') and the evenness (E) of mammals and birds of each area (Magurran, 1988), and evaluated differences among sites following the methodology of Solow (1993). In order to explore the interaction of rural people with their surrounding environment in general and with blue fan palms in particular, we identified elder key informants from the local population who owned their lands and lived no further than 5 km from the margins of oases. Data on perceptions was documented through qualitative research techniques such as participant observation

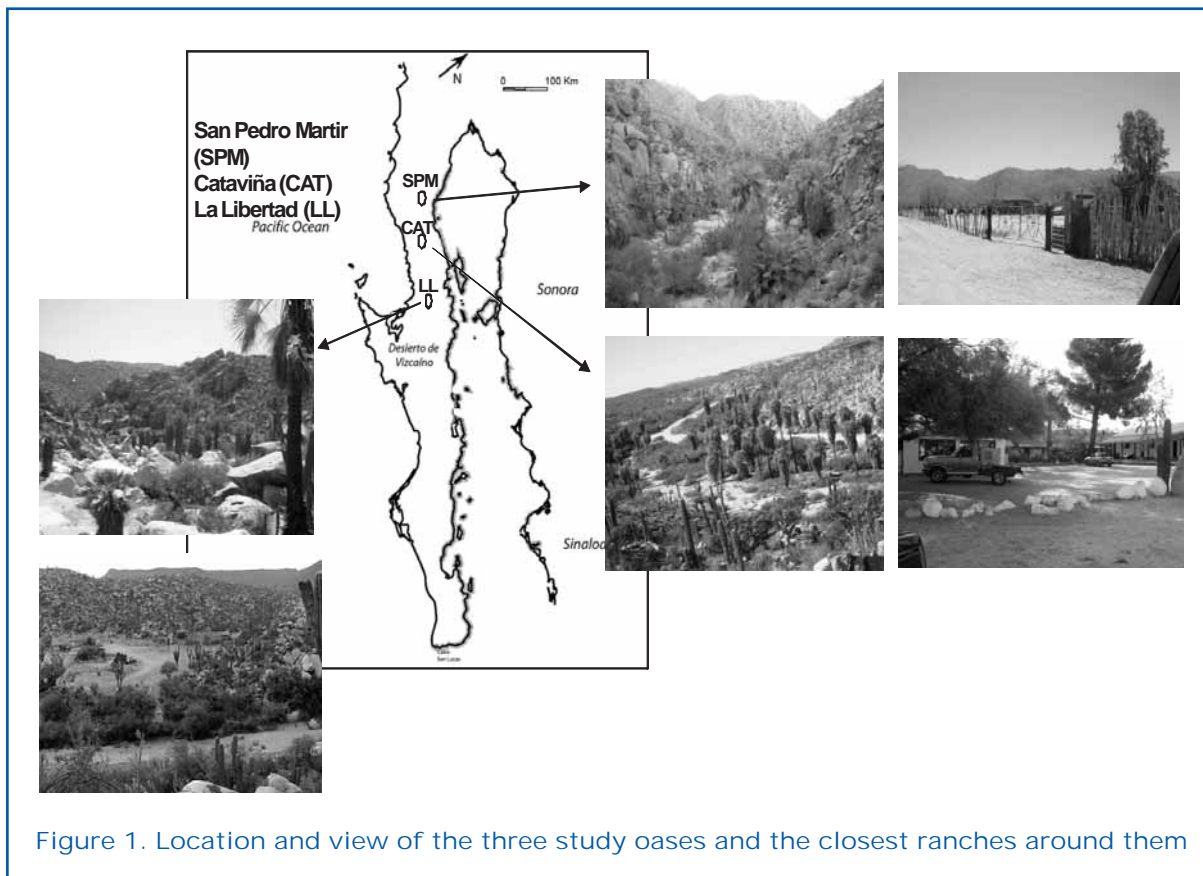


Figure 1. Location and view of the three study oases and the closest ranches around them

and semi-open interviews (Babbie 1995, Denzin and Lincoln 1998, Vela-Peón 2001). Due to the isolation of these sites, we could conduct 10 interviews with settlers and thus, comparisons between sites were made qualitatively. Interviews were recorded on a digital audio device and then transcribed to perform qualitative analyses of the texts focusing on (1) how people use and perceive the oasis, (2) how they interact with blue fan palms, and (3) how much they rely on them. The interviews included descriptions on water use and availability, economic activities, and the geographic origin of locals. The information from these interviews was complemented with field observations on human impacts. Socio-economic information and poverty index were extracted from the Mexican population census (CONAPO, 2007). Descriptions on the conditions of aquifers in the region were obtained from the Regional Hydraulic Program 2002–2006 (CNA, 2007), and from the National Institute of Statistics, Geography and Informatics (INEGI, 2007). Once the hydrological maps were identified for each site, we superimposed them to Google-Earth images in order to characterize and describe sites with respect to: (1) the degree of isolation (straight line distances from oases to main and secondary roads, and to cities or settlements), (2) their area of influence (houses and ranches potentially supplied by oasis water), and (3) the probability of aquifer recharge (the upstream distances from the sampled oases to their water supplies from tributary streams). This information was then verified with field surveys.

Water Resources in the Region

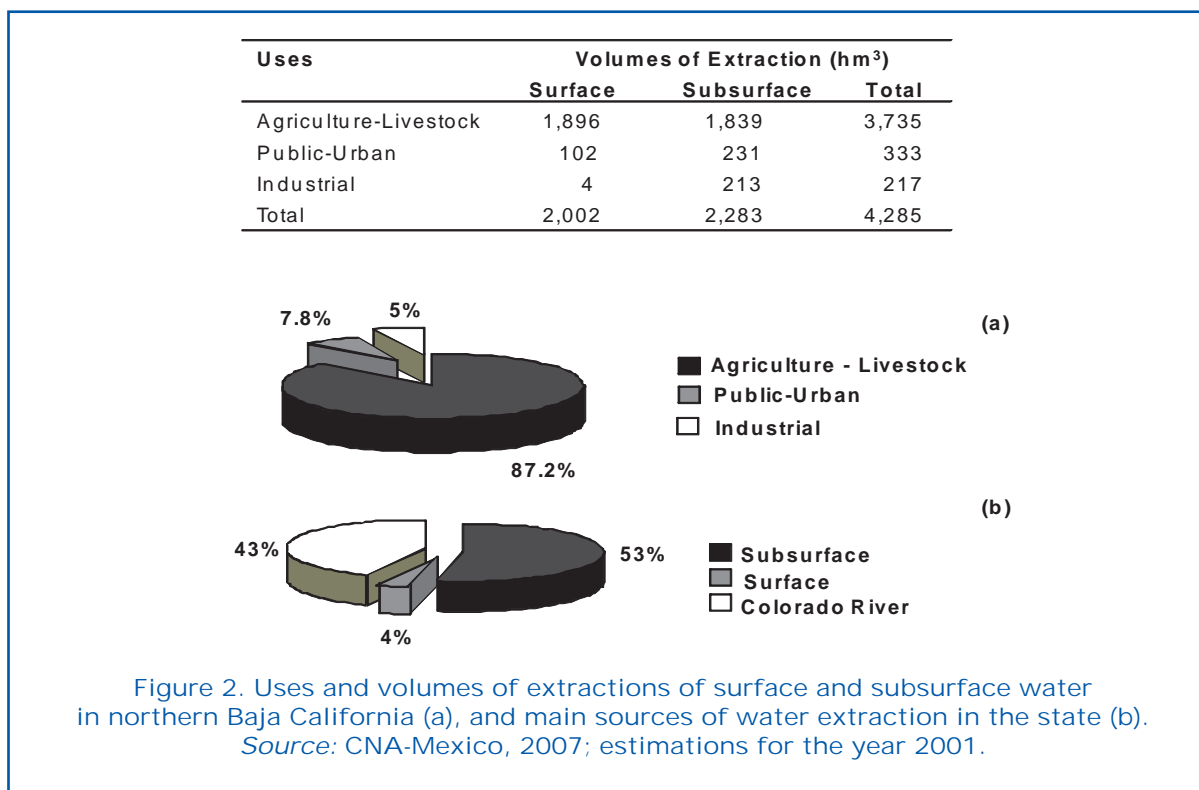
Water is the key resource of the northwest and its management has become one of

Mexico's highest priorities (Parris, 2004). However, from the 47 aquifers that were identified in northern Baja California, information of only 10 is available. Recharge of the aquifers totaled 1,105.66 hm³ from which 1,214.86 hm³ were extracted, giving an underground water balance of -109.20 hm³ (CNA, 2007). At the sub-region level subterranean waters are over-exploited (estimated deficit = 120.49 hm³/year; CNA, 2007; Table 1). Water is mainly used for farming and livestock activities (Fig. 2a), representing 87% of total water extraction, being underground water the main source for the region (Fig. 2b). During winter precipitations and due to the narrowness and steep terrain of the peninsula 43% of water runs on both sides of the ranges flowing into the seas without recapture (CNA, 2007). Due to this worrying condition of water limitations a sound water management program which considers the particular regional socio-economic and environmental features is urgently needed. In the Central Desert Region there is information of only one aquifer, Valle Chico-San Pedro Mártir. The dwellers in this region do not inhabit oases themselves but rather have settled in open desert plains at the foothills of the escarpment, and the aquifers in these plains are mostly fed by runoff from oases. In 1986, and after several governmental programs, 62 water wells started to irrigate 560 ha, however by 1990 mainly due to high cost pumping, almost all wells became inactive, livestock activity decreased, and the place was abandoned. By 1997 the activity in these desert plains started again with intensive agriculture of alfalfa followed by cattle grazing (INEGI 2007). In 2002, the Mexican National Water Commission determined the availability of groundwater and its levels in

Table 1. Water recharge, extraction and geo-hydrological condition of the aquifers corresponding to the study sites and to Ensenada, as a way of comparison. (Regional Hydraulic Program 2002-2006; CNA 2007)

<i>Aquifers</i>	<i>Water recharge (hm³/year)</i>	<i>Extraction (hm³/year)</i>	<i>Geo-hydrological condition</i>
Ensenada	3.50	3.60	over-exploited
Valle Chico - San Pedro Mártir	12.98	12.98	in balance
San Luis Gonzaga Bay	0.50	0.30	under-exploited
Villa de Jesús María	1.50	0.78	under-exploited





the area, reporting 41 hydraulic wells rendering 12,976 hm³/year (CNA, 2007).

Ecological and Environmental Evaluation

Environmental, ecological and geological descriptions, site history and human impacts are summarized in Table 2. Ecological information on blue fan palm populations showed that all size-age categories were well represented in these oases (Wehncke et al. 2009b); San Pedro Mártir having the highest adult palm densities followed by Cataviña and La Libertad. Although geologically similar (granitic rocks), the geomorphology of the sites differed (Table 2); canyons in San Pedro Mártir and La Libertad are steep and narrow while those in Cataviña have wide and flat bottoms. Impacts also differed between sites; burned palms were common in San Pedro Mártir and La Libertad, but not in Cataviña, and traces of tourism were less notorious in San Pedro Mártir and La Libertad than in Cataviña, where trash is frequent, including plastic remains inside bird pellets and coyote and procyonids feces. According to the CNPS technique, all sites differed in vegetation composition and species distribution; the most evident is the absence of boojum trees in San Pedro Mártir,

and the presence of wild figs in La Libertad (Table 2). Diversity of birds was significantly higher in the center of site distributions, Cataviña > La Libertad > (P < 0.05, Table 2). In Cataviña bird species were also more equitability represented (P < 0.05, Table 2; Appendix 1). Mammal diversity was not significantly different at 5% level between sites, and species were equitably represented in all sites (Table 2; Appendix 2).

Socio-Economic and Environmental Aspects, Perceptions and Use on Oases

In Mexico, peasant communities are among the most important decision-makers regarding ecosystem management (Toledo, 1997), and 'ejido' is one of the two types of communal land tenure. Under this system, *ejidatarios* are granted the use of the natural resources in their land. Since the modification of the Mexican Constitution in 1994, *ejidatarios* can claim their parcels away from communal land use and transfer their ownership to privates (Warman, 2001). This fact has obvious implications for ecosystem management in the country. Two of the studied oases belong to *ejidos*, while Cataviña is under private property tenure. People living in the study sites differed in the

type of interactions and the perception they have on the ecosystem and this seemed to be related with their origins and their main economic activities. In all sites ranches are sparsely distributed and have few settlers which constitute the permanent population around oases (Table 3 and 4). The area is experiencing a rapid population growth along the coast of the Gulf, especially around San Felipe, the main settlement in the area. Tourism mostly from the United States has vacation residences on these shores. Further inland settlers live far from oasis and extract water from wells in the valley, though livestock can be found grazing in the lower parts of the canyons. Palms are only used for roof constructions and as shade for animals. Based on interviews most of the people in these ranches (around 10 inhabitants) came from other regions and

do not reside there permanently. The only ranch close to our study site has only one elder permanent inhabitant; the ranch has some cattle and still awaits the once promised government projects of water pumps in the area to continue developing cattle practices and agriculture (Table 4). Due to poorly implemented policies and practices, national programs failed and most of the population moved somewhere else leaving a desolate scenario. Popular off-road races use the area as tracks for their activities and represent some episodic economic incomes (mostly for the state, not the locals). These races produce severe impacts on the environment from noise, trash and habitat destruction. Occasional tourists perform recreational activities on the oases; and the area is also attractive for hunters because of important game species such as quail, bighorn sheep,

Table 3. Description of the three study sites (San Pedro Mártir, Cataviña and La Libertad), with respect to: (1) the degree of oases isolation, (2) the area of oases influence, and (3) the possibility of oases recharge

		<i>San Pedro Mártir</i>	<i>Cataviña</i>	<i>La Libertad</i>
Degree of isolation	Distance from oasis to:			
	• Main, paved road	45 km	2 km	30.5 km
	• Secondary, dirt road	4 km	0 km	1 km
	• Most populated settlement	61 km (San Felipe)	4.2 km (Cataviña)	54.4 km (Guerrero Negro)
	• Second populated settlement	55 km (Puertecitos)	27 km (Bahía S. L. Gonzaga)	31.4 km (Villa Jesús María)
Area of influence	Distance from oasis to:			
	• First closest ranch	14 km	2.1 km	1.3 km
	• Second closest ranch	15 km	3.8 km	2.3 km
	• Third closest ranch	-	-	4.5 km
	• Fourth closest ranch	-	-	14 km
	• Fifth closest ranch	-	-	14.3 km
Possibility of recharge	Location of oasis on	Secondary stream: El Berrendo	Secondary stream: El Berrendo	Main stream: El Toro
	Distance from oasis to:			
	• Main stream	9 km (Agua amarga)	9 km (Agua amarga)	0 km (El Toro); 12.2 km (Paraiso)
	• Secondary stream	18 km (Sta. Eulalia)	18 km (Sta. Eulalia)	1 km (unknown)





Table 4. Summarized information on the population (based on INEGI censuses), economic activities, human impacts (based on presence/absence data), and principal uses of blue fan palms in the three study sites; San Pedro Mártir, Cataviña and La Libertad. See methodology.

	<i>San Pedro Mártir</i>	<i>Cataviña</i>	<i>La Libertad</i>
Total population	16	16	16
Men	11	11	11
Women	5	5	5
Total homes	6	6	6
Activities related to incomes	Hunting, Extensive cattle rising	Cattle rising, activities related to the hotel, RV services, cattle rising, ecotourism	Cattle rising, mainly horses and donkeys
Human impacts	Off-road races, illegal hunting, palm burnings	Waste and no treatment of water, off-road tourism	Waste and no treatment of water, off-road tourism
Uses	Palms	Construction material, shade for livestock	Construction material, consumption of fruits, shade
	Oasis	Water provision, water for cattle, hunting area	Water provision, aesthetic and recreation uses, ecotourism, water and shade for cattle

and mule deer. There is a legal hunting area established in the vicinity, however many hunters practice these activities illegally. Another illegal activity are the drug crops up in the mountains, possibly due to the strategic northern location, the availability of water and the inaccessibility of this area.

Cataviña

This area is located near Highway 1, and is frequently visited by tourism because of the accessibility, camping grounds, two hotels, and the nice scenic and cultural landscapes. The adjacent blue fan palm canyons provide water for the settlement and the main human impacts are derived from tourism, waste disposal, cattle, and water extraction. Most of the people living here are native to the area; some have cattle but live mostly from ecotourism activities offering guided visits. They recognize the economic value of tourism and the importance of oases, since they use its waters directly or use canyons to feed their cattle. They also appreciate the economic value of blue fan palms as orna-

ments and occasionally they sold some to tourism developers, since an adult specimen is highly valued in the market. A plant growers' webpage in the UK (The Palm Centre, 2007), sells 30-cm-tall palms with 2–3 leaves for US\$ 35; while larger 160-cm-tall palm with 9–10 leaves may cost US\$ 1,378. Locals also recognize the importance of palms to provide shade for cattle, as a source of fuel during winters and also use their leaves for construction and consume their fruits.

La Libertad

La Libertad Mountains are drained by important basins like El Paraiso and El Toro canyons. Here there is a more stable resident population. Some of them are descendant from natives — *the Californios* — and know very well their environment using canyons as pathways between ranches. Most ranches have horses and donkeys and produce fruits and vegetables for their own consumption. Other ranches that have access to wells have fields with crops to feed cattle in the dry months; these wells are recharged by tribu-



tary rivers that run into the oasis. Settlers use oases not only to feed cattle, but also for recreation. The area has interesting cave paintings and some occasional visitors arrive to see them. They recognize the cultural legacy of people that once lived and used oases, and give an important cultural value to cave paintings. Nevertheless informants reported that lack of control in the area resulted in painting damages and/or the looting of archaeological artifacts. Environmental impacts are derived from cattle, hunting, and some scattered mining activities. Most of the young people migrated to other cities in search of better socio-economic opportunities and urban ways of life. Others are trying to develop tourism activities providing guidance services, but are still attached to cities and their surroundings.

Discussion

Our exploratory study reinforces the notion that oases should be approached and protected as a whole, considering the needs and perspectives of locals so as to ensure that these ecosystems will continue delivering regulating, supporting and providing services (Mass et al., 2005). From a scientific view, these oases are refugia of biogeographic and evolutionary interest that serve as corridors for life. Variations of plant species distributions and animal diversity between sites may respond to the biogeographic history as well as, past and present climatic influences (Wehncke et al. 2009b). The qualitative evaluation of impacts at each site precluded an adequate quantitative analysis of anthropogenic alteration between sites. However, previous studies on these ecosystems showed that the palm population age-structure was well represented in all sites suggesting that human alteration is not yet having a detrimental effect (Wehncke et al. 2009b).

We can no longer manage ecosystems *per se*; we must rather learn to manage human interactions within the ecological context (Waltner-Toews et al. 2003). Although settlers in our sites live in similar ecosystems, they have different perceptions on oases according to the location, degree of isolation, interviewee place of origin, and the history of development. Probably it is the influence

of the past missions that evidenced these differences. For example, ranches at the southernmost site, the only influenced by missionary activities, value the possession of lands for cattle raising and agriculture, which is not the case in the other two sites. People living in the middle study sites recognize the opportunities that oases represent for recreation and the development of tourism activities, while those that live in the northern areas arrived recently from other regions and are just starting to get familiar with the territory. While most locals consider blue fan palms as trees that just stand there, they obtain direct benefits of palm services such as shade, fuel, fruits and raw materials. In some of these areas decisions by individual *ejidatarios* determine to a great extent the ways in which ecosystems are used. As an example, some *ejidos* have started wildlife harvesting and ecotourism programs as alternative economic incomes. Based on our ecological surveys, we suggest that the implementation of environmental education programs will reinforce local awareness on the benefits of conserving ecosystem functions. Since the oases of Cataviña and La Libertad are included within the Valle de los Cirios protected area, the implementation of such programs is already underway. Desert oases, fed by intermittent rivers, are probably the most threatened ecosystem as a result of the diversion of water supplies for agricultural use in the region. Water is shared by producers with few and mostly unknown agreements on equitable use, technological development or environmental protection. Since the economy depends largely on agriculture, the lack of planned strategies of water management results in desertification, soil degradation, salinity, and rural exodus (Parris, 2004), as has happened in the San Pedro Mártir area. Since the degree at which massive tourism is developing in the region, urgent decisions need to be made to avoid high social and ecological costs (Agrawal and Gibson 1999, Enríquez-Andrade et al., 2005). The increasing tourist population along the Gulf of California is increasing demands on the coastal aquifers, such as the Valle Chico-San Pedro Mártir, the last reservoir of water in the eastern region. Consequently, if an efficient use of the resource is not implemented, desert oases will be seriously threatened.

Because the political-administrative entities of the state of Baja California are within 60 miles from the Mexican-U.S. border, urban centralization is created towards this area. Since municipalities represent the smallest entities for which most socio-economic data is available, information on distant rural localities are incomplete or inexistent. The ecological and social scenarios presented here highlight the isolated condition of Baja Californian oases and the lack of precise socio-economic information. Although it is supposed that the government has designed financial programs to support the irrigation infrastructure, there is still much to do to improve the dissemination of technologies to small producers and people living in remote areas. There is evidence that an appropriate organization can guide society towards a sustainable use of water: for example, in southern Baja California aquifer exhaustion has led users to organize in a private association of groundwater well holders (Parris, 2004). Among other successful experiences of water management in Mexico, the program 'Water and Life' in Nuevo Leon constitutes a successful program of water sustainability in desert zones (Velasco Molina, 2000).

The present study raises attention on the need of conservation programs that include palm oasis ecosystems and aquifers, and calls for considering the particular ecological and social demands in these areas. Links between scientists, government and local stakeholders emerge as an essential element to understand how ecosystems function and how they are managed. The integrated management of social and ecological systems requires institutional capacities to address environmental issues, the commitment and willingness of local people and the political will and awareness. By coupling this initial information on the human dimension to the preliminary body of ecological knowledge, we hope that integrated strategies of sustainable ecosystem management could be applied in these desert regions.

Acknowledgements

We thank Alcoa Foundation and the Institute of International Education for supporting this project. We are grateful to the BRCC, San

Diego Natural History Museum for the support during the project. We want to thank Víctor Sánchez Sotomayor, the director of the Valle de los Cirios Protected Area, for his support and authorization to research in the area. I express all my gratitude for the views and selfless participation of people living around the study oases in San Pedro Mártir, Cataviña and La Libertad throughout the project. We also thank Sandy Lanham for showing us the region from the air; Nelly Correa at the Tecnológico de Monterrey and Isabel Pérez Montfort at UNAM for their support and the revision of a previous version of the MS.

References

- Agrawal, A. and Gibson, C.C. (1999) Enchantment and disenchantment: the role of community in natural resource conservation. *World Develop.* 27, 629-649.
- Aranda, M. (2000) Huellas y rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Mexico.
- Armstrong, A.C. (2006) Ethical issues in water use and sustainability. *Area* 38, 9-15.
- Armstrong, A.C. and Armstrong, M.B. (2005) A Christian perspective on water and water rights, in: Tvedt T. and Ostigaard, T. (Eds.) A history of water. The world of water I B. Taurus Press, London, Vol. 3, pp. 367-384.
- Arriaga, L. and Rodríguez-Estrella, R. (1997) Los oasis de la península de Baja California. CIBNOR, La Paz, Baja California Sur, Mexico.
- Axelrod, D.I. (1979) Age and origin of Sonoran Desert vegetation. Occasional Papers of the California Academy of Sciences, Number 132, San Francisco.
- Babbie, E. (1995) The practice of social research. Seventh edition, New York, Wadsworth.
- Bjorholm, S., Svenning, J.-C., Baker, W., Skov, F. and Balslev, H. (2006) Historical legacies in the geographical diversity patterns of New World palm (Arecaceae) subfamilies. *Bot. J. Linn. Soc.* 151, 113-125.
- Bullock, S.H. (2003) Seasonality, spatial coherence and history of precipitation

- in a desert region of Baja California peninsula. *J. Arid Env.* 53, 169-182.
- Bullock, S.H. and Heath, D. (2006) Growth rates and age of native palms in the Baja California desert. *J. Arid Env.* 67, 391-402.
- Burgman, M.A., Lindenmayer, D.B. and Elith, J. (2007) Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecol.* 86, 2007-2017.
- Ceballos, G. and Oliva, G. (2005) Los mamíferos silvestres de México. CONABIO, Fondo de Cultura Económica.
- Cornett, J.W. (1985) Reading fan palms. *Nat. Hist.* 94, 64-73.
- Cornett, J.W., Glenn, T. and Stuart, J.M. (1986) The largest desert fan palm oases. *Principes* 30, 82-84.
- Cornett, J.W. (1989) Desert palm oasis. Palm Springs Desert Museum, Palm Springs, California.
- Del Rio, I. and Altable-Fernández, M.E. (2000) Breve Historia de Baja California Sur. Fondo de Cultura Económica. Colegio de México. México D.F., pp. 246.
- Denzin, N.K. and Lincoln, Y. (1998) Entering the field of qualitative research. In: Strategies of Qualitative Inquiry. Denzin, N.K. and Lincoln, Y. (eds.), Sage Publications, California, USA, pp. 1-34.
- Enríquez-Andrade, R., Anaya-Reyna, G., Barrera-Guevara, J.C., Carvajal-Moreno, M., Martínez-Delgado, M.E., Vaca-Rodríguez, J. and Valdés-Casillas, C. (2005) An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean Coast. Manag.* 48, 31-50.
- Felger, R.S. (1999) The palms (*Arecaceae*) of Sonora, Mexico. *Aliso* 18, 1-18.
- Franco-Vizcaíno, E., López-Beltrán, A.C. and Salazar-Ceseña, M. (2007) Water relations and community composition in three blue fan palm oases across the californian-sonoran biome transition. *Southw. Nat.* 52, 191-200.
- Grismer, L.L. and McGuire, J.A. (1993) The oases of Central Baja California, Mexico. Part I. A preliminary account of the relict mesophytic herpetofauna and the status of the oases. *Bull. Sci. Cal. Acad. Sci.* 92, 2-24.
- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. and Williams, P. (2007) Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Env.* 5, 131-138.
- León-Portilla, M. (1988) Historia natural y crónica de la antigua California. Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F.
- Leopold, A. (1949) A Sand County Almanac, and sketches here and there. Oxford University Press, New York, USA.
- Magurran, A.E. (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- Mass, J.M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R. and Sarukhán, J. (2005) Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Longterm Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecol. and Soc.* 10, 1-17.
- Millar, C.I. (1996) Tertiary vegetation history. Sierra Nevada Ecosystems Project: final report to Congress, volume II. Assessments and scientific basis for management options. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis.
- Minnich, R. A. and Franco Vizcaíno, E. (1998) Land of Chamise and Pines. Historical Accounts and Current Status of Northern Baja California's Vegetation. Botany Volume 80. University of California Press.
- Minnich, R.A. and Franco-Vizcaíno, E. (2005) Baja California's enduring vegetation: early accounts, human impacts and conservation status, in: Cartron, J.L., Ceballos, G. and Felger, R. (Eds.), Biodiversity, ecosystems and conservation in northern Mexico. Oxford University Press, New York, pp. 370-386.
- Parris, K. (2004) Agricultural Water Quality and Water Use Indicators in the Context of the OECD Work on Agro-environmental Indicators, in: Parris, K., Jung, P.K., (Eds.), Agricultural Water Quality and Water Use: Developing Indicators for Policy Analysis. Proceedings of an OECD Expert Meeting-

- Gyeongju, The Republic of Korea, October 2003, pp. 3-10.
- Presenty, C. and Dean, K.S. (2003) Development challenges on the Baja California peninsula: the escalera nautical. *The J. Env. Develop.* 12:445-454.
- Roberts, N.C. (1989) Baja California Plant field guide. Natural History Publishing Company, La Jolla, CA.
- Seely, M., Al-Amoud, A.I, Chatty, D., Henschel, J., Kinahan, J., Kinahan, J., Klintonberg, P., León, A., Morrison, S., Roedern, C., et al. People and Deserts, in: Ezcurra, E. (Ed.), Global Deserts Outlook, United Nations Environment Program, pp. 28-47.
- Solow, R.A. (1993) A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* 62, 191-193.
- Thorne, R.F. (1986) A historical sketch of the vegetation of the Mojave and Colorado deserts of the American Southwest. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 73, 642-651.
- Toledo, V.M. (1997) Sustainable development at the village community level: a Third World perspective, in: Smith (Ed.), Environmental sustainability: practical global applications. Boca Raton Fl.: St Lucie Press, pp. 233-250.
- Vela-Peón, F. (2001) Un acto metodológico básico de la investigación social: la entrevista cualitativa. In: Observar, escuchar y comprender: sobre la tradición cualitativa en la investigación social. Tarrés, M.L., (ed.), Mexico DF, El Colegio de Mexico, MA Purrua, pp. 62-65.
- Velasco Molina, H. (2000) Sobrevivencia en los desiertos mexicanos, AGT (Eds.), Mexico.
- Waltner-Toews, D., Kay, J.J., Neudoerffer, C. and Gitau, T. (2003) Perspective changes everything: managing ecosystems from the inside out. *Front. in Ecol. and the Environ.* 1, 23-30.
- Warman, A. (2001) El campo mexicano en el siglo XX. Mexico DF, Mexico, Fondo de Cultura Económica.
- Wehncke, E., López-Medellín, X. and Ezcurra, E. (2009a) Patterns of frugivory, seed dispersal and predation of blue fan palms (*Brahea armata*) in oases of northern Baja California. *J. Arid Environ.* 73, 773-783.
- Wehncke, E., López-Medellín, X. and Ezcurra, E. (2009b) Blue fan palm distribution and seed removal patterns in three desert oases of northern Baja California, Mexico. *Plant Ecol.*, DOI 10.1007/s11258-009-9682-4.
- Williams, P., Hannah, L., Andelman, S., et al. (2005) Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape proteaceae. *Conserv. Biol.* 19, 1063-1074.
- CNPS (2007) California Native Plant Society (CNPS-Vegetation Rapid Assessment Protocol), www.cnps.org
- INEGI (2007) National Institute of Statistics, Geography and Informatics, Mexico, www.inegi.gob.mx
- CONAPO (2007) XII population census 2000; National Population Commission, Mexico, www.conapo.gob.mx
- CNA (2007) Regional Hydraulic Program 2002-2006, Región I Baja California Peninsula. National Water Commission, Mexico, www.cna.gob.mx. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Comisión Nacional del Agua. 2003, (http://www.semarnat.gob.mx/queesse-marnat/Documents/pnh_2001_2006.pdf), (http://siga.cna.gob.mx/SIGA/Regionales/Baja_California/bn.htm)
- The Palm Centre (2007) Ham Central Nursery, Richmond, UK, www.palmcentre.co.uk.

Table 2. Summarized geological, ecological and environmental information registered in the three sites during the study period

Sites	San Pedro Mártir			Catavína			La Libertad		
	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4	Plot 1	Plot 2	Plot 1	Plot 2	Plot 3
Elevation (m)	689	734	719	769.617	8.407	609.42	8.407	609.42	402
Topography	Local Broad	concave bottom	concave bottom	concave bottom	concave bottom	flat bottom	concave bottom	concave bottom	concave bottom
Slope steepness	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°	1-5°
Impacts – site history	recent fires, cattle, sporadic tourism, water diversion-pipe lines	old fires, no tourism no cattle	old fires, cattle	old fires, no cattle, no tourism, exotics (tamarix)	cattle, grazing, sporadic tourism, ground- water pumping	cattle, tourism, car tracks, ground- water pumping	cattle, grazing, litter, donkeys, ancient cave paintings	cattle, grazing, litter, donkeys, ancient cave paintings	old fires, no tourism
Superficial water	no	present	present	present	present	no	present	present	present
Size of stand	0.5 ha	0.75 ha	1 ha	0.8 ha	2.25 ha	2 has	1 ha	1 ha	1 ha
Geology gra	nite	granite	granite	granite	granite	granite	granite	granite	granite
Soil texture	fine sand	medium sand	fine sand	medium sand	fine sand fi	ne sand	medium sand	medium sand	medium sand
Total % rock cover	60	30	50	50	40	70	50	60	60
% large	15	70	60	70	10	5	40	60	60
% small	25	20	25	20	20	10	50	20	30
% fine-sand	60	10	15	10	70	85	10	20	10
Total % vegetation cover	40	70	50	50	60	30	50	40	40
% tree cover	30	35	40	40	40	60	20	60	50
% shrub cover	40	50	30	50	40	30	40	20	25
% herbaceous cover	30	15	30	10	10	10	40	20	25
# of adult palms	43	72	67	84	72 14	12	31	31	28
Density of blue fan palm adults (individuals/ha)	86 96	67	105	32 14	12	31	28	28	28
Major species	blue fan palm mesquite, chamise	blue fan palm California fan palm	blue fan palm California fan palm	blue fan palm laurel, mesquite	blue fan palm chamise, bojoom tree	blue fan palm chamise, bojoom tree	blue fan palm mesquite, wild fig, bojoom tree	blue fan palm mesquite, wild fig, bojoom tree	blue fan palm seep willow, wild fig, bojoom tree
Low strata	sage-broom, baccharis	spiny rush - bryophytes	ragweed-sage	spiny rush - cucurbit	brittlebush	sunflower	spiny rush	spiny rush	spiny rush
Presence of other palm species	no	no	California fan palm	no	California fan palm	no	no	possible hybrids	possible hybrids
Birds (confidence limits)	H'	0.63 (0.27-0.87); variance H': 0.02	0.29 (0.18-0.43); variance H': 0.04	2.39 (1.49-2.15); variance H': 0.083	2.19 (1.99-2.28); variance H': 0.005	2.08 (1.08-1.91); variance H': 0.05	1.64 (1.33-1.81); variance H': 0.01	1.64 (1.33-1.81); variance H': 0.01	0.58 (0.53-0.68); variance H': 0.07
Mammals (confidence limits)	J	0.83 (0.52-0.74)	0.72 (0.37-0.66)	0.62 (0.30-0.54)	0.72 (0.37-0.66)	0.62 (0.30-0.54)	0.62 (0.30-0.54)	0.62 (0.30-0.54)	0.62 (0.30-0.54)

Shannon-Wiener diversity (H'), and equitability index (J), of bird and mammal species registered in the study sites. (California Native Plant Society, CNPS – Vegetation Rapid Assessment Protocol; www.cnps.org).

Appendix 1. Bird species registered during the study period in all study sites

Condition refers to whether bird species are, resident (R), only winter resident (Winter), and only present during breeding seasons (Breeding). NOM refers to the National Endangered Species List and classify bird species as being protected (Pr), and not listed (-). IUCN refers to the International Union for the Conservation of Nature; species were classified as they were considered list concern (LC), or near threatened (NT). Species were marked with an X when they were registered at a particular study site. In bold: species common for all sites; San Pedro Mártir (SPM), Cataviña (CAT), La Libertad (LIB).

<i>Bird species</i>	<i>Diet</i>	<i>Condition</i>	<i>NOM</i>	<i>IUCN</i>	<i>SPM</i>	<i>CAT</i>	<i>LIB</i>
<i>Aeronautes saxatalis</i>	Insects, fruits, seeds, reptiles, carrion, nestling birds, amphibians	R	-	LC		X	
<i>Amphispiza bilineata</i>	Seeds	R	-	LC		X	
<i>Aphelocoma californica</i>	Omnivorous	R	-	LC			X
<i>Buteo albonotatus</i>	Prey	Winter	-	LC			X
<i>Buteo jamaicensis</i>	Prey	R	Pr	LC			X
<i>Buteo gallus anthracinus</i>	Prey	New	Pr	LC			X
<i>Callipepla californica</i>	Seeds, fruits, insects, small vertebrates	R	-	LC	X	X	X
<i>Cardinalis cardinalis</i>	Seeds, fruits	R	Pr	LC			X
<i>Carduelis psaltria</i>	Seeds, insects, fruits	R	-	LC			X
<i>Carduelis tristis</i>	Seeds, insects, fruits	Winter	-	LC			X
<i>Carpodacus mexicanus</i>	Seeds, insects, fruits	R	-	LC		X	X
<i>Catherpes mexicanus</i>	Insects	R	-	LC			X
<i>Colaptes chrysoides</i>	Insects, fruits	R	-	LC		X	
<i>Contopus sp.</i>	Insects	Breeding	-	LC		X	
<i>Corvus corax</i>	Omnivorous	R	-	LC	X	X	X
<i>Belichon urbicum</i>	Insects	Introduced	-	LC			X
<i>Dendroica petechya</i>	Insects, fruits	Breeding	-	LC		X	
<i>Empidonax wrightii</i>	Insects	R	-	LC	X		
<i>Empidonomus varius</i>	Insects	R	-	LC		X	
<i>Geococcyx californianus</i>	Insects, reptiles, fruits, small vertebrates, eggs	R	-	LC	X	X	
<i>Hylocharis xantusii</i>	Nectar	Endemic	-	LC	X		X
<i>Icterus cucullatus</i>	Fruit, nectar	Winter	-	LC	X	X	X
<i>Icterus parisorum</i>	Fruit, nectar	Winter	-	LC	X	X	
<i>Icterus wagleri</i>	Fruit, nectar	Winter	Pr	LC	X	X	
<i>Junco hyemans</i>	Seeds, insects	Winter	-	LC			X
<i>Lanius ludovicianus</i>	Mice, insects, small birds	R	-	LC	X	X	X
<i>Melanerpes uropygialis</i>	Insects, fruits	R	-	LC	X	X	X

Appendix 1. (cont'd)

<i>Bird species</i>	<i>Diet</i>	<i>Condition</i>	<i>NOM</i>	<i>IUCN</i>	<i>SPM</i>	<i>CAT</i>	<i>LIB</i>
Melanerpes uropygialis	Insects, fruits	R	-	LC	X	X	X
Myarchus cinerascens	Insects	R	-	LC	X		X
Parabuteo unicinctus	Prey	R	Pr	LC			X
Passerina caerulea	Seeds, fruits	Breeding	-	LC			X
Phainopepla nitens	Fruits, insects	R	-	LC	X	X	X
Pheucticus melanocephalus	Seeds, fruits	Breeding	-	LC		X	
Pipilo crissalis	Seeds, insects	R	-	LC		X	
Polioptila melanura	Insects, fruits	R	-	LC		X	
Psaltriparus minimus	Insects, arthropods	R	-	LC		X	
Sayornis nigricans	Insects	R	-	LC		X	X
Sayornis saya	Insects	R	-	LC	X		
Spizella atrogularis	Seeds, insects	Breeding	-	LC	X		
Spizella breweri	Seeds, insects	Winter	-	NT		X	
Troglodytes aedon	Insects	Winter	-	LC		X	
Turdus migratorius	Insects, fruits	Winter	-	LC		X	
Tyrannus vociferans	Insects	Winter	-	LC		X	
Vermivora celata	Insects, fruits	Winter	-	LC	X		
Wilsonia pusila	Insects, fruits	Winter	-	LC	X	X	
Zenaida asiatica	Fruits, seeds, flowers, leaves, invertebrates	R	-	LC	X	X	X
Zenaida macroura	Fruits, seeds, flowers, leaves, invertebrates	R	-	LC	X		X
Zonotrichia leucophrys	Seeds, insects	Winter	-	LC		X	
TOTALS	46 species				18	28	24

Appendix 2. Mammal species registered during the study period in all sites

San Pedro Mártir (SPM), Cataviña (CAT), La Libertad (LIB). NOM refers to the National Endangered Species List; (A): threatened. IUCN (International Union for the Conservation of Nature) categories in decreasing order of pressure: (LR) low risk, (NT) near threatened, (LC) list concern.

<i>Bird species</i>	<i>Diet</i>	<i>Condition</i>	<i>NOM</i>	<i>IUCN</i>	<i>SPM</i>	<i>CAT</i>	<i>LIB</i>
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	Seeds, fruits, leaves		LR		X	X	
<i>Canis latrans</i>	Generalist		LC	X	X		
<i>Chaetodipus arenarius</i>	Seeds		LR	X			
<i>Chaetodipus californicus</i>	Seeds		LR		X		
<i>Chaetodipus penicillatus</i>	Seeds		LR	X			
<i>Dipodomys agilis</i>	Seeds		LR			X	
<i>Dipodomys merriami</i>	Seeds		LR	X			
<i>Lynx rufus</i>	Prey		LC	X	X		
<i>Odocoileus hemionus</i>	Plant parts, fruits	A	LR	X			
<i>Ovis canadensis</i>	Plant parts, fruits	A	LR	X			
<i>Peromyscus eremicus</i>	Fruits, seeds, insects, plants		LR	X	X		
<i>Puma concolor</i>	Prey		NT	X	X		
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	Seeds, plants, invertebrates		LR	X	X	X	
<i>Spermophilus beecheyi</i>	Seeds, fruits,		LR			X	
<i>Spilogale pygmaea</i>	Seeds, fruits, invertebrates	A	LR			X	
<i>Sylvilagus bachmani</i>	Fruits, seeds, insects, plants		LR		X		
<i>Taxidea taxus</i>	Insects, seeds	A	LR	X			
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Fruits, small vertebrates		LC	X			
<i>Vulpes velox</i>	Fruits, small vertebrates		LC			X	
TOTALS					11		

Experimental Study for the Catchment Rainfall-Runoff Components and its Subsurface Contributions

Wei-Zu Gu ⁽¹⁾, *Jia-Ju Lu* ⁽¹⁾, *Min Xie* ⁽¹⁾ and *Jeffrey McDonnell* ⁽²⁾

⁽¹⁾ Nanjing Hydraulic Research Institute, State Key Lab of Hydrology- Water Resources and Hydraulic Engineering, Nanjing, China

⁽²⁾ Institute for Water and Watershed, Oregon State University, Corvallis, USA



Abstract

Special designed experimental catchments are constructed aimed at various runoff compositions happened during rainfall events. Surface runoff, subsurface interflow from unsaturated zone and groundwater flow from saturated zone are collected from troughs at different depths of catchment stream, they are physically measured. Instead of the hydrograph with the lumped runoff components as obtained from current experimental catchments, it results of the actual picture of various hydrographs of different runoff components from natural catchments. Several combined types of runoff components are identified as the SR type with surface runoff dominated, SSR type with subsurface runoff dominated and other intermediate types. It shows that surface runoff contributes up to 65% of total runoff for SR type, while the subsurface runoff up to 90% in SSR type. Water source contribution of surface and subsurface flow are identified mainly by ^{18}O . The total old water involved in event runoff accounts for 11% for the SR type while 64% for SSR type. The results also challenge the assumptions involved in current isotopic hydrograph separation method that the ^{18}O of surface runoff will not always equal to that of event precipitation and, the evaporation fractionation during the pathway of runoff components could not always be ignored.

Introduction

The concepts of representative basin (RB) and experimental basin (EB) have been raised up during the International Hydrological Decade since 1965. Hundreds of EBs distributed worldwide, many EBs established also in China. One of the fundamental experiences for the unsuccessfulness of EBs concluded during the 50th anniversary of Chinese RBs and EBs is, the EBs can only measure the time lumped discharge from the catchment, so the surface and subsurface contributions from rainfall events can only be get from hydrograph separation including various methods of graphical separation and that of mass balance separation by using of

environmental isotopes and hydrochemical parameters etc. However, the graphical methods are criticized with its arbitrary operation but the isotopic methods appear to be not so reasonable (Gu, 1996). It follows that in fact any evaluation of surface and subsurface contribution of precipitation from a basin to a not inconsiderable extent is resulted from speculation. McDonnell (2003) also found that various rainfall-runoff models are not incorporate their most important community findings in the past 20 years. A way out of such situation is to reform the current EBs, to make physical measurements for its various surface and subsurface runoff components with direct hydrometrical monitoring.



Runoff Components Measuring Experimental Basins (MEB)

Specially designed MEB is characterized mainly by the direct measurement of various runoff components instead of only the lumped sum discharge can be get from previous EBs. Two such MEBs are constructed in Chuzhou Hydrology Lab since 1989 including a natural catchment Nandadish (MEB1) and an artificial catchment Hydrohill (MEB2) situated about 60 km north from Nanjing. The Nandadish (MEB1) has its surface drainage area of 7,897 m² (Fig.1), it sits on the andesite bedrock with Quaternary deposit of 1-7 m in depth get from 69 drills. The natural stream shown in Fig.1 is altered into a layered troughs S, SSI, SSII and P (Fig.2) aimed at collection of surface runoff, subsurface runoff from trough at 30 cm and 100 cm below ground surface and, precipitation respectively. The flow path in the catchment will not be impacted, troughs just collect water which is flowing into from the land surface

or through the depth where the troughs SSI and SSII are situated. The P trough serves as a linear rain gauge, it is also a cover on the stream to avoid 'channel precipitation' goes into the SR trough.

The Hydrohill (MEB2) is an artificial catchment designed to be intermediate between complexities of natural catchments and idealities of physical models e.g., the soil column etc (Kendall and McDonnell, 1998; Kendall et al, 2001). An artificial concrete aquitard is made with two intercepting slopes surrounded by concrete sidewalls which defines its surface and subsurface drainage area of 490 m². Within the sidewall, natural soil of silty loam is filled with depth of about 1 m, after settled there for three years, a trench is made from the bottom at the intersection of slopes to soil surface. Five troughs formed the trench are P, S, SSI, SSII and SSIII served for collection of precipitation, surface runoff, subsurface runoff from troughs at 30 cm, 60 cm and 100 cm below the soil surface respectively (Fig. 3, Fig. 4).

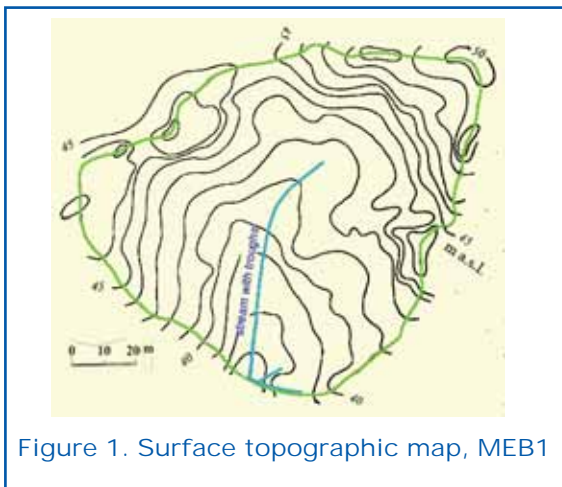


Figure 1. Surface topographic map, MEB1

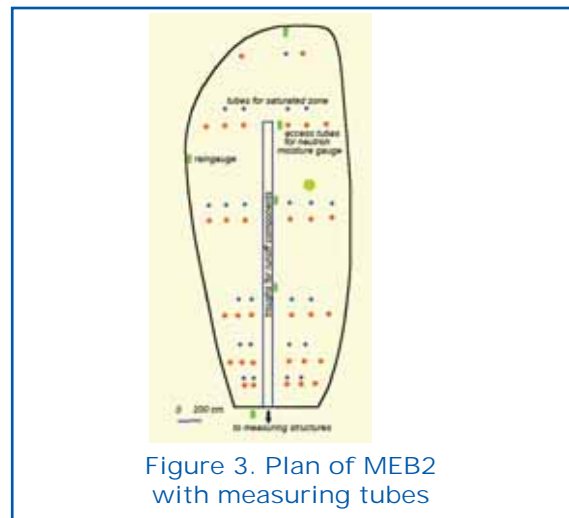


Figure 3. Plan of MEB2 with measuring tubes

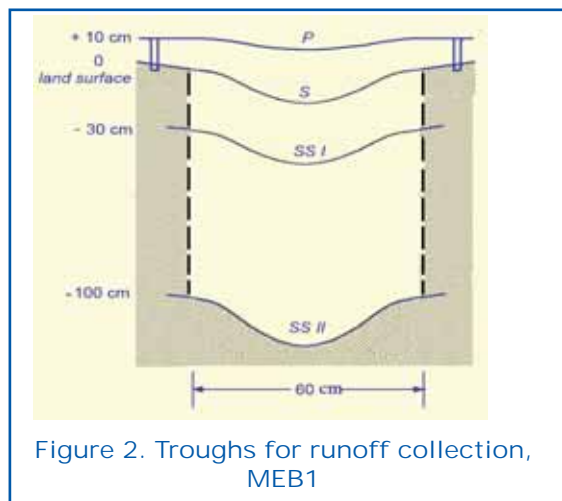


Figure 2. Troughs for runoff collection, MEB1

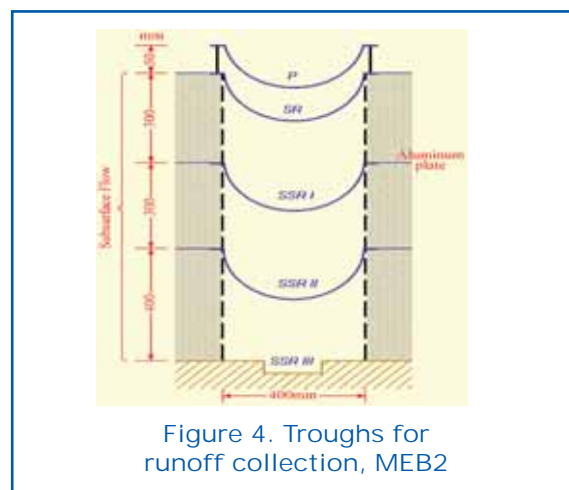


Figure 4. Troughs for runoff collection, MEB2

Runoff Composition and Subsurface Contribution in Natural Experimental Basin

The rainfall response of MEBs is no longer a single hydrograph but hydrographs of its runoff components (Fig. 5) from both surface and subsurface paths with different resident times. It follows that there are different types of runoff composition with different dominations of surface or subsurface components depending on mainly the rainfall variations and the generation mechanisms (Gu and Freer, 1995). Within these types, two extremes are the SR type and SSR type dominated with surface runoff and subsurface runoff respectively, the others are intermediate

types and all of these types will be transformed mutually during rainfall process. It is worth to observe that subsurface contributions sometimes dominate the rainfall runoff composition in natural basin. Fig.6 and 7 show the measured hydrographs of SR type and SSR type respectively.

The surface and subsurface contributions for above examples of SR type and SSR type are shown in Table 1. The main raining season of this area is July with higher rainfall intensity dominated, however, the total contribution of subsurface runoff is still greater than that of the surface contribution as listed also in Table 1.

It shows that the groundwater flow in general dominates the subsurface contribution, it is also interesting to see that the contribution

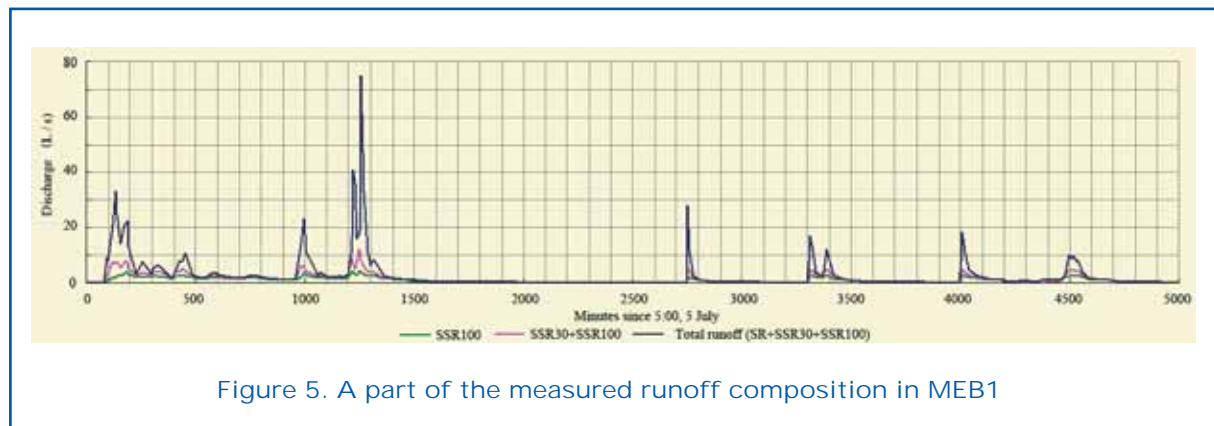


Figure 5. A part of the measured runoff composition in MEB1

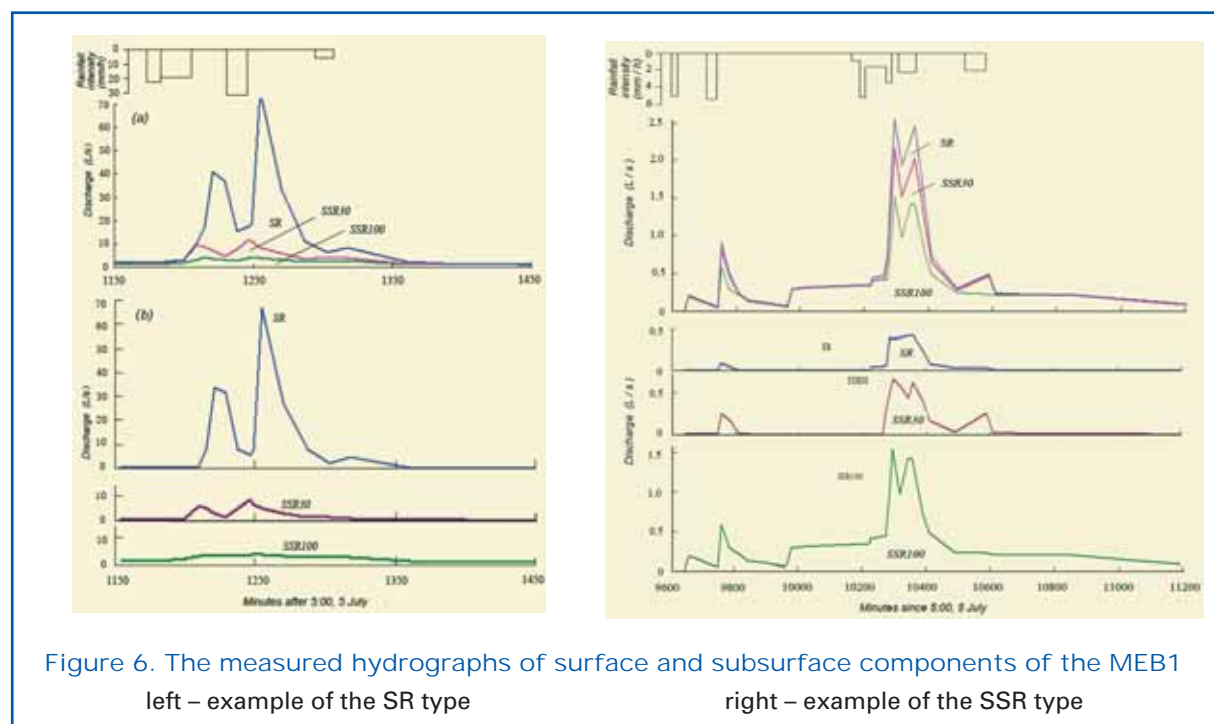


Figure 6. The measured hydrographs of surface and subsurface components of the MEB1
 left – example of the SR type right – example of the SSR type



Table 1. Surface and subsurface contributions from events and raining season measured from MEB1

Duration	Type	SR contribution	SSR contribution		
			Total SSR contribution	From unsaturated zone (interflow)	From saturated zone (groundwater flow*)
Event	SR	65%	35%	15%	20%
	SSR	10%	90%	15%	75%
July	month	45.5%	54.5%	18.2%	36.3%

from unsaturated zone seems no significant variations and it approaches to a limit value even for different runoff composition types.

Prevent Contribution of Runoff Components in Natural Basin Identified by ¹⁸O

During runoff processes, rainfall, surface and subsurface runoff components are sampled for ¹⁸O, it was analysed by USGS laboratory in Menlo Park. Surprisingly to see that the differences of ¹⁸O between event processes of rainfall and that of various runoff components sometimes are not small. Fig. 7 and 8 show these processes of both the MEB1 (natural Nadadish) and MEB2 (Hydrohill).

The pre-event compositions in various runoff components can be estimated from the ¹⁸O processes of rainfall, runoff and soil water by mass balance depending also to the

generation mechanisms. Example is shown as Fig. 9 for the pre-event processes of various runoff components.

From Fig. 7, the ¹⁸O processes of surface runoff of both basins are different from that of rainfall. The difference between SR-II and P in Fig. 7 appears much smaller than that between SR-I and P, it is clear that the area and the slope length of the artificial basin MEB2 is much smaller than that of the natural MEB1, due to the surface runoff generation mechanism (Gu and Freer, 1995), the enrichment of SR of MEB1 will be much greater than that of MEB2. Fig. 8 shows such differences between rainfall (P) and components of subsurface runoff, it shows also the ¹⁸O of interflow from natural basin (SSR-I-30) is more enriched than that of the smaller artificial basin (SSR-II-30). However, the ¹⁸O of groundwater flow from artificial basin

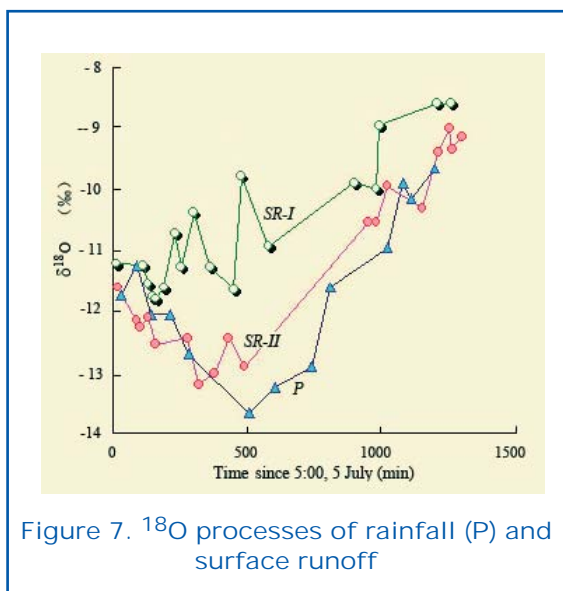


Figure 7. ¹⁸O processes of rainfall (P) and surface runoff

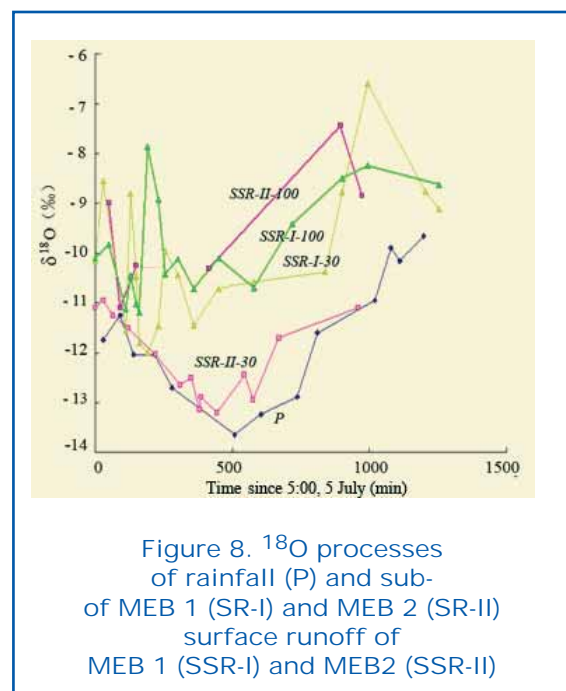


Figure 8. ¹⁸O processes of rainfall (P) and sub- of MEB 1 (SR-I) and MEB 2 (SR-II) surface runoff of MEB 1 (SSR-I) and MEB2 (SSR-II)

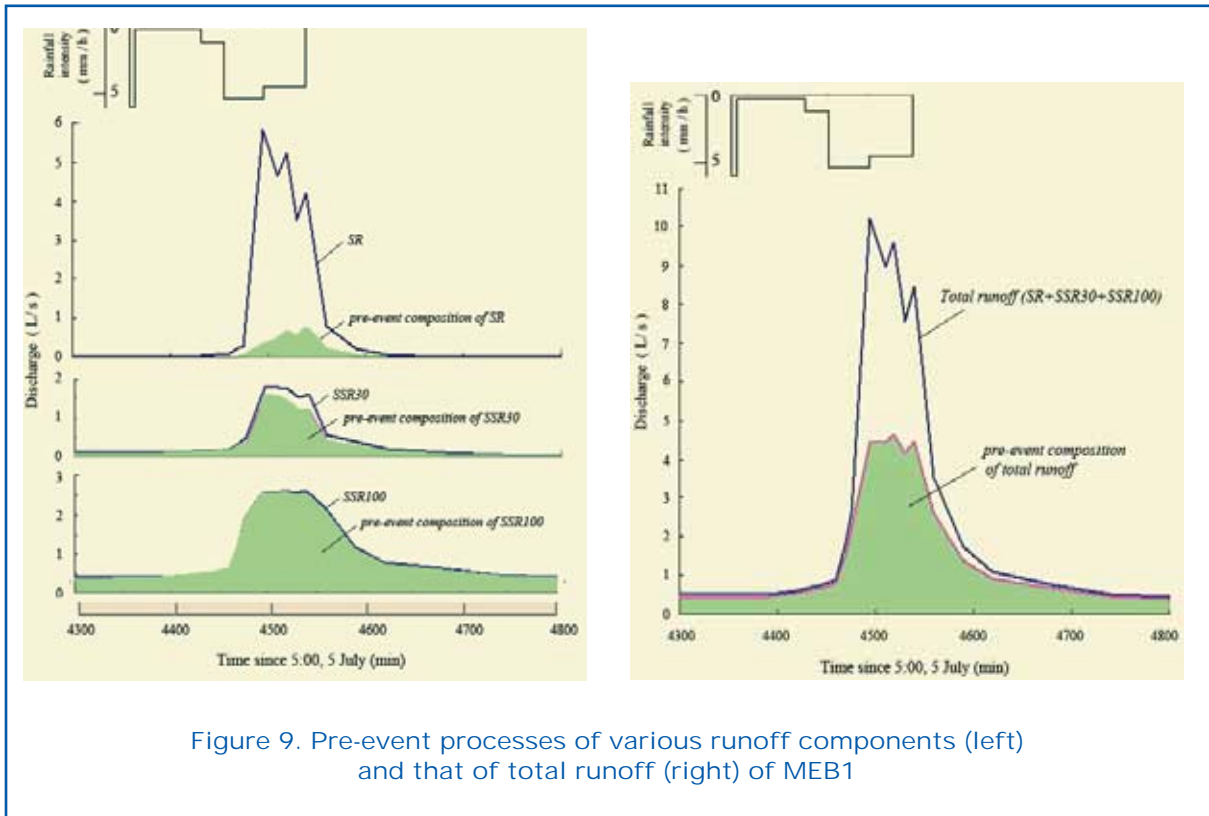


Figure 9. Pre-event processes of various runoff components (left) and that of total runoff (right) of MEB1

(SSR-II-100) is in general enriched than that from the natural basin (SSR-I-100). Fig. 9 shows an example of the processes of pre-event composition in various runoff components of the natural MEB1 (Nadadish). In this example, the compositions of pre-event water within various runoff components are different (left of Fig. 9), smallest in SR (11%), biggest in SSR100 (95%), as a total (right side of Fig. 9), it holds 64%.

Conclusions

The subsurface runoff response from an event rainfall in natural basin will include both that from saturated and unsaturated zones. Sometimes the subsurface composition might be the dominated one even in general it is not all formed from the event rainfall but from pre-events.

The current graphical hydrograph separation method used in this country, so-called the linear line method which is based on the simplified linear line from curved separation of Wisler et al (1949) appears not fit with the hydrometric measured results from natural experimental basin in general. It also shows that the curved method (Linsley et al, 1975)

seems better to fit with the measured runoff processes.

The isotopic separation method contains several fundamental assumptions (Sklash and Farvolden, 1982). The results of the ¹⁸O differences between rainfall and SR and SSR will certainly challenge these assumptions.

Acknowledgements

We are very grateful to Prof. Dr. Lhoussaine Bouchaou for his kind encouragement and valuable help.

References

- Gu WZ. (1992) Challenge on some rainfall-runoff conceptions traced by environmental isotopes in experimental catchments. Edits. H Hotzl & A. Werner. Tracer Hydrology. A. A. Balkema: 397-403.
- Gu WZ (1996) Unreasonableness of the current two-component isotopic hydrograph separation for natural basins. In: Isotopes in Water Resources Management 1995, IAEA, Vienna: 261-264.



- Kendall C, McDonnell JJ. (1998). Isotope Tracers in Catchment Hydrology. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company: 329- 323.
- Kendall C, McDonnell JJ, Gu WZ (2001) A look inside 'black box' hydrograph separation models: a study at the Hydrohill catchment. *Hydrological Process*, 15: 1877-1902.
- Gu WZ and Freer J (1995) Patterns of surface and subsurface runoff generation identified hydrologically and isotopically within experimental basins. In: Tracer Technologies for Hydrological Systems, IAHS Publication No.229: 265-273.
- Linsley RK, Kohler MA, Paulhus JLH (1975). Hydrology for Engineers. McGraw-Hill
- Sklash MG. Farvolden RN (1982). The use of environmental isotopes in the study of high-runoff episodes in streams. In: Isotope Studies of Hydrologic Processes. Illinois University Press. USA: 66- 67.
- Wisler CO, Brater EF. Hydrology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1949, Second edition.



Topic 3

**Integrated water resources management (IWRM):
quantitative and qualitative aspects**



Thème 3

**Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) :
aspects quantitatifs et qualitatifs**

Training activities and PhD program of SMART Research Program as part of an integrated water resource management concept for the Jordan River Valley (JRV)

Wasim Ali ⁽¹⁾, *Heinz. Hoetzi* ⁽¹⁾, *Leif Wolf* ⁽¹⁾,
Marwan Ghanem ⁽³⁾, *Manfred Vanafferden* ⁽²⁾,
Jaime Cardona ⁽²⁾, *David Riepl* ⁽¹⁾ and *Subhi Samhan* ⁽⁴⁾

- (1) Karlsruhe Institute of technology (former Karlsruhe University) Karlsruhe, Germany; emails: wasim.ali@agk.uka.de, heinz.hoetzi@agk.uka.de, leif.wolf@agk.uka.de, david.rieppl@agk.uni-karlsruhe.de;
(2) UFZ, Leipzig, Germany; emails: manfred.afferden@ufz.de, jaime.cardona@ufz.de;
(3) Palestinian Hydrology Groupe, Ramallah, Palestine; email: ghanemphg@yahoo.com;
(4) Palestinian Water Authority; email: subhisamhan@yahoo.co.



Abstract

The main objective of the research program SMART, funded by the German Federal Ministry of Science and Research (BMBF), was to achieve an integrated water resource management concept for the Jordan River Valley (JRV).

One of the main activities of Work package 11 within SMART research program is the training and capacity building activities, which play a major role in the sustainable management of available water resources concepts.

The training and capacity building program in Jordan and Palestine was based on demonstration, technology transfer in the field of Decentralized Wastewater Systems Solutions (DWWSS) and was designed, developed and tested as a pilot teaching unit for primary schools in Ramallah, Palestine and Al-Salt, Jordan. The training enhances the reflection process about wastewater components and gives arguments to the participants to understand the possibilities of wastewater treatment and its reuse purposes in decentralized systems.

Another training program dealing with protection zones for springs and wells was carried out in Ramallah, Palestine. This workshop for water experts stressed the vital need of protection zones regulations to protect extracting ground water wells and springs from pollution.

To enhance intensive scientific and cultural exchange of the students from the participating countries, within the SMART project a PhD program was launched. The young scientists profited from this vital and important program. This program was in addition a very successful tool for technology transfer.

For promoting and sharing the results with the associated project partners and informing not only internal users, but also the public (e.g. stakeholders), a project website was established. The website provides current information about research and implementation activities and results of the work packages, information concerning the project meetings and Project Status Reports.

Keywords: Training activities, PhD program of SMART research project, water resources management concept, Lower Jordan Rift Valley (LJV).



Introduction

One of the main activities of Work package 11 within SMART research program is the training and capacity building activities, which play a major role in the sustainable management of available water resources concepts. In addition to the organizing of project workshops open to interested people, technology and know-how transfer and training plays a major role by the activity of this work package.

The training and capacity building program in Jordan and Palestine was based on demonstration, technology transfer in the field of Decentralized Wastewater Systems Solutions (DWWSS) and was designed, developed and tested as a pilot teaching unit for primary schools in Ramallah, Palestine and Al-Salt, Jordan. The training enhances the reflection process about wastewater components and gives arguments to the participants to understand the possibilities of wastewater treatment and its reuse purposes in decentralized systems.

Another training program dealing with protection zones for springs and wells was carried out in Ramallah, Palestine. This workshop for water experts stressed the vital need of protection zones regulations to protect extracting ground water wells and springs from pollution.

To enhance intensive scientific and cultural exchange of the students from the participating countries, within the SMART project a PhD program was launched. The young scientists profited from this vital and important program. This program was in addition a very successful tool for technology transfer. For promoting and sharing the results with the associated project partners and informing not only internal users, but also the public (e.g. stakeholders), a project website was established. The website provides current information about research and implementation activities and results of the work packages, information concerning the project meetings and Project Status Reports.

Workshop Stakeholder meeting, Ramallah, Palestine: Training and Capacity building need

The focus of the meetings was to define the needs of a training and capacity-building program for Palestine and to introduce a school training course on protection zones for springs and wells and a course for school 'Water fun' about the reuse of waste water. This workshop took place on November 19, 2008 (Fig. 1). Local stakeholders including the Ministry of Education of Palestine, the Palestinian Water Authority PWA and the



Figure 1.

Photo left : Palestinian Water Authority meeting, Ramallah 19th November 2008 with participants from stakeholders and SMART project. From right to left side, Mr Azed Asstori delegate from the Ministry of Education of Palestine, Dr Marwan Ghanem, Palestinian Hydrologic Group PHG, Dr Wasim Ali, SMART project, University of Karlsruhe, Ing. Aymen Jarrar, Palestinian Water Authority PWA. Photo right: Dr Manfred Van Afferden, UFZ, Leipzig, Germany explain the activities in grey water field.
(Photos © Wasim Ali and Manfred Van Afferden)

Palestinian Hydrologic Group PHG attended the workshop place in the installations of the Palestinian Water Authority in Ramallah, Palestine. The meeting was an opportunity to introduce SMART project to important authorities in Palestine as well as to initiate an approach to the teachers designated to attend the training. During the meeting the training program 'Water Fun' within the framework of the SMART project was introduced. The meeting provided also the opportunity to contextualize the capacity-building

program into the local water resources problematic. During this meeting the PHG organized a presentation concerning the wastewater problematic in Palestine and the role of alternative technologies to treat grey-water.

PhD students program

To enhance intensive scientific and cultural exchange of the students from the parti ci-

Table 1. Names of PhD students participating in SMART PhD Program and the theme of their PhD-work

<i>Family Names</i>	<i>First name</i>	<i>Themes</i>
ALFARA	AMANI	USING IWRM MODELS AND CONCEPTS TO EXPLORE THE FUTURE OF TREATED WASTEWATER IN JORDAN VALLEY AGRICULTURE
AL-MADBOUH	SUHA	SOCIAL ACCEPTABILITY OF WASTEWATER REUSE IN AGRICULTURE: THE CASE OF THE LOWER JORDAN VALLEY (LJV), PALESTINE
AL-KHOURY	WILIAM	RAINFALL-RUNOFF RELATIONSHIP IN MICROSCALE WADIES IN A SEMI ARID ENVIRONMENT / A CASE STUDY FROM WADI KAFREIN IN JORDAN
AL-SAQARAT	BETTY	MICROSTRUCTURES IN THE UPPER CRETACEOUS ROCKS OF JORDAN AND THEIR DEFORMATION MECHANISMS USING GEOTECHNICAL, MINERALOGICAL AND GIS TECHNIQUES
AWAD	IBRAHIM	TOWARD EFFICIENT, EQUITABLE AND SUSTAINABLE MUNICIPAL WATER SUPPLIES FOR DOMESTIC PURPOSES IN THE WEST BANK: A CONTINGENT VALUATION ANALYSIS
INBAR	NIMROD	THE EVAPORITIC SUBSURFACE BODY IN KINNAROT BASIN: STRUCTURE AND SUB-SURFACE HYDROGEOLOGICAL RELATIONSHIP
JASEM	HIND	GROUNDWATER VULNERABILITY IN WADI KAFRAIN CATCHMENT AREA AND SURROUNDINGS
LASTER	YUVAL	WATER-ENERGY NEXUS AND THE NEW WATER and ENERGY GEOGRAPHY IN ARID AND SEMI ARID ZONES
NIVALA	JAIME	SUBSURFACE-FLOW TREATMENT WETLANDS: THE EFFECT OF DESIGN CONFIGURATION ON TREATMENT PERFORMANCE, HYDRAULIC EFFICIENCY, AND WATER LOSS
RIEPL	DAVID	KNOWLEDGE MANAGEMENT FOR IWRM DECISION SUPPORT
SAHAWNEH	JULIA	STRUCTURAL CONTROL OF HYDROLOGY, HYDROGEOLOGY AND HYDRODROCHEMISTRY ALONG THE EASTERN ESCARPMENT OF THE JORDAN RIFT VALLEY
SAMHAN	SUBHI	OCCURRENCE AND TRANSPORT OF TRACE METAL AS ANTHROPOGENIC POLLUTANTS IN SEDIMENTS AT AL-QILT CATCHMENTS / JORDAN VALLEY, WEST BANK
SCHMIDT	NATALIE	ELIMINATION OF ANTHROPOGENIC TRACE ORGANICS AND PATHOGENIC MICROORGANISMS DURING SOIL PASSAGE
SORGE	SABINE	OPERATIONS AND FINANCING MODELS FOR DECENTRALISED WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGIES INCLUDING WASTEWATER REUSE IN ARID/SEMI-ARID COUNTRIES WITH MARKET DISTORTION
ZEMANN	MORITZ	TRANSPORT AND DISPERSION OF MOBILE TRACE ORGANICS AND PHARMACEUTICALS IN AQUIFERS AFTER INTENDED AND UNINTENDED INFILTRATION



pating countries, within the SMART project a PhD program was launched. The young scientists profited from this vital and important program. This program was in addition a very successful tool for technology transfer.

PhD Themes

Table 1 includes the names of the PhD students and the themes of their PhD-work. The majority of the PhD student started with their PhD work with the beginning of SMART project in September 2006. Some started later in year 2007 and only 1 PhD student started late in year 2008.

PhD student meeting, 30 March – 1 April 2009, in Karlsruhe /Germany

A PhD students meeting of SMART project took place in Karlsruhe between the 30 March to 4 April 2009 including:

- Workshop (2 days): Tuesday the 31. of March and Wednesday the 1. April 2008
- Field trip (2 days): Thursday the 2nd and Friday the 3rd April 2009.

The field trip for 2 days took place in South Germany (Black forest, Kaiserstuhl, Landau tunnel test site, Danube springs, Rheinwaterfall and the northern part of Switzerland. The first part of the workshop started with presentations in the morning session from invited guests dealing with research activi-

ties similar to SMART project activities. The main topics were: IWRM projects, agriculture and socio economic activities.

The field trip for 2 days included visits to South Germany (Black forest, Kaiserstuhl, Landau tunnel test site, Danube springs, Rhein waterfall and the northern part of Switzerland. Prof. Heinz Hoetzl mainly with the assistance of Dr. Wasim Ali guided the geological, hydrogeological, structural and engineering- geological field trip (Fig. 2).

'Water Fun' training for schools

In the framework of SMART project Sustainable Water Management in the Lower Jordan Rift Valley a training program, based on demonstration, technology transfer and capacity building in the field of Decentralized Wastewater Systems Solutions (DWWSS) was designed, developed and test as a pilot teaching unit for primary schools in Ramallah, Palestine and Salt Jordan.

As a dissemination strategy, the training program gives the possibility to pupils to conduct experiments in water/wastewater analysis and to build wastewater filters and constructed wetlands models. The training enhances the reflection process about wastewater components and gives arguments to the participants to understand the possibilities of wastewater treatment and its reuse purposes in decentralized systems. Additionally by the experiments, students understand wastewater as a resource; especially in



Figure 2. Photo left : different PhD students discussing their results during the PhD meeting. Photo right: Prof. Heinz Hötzl main scientific coordinator of SMART project explaining the Karst system of the springs of the Danube River.
(Photos © Wasim Ali)

regions with water shortage. Moreover, building a constructed wetland model, students recognise constructed wetlands treatment systems as a modern and ecological treatment technology that fit in well with the environment and can provide treated wastewater for irrigation.

The central methodological objective of the teaching Unit 'Water Fun' is to achieve Human Resource Development (HRD), which represents one of the cross-section elements to achieve economic and social development. The teaching unit is oriented to introduce concepts of water value and wastewater reuse by the hands-on contact with wastewater treatment eco-technologies and waste/water analysis experiments.

The pilot training activity denominated Teaching Unit 'Water Fun' was conducted in November 2008 in Ramallah, Palestine in a primary school for a group of 21 students between 10 and 11 years old. Teachers from different Palestinian primary schools and Palestinian water administration authorities took part in the activity.

The teaching material based on the primary school teaching unit 'Constructed Wetland' (Van Afferden et al. 2008), that was developed for European primary schools within the European Community funded project 'Play with Water'. This teaching unit was translated and modified according to suggestions from our local Palestinian partners. One of the important modifications was related to the teaching Unit's name. Originally the teaching unit was presented in Ramallah under

the name 'Play with Water'. After the pilot activities it was realized that modifications in the name were necessary. Considering the water constrains in the Lower Jordan Rift Valley, children should avoid to 'playing' with water. For this reason the name 'Water Fun' will be adopted for future activities.

The development and implementation of the teaching unit 'Water Fun' enhances the capacity building dimension in IWRM. As a key element the package explores human resources development as a strategy to achieve water development management in the Lower Jordan River Basin. The main importance of Capacity building is directly associated with the increasing need and value of water. Particularly in Palestine and Jordan. In Palestine only less than 6% of the population is connected to treatment, plants (Mahmoud et al. 2003) the implementation of such CB programs in schools have a direct impact on the water value attitudes and by this CB will facilitate the future implementation of a sustainable water resources management. The teaching unit sensitizes pupils but teachers as well for the basic and essential concepts related to water value and scarcity. Most of the water analysis experiments promote reflections and behaviour changes concerning water consumption and enhance a vision of considering wastewater as a resource and not as a waste.

The teaching unit 'Water Fun' as a capacity building strategy represents an adequate tool to empower local communities and organizations in the implementation of water

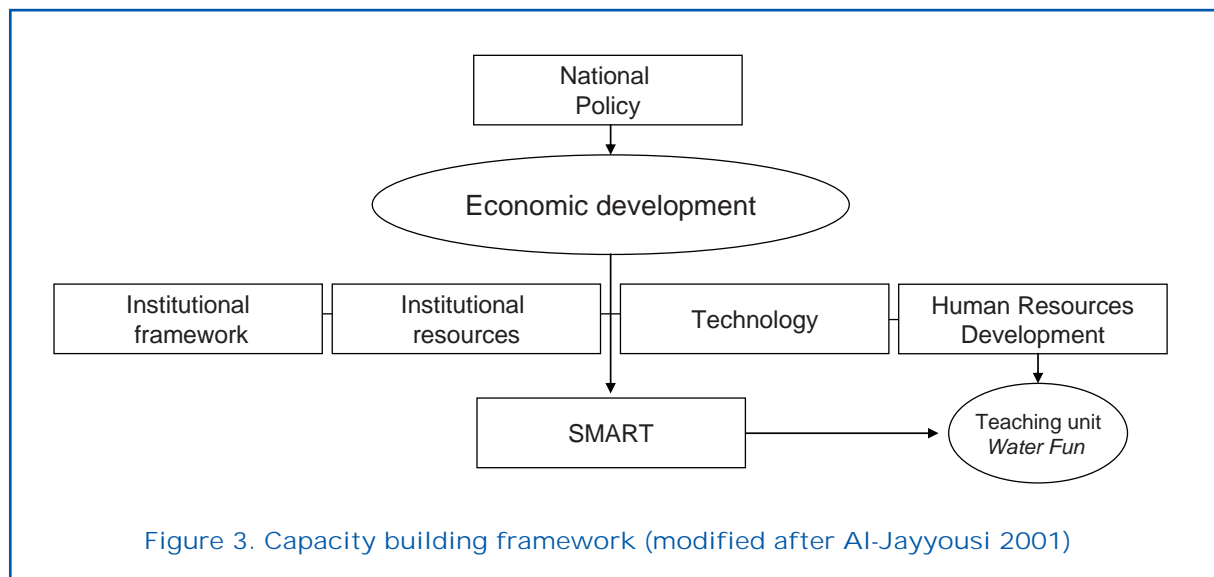


Figure 3. Capacity building framework (modified after Al-Jayyousi 2001)



Figure 4. Teaching unit 'Water Fun' applied in Ramallah, Palestine, 19.11.2008.
Left, children from Al-Shurook school build a constructed wetland model.
Right, teachers from different Ramallah schools attend the Water Fun training
in the Palestinian Water Authority PWA. (Photos © Manfred Van Afferden)

policy and management initiatives through education. The direct impact of the CB strategy on the IWRM in the research area is associated with a common lack of basic knowledge of water resources management in the population. Thus, the development of water resources knowledge at the primary school level is a sustainable strategy to establish effective water management programs on the long-run.

Acknowledgements

The authors are thankful for financial support by the BMBF in Germany.

Références

Ali, W. and H. Hötzl (2009): SMART Project, Work-package 11, Report 2009, 24 pages, University of Karlsruhe, available at: <http://www.iwrm-smart.org>

Al-Jayyousi, O. (2001). 'Capacity building for desalination in Jordan: necessary conditions for sustainable water management.' *Desalination*, 141(2), 169.

Cardona, J., Ali, W., Mueller, R., Samhan, S. and Van Afferden, M. (2009): Capacity building in wastewater treatment and reuse as a strategic component for sustainable water management in the Lower Jordan Rift Valley, 7th International Conference of the European Water Resources Association, Limassol, Cyprus

Mahmoud, N., Amarneh, M. N., Al-Sa'ed, R., Zeeman, G., Gijzen, H., and Lettinga, G. (2003). 'Sewage characterisation as a tool for the application of anaerobic treatment in Palestine.' *Environmental Pollution*, 126(1), 115.

Van Afferden, M., Reimann, S., Müller, S., Bogotá, A., Peretzki, K., and Müller, R. (2008). 'Primary school teaching unit 'Constructed Wetland'.' University of Waedenswil, Switzerland. pp 51, available at: <http://www.play-with-water.ch>.

Cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère de Martil-Alila (Maroc) par utilisation d'une approche géophysique

S. Benabdelouahab ^(1,2), *J. Stitou El Messari* ⁽¹⁾, *M. Himi* ⁽²⁾,
A. Ouazzani Touhami ⁽¹⁾, *M. Draoui* ⁽³⁾, *A. Salhi* ⁽⁴⁾ et *A. Casas* ⁽²⁾

(1) Département de Géologie, Université Abdelmalek Essaadi, B.P. 2121, M'hannech 2, Tétouan, Maroc. moibenabdelouahab@gmail.com

(2) Département de Géochimie, Pétrologie et Prospection Géologique, Université de Barcelone, Espagne

(3) Département de Géologie, Ecole Normale Supérieure, Tétouan, Maroc

(4) Département de Géographie, Université Abdelmalek Essaadi, Maroc



Résumé

Les ressources hydriques souterraines dans la région de Tétouan constituent une source principale d'alimentation de la population en eau potable et d'irrigation. Cependant, la qualité de ces ressources se trouve de plus en plus menacée à cause de la multiplication des foyers de pollution ponctuelle et diffuse. A cet égard, il s'avère nécessaire de baser les plans d'aménagement sur les cartes de vulnérabilité qui indiquent le degré d'exposition des aquifères à la pollution. Ces cartes sont utilisées comme un guide pour l'emplacement de futurs projets de développement dans une région dans la finalité de minimiser l'impact négatif du développement projeté sur les ressources hydriques environnantes.

L'application d'une nouvelle approche géophysique (basée sur l'utilisation de la tomographie électrique) au niveau de l'aquifère de Martil-Alila pour l'évaluation de sa vulnérabilité à la pollution a permis de cartographier les aires les plus sensibles à la pollution en fonction des conditions du sous-sol.

Mots clés : Vulnérabilité à la pollution, tomographie électrique, aquifère détritique, SIG

Introduction

La plaine de Martil-Alila (Fig. 1) se situe au sein de la province de Tétouan (Maroc septentrional) et elle correspond à une plaine basse étendue sur une superficie d'environ 100 km². Entourée par la chaîne montagneuse de la Dorsale calcaire du Rif interne et par des formations secondaires, cette plaine côtière abrite l'un des principaux aquifères détritiques du Nord-ouest du Maroc. Elle est drainée par deux oueds qui la recourent transversalement, l'oued Alila au Nord et l'oued Martil au Sud qui se termine près

de la ville de Martil sur la côte méditerranéenne.

Du point de vue hydrogéologique, l'aquifère de Martil-Alila est constitué par des matériaux plio-quadernaires qui remplissent une dépression formée par les massifs géologiques adjacents (schistes, calcaires, pélites, conglomérats et argiles du Rif interne). Les niveaux aquifères sont localement séparés par des niveaux de comportement aquiclude à aquitard dont l'extension spatiale est discontinue (Stitou El Messari, 2002). L'épaisseur de ces derniers peut atteindre 35 m, avec des valeurs maximales enregistrées



dans la partie centrale de la plaine. Au-delà, ces niveaux s'amincissent progressivement suivant les différentes directions pour disparaître complètement en amont de la ville de Tétouan et dans la partie nord de la plaine.

Concept de la vulnérabilité à la pollution

La vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines renvoie aux caractéristiques intrinsèques qui déterminent la susceptibilité d'un aquifère à être contrairement affectée par une charge polluante (Foster et al., 1988). En effet, elle exprime le degré de difficulté, pour un contaminant qui se situe à la surface du sol, d'atteindre un aquifère productif ; c'est pourquoi la vulnérabilité peut être définie comme étant la sensibilité de la qualité des eaux souterraines aux activités anthropiques qui peuvent causer une contamination.

Toutefois le concept de vulnérabilité, indépendamment des types de polluant et des

processus de pollution, est trop simple ; aussi il doit non seulement faire l'objet d'une classification en différents degrés, mais aussi d'une différenciation en fonction des principaux processus de pollution : suivant l'origine (surface du sol, source de pollution ponctuelle ou diffuse, sous-sol, stockage souterrain, forage, eau de surface polluée) et suivant la durée (pollution accidentelle ou chronique).

En effet, le développement du concept de vulnérabilité des eaux souterraines a été généré comme suite à l'inquiétude mondiale croissante au sujet de leur pollution. La question de la qualité des eaux souterraines reçoit une attention de plus en plus importante, et l'information hydrogéologique reste essentielle pour la protection efficace et la gestion de la qualité de ces ressources. La protection efficace doit viser la prévention des problèmes à l'origine et doit exiger une base d'information continue et fiable afin de déterminer les problèmes de la qualité des eaux souterraines qui existent et ceux qui peuvent survenir dans le futur.

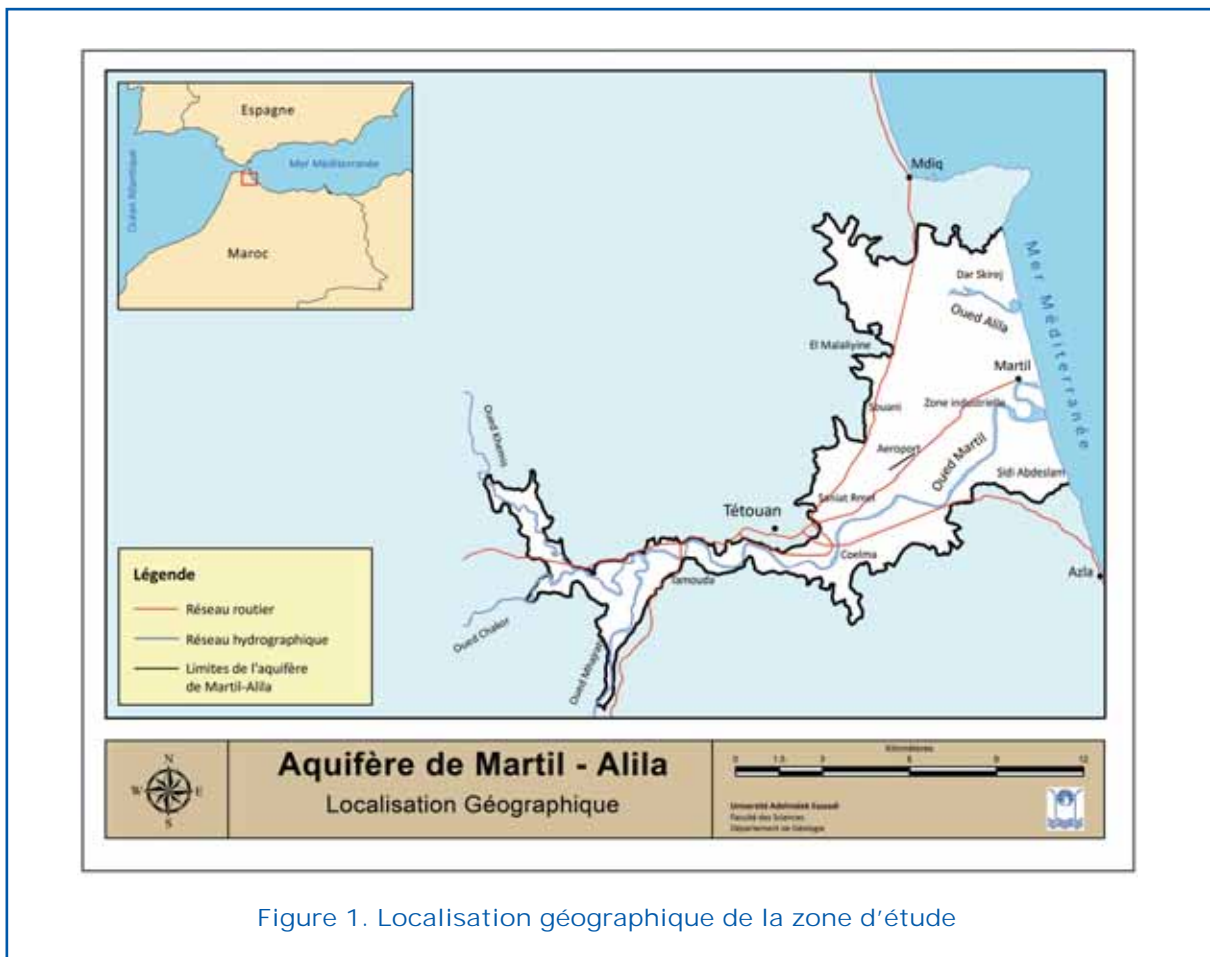


Figure 1. Localisation géographique de la zone d'étude

Les cartes de vulnérabilité de l'eau souterraine sont utilisées comme un guide pour l'emplacement de futurs projets de développement dans une région dans la finalité de minimiser l'impact négatif que portera le développement projeté sur les ressources hydriques environnantes (Salhi et al., 2008). Ce sont des cartes schématiques réalisées dans le but d'aider la prise de décision pour l'aménagement du territoire. Elles peuvent combler des besoins d'inventaire et guider les organismes de réglementation qui doivent assurer une gestion globale de l'ensemble de la ressource en eau souterraine du territoire.

Les méthodes DRASTIC (Aller et al., 1987) et SINTACS (Civita et al., 2000), employées au niveau du présent travail, sont des approches qui utilisent des pondérations, pour chaque facteur représentatif de la vulnérabilité, qui déterminent son importance relative par rapport aux autres facteurs. Ensuite, chacun des facteurs a été divisé en intervalles qui indiquent le degré de difficulté (ou de facilité) que va rencontrer un agent polluant lors de sa percolation depuis la surface du sol vers l'aquifère et à l'intérieur de celui-ci. Chaque intervalle reçoit une cotation croissante qui exprime son importance relative par rapport à un autre. Par conséquent, la variabilité de la cotation pour ces paramètres permet à l'utilisateur de choisir la valeur typique ou d'ajuster la valeur de l'intervalle en se basant sur une connaissance détaillée du secteur étudié. Ces méthodes permettent à l'utilisateur de déterminer une valeur numérique pour chaque système hydrogéologique en employant un modèle additif.

Méthodologie

La zone vadose se réfère à la zone se situant au-dessus du niveau d'eau et étant non saturée ou saturée d'une manière discontinue. La nature de la zone vadose détermine les caractéristiques atténuateurs des matériaux surmontant le niveau d'eau. Elle contrôle aussi la longueur de la trajectoire ainsi que le cheminement et, donc, le temps disponible aux pouvoirs d'atténuation.

Afin d'identifier l'épaisseur, l'extension latérale et les caractéristiques des formations qui surmontent la nappe aquifère de Martil-Alila, on a réalisé une campagne géophysique par

la méthode de la tomographie électrique à travers la réalisation de 18 profils géoélectriques éparpillés sur l'ensemble de la surface de la plaine.

La méthode de prospection du sous-sol par tomographie électrique consiste en une ampliation de la méthode des sondages électriques verticaux. La tomographie électrique de surface permet d'obtenir une image électrique du sous sol, c'est-à-dire une coupe de la résistivité en fonction de la profondeur en mesurant le profil de résistance pour différentes combinaisons d'électrodes de courant et de potentiel. En effet, une des limitations des sondages électriques verticaux vient du fait qu'ils ne prennent pas en compte les variations latérales de la résistivité du sous-sol. Les méthodes d'imagerie électrique bidimensionnelles furent mises au point dans le but d'obtenir un modèle du sous-sol où la répartition de la résistivité varie verticalement et horizontalement le long du profil. Une acquisition bidimensionnelle utilise en général un grand nombre d'électrodes connectées à un câble multiconducteurs et placées selon un profil. Dans notre cas, l'acquisition des données des profils a été réalisée en employant un dispositif mixte Wenner-Schlumberger avec une séparation entre les électrodes de 10m.

Les coupes géoélectriques bidimensionnelles qui illustrent les variations de la résistivité réelle du sous sol (obtenues à partir de l'inversion des pseudo-sections par le logiciel Res2Dinv) (Loke, 2002) sont interpréter pour distinguer entre les différents niveaux lithologiques de la zone vadose. Ces coupes ont contribué d'une manière efficace à la discrimination des différents degrés de vulnérabilité de l'aquifère concerné.

Résultats et discussion

La tomographie électrique est une technique géophysique d'étude du sous-sol qui consiste à déterminer la distribution latérale et verticale des résistivités électriques dans un milieu de dimensions limitées, à partir d'un nombre élevé de mesures réalisées depuis la surface du terrain. Le résultat final de ce type d'études consiste en des images de la distribution des résistivités réelles suivant la distance entre les électrodes et la profondeur d'investigation. Ces images sont

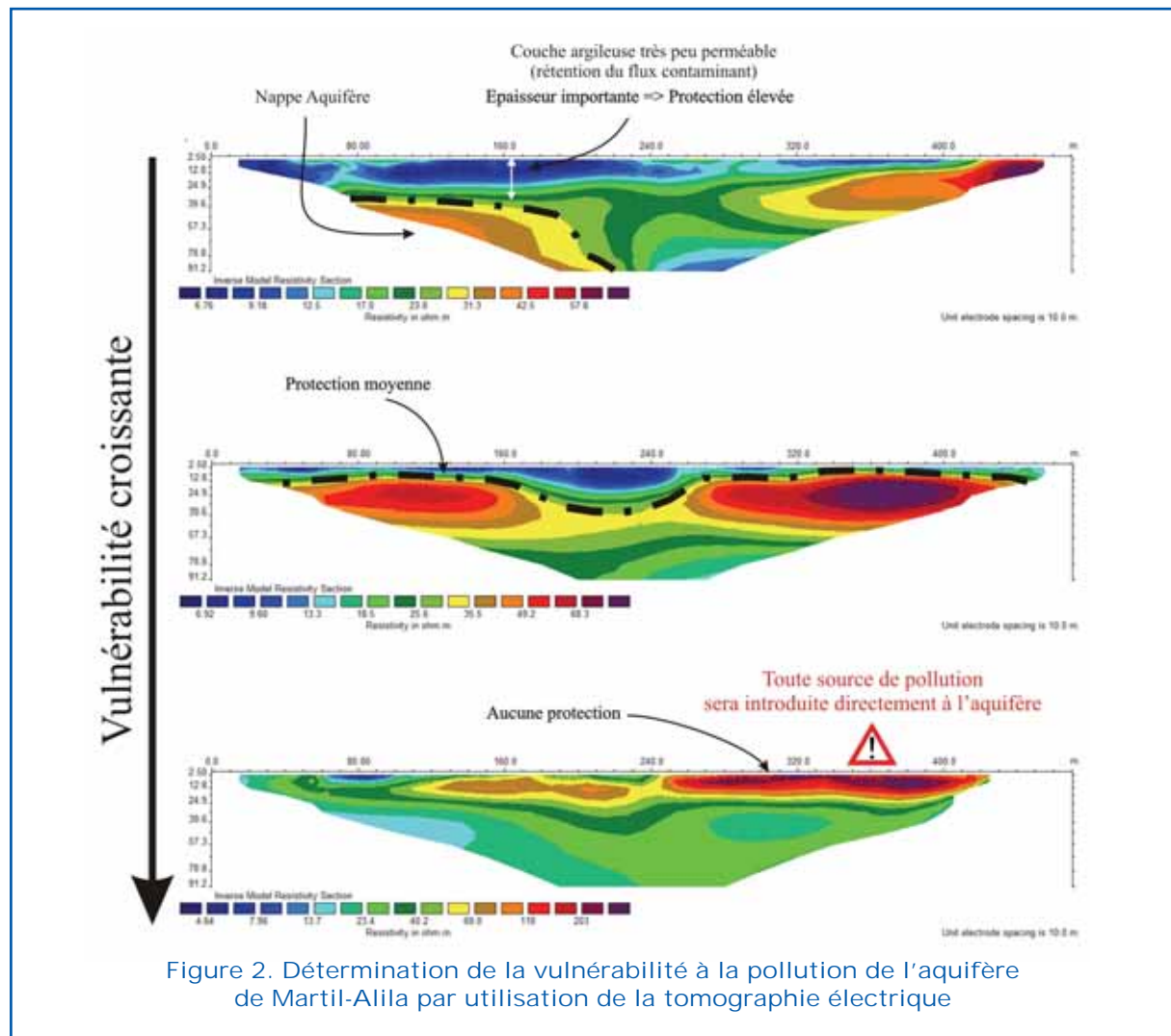
facilement interprétables et elles servent aussi bien pour des études géologiques, hydrogéologiques, géotechniques et environnementales.

Le résultat de l'application de cette technique au niveau de l'aquifère de Martil-Alila a permis de distinguer les niveaux argileux grâce au bon contraste de résistivité électrique existant entre ces formations très peu perméables et les niveaux sableux perméables. Les valeurs de la résistivité sont aux alentours de 10 ohm.m pour les couches argileuses alors qu'elles remontent à 60 ohm.m pour les formations sableuses.

Trois profils représentatifs sont discutés ici (Fig. 2). Ces profils sont disposés suivant une vulnérabilité croissante reliée à la diminution de l'épaisseur de la couche argileuse protectrice en allant du haut de la série vers le bas. Le premier montre l'existence d'un niveau peu résistant (inférieur à 12 ohm.m) attribué à des argileux très peu perméable (jouant le

rôle de zone d'atténuation de la pollution), plus ou moins horizontal, d'une épaisseur supérieure à 15 m. Par contre, le deuxième profil indique l'existence d'un niveau peu résistant (environ 10 ohm.m) moins puissant (aux alentours de 5 m) qui représente des formations argileuses très peu perméables (se trouvant au-dessus des couches perméables), permettant une protection relativement inférieure contre la pollution potentielle. Dans le dernier profil, on note l'absence des niveaux argileux résistants à la superficie du profil. Ainsi, les formations perméables se trouvent, dans ce cas, sans aucun écran d'atténuation de la pollution ; d'où la vulnérabilité élevée de l'aquifère au droit du profil concerné.

On en déduit, que la tomographie électrique est une technique bien adaptée pour fournir une information précise sur la profondeur, l'épaisseur et la continuité latérale des barrières lithologiques peu et/ou très peu



perméables. C'est une méthode rapide, économique et non destructive.

Dans notre zone d'étude, les profils de résistivité électrique montrent une variabilité latérale et verticale des différents niveaux qui peuvent être facilement corrélés aux paramètres lithologiques du sous-sol. Les aires ayant des faibles résistivités indiquent une protection meilleure contre la pollution alors que les zones superficielles à résistivités élevées sont attribuées à des sédiments plus ou moins grossiers qui faciliteront l'infiltration des polluants potentiels.

Il est donc possible de conclure un indice numérique de protection des ressources hydriques souterraines à partir de l'information dérivée des profils bidimensionnelles de la tomographie électrique. Il semble alors que cette technique étant plus précise et fiable pour la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères que les autres méthodes qui se basent sur une inspection superficielle ou une interpolation des données limitées des sondages mécaniques.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une coopération interuniversitaire entre l'Université Abdelmalek Essaadi (Maroc) et l'Université de Barcelone (Espagne) et il a été facilité grâce à une bourse octroyée par l'Agence Espagnole de Coopération Internationale pour le Développement (AECID). Les résultats de ce travail sont aussi le fruit de la

collaboration avec l'Agence du Bassin Hydraulique de Loukkous (ABHL).

Références

- Aller, L., T. Bennett, J. H. Lehr, R. J. Petty, y G. Hackett (1987) DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings, EPA/600/2-87/035, U.S. Environ. Prot. Agency, Ada, Okla.
- Civita M. & Maio De M. (2000) Valutazione e cartografia automatica Della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento con il sistema parametrizzato SINTACS R5. Pitagora Editrice, Bologna. 226 p.
- Foster S. & Hirata R. (1988) — Groundwater risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO-CEPIS Technical report. Lima 73 pp.
- Loke, M.H. (2002) RES2DINV 3.5. Rapid 2-D resistivity and IP inversion using the least square method.
- Salhi A., Stitou El Messari J., Benabdelouahab S., El Gettafi M., Diaz Y., Himi M. & Casas A. (2008) Cartografía comparativa de la vulnerabilidad del acuífero costero de Ghis-Nekor (Marruecos). Geogaceta, 44: 167-170.
- Stitou El Messari J. (2002) Etude de la salinité des eaux souterraines des aquifères côtiers Martil-Alila et Smir: intégration des méthodes hydrogéochimiques, géophysiques et isotopiques. Thèse d'état. Univ. Tétouan. 250p.

Diagnostic sur la ressource eau et sa gestion dans le contexte de l'Oranie (Algérie nord-occidentale) : situation, perspectives et stratégies

W.M. Benyahia ⁽¹⁾, *H.K. Abdelhakk* ⁽¹⁾, *A. Kerfouf* ⁽¹⁾,
K. Moueddene ⁽²⁾ et *M.A. Bouzidi* ⁽³⁾

- (1) Laboratoire 'Eco-développement des Espaces' – Université Djillali Liabés – Sidi Bel Abbés (22000) – Algérie
- (2) Dépt des Sciences de l'Environnement – Faculté des Sciences – Université Djillali Liabés – Sidi Bel Abbés (22000) – Algérie
- (3) Laboratoire 'Biodiversité Végétale : Conservation et Valorisation' – Université Djillali Liabés – Sidi Bel Abbés (22000) – Algérie



Résumé

Dans cette partie de l'Algérie, la disponibilité de l'eau, en générale, et celle potable, en priorité, a toujours constitué la préoccupation majeure des responsables en charge du secteur, en raison que cette région qu'est l'Oranie est particulièrement la plus défavorisée naturellement, par rapport aux régions Centre et Est du pays. De ce fait, cet élément si vital constitue un enjeu primordial pour tous les gouvernements qui se sont succédé. Il se trouve que, sur ce territoire, l'eau douce y est rare et répartie très inégalement entre ses différentes wilayates. Ainsi et au vu de leur développement socio-économique, agricole, industriel et de la demande sans cesse croissante des populations, elles seront appelées, à très brève échéance, à faire face aux problèmes du manque d'eau et de sa gestion.

Cependant, l'eau constitue un domaine de première priorité stratégique sur le plan national, régional et local, plus spécialement dans les zones semi-arides (telle l'Oranie) et arides, où sa rareté, sa diminution et son inégale répartition sont bien marquées, auxquelles sont associées des besoins exponentiellement en hausse et une utilisation irrationnelle et qui nécessitent d'adopter une gestion raisonnable, optimale et durable de celle-ci.

En effet, on se trouve, en Oranie, dans une situation alarmante où l'eau doit être au centre des inquiétudes des autorités locales de toute la région, des organismes gestionnaires, des usagers et de l'ensemble des citoyens ; enfin, de tous les acteurs de l'eau qui doivent s'impliquer davantage, où les pratiques individuelles doivent se faire plus conscientes et respectueuses afin que l'eau, patrimoine commun de la nation, soit mieux connue, considérée comme stratégique, bien protégée et gérée au profit de tous.

Ce diagnostic va permettre de mieux cerner la situation actuelle de la ressource eau en Oranie, plus précisément dans les wilayates les plus importantes et concernées par la présente étude, à savoir Tlemcen, Sidi Bel Abbés, Oran et Ain Témouchent, en termes de réalités, de perspectives et de stratégies afin de circonscrire les problèmes qui en découlent et leur apporter des solutions appropriées.

Ainsi, et dans ce contexte, la gestion rationnelle de cette ressource est devenue aujourd'hui une nécessité, voire une obligation, en vue d'assurer un développement harmonieux et durable.

Mots clés : Algérie, eau, Oranie, enjeu primordial, semi-arides, gestion raisonnable, diagnostic, développement durable.



Introduction

L'eau fait partie de notre environnement naturel tout comme l'air que nous respirons et la Terre qui nous porte et nous nourrit ; elle constitue un des éléments fondamentaux et familiers de notre vie quotidienne. Elle constitue également un intrant essentiel dans toute production végétale (agriculture) et dans plusieurs systèmes de fabrication industrielle (industrie) (Remini, 2005).

Les menaces enregistrées sur sa disponibilité et son utilisation efficiente interpellent toute la communauté de la région et plus. A retenir essentiellement :

- Que l'eau est une ressource collective et elle doit le rester ;
- Protégeons-là en nous rappelant que ce sera pour nos enfants.

Aujourd'hui, c'est à nous tous de nous mobiliser autour de cette problématique de l'eau et d'exprimer nos exigences pour faire entendre la voix de l'eau et des milieux aquatiques qui lui sont liés, malheureusement toujours menacés (Saidi, 2005).

A ce propos, on a essayé par cette contribution de comprendre, sur la base des informa-

tions et données disponibles, le problème de l'eau douce, qui est posé à cette partie de l'Algérie – l'Oranie – et aux organismes gestionnaires, avec tous les efforts qu'ils fournissent, afin de mieux satisfaire aux besoins exprimés par les populations et, par ricochet, à celui de l'eau potable d'alimentation des chefs-lieux des wilayates de la région d'étude (Oran – Ain Témouchent – Sidi Bel Abbés – Tlemcen), en général, et à celle d'Oran, en particulier.

Dans ce cas, l'eau n'est pas posée uniquement en termes de disponibilité ou non, de mobilisation ou non...mais de quantité et de qualité, aussi. Donc, le problème est diversifié et disparate entre ces wilayates.

Situation géographique de la zone d'étude

Elle s'intègre dans la région de l'Oranie (Algérie nord-occidentale) et les wilayates considérées (Tlemcen, Sidi Bel Abbés, Oran et Ain Témouchent).

Elle est limitée au nord par la mer Méditerranée, à l'ouest par la frontière algéro-marocaine, à l'est par les wilayates de Mostaganem, Saïda et Mascara et au sud par celles d'El Bayadh et Naâma (Fig. 1).

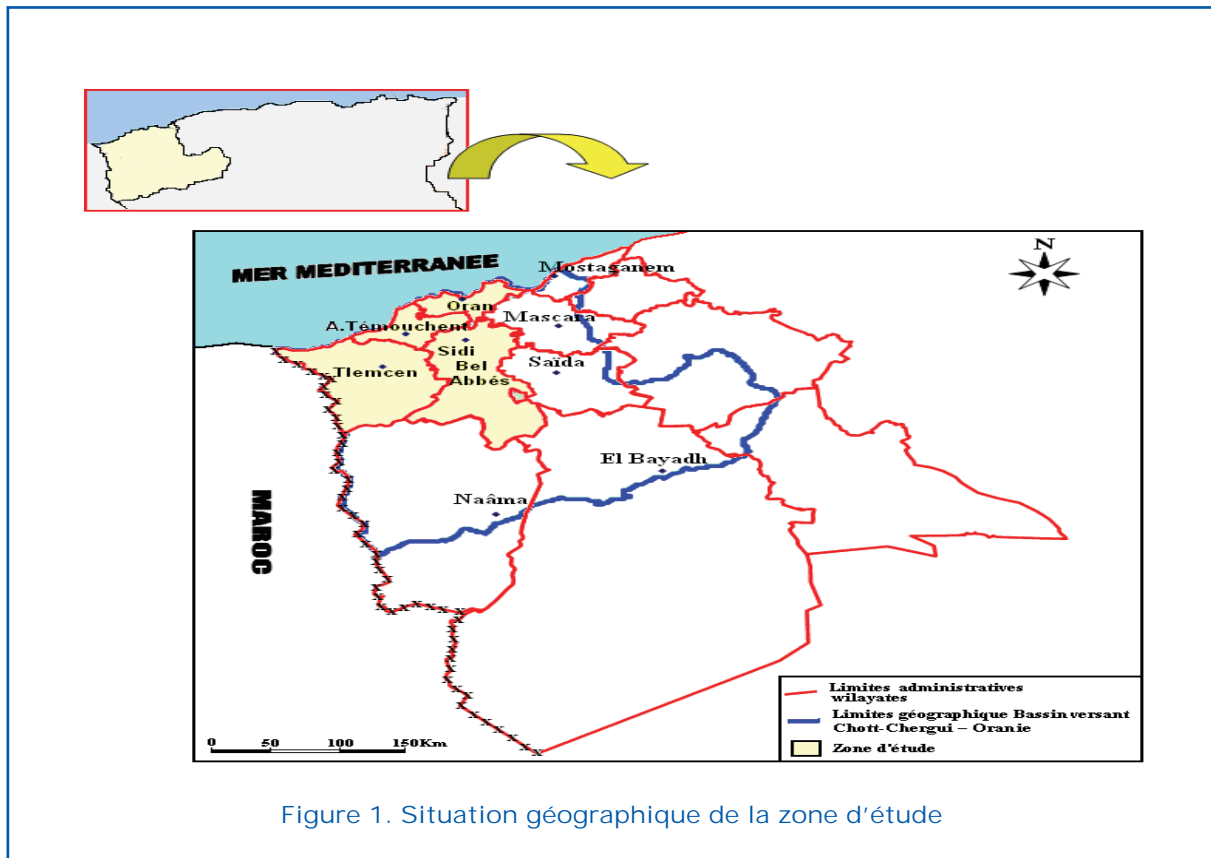


Figure 1. Situation géographique de la zone d'étude

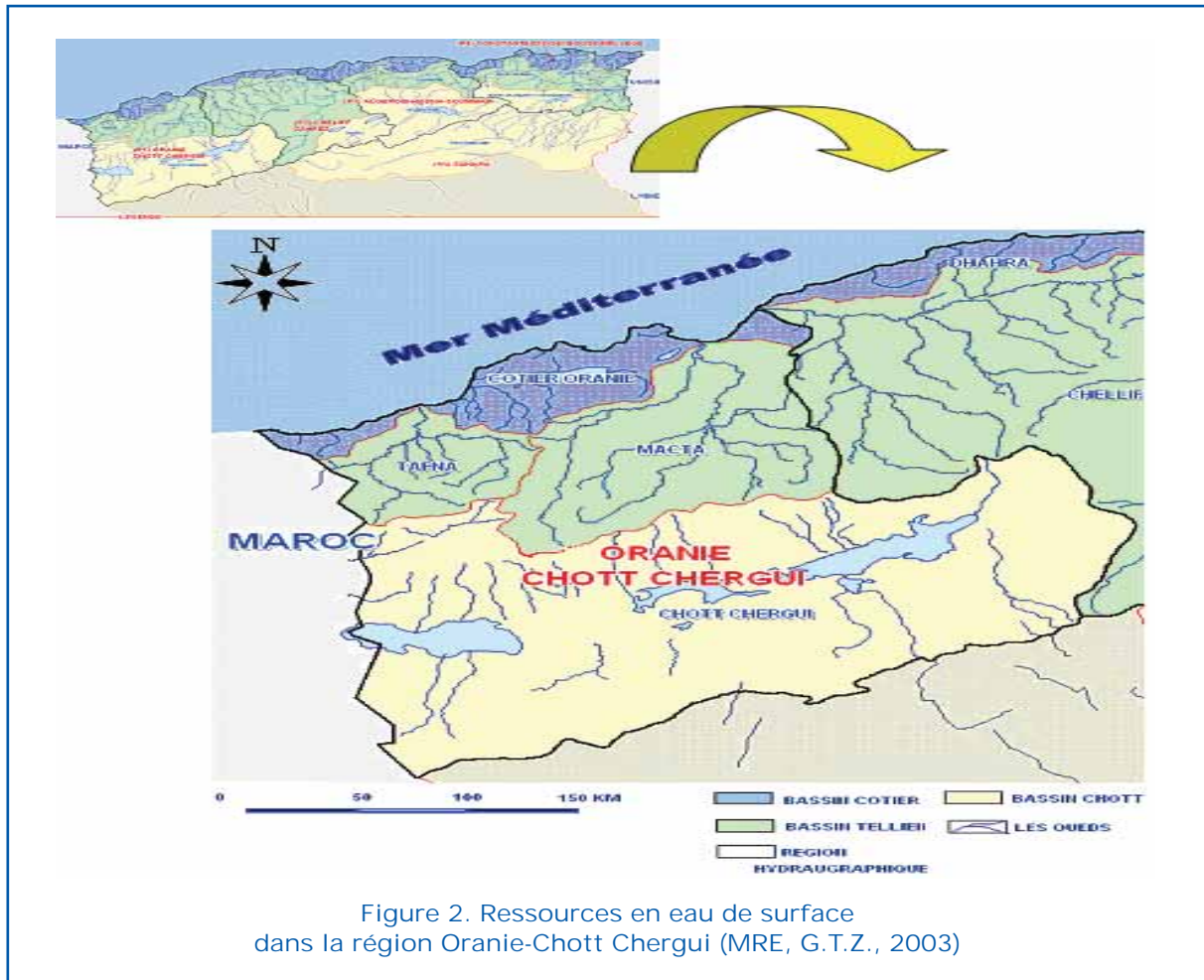


Figure 2. Ressources en eau de surface dans la région Oranie-Chott Chergui (MRE, G.T.Z., 2003)

Potentialités et identification des différentes ressources en eau

L'Oranie dispose de ressources en eau, de surface et souterraine, très inégalement réparties entre les wilayates de la zone d'étude (Fig. 2). Les causes sont à rechercher, dans le faible réseau hydrographique qui la parcourt (peu dense et temporaire, dans son ensemble), dans la position géographique de cette partie de l'Algérie qui se trouve soumise, d'une part, aux influences occidentales de l'Océan Atlantique, du côté des Açores, et, d'autre part, à celles septentrionales de la mer Méditerranée qui font qu'elle soit frappée d'une sécheresse qui s'est installée dans le temps, voici au moins deux décennies, et dans l'instabilité des précipitations. Si ce n'est les très fortes précipitations, de l'automne et de l'hiver de l'année 2009, qui sont venues soulager les craintes des populations et 'casser' ou perturber cette situation qui est devenue alarmante, désastreuse, voire catastrophique (MRE, G.T.Z., 2003).

Les eaux superficielles

Sont constituées par le ruissellement qui peut être capté dans des ouvrages de stockage. Actuellement, il y a dans la région Oranaise neuf grands barrages opérationnels (Tableau 1). Dans ce tableau, ces barrages sont énumérés, ainsi que certaines de leurs caractéristiques.

Les eaux souterraines

Pour calculer la potentialité, il faut compter la quantité d'eau qui s'infiltré chaque année en utilisant la pluie moyenne et un taux d'infiltration en fonction des caractéristiques de la nappe, notamment la perméabilité (Tableau 2). Ensuite, un taux de rabattement est appliqué qui indique les difficultés à exploiter les nappes, par exemple à cause du relief difficile ou à cause de la mauvaise qualité de la nappe (problème de salinité). Actuellement, les nappes sont exploitées au-delà de leurs potentialités (ABH, O.C.C., 2004).

Tableau 1. Barrages dans la région Oranaise (MRE, GTZ, 2003)

<i>Nom du Barrage / de l'Oued</i>	<i>Année mise en eau</i>	<i>Hauteur bar-Crue de barrage (m)</i>	<i>Crue de pro-jet (m³/s)</i>	<i>Capacité de la prise (m³/s)</i>	<i>Volume total (10⁶ m³/a)</i>	<i>Volume Utile (10⁶ m³/a)</i>
Sarno	1954	33.40	4 400.00	4.00	24.86	21.16
Fergoug / El Hammam	1970	44.00	5 500.00	7.30	7.50	4.50
Beni Bahdel / Tafna	1952	55.00	2 000.00	10.00	56.47	49.72
Meffrouche	1963	35.00	790.00		14.99	13.99
Cheurfas/ Mebtouh	1992	69.00	2 160.00	9.60	78.40	70.90
Ouizert/ Sahouet	1985	59.00	1 800.00	5.00	99.80	88.00
Bouhanifia / El Hammam	1948	99.00	4 000.00	16.00	85.08	52.08
Sidi Abdelli/ Isser	1988	58.50	4 430.00		144.20	135.20
H. Boughrara / Tafna	2000	61.00	5 880.00	5.84	177.00	149.47

<i>Nom du barrage</i>	<i>Surface Bassin Versant (km²)</i>	<i>Volume – Apport (10⁶ m³/a)</i>	<i>Volume – Solide (10⁶ m³/a)</i>	<i>Volume Régularisé (10⁶ m³/a)</i>	<i>Destination AEP</i>	<i>Destination AEI</i>	<i>Destination Irrigation</i>
Sarno	263.00	12.00	0.12	10.00	–	–	Sig
Fergoug	420.00	56.00	0.15	7.00	Oran	Arzew	El Habra
Beni Bahdel	1016.00	73.80	0.14	48.00	Oran	–	Maghnia
Meffrouche	90.00	18.00	0.02	14.00	Tlemcen	–	–
Cheurfas	4190.00	57.00	0.36	45.00	–	–	Sig
Ouizert	2100.00	67.00	0.30	32.00	Oran	Arzew	El Habra
Bouhanifia	5750.00	138.80	0.18	72.00	Oran	Arzew	El Habra
Sidi Abdelli	1137.00	61.00	0.18	30.00	Oran, SBA	–	S, Abdelli
H. Boughrara	4000.00	84.00	0.55	60.00	Oran, Tlemcen	–	Tafna, Isser

Tableau 2. Potentialités des nappes par sous bassin versant (MATE-DIRASSET, 2005)

Bassin Côtiers Oranais			Bassin Tafna			Bassin Macta		
Nom sbv	Pluie moy.	Potentialité (10 ⁶ m ³ /a)	Nom sbv	Pluie (mm/an)	Potentialité (10 ⁶ m ³ /a)	Nom sbv	Pluie (mm/an)	Potentialité (10 ⁶ m ³ /a)
Côtiers Ghazaouet	400	5.12	O. Mouillah amont	299	0.64	O. Mekerra amont	201	2.87
Côtiers A. Temouchent	389	11.23	O. Mouillah aval	341	2.09	O. Mekerra moyen	319	7.12
Côtiers les Andalouses	374	6.01	O. Mehaguene	339	6.10	O. Mekerra Sarno	343	14.69
Sebkha d'Oran	354	18.73	O. Tafna amont	389	11.35	O. Mebtouh	335	3.13
Sebkha d'Arzew	332	3.77	O. Tafna boukiou	398	2.65	O. Louza	292	9.54
Côtiers Mostaganem	360	3.34	O. Isser cedra	421	8.43	O. Melrir	275	7.88
			O. Isser sikkak	432	2.95	O. Mezoua	226	5.85
			O. Tafna maritime	362	0.29	O. Sefioune	254	6.10
						O. Berbor	274	4.77
						O. Hounet	253	1.57
						O. Saâda	293	7.63
						O. Taria	316	17.51
						O. Sahouet	276	0.92
						O. Fekane	358	30.32
						O. El Hammam	337	1.86
						O. Macta Maritime	308	14.44
Total	2209	48.20		2981	34.50		4660	136.2

Les ressources d'approvisionnement en eau potable

Wilaya d'Oran

Les ressources qui concourent à l'AEP de la wilaya d'Oran sont au nombre de 10, ont différentes origines et totalisent une capacité de transfert de 730 000 m³/j (ADE, Direction Régionale, Oran, 2006).

L'approvisionnement en eau potable de cette wilaya repose actuellement sur les eaux dessalées à hauteur de 70 %. Mais à présent, elle connaît un déficit en eau potable estimé à près de 195 000 m³, alors que les besoins réels de la population vont au-delà des 300 000 m³/j (Tableau 3).

Wilaya d'Ain Témouchent

C'est la wilaya la plus pauvre en ressources hydriques sur le plan local.

Mise à part le soutien du barrage de Dziouia, l'AEP de cette wilaya est assurée essentiellement à partir du système Beni-Bahdel (barrage + forage) (Tableau 4).

Déjà actuellement, plusieurs agglomérations relevant de cette wilaya connaissent une distribution restrictive, à l'ex. de Béni Saf et Hammam Bouhadjar.

En été, de par sa vocation touristique, elle connaît des afflux importants en estivants et, de ce fait, la demande en eau augmente considérablement dont les quotas alloués à l'ensemble des agglomérations ne peuvent

Tableau 3. Représentation des demandes réelles en eau superficielle et les quotas qui sont alloués aux différentes wilayates (ADE, Direction Régionale, Oran, 2006)

<i>Wilaya</i>	<i>Besoin en eau superficielle (m³/j)</i>	<i>Quotas alloués (m³/j)</i>	<i>Taux de satisfaction (%)</i>
Oran	111 000	75 000	65
Ain Témouchent	32 297	5 000	15
Sidi Bel Abbés	49 646	18 000	36
Tlemcen	83 000	55 000	66

Tableau 4. Répartition des volumes prélevés (ADE, Direction Régionale, Oran, 2006)

	2 ^{ème} trimestre 2008	3 ^{ème} trimestre 2008	4 ^{ème} trimestre 2008
<i>Localités alimentées par barrage Béni Bahdel</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>
W. Tlemcen	10 000	13 000	10 000
W. Sidi Bel Abbés	5 000	10 000	5 000
W. Ain Témouchent	5 000	9 000	5 000
W. Oran	5 000	9 000	5 000
–	25 000	41 000	25 000
<i>Localités alimentées par barrage Sidi Abdeli</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Pas de prélèvement, source épuisée</i>	
W. Sidi Bel Abbés	8 000		
–	8 000		–
<i>Localités alimentées par barrage Fergoug</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>
Sig	4 000	9 000	4 000
	4 000	9 000	4 000
<i>Localités alimentées par barrage Bouhanifia</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>
W. Sidi Bel Abbés	3 000	4 000	3 000
<i>Localités alimentées par barrage Garagar + Merdja Sidi Abed</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>	<i>Besoin (m³/j)</i>
W. Oran	62 000	72 000	62 000

subvenir aux besoins de la population. A cet effet, et en tenant compte du rendement des deux stations de dessalement, qui ne fonctionnent qu'à 30-40 % de leur

capacité, il est souhaitable d'augmenter le quota qui lui est alloué durant la période estivale, pour soutenir l'AEP des agglomérations

du sud de la wilaya (Hammam Bouhdjar, Ain Larbaâ et celles côtières).

Pour étancher la soif de la population de la wilaya, le ministère des ressources en eau a décidé de l'installation de deux stations de dessalement, l'une, d'une capacité de 5 000 m³/j, à Bouzedjar et, l'autre, de même capacité, à Chatt El Ward. L'eau dessalée, produite par les deux stations, alimente déjà, depuis juillet 2006, les localités de Bouzedjar, Houaoura, Messaïd, El Amria et Megra (ADE, Direction Régionale, Oran, 2006).

Wilaya de Sidi Bel Abbés

Elle reçoit actuellement 18 000 m³/j à partir des barrages de Sidi Abdeli, Béni Bahdel et de Dziouia (Tableau 4).

La demande réelle en eau superficielle exprimée par cette wilaya est de 49 646 m³/j.

Selon le scénario établi et l'historique de l'évaluation de la qualité de l'eau brute du barrage Sidi Abdeli, les prélèvements peuvent à tout moment être interrompus. A titre d'exemples pour l'année 2008 :

- dans le cas le plus favorable, les prélèvements peuvent tenir jusqu'au 30/06/2008 en raison de 8 000 m³/j ;
- à partir du 01/07/2008, le quota alloué à la wilaya sera réduit de 8 000 m³/j, ce qui entraînera une forte perturbation, notamment sur le couloir Sidi Abdeli-Sidi Bel Abbés où l'AEP dépend exclusivement des eaux superficielles ;
- la compensation ne pourra se faire qu'à partir de Béni-Bahdel, mais au détriment d'autres wilayates si on doit maintenir les prélèvements qui nous permettent d'aller jusqu'au 31/12/2008.

Ceci étant, le barrage de Béni Bahdel demeure le seul régulateur en matière de compensation de débits pour les quatre wilayates (Tlemcen – Sidi Bel Abbés – Aïn Témouchent et Oran).

Wilaya de Tlemcen

Les principales villes de la wilaya, qui dépendent des ressources superficielles dans la distribution de l'eau, sont au nombre de 15, celles du GUT (3) (Groupement Urbain de Tlemcen) et Aïn El Houtz dépendent des eaux de trois barrages : (Meffrouche : 2 000 m³/j; B.Bahdel : 1 100 m³/j et Sikkak : 10 700 m³/j) (Tableau 4).

Si le barrage de Béni Bahdel peu garantir les 9 500 m³/j, ceux de Meffrouche et Sikkak, de

par la vulnérabilité de leur eau à la pollution, ils peuvent cesser d'alimenter les centres à tout moment. Actuellement :

- Le Meffrouche est pratiquement à sec, et on continue à prélever les 2 000 m³/j à partir de la nappe dont les eaux peuvent se dégrader par manque d'oxygène, comme ce fut en 2006 ;
- Celui de Sikkak, qui continue à recevoir les eaux usées, peut être affecté par l'eutrophisation et cesser de livrer l'eau à la station de traitement.

Compte tenu de ces phénomènes biologiques, qui peuvent surgir avec l'élévation de la température et l'optimisation de la lumière solaire, les 17 000 m³/j prélevés quotidiennement ne sont pas garantis à 100 % ;

- Les barrages de Béni Bahdel et Sikkak contribuent à l'AEP d'autres localités :
- Beni Bahdel : 8 500 m³/j, pour Remchi, Hennaya, Zenata et Sabra ;
- Le Sikkak contribue, avec 3 000 m³/j, à l'AEP de Hennaya et Aïn Youcef ;
- Le Barrage de Hammam Bouhrara, avec sa réserve qui est de 70 Hm³, peut à lui seul satisfaire les besoins de Maghnia et du couloir (Maghnia - ghazaouet) et contribuer avec le surplus au renforcement de la station de Bouhallou, pour soutenir l'AEP de deux autres wilayates avec un volume pouvant atteindre 10 000 m³/j, si seulement les conditions de transfert sont réunies (achèvement des travaux d'adduction et de pompage).

Aussi, et pour pallier partiellement à ces contraintes, la Direction de l'Hydraulique devrait activer les travaux des forages et leur équipement, pour pouvoir mobiliser des volumes qui contribueront partiellement aux déficits éventuellement affichés, au cas où la sécheresse persistera d'ici là.

Pour le GUT, il y a cinq forages qui sont mobilisés ; débit total escompté : 33l/s ≈ 2 800 m³/j ; pour Hennaya 15l/s ≈ 1 200 m³/j ; Remchi 15 l/s ≈ 1 200 m³/j. Soit un total de 5 20 m³/j, c'est pratiquement un tiers du volume prélevé de Sikkak.

Conclusion

L'Algérie, avec sa centaine de barrages n'arrive à mobiliser qu'un taux très faible. Il va de soi que le traitement des eaux usées et leur utilisation (au moins 50%), le dessale-

ment de l'eau de mer, la diminution sensible des fuites et du gaspillage d'eau, la construction de nouveaux barrages, ainsi que des transferts d'eau... sont des axes directeurs à explorer en profondeur.

Sur la base des investigations effectuées à travers la zone d'étude et au vu de l'analyse des données recueillies et de leur interprétation, on est arrivé au constat que le problème d'alimentation en eau potable des populations et pour les divers autres usages, des wilayates concernées, est toujours posé et peut être résorbé progressivement, et elle l'est sur le terrain grâce aux grands chantiers lancés par l'état algérien durant cette dernière décennie, pour le réaménagement et la réhabilitation des ouvrages existants, l'entretien des réseaux vétustes de distribution, la réalisation de nouvelles installations appropriées (construction de nouveaux barrages, usines et stations de dessalement...), l'introduction et l'application de nouvelles méthodes modernes de gestion répondant aux réalités de l'Algérie.

Cependant et pour la concrétisation de ces ambitions, ci-contre quelques mesures qui semblent adéquates et répondre à cette problématique plus ou moins complexe, telles : -procédés de dessalement de l'eau saumâtre, utilisant l'énergie solaire, stockée dans les bassins continentaux ;

- aménagement des cours d'eau (pour la réalimentation des nappes aquifères...);
- aménagement des versants (boisements, reboisements...), pour lutter contre l'érosion et éviter le problème d'envasement des barrages ;
- éviter l'édification des grands barrages qui s'ensavent et deviennent difficile à entretenir ;
- protection de l'environnement par le recyclage des eaux usées, pour parer à la gravité de la question de l'eau en Algérie qui doit être considérée et gérée comme un véritable bien économique ; et leur utilisation en agriculture, par exemple... ;
- promotion de la recherche : renforcement de la formation de cadres en Sciences de l'eau ;
- problème de stockage local qui doit trouver une solution rapide ;
- réseaux de distribution doivent faire l'objet

d'un plan de rénovation et leur extension aux nouvelles citées ;

- conduites doivent être protégées des infiltrations accidentelles des eaux usées afin d'éviter les cross-connexion ;
- gestion de l'eau et l'assainissement soient confiés à même organisme. Car la gestion suppose des actions coordonnées, en conformité à la politique d'aménagement du territoire. Ainsi, les ressources hydriques seraient mises en valeur et préservées ; pour cela, des moyens scientifiques, techniques et financiers sont indispensables ;
- sensibilisation des populations aux problèmes de l'eau et leur participation active à sa préservation et sa protection...

C'est au vu de ces quelques constats que le Ministère des Ressources en Eau (MRE) a opté pour une Nouvelle Politique de l'Eau (NPE). Elle s'articule autour de trois grands principes :

- *L'eau est un bien économique* : on doit donc au moins s'attacher à déterminer le coût réel de l'eau distribuée. Le prix auquel on le fait payer ensuite à l'utilisateur, relève d'un autre niveau de décision politique, lié à des contraintes economico-sociales ;
- *L'eau est rare et vulnérable* : à ce titre, elle doit faire l'objet d'une protection quantitative et qualitative. La gestion de l'eau doit être assurée de façon intégrée, à l'échelle d'une unité naturelle qu'est le bassin hydrographique. On doit donc, à la fois, mettre en place les instruments de cette gestion par bassin, mais aussi l'ensemble des outils réglementaires, nécessaires pour assurer la protection des ressources, en préservant au mieux les écosystèmes ;
- *L'eau est l'affaire de tous* : il faut donc apprendre à développer la concertation, pour que les décisions prises ne soient plus le fait d'un décideur autoritaire et unique, ou unilatéral, mais plutôt celui d'un consensus autour d'objectifs discutés puis arrêtés d'un commun accord.

A l'instar des importantes réformes structurelles à tous les niveaux, l'Algérie devra relever ce défi pour intégrer la gestion de cette ressource rare dans le cadre du développement economico-social et industriel du pays.

Références

- A.B.H., O.C.C. (2004) Cadastre Hydraulique, Bassin Côtiers, Ressources en Eau et en Sols. Mission I, Juin 2004, Oran.
- A.B.H., O.C.C. (2004) Cadastre Hydraulique, Bassin Côtiers, Alimentation en Eau Potable et Industrielle. Mission II, Avril 2004, Oran.
- A.B.H., O.C.C. (2005) Cadastre Hydraulique, Bassin Macta, Inventaire des Ressources en Eau et en Sols et des Infrastructures de Mobilisation. Mission I, Juin 2005, Oran.
- A.B.H., O.C.C. (2005) Cadastre Hydraulique, Bassin Macta, Infrastructure d'Alimentation en Eau Potable et Industrielle. Mission II, Juin 2005, Oran.
- A.B.H., O.C.C. (2006) Cadastre Hydraulique, Bassin Tafna, Inventaire des Ressources en Eau et en Sols et des Infrastructures de Mobilisation. Mission I, Juin 2006. Oran.
- A.B.H., O.C.C. (2006) Cadastre Hydraulique Bassin Tafna, Cadastre des Infrastructures d'Alimentation en Eau Potable et Industrielle. Mission II, Juin 2006, Oran.
- A.D.E., Direction Régionale d'Oran (2006) Missions et Défis- 3. Rapport de synthèse. Mars 2006.
- Boudjadja, A., Messahel, M. & Pauc, H. (2003) Ressources hydriques en Algérie du nord. *Rev. Sc. Eau, Canada*, 285-304.
- C.N.E.S., CONSEIL NATIONAL ECONOMIQUE ET SOCIAL (2000) L'eau en Algérie : le grand défi de demain. Avant-projet de rapport, Commission de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
- D.H.W., Aïn Témouchent (2003) Les Ressources Naturelles et leurs Exploitations. Octobre 2007, n° 435, Direction des mobilisations des ressources en eau, Etats de production en eaux.
- Kadi, A. (1997) La gestion de l'eau en Algérie. *J. Sc. Hydrologiques*, 42 (2), 191-197.
- Kettab, A. (2000) Ressources en eau en Algérie : stratégie, enjeux et vision. *Elsevier, Sciences*, 98, 66 -72.
- Kettab A. (2001) les ressources en eau : politique, enjeux, stratégies, défis à relever et vision. *Forum Scientif. Internat. Prévision du climat et stratégie des ressources en eau au Maghreb, Adrar Algérie*, 24-29 Septembre 2001, pp 22-25.
- MATE (2005) Conférence Régionale sur le Projet du Schéma Régional d'Aménagement du Territoire de la Région Programme « Nord-Ouest » : Horizon 2025, Wilayates de : Sidi Bel Abbés, Mostaganem, Mascara, Relizane, Aïn Témouchent, Tlemcen et Oran. 11-12 Décembre 2005
- MATE-DIRASSET (2005) Schéma régional d'aménagement du territoire de la région : programme du nord ouest : Horizon 2025. Rapport définitif de première phase : Bilan Diagnostic, Tendances, Scénarios DIRASSAT.
- MATE (2005) Schéma National d'Aménagement du Territoire. MISSION II, Ingérop. ABI 21 SNAT 2025, proposition de scénarios, 2^{ème} Document de Travail, Octobre 2005, Algérie.
- MRE, G.T.Z. (2003) Rapport sur l'état de l'avenir de l'environnement 2003. Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD). GTZ, Coopération Technique Algéro-Allemande, Programme Gestion de l'Environnement. Partie II. Alger, Algérie, 465p.
- MRE, SAFEGE (2003) Etude générale sur le dessalement de l'eau de mer. SAFEGE, Ingénieurs Conseils en Algérie, Alger.
- Remini, B. (2005) la problématique de l'eau en Algérie. *Office des Publications Universitaires*, Alger, Algérie, 162p.
- Saidi A. (2005) La politique nationale de l'eau en Algérie. Visions, options et perspectives. *Journées de Réflexion sur la Modernisation de la Gestion de l'Eau en Algérie*, Alger, 23-25 mai 2005.
- Yebdri D. (2007) Contribution à la gestion des eaux superficielle du bassin versant de la Tafna. *Thèse Doc. Etat*, USTO, Oran, Algérie.

Poly(Vinyl Alcohol)/Poly(4-Vinylpyridine) Novel Metal-Chelating Membrane for Sorption and Filtration of Hg(II) from Aqueous Solution

H. Bessbousse ^(1,2,3), J.-F. Verchereb ⁽²⁾, L. Lebrunb ⁽²⁾, T. Wadea ⁽¹⁾

(1) Laboratoire des Solides Irradiés, Ecole Polytechnique-CEA, 91128 Plaiseau, France

(2) CNRS UMR6270 CNRS, Université de Rouen, 76821 Mont-Saint-Aignan Cedex, France

(3) Université Hassan Ier, FST de Settât, BP 577, Settât, Morocco



Abstract

A novel PV A/P4VP complexing membrane for removal of Hg(II) ions from aqueous solutions was prepared by the s-IPN technique, and its crosslinking with gaseous 1,2-dibromoethane at 140 °C was studied. The sorption reaction of Hg(II) followed a first-order rate law. Sorption experiments at pH 2.5 showed that the retention ratio could reach 100% under optimized conditions for the initial concentration of Hg(II) and mass of membrane, $c_0 = 100 \text{ mg L}^{-1}$ and $m_D = 100 \text{ mg}$, respectively. The retention ratio was remarkably insensitive to water hardness or the presence of NaCl, suggesting possible use for the purification of real wastewaters. The retention capacity of the membrane was 450 mg g^{-1} . Sorption isotherms were determined at various temperatures, according to the Langmuir model, for the determination of the thermodynamical parameters. When T increased, mercury uptake at equilibrium did not change, whereas the sorption coefficient b decreased and ΔG° decreased. This result is probably due to a large favourable entropic effect, ascribed to the displacement of protons from the protonated sites of P₄VP while they bind with Hg(II) ions. The membrane could be regenerated by 0.5 M HNO₃ with less than 3% loss of efficiency. The membrane was used for filtration experiments. The elimination ratio was 99.9% or more for filtration of Hg(II) solutions in the $c_0 = 16.6\text{-}89.1 \text{ mg L}^{-1}$ range.

Introduction

Heavy metal pollution represents an important environmental problem due to the toxic effects of metals even at very low concentrations. The accumulation of heavy metals throughout the food chain leads to serious ecological and health problems [1]. Mercury is universally recognised as one of the most toxic, dangerous and non-biodegradable inorganic pollutants present in aquatic systems [2-8]. Mercury is present in many products of common use (e.g. thermometers, batteries, medical drugs, etc...). Hg ions are generated in wastewater by several industrial processes (e.g. chloro-alkali production, pharmaceutical and cosmetic preparations, combustion of fossil fuels, electrical and

electronics manufacturing plants, metal processing, metal plating, metal finishing, pulp and paper industries, etc...), resulting in contamination of aquatic systems [2-5,7-8].

As for other heavy metals, many methods are available for the removal of mercury from wastewaters [2-3,5-10]. All heavy metals can be removed by non-specific adsorption on solid matrixes, such as activated carbon, metal oxides, and ion-exchange materials, or by specific adsorption on suitable sorbents. A specific sorbent consists of a ligand (e.g. a complexing or chelating agent) that interacts with a metal ion specifically, and a support matrix, which may be an inorganic material (e.g. aluminum oxide, silica or glass) or an organic material (e.g. polymethylmethacrylate, polystyrene, cellulose).



Specific sorption can take place with a resin (often in beads form) or with a membrane, the latter having the advantage of shorter filtration time. An interesting membrane technique for the removal of heavy metal ions is Polymer-Enhanced UltraFiltration (PEUF) [5,11]. This technique is based on the complexation of the metal ions by water-soluble complexing polymers, in order to form complexes of large size that are retained in subsequent ultrafiltration (UF). In PEUF, frequently used complexing polymers are synthetic polyacrylic acid, polyethylenimine (PEI), and their derivatives [2,5], or natural ligands, such as alginate and chitosan [3]. During the last decade, several metal-retaining membranes, containing a variety of complexing or chelating ligands, have been reported to efficiently remove heavy metals [12-17]. The research field of our team is the design of UF membranes in which the complexing water-soluble polymer is integrated, in order to group the complexation and filtration steps of PEUF in a single operation [17-20]. Thus, these complexing membranes will retain the metal ions during the filtration. The first advantage of such complexing membranes is that the amount of polymer used is much lower than in PEUF. A second advantage is that the method possesses the same selectivity as PEUF, when provision is made for the appropriate choice of the complexing polymer. Because the complexing polymer is water-soluble, its incorporation must be followed by immobilization in the membrane. This may be achieved by grafting a complexing polymer on an inert polymer matrix such as low-density polyethylene (LDPE) [21]. A simpler way for immobilizing the complexing polymer in the matrix is the semi-Interpenetrating Polymer Network (s-IPN) technique. In this case, chains of a complexing polymer are immobilized, without chemical bonding, within the matrix network of a crosslinked polymer. We have previously established that poly(vinyl alcohol) (PVA) was particularly suitable for the matrix, because of its excellent film-forming properties and high density of hydroxyl groups, that provides numerous sites for crosslinking [17-19]. Several reagents, such as gaseous 1,2-dibromoethane (DBE), glutaraldehyde (GL) and hydrochloric acid (HCl) have been reported as crosslinkers for the PVA matrix [17-19].

The subject of this work was the design of a novel complexing membrane containing poly(4-vinylpyridine) (P₄VP) as an efficient ligand for mercury. P₄VP is known to be a ligand for heavy metals [27], and was used as a sorbent for precious and noble metals [23]. In this paper, we report the preparation and characterisation of a novel PVA/P₄VP membrane. The performances of this membrane for removal of Hg(II) from aquatic systems under a wide range of conditions were investigated. The sorption properties of the membrane were determined by considering many experimental factors, such as pH, contact time, initial metal ion concentration, ionic strength, water hardness and temperature that have a large variability in real wastewaters.

Experimental

PVA (99% hydrolysed, $\overline{M}_w = 124,000 - 186,000$ g mol⁻¹) and P₄VP ($\overline{M}_w = 160,000$ g mol⁻¹) were provided by Sigma-Aldrich. DBE (99%) (Sigma-Aldrich), aqueous solutions (Sigma-Aldrich) of acetic acid (1 mol L⁻¹) and nitric acid (65%) were used without further purification. Commercial salts, sodium chloride and calcium nitrate were commercial compounds (Sigma-Aldrich) of the highest available grade. The determination of the concentration of mercury (mercury nitrate (Aldrich)) in samples was performed by atomic absorption spectroscopy (AAS), using a Spectra AA 10/20 flame atomic spectrometer from Varian, Mulgrave, Australia. Mercury standard solutions (1% wt/v in HNO₃) from Sigma-Aldrich were used for the calibration of the spectrophotometer. The pH was measured with a Tacussel LPH-230T pH-meter fitted with a combined glass electrode. The PVA/P₄VP membranes in the appropriate (60/40) mass ratio were prepared and crosslinking in the same manner as described elsewhere [17-19], except that P₄VP was introduced in form of a 10 g L⁻¹ aqueous acetic acid solution. The efficiency of the crosslinking reaction was checked by FTIR measurements in transmission mode (ATR) using the Nicolet Avatar 360 FTIR. The spectra of the membrane samples were compared before and after the crosslinking treatments. Membrane samples, initially weighed (m_D)

when dry, were placed into aqueous solutions of Hg(II) (volume V , initial concentration c_0) previously brought to the desired pH (± 0.1 units). For kinetic studies ($V = 230 \text{ cm}^3$), samples of 5 cm^3 of solution were withdrawn at known times. For static experiments, samples of 5 cm^3 of solution were withdrawn before introduction of the membrane and at equilibrium. The mass q ($q = (c_0 - c_{eq})V/m_D$) of mercury absorbed at equilibrium per g of membrane (mg g^{-1}) was obtained. c_0 and c_{eq} are the initial and equilibrium concentrations of Hg(II) ions in the solution (mg L^{-1}), respectively. V is the volume of solution (L) and m_D is the mass of dry membrane (g). The metal ion retention ratio R of the membrane (%) is defined as: $R = ((c_0 - c_{eq})/c_0)100$.

The filtration experiments were performed using the thermostated ($25 \pm 0.5^\circ\text{C}$) two-chamber cylindrical cell ($V = 450 \text{ cm}^3$) previously described [17].

Results and Discussion

FTIR spectra of the 60/40 PV A/P₄VP blend, before and after DBE crosslinking (Fig. 1), show that crosslinking causes (i) a decrease in the intensity of the bands located at $\approx 3,300$ and $2,900 \text{ cm}^{-1}$, attributed to the stretching vibrations of the hydroxyl groups of PVA, and (ii) the appearance of a new band centered at $\approx 1,180 \text{ cm}^{-1}$, attributed to the presence of OCH₂ groups. These spectral changes agree with the formation of ether links from HO groups of the PVA chains [24], and prove effective crosslinking of the PV A chains.

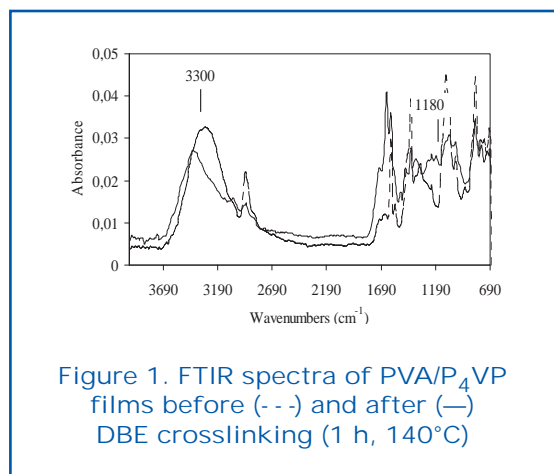


Figure 1. FTIR spectra of PVA/P₄VP films before (---) and after (—) DBE crosslinking (1 h, 140°C)

The pH of the Hg(II) solution affects the extent of sorption because it strongly influences the metal speciation and precipitation, and the protonation degree of the P₄VP ligand. For an aqueous solution of Hg(II) ions ($c_0 = 100 \text{ mg L}^{-1}$), the effect of pH on the retention ratio R is reported in Table 1. Because the pH of the solution modified the solubility of Hg(II) ions, the conditions of pH and Hg(II) concentration were chosen so that no precipitation could occur during the experiments. At pH 2.5, Hg(II) ions would not precipitate if their concentration is $< 2 \times 10^3 \text{ mg L}^{-1}$. This limit was calculated using the value of the solubility product ($pK_s = 25.0$) reported for Hg(OH)₂ [25]. Moreover, since precipitation was not instantaneous, experiments could be performed at pH 2.5 even at $c_0 = 4 \times 10^3 \text{ mg L}^{-1}$. Finally, the working range for sorption of Hg(II) by the P₄VP membrane was set at pH 2.5.

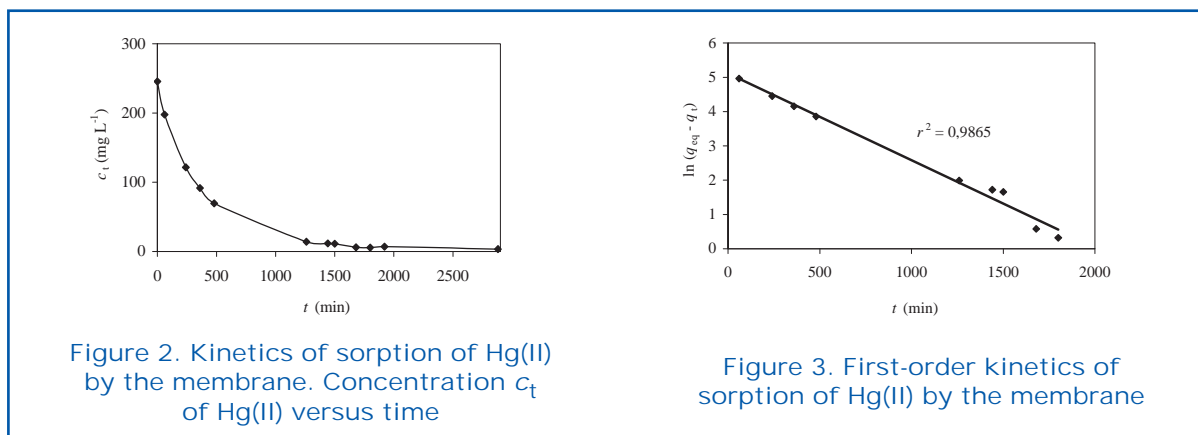
The kinetic study of the sorption of Hg(II) by a membrane sample ($m_D = 301.6 \text{ mg}$) was performed in a solution ($c_0 = 245.7 \text{ mg L}^{-1}$, $V = 230 \text{ cm}^3$) at pH 2.5. Fig. 2 shows the decreasing concentration of Hg(II) in the solution, c_t as a function of time t . The uptake of Hg(II) by the membrane at pH 2.5 was slow. The plateau values were approached after about 1,260 min (21 h). These results established the time necessary for the subsequent sorption studies: a shaking period of 24 h was chosen for all sorption experiments.

In order to specify the controlling mechanism of sorption process, the kinetic data were analysed using the first-order rate expression of Lagergren ($\ln(q_{eq} - q_t) = \ln q_{eq} - kt$), which is the most widely used for the sorption of a solute from a solution. k (min^{-1}) is the rate constant of first-order sorption and q_{eq} and q_t (mg g^{-1}) are the masses of Hg(II) sorbed per g of membrane at equilibrium

Table 1. Effect of pH on the retention ratio of Hg(II) by the membrane

pH	1.02	2.04	2.97
R (%)	41.4	58.4	99.2
Solubility limit of Hg(II) (mg L^{-1})	2×10^6	2×10^4	2×10^2

Room temperature; $m_D = 100 \text{ mg}$; $c_0 = 100 \text{ mg L}^{-1}$; $V = 50 \text{ cm}^3$.



and at time t , respectively. In agreement with a first-order process, the plot of $\ln (q_{eq} - q_t)$ against t is a straight line, the slope of which is $-k$ (Fig. 3). The half-reaction time ($t_{1/2} \approx 277$ min) is consistent with the reaction being complete in ≈ 24 h. The mass of Hg sorbed at equilibrium per g of membrane, calculated from the intercept of Fig. 3, was $q_{eq} = 166$ mg g^{-1} . This calculated value is in the same range as the experimental value after 24 h contact time ($q_{eq} = 178 \pm 10$ mg g^{-1}). The fact that the kinetic law is of first order is probably due to the large excess of complexation sites of the membrane with respect to the concentration of Hg(II) in solution. Removal by the membrane of Hg(II) ($m_D = 100$ mg, $c_0 = 100$ mg L^{-1} , $V = 50$ cm 3) present in hard (Ca(II) ions: 0-200 mg L^{-1}) and saline (NaCl: 0.005-10 g L^{-1}) waters was investigated at pH 2.5. The values of the retention ratio R and the mass q_{eq} of mercury sorbed per gram of membrane at equilibrium are given in Table 2. These data show that the presence of Ca(II) ions at low concentrations (20-40 mg L^{-1})

did not decrease the retention ratio of Hg(II) ($R \approx 99\%$). At larger concentrations of Ca(II) ions (100-200 mg L^{-1}), R decreased only by 2.5%. Such small variations indicated that no competition occurred between the two metal ions, and that effects of ionic strength were negligible. At the presence of NaCl, the retention ratio of Hg(II) was always $> 98\%$, even in the presence of 10 g L^{-1} NaCl. These results show the considerable potential of the PVA/P $_4$ VP for the treatment of hard and saline water streams containing mercury ions. It may be related to a particularly high affinity between Hg(II) and the complexation sites of this membrane. The uptake of Hg(II) by the membrane can be described in form of sorption isotherms. Fig. 4 shows the mass q of mercury sorbed at equilibrium per gram of membrane (mg g^{-1}) as a function of the equilibrium concentration c_{eq} of Hg(II). The initial concentration c_0 varied in the 20-3,500 mg L^{-1} range, at pH 2.5. The values of q increased with increasing c_0 , as expected if the sorption equilibrium was displaced by the

Table 2. Effect of presence of Ca(II) ions and NaCl on sorption of Hg(II) by the PVA/P $_4$ VP membrane

[Ca(II)] (mg L^{-1})	R (%)	q_{eq} (mg g^{-1})	[NaCl] (g L^{-1})	R (%)	q_{eq} (mg g^{-1})
0	99.2	44.0	0	99.2	44.0
20	98.4	43.4	0.005	100.0	44.0
40	99.3	43.1	0.05	99.9	43.1
100	97.2	41.1	0.5	99.8	43.5
200	96.7	41.5	10	98.3	43.4

Room temperature; pH 2.5; $V = 50$ cm 3 ; $m_D \approx 100$ mg, $c_0 = 100$ mg L^{-1} . Accuracy $R \pm 3\%$, $q \pm 1.5\%$.

increasing amount of Hg(II) in solution. The existence of a plateau for $c_{eq} \approx 1,000 \text{ mg L}^{-1}$ indicated the final saturation of the membrane. The maximum mass of Hg(II) absorbed at equilibrium per g of membrane was $q \approx 460 \text{ mg g}^{-1}$. The theoretical value of q was calculated as follows. For a mass $m_D = 1 \text{ g}$, the P_4VP content of the membrane is 40%, corresponding to $N = 3.81 \text{ mmol } P_4VP$ units or nitrogen atoms ($M_{P_4VP} = 105 \text{ g mol}^{-1}$). Since an average complexing site contains 1.7 nitrogen atoms, the maximum retained amount of Hg(II) should be $N/1.7 = 2.24 \text{ mmol}$. The mass of Hg that can be retained in 1 g of membrane was finally calculated. This mass is 450 mg g^{-1} , in excellent agreement with the experimental value.

The sorption equilibrium of mercury by the PVA/ P_4VP membrane are classically studied by using the Langmuir and Freundlich isotherms. In this study, the Langmuir model ($q = q_{max}bc_{eq}/(1+bc_{eq})$) gave excellent fitting with the experimental data. q_{max} and b are the maximum sorbed mass at saturation (mg g^{-1}) and the sorption coefficient (L mg^{-1}), respectively. The constants q_{max} and b were determined from the linearised form ($c_{eq}/q = (c_{eq}/q_{max}) + 1/bq_{max}$) according to the Hanes-Woolf treatment. Therefore, a plot of c_{eq}/q versus c_{eq} was a straight line with a slope $1/q_{max}$ and intercept $1/bq_{max}$. The linear Langmuir plot, for $c_0 = 0\text{-}3500 \text{ mg L}^{-1}$, is shown in Fig. 5. The isotherm constants q_{max} and b are given in Table 3. The calculated value of q_{max} was 455 mg g^{-1} , in close agreement with the experimental and theoretical values, 460 and 450 mg g^{-1} , respectively. The good representation of the sorption equilibrium by the Langmuir model supports the hypothesis that sorption of

Table 3. Parameters of the Langmuir model for the sorption of Hg(II) by the PVA/ P_4VP membrane

b (L mg^{-1})	q_{max} (mg g^{-1})	r^2	Experimental q (mg g^{-1})
0.04417	455	0.9986	460

Room temperature; pH 2.5; $m_D \approx 100 \text{ mg}$; $c_0 = 0\text{-}3,500 \text{ mg L}^{-1}$; $V = 50 \text{ cm}^3$. Accuracy: $b \pm 5\%$; $q_{max} \pm 5\%$.

Hg(II) by the membrane is actually limited by the saturation of the P_4VP complexing sites. The thermodynamic parameters (enthalpy ΔH° and entropy ΔS°) of sorption of Hg(II) were determined by performing batch sorption experiments at six temperatures ($T = 288, 298, 308, 318, 328$ and 338 K). All experiments were performed in duplicate at pH 2.5 ($V = 50 \text{ cm}^3$, $c_0 = 100\text{-}2000 \text{ mg L}^{-1}$) with twelve different membrane samples ($m_D \approx 100 \text{ mg}$). A linear Langmuir plot was drawn for each sorption isotherm. The values of ΔH° (kJ mol^{-1}) and S° (J mol^{-1}), according to equation: $\ln b = \Delta S^\circ/R - \Delta H^\circ/RT$, were determined from the slope and intercept of the plot of $\ln b$ versus $1/T$. R is the ideal gas constant ($\text{kJ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$). The change in free energy ΔG° (kJ mol^{-1}) for the sorption of Hg(II) by the membrane was calculated ($\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ$). The values of b , q_{max} , ΔH° , ΔS° , and ΔG° are summarized in Table 4. The sorption constant b decreased with increasing temperature, showing that the sorption reaction is exothermic. However, the sorption reaction was favoured with increasing temperature, as shown by the decreasing values of ΔG° . The values of q_{max}

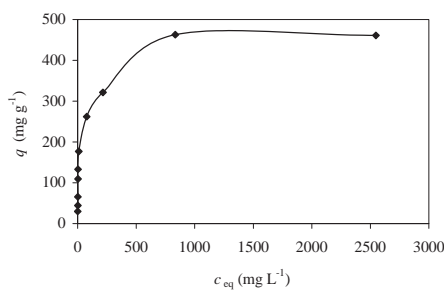


Figure 4. Sorption isotherm of Hg(II) by the membrane

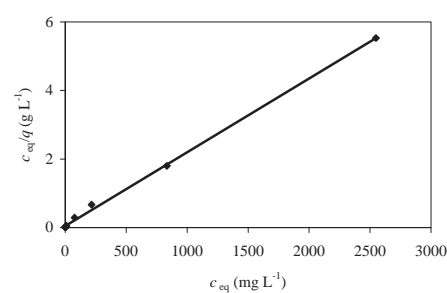


Figure 5. Langmuir plot for sorption of Hg(II) by the membrane

Table 4. Values of thermodynamic parameters for the sorption of Hg(II) by the PVA/P₄VP membrane

<i>T</i> (K)	<i>b</i> (L mol ⁻¹)	<i>q</i> _{max} (mg g ⁻¹)	<i>r</i> ²	ΔG° (kJ mol ⁻¹)
288	9149.7	456.4	0.9958	-21.86
298	8897.2	454.5	0.9885	-22.55
308	7196.1	416.7	0.9966	-22.76
318	6179.3	384.6	0.9980	-23.09
328	6138.0	400.0	0.9972	-23.80
338	5261.4	416.7	0.9984	-24.10

pH 2.5 ; *m*_D ≈ 100 mg ; *c*₀ = 100-2000 mg L⁻¹; *V* = 50 cm³. *r*² is the correlation coefficient of the Langmuir isotherms. Accuracy: *b* ± 5%; ΔG° ± 1%; *q*_{max} ± 9%. ΔH° = -9.3 ± 2.0 kJ mol⁻¹; ΔS° = 43.7 ± 3.0 J K⁻¹ mol⁻¹.

were almost constant, in agreement with the fact that the membrane is saturated for high values of *c*₀. The negative value of ΔH° (-9.3 kJ mol⁻¹) is small and does not provide evidence for chemisorption or physisorption of Hg(II) by the sites of P₄VP. Another aspect to notice is that the value of ΔS° is positive. A positive ΔS° value suggests that sorption results in a decrease of order in the system. Since the sorbed Hg(II) are likely more ordered than when free in solution, the overall increase of disorder is probably due to the simultaneous release of protons, that are very mobile counterions, from the complexing sites of the membrane. This is in agreement with the fact that sorption experiments were performed in very acidic medium (*pH* = 2.5).

In order to apply sorption by membranes to the treatment of real wastewater, regeneration of the membrane is important for economic reasons. So, in order to determine the reusability of the membrane, consecutive sorption-desorption cycles were repeated five times by using the same membrane sample (*m*_D ≈ 100 mg). The sorption steps were performed during 24 h in a solution of Hg(II) (*c*₀ = 100 mg L⁻¹, *V* = 50 cm³, *pH* 2.5). For the desorption steps, the membrane loaded with Hg(II) was placed in the desorption medium (50 cm³ of 0.5 M HNO₃ solution) and stirred at 100 rpm for 24 h. The desorption ratio *D* ($D = (n_d/n_r)100$) was calculated. *n*_d is the quantity of desorbed Hg(II) and *n*_r is the quantity (mol) of Hg(II) retained in the membrane. The results for the retention ratio *R* (sorption steps) and the desorption ratio *D* (desorption steps) are shown in

Table 5. Both values of *R* and *D* were very large (between 90-100%) and did not noticeably change (only a 4% change was observed) during the repeated sorption-desorption operations.

The efficiency of the PV A/P₄VP membrane for filtration of Hg(II) was studied by monitoring the Hg(II) concentration *c*_F in the filtrate versus time. Two solutions of Hg(II) (*V* = 400 cm³, *c*₀ = 16.6 or 89.1 mg L⁻¹) were filtrated (pressure = 0.30±0.01 MPa) with two membranes samples (*m*_D ≈ 369 mg) and aliquots of the effluents were collected at known intervals. Each experiment was stopped when ≈ 370 cm³ of filtrate had been obtained. The flow rates were periodically measured, typically 0.53-0.56 cm³ h⁻¹. The very small average values found for *c*_F in both experiments (Table 6) provide evidence for almost complete removal of Hg(II) by the PVA/P₄VP membrane. The performance of the membrane, in terms of quality of the

Table 5. Sorption-desorption cycles of Hg(II) with 0.5 M HNO₃

Cycle number	<i>q</i> (mg g ⁻¹)	<i>R</i> (%)	<i>D</i> (%)
1	46.5	99.8	99.9
2	42.1	90.5	98.4
3	42.5	91.3	98.6
4	43.5	93.5	97.6
5	44.8	96.2	97.4

Room temperature; *m*_D ≈ 100 mg; sorption at *pH* 2.5; *c*₀ = 100 mg L⁻¹.

Table 6. Filtration of aqueous Hg(II) solutions through PVA/P₄VP membranes

c_0 (mg L ⁻¹)	m_D (mg)	Flow rate (cm ³ h ⁻¹)	Average c_F (mg L ⁻¹)	E (%)
89.1	369.6	0.53	0.1	99.9
16.6	369.0	0.56	0 ^a	100

$T = 25$ °C; pH 2.5; $V = 400$ cm³.

^a The limit of detection for Hg(II) was 0.1 mg L⁻¹.

filtrated water was quantified by the elimination ratio E ($E = ((c_0 - c_F)/c_0)100$). For both feed solutions, the values of E were close to 100%, showing that the PVA/P₄VP membrane is very efficient for the treatment of wastewaters containing Hg(II) ions.

An interesting point is that saturation of the complexing capacity of the membrane was not observed for both Hg(II) concentrations, because the c_F concentrations remained very small until the end of each filtration experiment. This finding was rationalized by calculating the theoretical volumes V_{calc} for the saturation of the membranes. Since the theoretical complexing capacity of the membrane, previously calculated, is 450 mg g⁻¹, the values of V_{calc} for both filtration experiments are given in Table 7. In these calculations, the masses of Hg present in the filtrate were neglected. The data show that Hg masses of 166.3 and 166.1 mg correspond to volumes of 1,866 and 10,006 cm³ of filtrate; respectively. Therefore, no saturation of the membranes could occur, as filtration was stopped after recovery of 370 cm³ of filtrate. In conclusion, the PVA/P₄VP membrane shows a very large complexing capacity for Hg(II). A membrane sample of mass 369 mg can treat a volume up to 10.0 L of 16.6 mg L⁻¹ solution of Hg(II) before saturation. It means that a membrane with $m_D = 1$ g may be used for the treatment of ≈ 27 L of the same aqueous solution of Hg(II) in a single operation.

Conclusion

A novel membrane containing P₄VP as a complexing polymer in a PVA matrix showed a high affinity for Hg(II) ions in aqueous solutions. Static sorption experiments established the optimal pH to be 2.5. At equilibrium, the retention ratio R reached 100% when membranes of mass 100 mg were used for 100 mg L⁻¹ solutions of Hg(II). The complexation capacity was 450 mg L⁻¹. The PVA/P₄VP membrane, prepared by the s-IPN technique, was efficiently crosslinked by gaseous DBE at 140°C, as shown by FTIR spectroscopy. A kinetic study showed that the slow sorption reaction followed a first-order rate law. The effects of hardness of water and presence of chloride ions on the retention ratio were investigated in order to assess the membrane potentialities for the treatment of real wastewaters. The membrane showed remarkably little sensitivity to the presence of Ca(II) ions up to 200 mg L⁻¹ or NaCl up to 10 g L⁻¹. These findings are in agreement with a high affinity and specificity of the P₄VP ligand for Hg(II) ions. Equilibrium sorption studies were performed by varying the initial concentration of Hg(II). Data analysis by sorption isotherms showed a good representation by the Langmuir model, that supports the hypothesis that sorption is limited by saturation of the membrane sites. The thermodynamics of the sorption process were determined by performing sorption isotherms at various temperatures. When T increased, mercury uptake at equilibrium did not change, whereas the sorption coefficient b decreased and ΔG° decreased. This phenomenon was related to a large entropic effect, that can be explained by the release of protons when Hg(II) ions are sorbed by the protonated sites of the membrane at pH 2.5. The membrane could be regenerated several times, without noticeable loss of efficiency, by treatment with 0.5 M HNO₃. The membrane was used in the filtration mode, show-

Table 7. Theoretical filtrate volume for saturation of the membranes during filtration experiments

c_0 (mg L ⁻¹)	m_D (mg)	P ₄ VP (mmol)	Hg retained (mmol)	Hg capacity (mg)	V_{calc} (L)
89.1	369.6	1.408	0.704	166.3	1.866
16.6	369.0	1.406	0.703	166.1	10.006

ing an efficiency ratio E of at least 99.9% for removal of Hg(II) in the 16.6-89.1 mg L⁻¹ concentration range. A membrane of mass $m_D = 1$ g has a theoretical sorption capacity of 450 mg of Hg, and hence can be used for treating large volumes of polluted water in a single operation, for instance 27 L of a solution containing initially 16.6 mg L⁻¹ of Hg(II).

References

- [1] Forstner, U. and Wittmann, A. (1979) Metal pollution in the aquatic environment. *Springer-Verlag* New York.
- [2] Denizli, A. and Senel, S. (2003) Mercury removal from synthetic solutions using poly(2-hydroxyethylmethacrylate) gel beads modified with poly(ethyleneimine). *React. Funct. Polym.* 55 121-130.
- [3] Vieira, R.S. and Beppu, M.M. (2006) Dynamic and static adsorption and desorption of Hg(II) ions on chitosan membranes and spheres. *Water Res.* 40 1726-1734.
- [4] Boening, D.W. (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40 1335-1351.
- [5] Uludag, Y., Ozbelge, H.O. and Yilmaz, L. (1997) Removal of mercury from aqueous solutions via polymer enhanced ultrafiltration. *J. Membr. Sci.* 129 93-99.
- [6] Ravichandran, M. (2004) Interactions between mercury and dissolved organic. *Chemosphere* 55 319-331.
- [7] Pacyna, J.M. and Munch, J. (1991) Anthropogenic mercury emission in Europe. *Water, Air, Soil Pollut.* 56 51-61.
- [8] Di Natale, F., Lancia, A., Molino, A., Di Natale, M., Karatza, D. and Musmarra, D. (2006) Capture of mercury ions by natural and industrial materials. *J. Hazard. Mater.* B132 220-225.
- [9] Cyr, P.J., Suri, R.P.S. and Helmig, E.D. (2002) Pilot Scale Evaluation of Removal of Mercury from Pharmaceutical Wastewater using Granular Activated Carbon. *Water Res.* 36 4725-4734.
- [10] Saeed, A., Akhter, M.W. and Iqbal, M. (2005) Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using papaya wood as a new biosorbent. *Sep. Purif. Technol.* 45 25-31.
- [11] Muslehiddinoglu, J., Uludag, Y., Ozbelge, H.O. and Yilmaz, L. (1998) Effect of operating parameters on selective separation of heavy metals from binary mixtures via polymer enhanced ultrafiltration. *J. Membr. Sci.* 140 251-266.
- [12] Bougen, A., Baudry, M.R., Chaufer, B. and Michel, F. (2001) Retention of heavy metal ions with nanofiltration inorganic membranes by grafting chelating groups. *Sep. Purif. Technol.* 25 219-227.
- [13] Genç, O., Arpa, C., Bayramoglu, G., Arica, M.Y. and Bektas, S. (2002) Selective recovery of mercury by Procion Brown MX 5BR immobilized poly(hydroxyethylmethacrylate/chitosan) composite membranes. *Hydrometallurgy* 67 53-62.
- [14] Abd El-Rehim, H.A., Hegazy, E.A. and El-Hag Ali, A. (2000) Selective removal of some heavy metal ions from aqueous solution using treated polyethylene-g-styrene/maleic anhydride membranes. *React. Funct. Polym.* 43 105-116.
- [15] Kan, M., Guiver, M.D., Robertson, G.P., Willie, S.N. and Sturgeon, R.E. (1996) Syntheses of polysulfones containing chelating reagents and their application to the preconcentration of trace metals. *React. Funct. Polym.* 31 207-218.
- [16] Sengupta, S. and SenGupta, A.K. (1997) Heavy-metal separation from sludge using chelating ion exchangers with non-traditional morphology. *React. Funct. Polym.* 35 111-134.
- [17] Lebrun, L., Vallée, F., Alexandre, B. and Nguyen, Q.T. (2007) Preparation of chelating membranes to remove metal cations from aqueous solutions. *Desalination* 207 9-23.
- [18] Lebrun, L., Da Silva, E. and Métayer, M. (2002) Elaboration of ion-exchange membranes with semi-interpenetrating polymer networks containing poly(vinyl alcohol) as polymer matrix. *J. Appl. Polym. Sci.* 84 1572-1580.
- [19] Bessbousse, H., Rhlalou, T., Verchère, J-F. and Lebrun, L. (2008) Removal of

- heavy metal ions from aqueous solutions by filtration with a novel complexing membrane containing poly(ethyleneimine) in a poly(vinyl alcohol) matrix. *J. Membr. Sci.* 307 249-259.
- [20] Bessbousse, H., Rhlalou, T., Verchère, J-F. and Lebrun, L. (2008) Sorption and filtration of Hg(II) ions from aqueous solutions with a membrane containing poly(ethyleneimine) as a complexing polymer. *J. Membr. Sci.* 325 997-1006.
- [21] Hegazy, E.A., Abd El-Rehim, H.A. and Shawky, H.A. (2000) Investigations and characterization of radiation grafted copolymers for possible practical use in waste water treatment. *Radiat. Phys. Chem.* 57 85-95.
- [22] Mika, A.M. and Childs, R.F. (1999) Acid/base properties of poly(4-vinylpyridine) anchored within microporous membranes. *J. Membr. Sci.* 152 129-140.
- [23] Mika, A.M., Childs, R.F., West, M. and Lott, J.N.A. (1997) Poly(4-vinylpyridine)-filled microfiltration membranes: physicochemical properties and morphology. *J. Membr. Sci.* 136 221-232.
- [24] Da Silva, E., Lebrun, L. and Métayer, M. (2002) Elaboration of membranes with bipolar behaviour using the semi-interpenetrating polymer networks technique. *Polymer* 43 5311-5320.
- [25] Ringbom, A. (1967) Complexation in analytical chemistry (French transl.). *Les complexes en chimie analytique.* Dunod Paris p. 320.

Sustainable Rivers Audit – An Assessment of River Health in the Murray–Darling Basin

Frederick Bouckaert, Michael Wilson and Mathew Maliel

Murray Darling Basin Authority, 51 Allara St (GPO Box 1801), Canberra ACT 2601, Australia
Contact: frederick.bouckaert@mdba.gov.au



Abstract

The Sustainable Rivers Audit (SRA) is an initiative of the Murray–Darling Basin Authority (MDBA, and previously of the Murray–Darling Basin Commission) partnership. The river condition assessments provided by the SRA will inform the development and implementation of management initiatives within the Basin and, along with the CSIRO Sustainable Yields project, will provide critical information to address water resource allocation.

The SRA has completed the first basin-wide assessment of river condition for the Murray–Darling Basin, based on hydrology, fish and macroinvertebrate themes for 2004–2007. River ecosystem health has been assessed by combining information about the status and trends of environmental indicators in each of the 23 SRA valleys within the basin.

The paper presents river health assessments for the 23 valleys, river health comparisons among valleys and an overall assessment of the basin's river health. It also includes an overview of the conceptual foundations and framework for the SRA, its methods, compliance and quality assurance, and plans for future enhancements.

Background

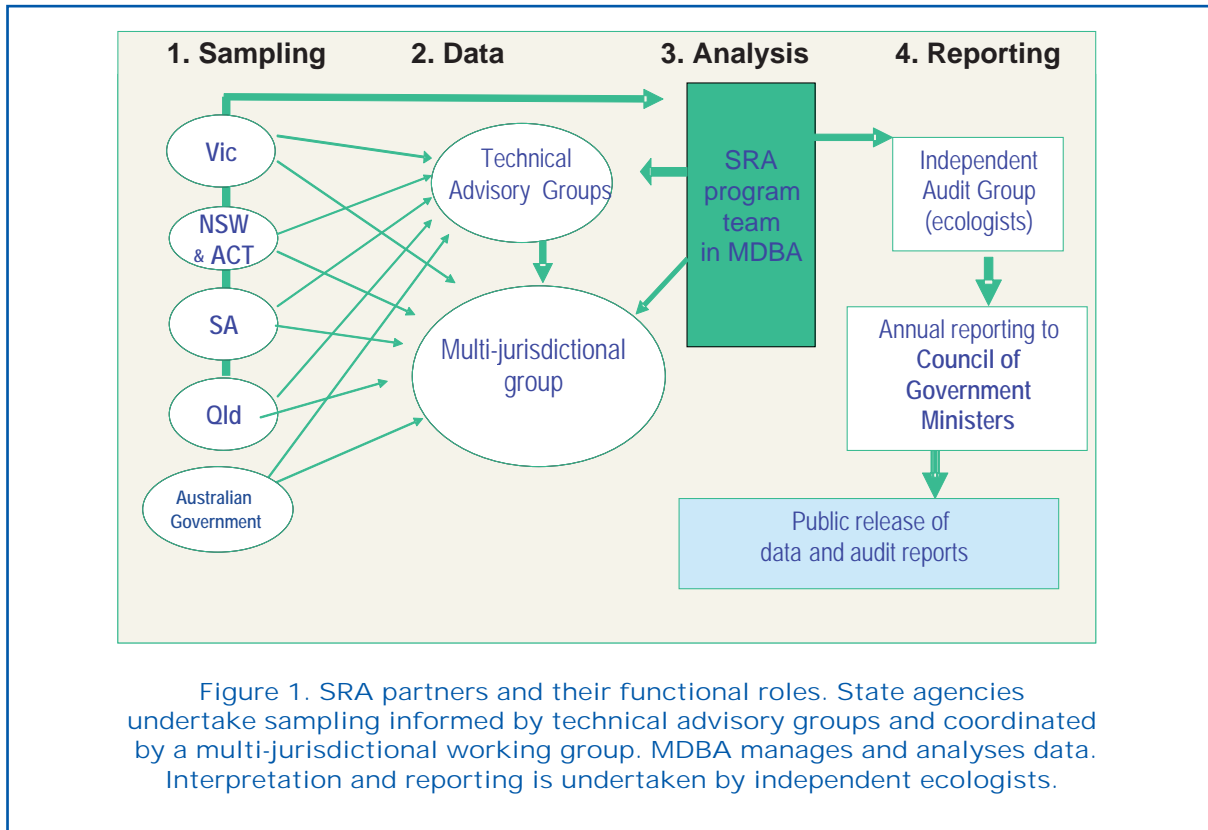
The Sustainable Rivers Audit program is a partnership between the MDBA, the Australian Government and each of the Basin Governments: Australian Capital Territory, New South Wales, South Australia, Queensland and Victoria (Figure 1). Field sampling is usually undertaken by state agencies, data management and data analysis are undertaken by MDBA and interpretation and reporting is conducted by independent ecologists (the Independent Sustainable Rivers Audit Group, ISRAG).

The core purpose of the SRA program is to provide regular, consistent and comprehensive Basin-wide scientific assessments of the condition of the Murray – Darling Basin's

river health. These are for informing the development and implementation of natural resource management initiatives within the Basin by MDBA and its state partner jurisdictions.

The SRA gathers quantitative information on environmental indicators in valleys throughout the Basin. The indicators provide 'windows' on particular components of the river ecosystems, and are grouped as themes. The data are acquired systematically using agreed protocols and quality assurance processes (MDBC, 2007). Within each valley there are 1–4 zones, defined in most cases by altitude. Sampling sites are located randomly within zones, to enable unbiased statistical analyses and representative reporting (Davies et al., 2008).





The indicators are combined to form quantitative measures of condition for each theme, and theme condition ratings are combined to assess *ecosystem health*, with a series of expert rules (Negnevitsky, 2002). The approach avoids the need for sharp boundaries between categories of assessment and makes the expert panel approach transparent, quantifiable and repeatable. Condition assessments for each valley are related to a benchmark called reference condition. This estimates the status of a component (for example, the fish community) as it would be had there been no significant human intervention in the landscape. Reference condition is a benchmark representing the river ecosystem in good health, but is not a target for management (Davies et al., 2008).

Development of the program is described in the SRA program report (MDBC, 2004) and key stages included:

- preparation of an initial scoping document (Whittington et al., 2001);
- a pilot program to inform both experimental design (including power analysis) and implementation (MDBC, 2004);
- roll-out of the macroinvertebrate, fish and hydrology themes from spring 2004;
- further development of riverine vegetation

and physical form themes from 2004 to 2007;

- Approval in 2007 to implement the vegetation and physical form; themes for reporting with the other themes in *SRA Report 2* due 2010;
- Publication of *SRA Report 1* (Davies et al., 2008).

SRA Report 1 Findings

The full report (Davies et al., 2008) and a summary report (MDBC, 2008) are available from the following MDBA web page:

<http://www.mdba.gov.au/programs/sustainable-rivers-audit>

The culmination of data collection, analysis and interpretation from 487 fish sites, 773 macroinvertebrate sites and 469 hydrology sites was the condition and health assessments by ISRAG (Table 1). These were rated on a five-point scale from good through moderate, poor, very poor to extremely poor, depending on how different the theme components were from their respective benchmarks.

Only one valley was rated in good health (Paroo). Two were rated in moderate health

Table 1 Condition and Ecosystem Health assessments for Valleys in the MurrayDarling Basin, 2004–07

Rank	Valley	Ecosystem Health	Condition		
			Hydrology	Fish	Macro-invertebrates
1	Paroo	Good	Good	Moderate	Moderate
2	Border Rivers	Moderate	Moderate to Good	Moderate	Moderate
2	Condamine	Moderate	Moderate to Good	Moderate	Poor
3	Namoi	Poor	Good	Poor	Poor
3	Ovens	Poor	Good	Poor	Poor
3	Warrego	Poor	Good	Poor	Poor
4	Gwydir	Poor	Moderate to Good	Poor	Poor
5	Darling	Poor	Poor	Poor	Poor
5	Murray, Lower	Poor	Poor	Poor	Poor
5	Murray, Central	Poor	Moderate	Poor	Poor
6	Murray, Upper	Very Poor	Moderate to Good	Extremely Poor	Moderate
6	Wimmera	Very Poor	Poor	Poor	Very Poor
7	Avoca	Very Poor	Moderate to Good	Poor	Very Poor
7	Broken	Very Poor	Moderate to Good	Very Poor	Poor
7	Macquarie	Very Poor	Moderate to Good	Very Poor	Poor
8	Campaspe	Very Poor	Moderate	Extremely Poor	Poor
8	Castlereagh	Very Poor	Good	Extremely Poor	Poor
8	Kiewa	Very Poor	Good	Very Poor	Poor
8	Lachlan	Very Poor	Moderate to Good	Extremely Poor	Poor
8	Loddon	Very Poor	Moderate	Extremely Poor	Poor
8	Mitta Mitta	Very Poor	Good	Extremely Poor	Poor
9	Goulburn	Very Poor	Poor	Extremely Poor	Poor
9	Murrumbidgee	Very Poor	Poor to Moderate	Extremely Poor	Poor

(Border Rivers and Condamine). Seven others were in poor health and 13 were in very poor health. No valley was rated in extremely poor health (Table 1). Fish sampling at 487 sites yielded more than 60,600 individuals in 38 species, weighing more than 4 tonnes. Twenty eight of these

were native, many of them small species, contributing 57% of individuals but only 32% of biomass. Fish communities in the Paroo, Condamine and Border Rivers valleys were in moderate condition; those in eight other valleys were in extremely poor condition (Table 1). Those in the remaining valleys

were in poor or very poor condition. Communities in the northern Basin generally were in better condition than those in the southern Basin (Davies et al., 2008). Macroinvertebrate samples taken from 773 sites included over 209,100 specimens of macroinvertebrates in 124 families. Communities in the Border Rivers, Upper Murray and Paroo valleys were in moderate condition, and those in the A voca and Wimmera valleys were in very poor condition. The remaining V alleys were in poor condition (Table 1). Hydrological data were available for 469 sites. For each site, five indicator values were calculated, representing changes in the flow regime due to human intervention. Site-based assessments of condition were made but, as sites were not randomly distributed, statistical comparisons at V alley and Zone scales were not possible. One third of all valleys were rated in good condition, and another third were in moderate to good condition (Table 1). Many of the sites in poor hydrological condition were in the lowland zones of the major rivers (Davies et al., 2008).

Progress and Prospects

The Sustainable Rivers Audit is developing into an effective tool for surveillance of the Basin's river ecosystems (Davies et al., 2008). The addition of the vegetation and physical form themes will expand the Audit and are particularly valuable as they include floodplain environments. ISRAG noted that QA reviews undertaken for the fish and macroinvertebrate themes are instrumental in refining methods and improving consistency between agencies. The hydrology theme experienced problems due to data limitations, particularly the lack of randomness in sites. This will be overcome through a series of projects to expand the theme beyond the current modelled environments. ISRAG recommended that the SRA be expanded to include floodplain and terminal wetlands, including Ramsar Wetlands and icon sites in The Living Murray initiative. ISRAG also recommended the establishment of management goals for river health, at valley and smaller scales, across the Murray Darling Basin, with the SRA

playing a valuable role in their development and monitoring (Davies et al., 2008).

Acknowledgments

This paper was prepared by staff from MDBA as part of a communication strategy to disseminate the results of the SRA monitoring program. The author is one of many, and extends his thanks to all those involved in the preparation of this short paper.

References

- Davies P, J Harris, T Hillman, K Walker (2008). *SRA Report 1: A Report on the Ecological Health of Rivers in the Murray–Darling Basin, 2004–2007*. Prepared by the Independent Sustainable Rivers Audit Group for the Murray–Darling Basin Ministerial Council.
- MDBC (2004). *Sustainable Rivers Audit Program*. MDBC Publication 38/04. Murray–Darling Basin Commission: Canberra.
- MDBC (2007). *Sustainable Rivers Audit Protocols – Approved Manual for Implementation Period 4: 2007–08*. Released September 2007. Murray–Darling Basin Commission: Canberra.
- MDBC (2008). *Murray–Darling Basin Rivers: Ecosystem Health Check, 2004–2007*. A summary report based on the Independent Sustainable Rivers Audit Group's SRA Report 1: A Report on the Ecological Health of Rivers in the Murray–Darling Basin, 2004–2007, submitted to the Murray–Darling Basin Ministerial Council in May 2008.
- Negnevitsky M. (2002). *Artificial Intelligence. A Guide to Intelligent Systems*. Pearson Education.
- Whittington J, J Coysh, P Davies, F Dyer, B Gawne, I Lawrence, P Liston, R Norris, W Robinson, M Thoms (2001). *Development of a Framework for the Sustainable Rivers Audit. A Report to the Murray Darling Basin Commission*. Cooperative Research Centre for Fresh–water Ecology, Canberra: Technical Report 8/2001.

Vulnérabilité de la ressource en eau et défis du développement durable du Bassin d'Essaouira

H. Chamchati ⁽¹⁾, *M. Bahir* ⁽¹⁾, *N. Chkir* ⁽²⁾ et *P. Carreira* ⁽³⁾

- (1) Laboratoire d'Hydrogéologie, Dep. Géologie, Faculté des Sciences Semlalia, Bd Prince My Abdellah, BP ; 2390, Marrakech, Maroc.
(2) Laboratoire de Radio-Analyse et Environnement, Dép. Géographie, Faculté des Lettres et sciences Humaines de Sfax, Tunisie.
(3) Instituto Tecnológico e Nuclear, Sector de Química, Estrada Nacional 10, 2686-953 Sacavém, Lisboa, Portugal.



Résumé

La zone synclinale d'Essaouira fait partie des zones semi-arides du Maroc qui sont soumises aux incidences des conditions climatiques et des pressions anthropiques. Dans le cas de cette zone côtière, qui comprend deux aquifères principaux superposés ; le Plio-Quaternaire et le Tironien, la vulnérabilité qui en découle est accentuée par le risque de l'infiltration marine. Les précipitations dans la zone ne dépassent pas les 300 mm/an en moyenne, la température moyenne oscille autour de 20°C, la carte piézométrique du bassin synclinal d'Essaouira a été réalisée, différents échantillons d'eau ont été recueillis en octobre 2009 après des précipitations exceptionnelles, toutes les eaux présentent un faciès chloruré sodique, l'interprétation des minéralisations indique l'alimentation par l'oued Ksob au NE et l'augmentation des teneurs en chlorures dans la partie centrale engendrée par le diapir caché d'Essaouira. Des teneurs excessives en nitrates ont été relevées, ainsi qu'en chlorures après les pluies de l'hiver 2009. La conductivité électrique et les concentrations en 18O et 2H ont été mesurées, une ligne météorique locale a été déterminée conforme à l'origine atlantique des précipitations. Le bassin d'Essaouira est plus vulnérable aux sécheresses climatiques car sa recharge est entièrement dépendante des eaux météoriques.

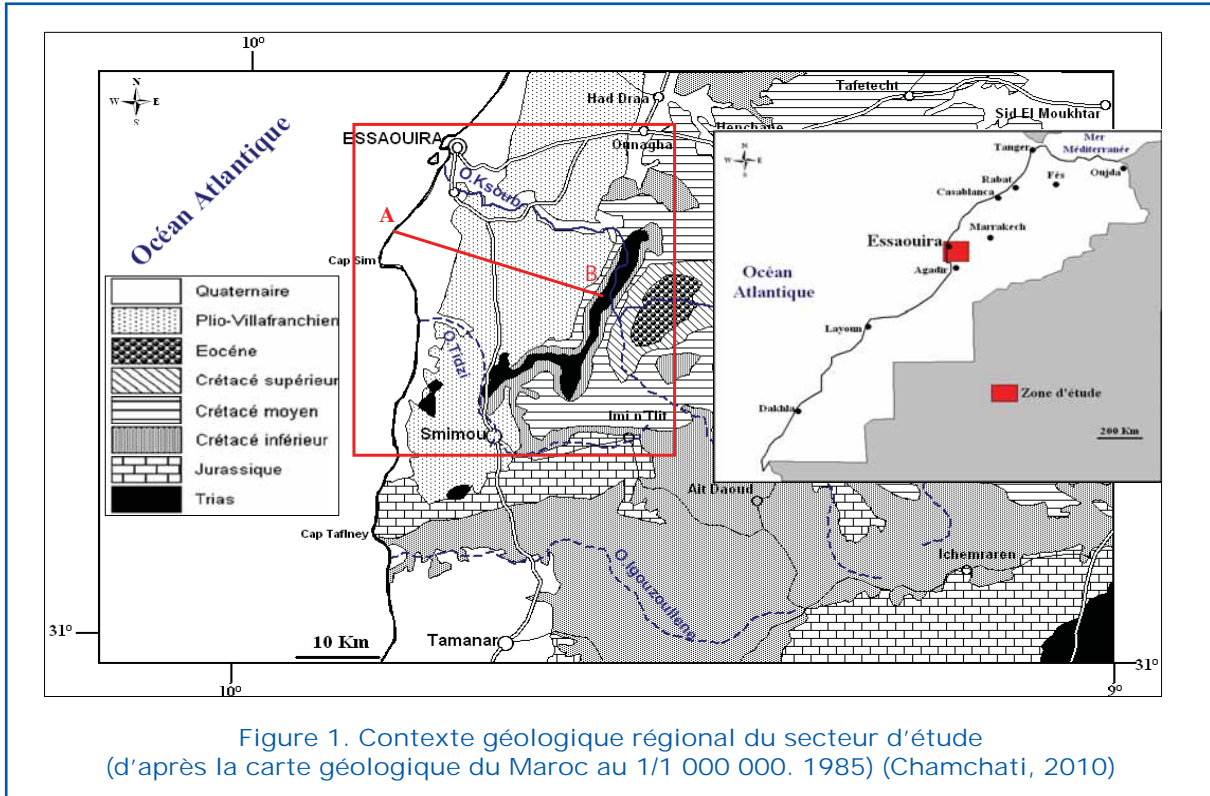
Mots-clés : Essaouira, Aquifère, Piézométrie, recharge, Hydrochimie, Isotopie, intrusion marine, régions semi-arides.

Introduction

La rareté relative des ressources en eau dans le bassin d'Essaouira, leur fragilité et leur inégale répartition font naître un risque majeur de pénurie qui s'accroît continuellement face aux pressions démographiques et aux besoins croissants de l'essor socio-économique. Dans le Haut Atlas Occidental, la zone synclinale d'Essaouira fait partie du bassin d'Essaouira, avec une superficie de 300 km² environ, limitée par l'oued Ksob au Nord, l'oued Tidzi au Sud, le diapir de Tidzi à

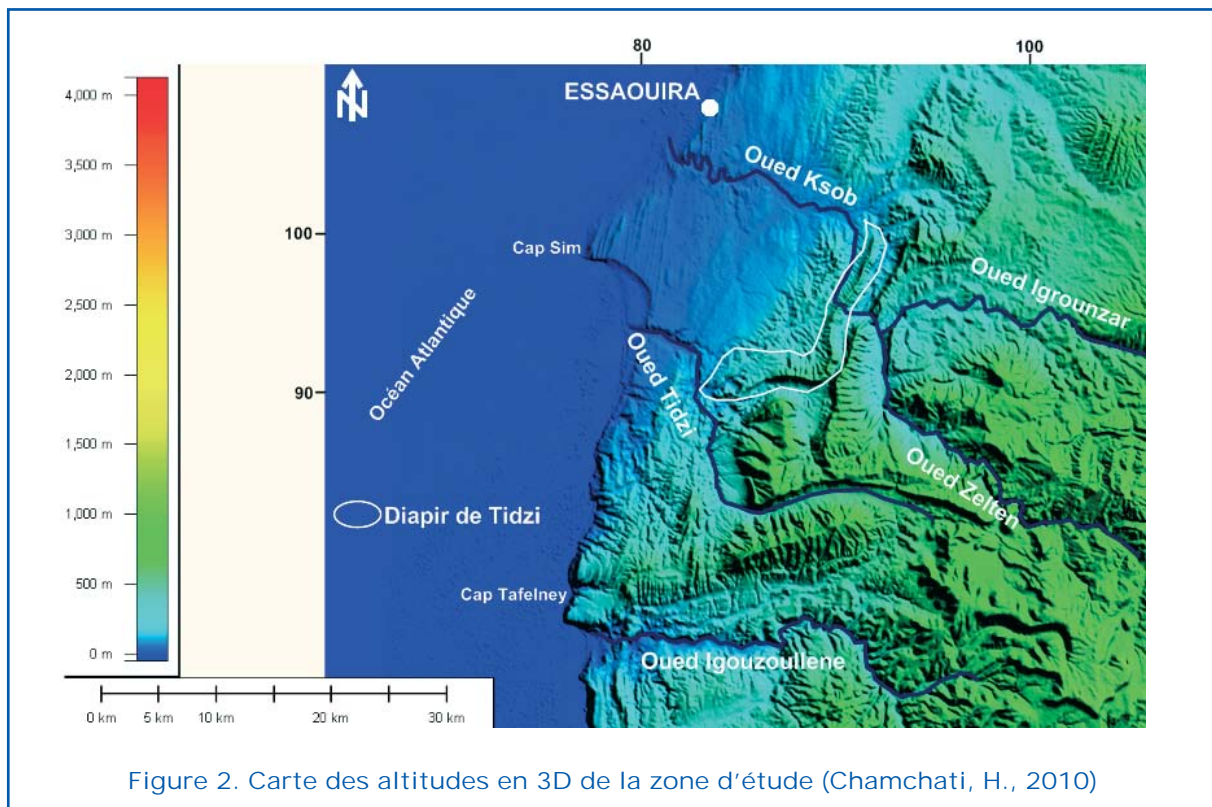
l'Est et l'océan atlantique à l'Ouest (figure 1). La présente position de la zone d'étude conduit à une dégradation de la qualité des eaux engendrée par l'élévation de la salinité des eaux et le danger de l'intrusion marine suite à une surexploitation de la nappe phréatique. Le climat dominant est de type semi-aride avec des précipitations très variables d'une moyenne de 300 mm/an. La température moyenne varie entre 20°C et 21°C, l'écart entre le mois le plus froid (janvier) et le mois le plus chaud (août) peut atteindre





17°C (Bahir, 2001). De point de vue géologique, la zone synclinale d'Essaouira est moins accidentée avec un relief moins élevé (figure 2), caractérisé par des basses collines, façonnées par un réseau hydrographique

peu dense. Le Plio-Quaternaire et le Turonien sont les principaux réservoirs d'eau souterraine dans le bassin d'Essaouira. Le Plio-Quaternaire, avec une matrice de grès calcaire marin ou dunaire présente une

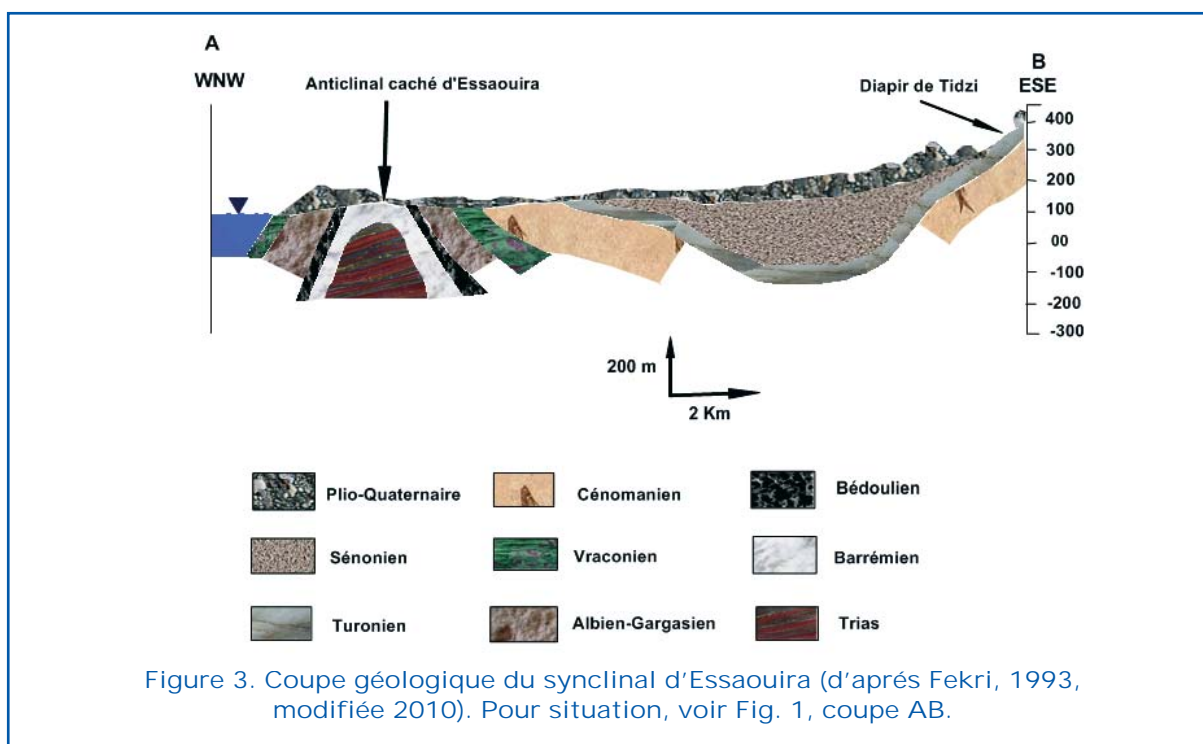


conductivité hydraulique primaire par porosité et renferme une nappe libre importante dont le mur est formé, dans la structure synclinale, par les marnes du sénonien, l'écorché ante-pliocène montre que le Plio-Quaternaire peut être en contact direct avec le Trias et les autres niveaux crétacés (Lazes, 1959; SCP, 1959). Il est exploité en domaine rural et assure l'alimentation en eau potable, les besoins domestiques et d'une façon moins importante l'irrigation de terres agricoles (Bahir et al. 2000). Le Turonien, renferme une nappe très rapidement captive sous les marnes sénoniennes dans la structure synclinale et probablement en contact direct avec le Plio-Quaternaire sur les bordures de cette structure, au Nord vers l'oued Ksob, à l'Ouest à l'approche du diapir caché d'Essaouira, à l'Est et au Sud au voisinage du diapir de Tidzi. L'aquifère est constituée de calcaires dolomitiques affectée par une fracturation N 110°, de même direction que la faille décelée par géophysique le long de l'oued Ksob (Fekri, 1993). Le mur de cette nappe est constituée par les marnes cénomaniennes. Le diapir de Tidzi orienté NNE-SSW (sur 20 km) depuis l'oued Ksob jusqu'à l'oued Tidzi où il prend une direction Est-Ouest et l'anticlinal d'Essaouira à cœur triasique à l'Ouest masqué par les recouvrements Plio-Quaternaire (figure 2 et 3) et mis en évidence par géophysique sont les structures représentatives

de la zone d'étude. On note également une intense fracturation de direction général N10 qui découpe les formations carbonatées du Crétacé.

Piézométrie

La campagne de mesure du niveau piézométrique de la nappe Plio-Quaternaire effectué en octobre 2009 a permis de dresser la carte piézométrique (figure 4) établie pour tous les niveaux confondus montrant que le sens général de l'écoulement des eaux s'effectue du Sud-Est vers le Nord-Ouest, imposé par l'inclinaison de son substratum. Toutefois vers l'aval, les eaux divergent pour contourner l'anticlinal caché d'Essaouira orienté NE-SW. Ce pendant, on note l'existence d'une ligne de partage des eaux ayant une direction SE-NW et qui influe sur le sens de l'écoulement des eaux. La nappe est alors séparée en deux compartiments, le premier au Nord à des lignes de courant orientée d'une façon identique à l'écoulement globale, le deuxième au Sud avec des lignes d'écoulements dirigées de l'Est vers l'Ouest. Le plan d'eau est situé à 140 m d'altitude en amont et de 10 m en aval. Le gradient hydraulique montre des variations induites par les structures du bassin et la nature lithologique du réservoir, dans la partie amont du



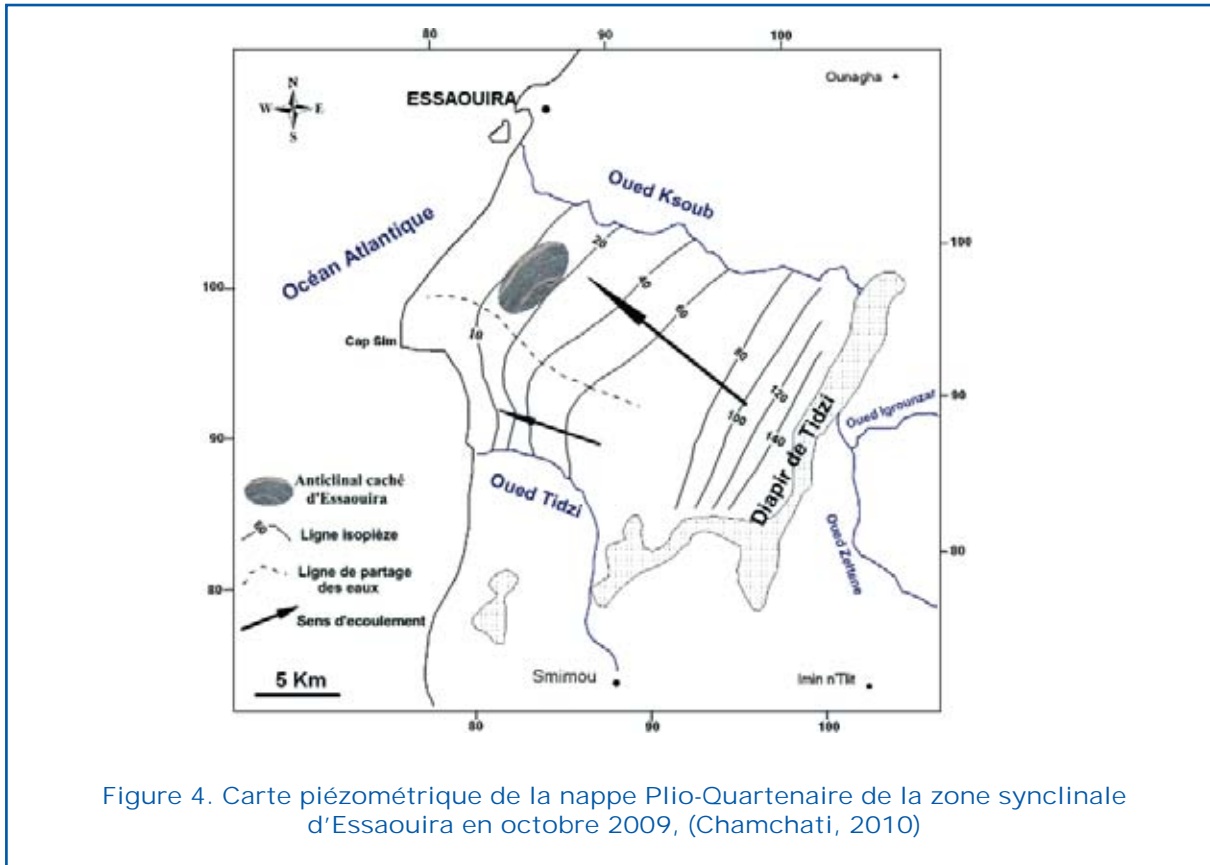


Figure 4. Carte piézométrique de la nappe Plio-Quaternaire de la zone synclinale d'Essaouira en octobre 2009, (Chamchati, 2010)

secteur d'étude, le gradient est relativement important, de l'ordre de 2 %, suite à la forte inclinaison du mur de l'aquifère relative à la montée du diapir de Tidzi. Au centre, ce gradient diminue de sept fois pour atteindre une valeur de 0,3 %. En aval, le gradient hydraulique augmente de nouveau pour atteindre une valeur moyenne de 2 %. Des jaugeages différentiels effectués au cours du cycle hydrologique 1990-1991 et confirmés en 2004 on permis d'estimer les débits infiltrés à partir de l'oued Ksob vers l'aquifère Plio-Quaternaire à un débit de 42 l/s (Fekri, 1993). Le passage de cette rivière dans les gorges où affluer le Turonien se traduirait également par des pertes de 64 l/s du bénéfice de l'aquifère Turonien. L'année 2008/2009 est notée comme une année pluvieuse par excellence à la suite des fortes précipitations qu'a connu le Maroc, la chose qui laisse apparaitre une remontée du niveau piézométrique dans l'aquifère Plio-Quaternaire.

Hydrochimie

L'étude du chimisme des eaux a pour but

d'identifier les faciès chimiques des eaux, leurs qualités et potabilités, ainsi que leur aptitude à l'irrigation. Elle permet de suivre aussi l'évolution spatiale des paramètres physico chimiques et d'estimer leur origine, en les corrélant avec la géologie et la piézométrie. La quasi-totalité des points d'eau de l'aquifère sont destinés à l'alimentation en eau potable et de façon plus modeste pour l'irrigation de terres agricoles. Pour être utilisée, l'eau doit répondre à certaines normes qui varient en fonction du type d'utilisation. Cette étude est basée sur les analyses physico-chimiques des échantillons prélevés sur l'ensemble du bassin en octobre 2009 (figure 5). La température, la conductivité électrique et le pH des eaux ont été mesurées sur le terrain (tableau 1). Au laboratoire, les analyses ont porté sur les éléments chimiques majeurs, anions (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^-) et cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+). Les résultats des analyses chimiques des éléments majeurs effectuées aux laboratoires de l'Office National d'eau Potable (ONEP) et de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Haouz Marrakech (ORMVAH) sont présentés dans le tableau 2.



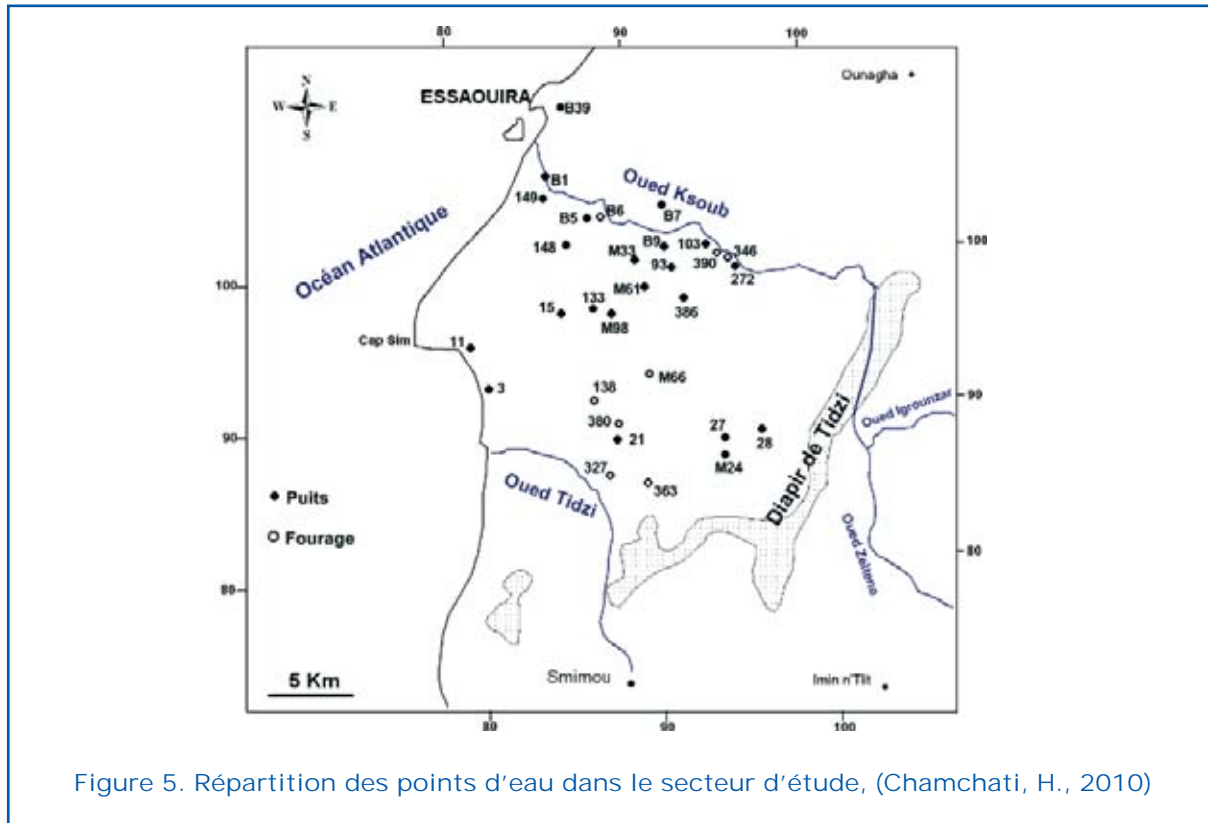


Figure 5. Répartition des points d'eau dans le secteur d'étude, (Chamchati, H., 2010)

Tableau 1. Résultats de la campagne d'octobre 2009 de la zone côtière d'Essaouira, aquifères Plio-Quaternaire et Turonien

Echantillon	X (km)	Y (Km)	Z (m)	N.P/sol (m)	H (m)	PT (m)	c25°C (µs/cm)	T (°C)	pH	Aquifère
B1= oued Ksob	85,5	105,62	22		22		2440	20	7,37	Oued
B2=149/51	85,1	105,8	40	37,2	2,8	33,3	3160	22	6,7	Plio-Quat
B3=138/51	87,85	92,83	109	5	104	26	3520	21	7,31	Plio-Quat
B4=M33	91,15	102,3	78	29	49		2040	20	7,41	Plio-Quat
B5	90,29	102,26	102	48	54	56	2249	19	7,4	Plio-Quat
B6	91,43	102,44	79	22	57	110	1450	21	7,1	Turonien
B7	95,15	104,49	97	27,8	69,2	38	770	20	7,25	Plio-Quat
B8=93/51	92,37	101,9	98	44	54	28,7		21		Plio-Quat
B9	93,41	102,68	114	47	67	50	1763	19	7,41	Plio-Quat
B10=M61	91,2	100,75	90	34	56	40	1720	23	7,5	Plio-Quat
B11=103/51	94,82	102,17	99	22,5	76,5	26,5	1671	21	7,3	Plio-Quat
B12=390/51	96,81	100,93	111		111		1947	23	7,39	Turonien
B13=272/51	97,17	100,76	105,5		105,5	38,4	2180	20	7,15	Plio-Quat
B14=346/51	97,27	100,7	105		105		1969	27	7,17	Turonien
B15=M61	91,2	100,75	90	53	37	56	2010	23	7,1	Plio-Quat
B16=133/51	87,8	98,8	70	38	32	40	2550	22	7,24	Plio-Quat
B17=15/51	86	97,97	70	7	63	8,8	3070	15,5	7,1	Plio-Quat
B18=3/51	81,4	93,4	18	4	14	11	2130	19	7,44	Plio-Quat
B19=M66	90,5	95,5	110	61	49		1911	23,5	7,55	Turonien
B20=21/51	89,4	91,4	89,6	28	61,6	30	3780	20	7	Plio-Quat
B21=380/51	89,35	91,8	135	102	33	184	2340	25	7,69	Turonien
B22=327/51	88,8	88,8	130	24	106	50	2850	21,5	7,3	Plio-Quat
B23=363/51	89,75	88,2	150		150	228	2150	24	7,2	Turonien
B39	84,98	111,08	23	5	18	6	3060	23	7,28	Plio-Quat

La nappe Plio-Quaternaire

Les eaux de la nappe Plio-Quaternaire se caractérisent par leur grande variabilité hydrochimique. En effet, les conductivités enregistrées varient de 770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à plus de 3.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figure 6), avec une moyenne de l'ordre de 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Même avec cette variabilité, les eaux de la nappe se regroupent dans une seule famille et se caractérisent par le faciès chloruré-sodique (figure 7 et 8). L'analyse des cartes de la distribution spatiale du sodium (figure 9), des chlorures (figure 10) et de la conductivité électrique montrent l'existence d'une bonne corrélation entre les teneurs en chlorures et en sodium et que la répartition de ces deux éléments se corrélient bien avec celle des conductivités électriques. L'examen de la carte de distribution spatiale de la minéralisation des eaux (figure 6) montre une certaine zonalité

chimique liée surtout à la nature lithologique des terrains traversés. Dans la partie Nord-Est au Sud de l'oued Ksob, on a les conductivités électriques les plus faibles, elles augmentent assez régulièrement vers le Sud-Ouest, avec un maximum près du diapir caché d'Essaouira dans la partie Sud-Ouest. au delà de cette structure vers le Nord-Ouest, les conductivités électriques observées s'abaissent. La carte des chlorures et de sodium confirme cette évolution, elles révèlent une zone d'alimentation par les pertes de l'oued Ksob au Nord-Est avec des teneurs modérées en chlorures et en sodium, ces teneurs augmentent approximativement dans le sens d'écoulement jusqu'à la zone où l'aquifère Plio-Quaternaire repose directement sur les terrains évaporitiques du diapir caché d'Essaouira. Ainsi que la minéralisation en chlorures et en sodium des eaux s'obtiennent d'une part au contact des

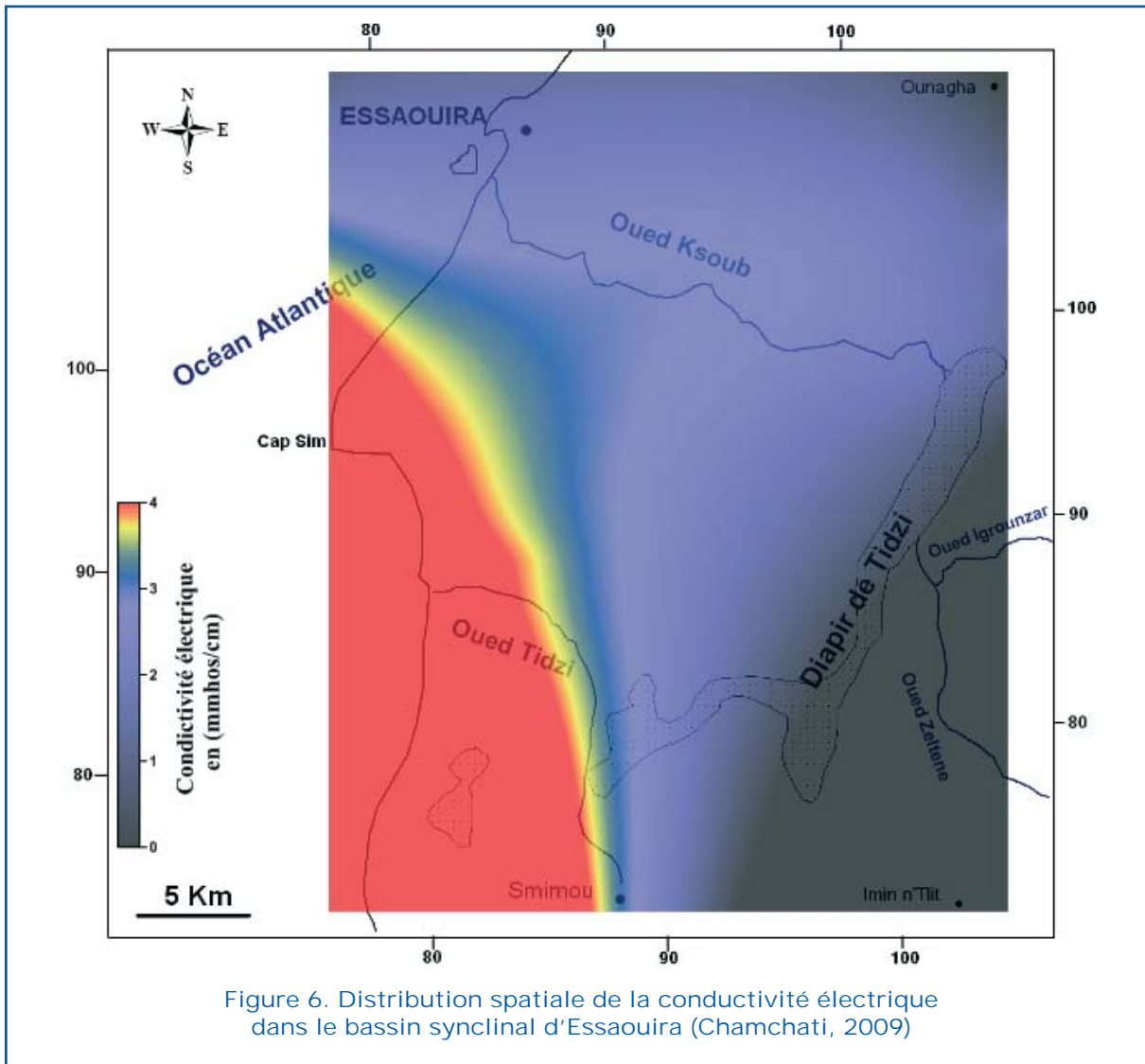


Figure 6. Distribution spatiale de la conductivité électrique dans le bassin synclinal d'Essaouira (Chamchati, 2009)



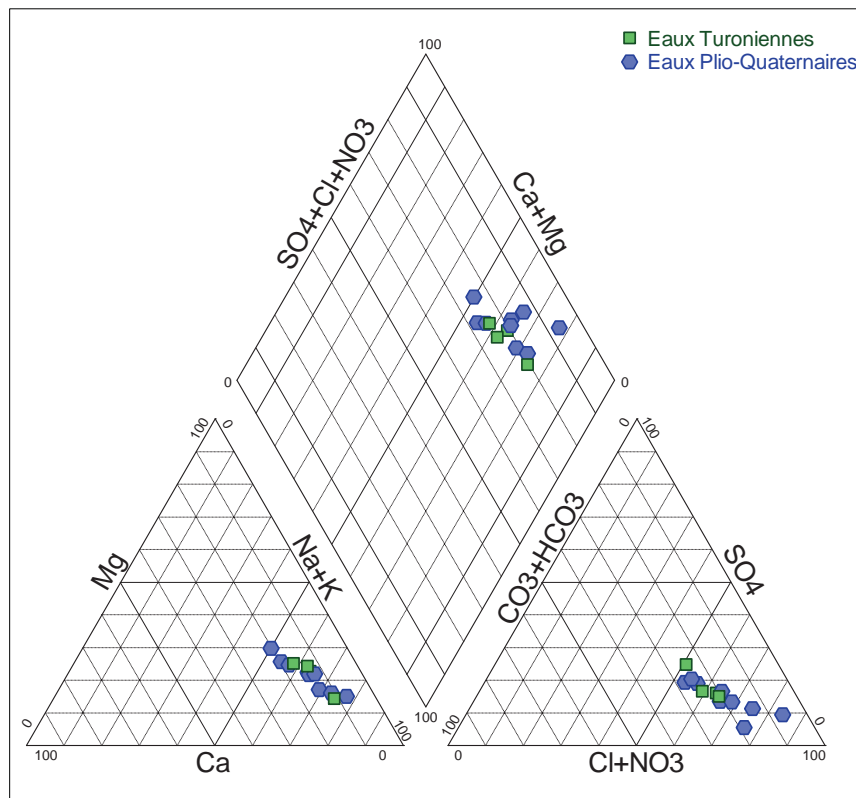


Figure 7. Diagramme de Piper des eaux Plio-Quaternaire et Turoniennes (compagne d'octobre 2009).dans le bassin synclinal d'Essaouira (Chamchati, 2009)



Figure 8. Facies chimiques des eaux Plio-Quaternaires (B3, B9, B13et B18) et Turoniennes (B12 et B14) (compagne d'octobre 2009)

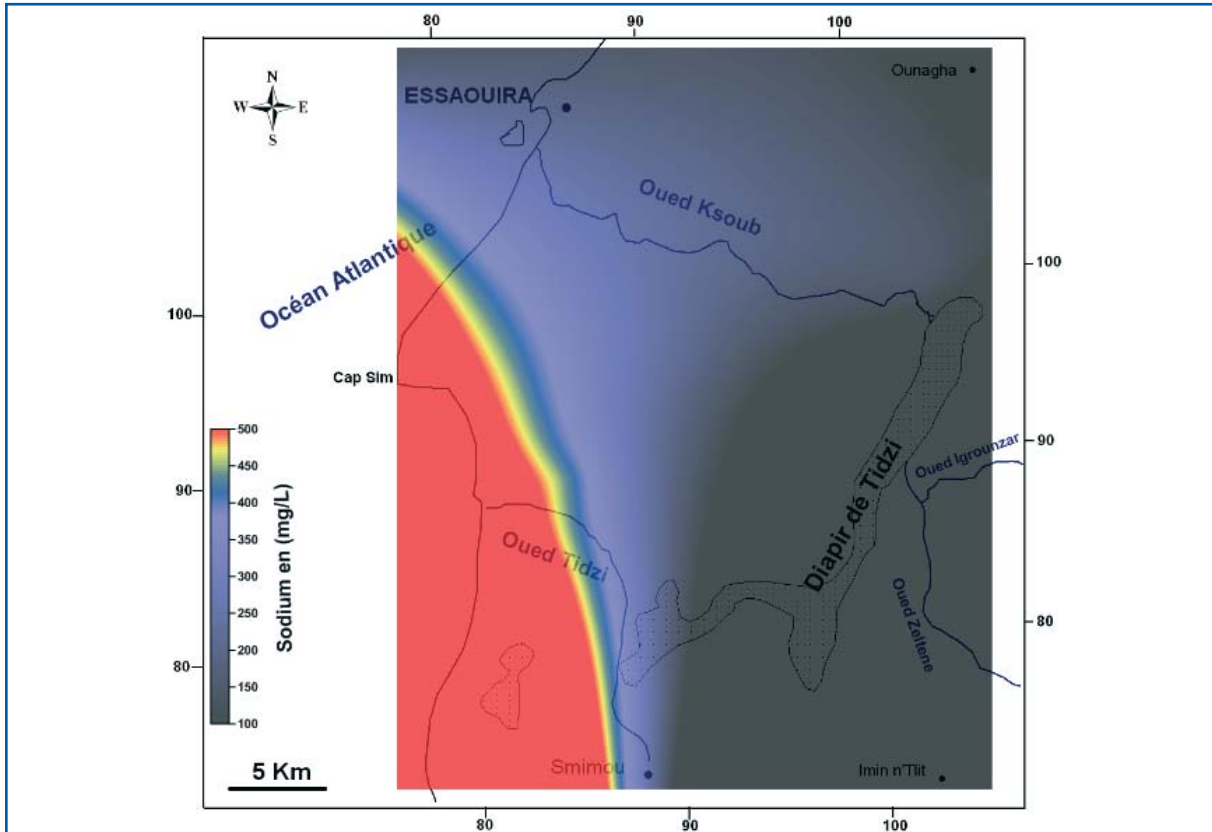


Figure 9. Distribution spatiale du Sodium dans le bassin synclinal d'Essaouira (Chamchati, 2009)

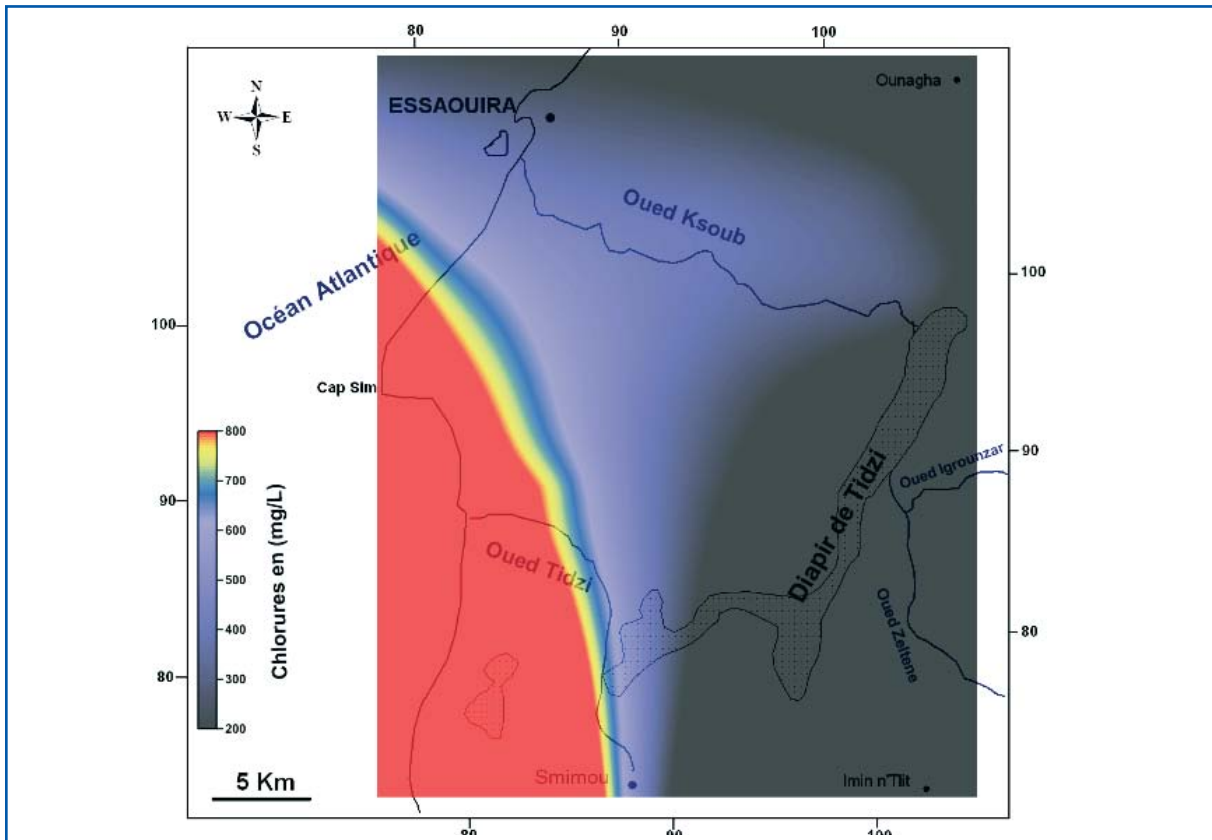


Figure 10. Distribution spatiale des Chlorures dans le bassin synclinal d'Essaouira (Chamchati, 2009)

terrains détritiques de l'aquifère Plio-Quaternaire des éléments arrachés aux reliefs triasiques de l'Est et ceci en fonction du temps de séjour, d'autre part, au contact direct avec les évaporites du diapir caché d'Essaouira. Les chlorures se corrélaient bien au sodium, ce qui laisse penser à une origine commune des deux éléments pas dissolution de l'halite, ainsi que l'effet des embruns marins et les aérosols lessivés par les pluies s'infiltrant vers l'aquifère. Pour les nitrates (figure 11), les teneurs minimales sont enregistrées aux limites de l'oued Ksob, pour le reste de la zone d'étude, on note une augmentation de ces teneurs vers la partie Sud-Ouest, cette distribution de nitrate indique également la contribution de l'oued Ksob dans la minéralisation des eaux souterraines par dilution à proximité de cette rivière. La principale source de nitrates est associée aux méthodes traditionnelles de puisage qui font qu'une partie importante d'eau se déversant autour du puits, constitue des flaques quasi permanentes qui s'enrichissent en nitrates par les excréments du bétail lors de l'abreuvement. Aussi, la pollution domestique

par les fosses septiques et les fosses perdues, l'absence de protection de tête de puits, le manque de prévention et des programmes environnementaux pour la population menace sérieusement les ressources souterraines et conduit à une mauvaise qualité dans l'approvisionnement en eau (Galego et al., 2005). Concernant la potabilité de ces eaux et en utilisant les normes nationales de la Direction Générale de l'Hydraulique, on note que les eaux du synclinal d'Essaouira sont de moyenne à mauvaise qualité selon la minéralisation globale, conductivité électrique et leur teneur en chlorures. Selon leur concentration en nitrates, elles sont de moyenne à mauvaise qualité pour 70% des puits prospectés et 55% dépassent la norme OMS de 50 mg/l.

La nappe Turonien

Le faible nombre des points d'eau captant la nappe Turonienne, en raison de sa profondeur et le coût élevé que demande son exploitation, reste un enjeu pour comprendre les propriétés de cette nappe.

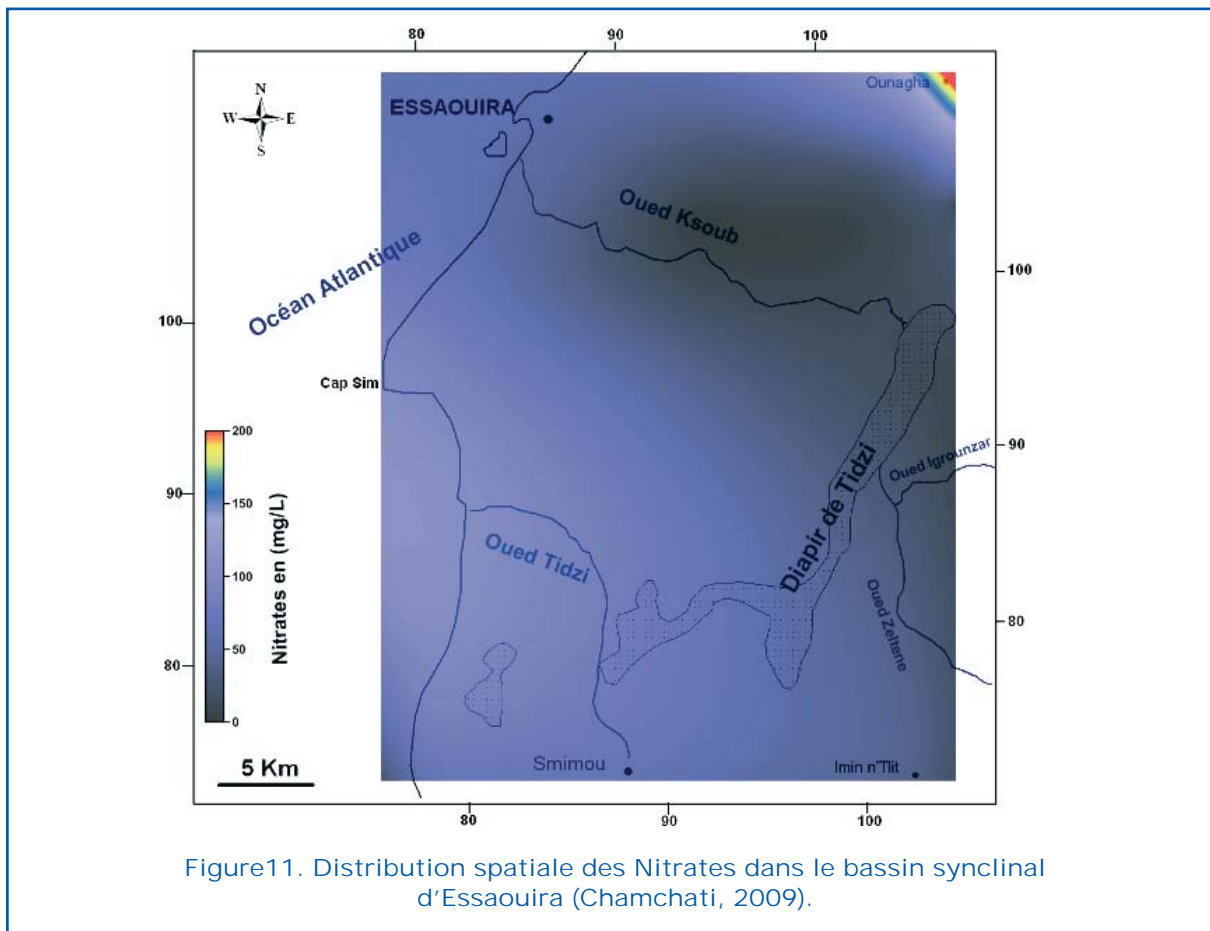


Figure 11. Distribution spatiale des Nitrates dans le bassin synclinal d'Essaouira (Chamchati, 2009).

Les eaux du Turonien montrent des conductivités électriques homogènes avec une valeur minimale de 1 450 $\mu\text{s/cm}$ enregistrée dans le puits B6 et une valeur maximale de 2 340 $\mu\text{s/cm}$ dans le point (B21) (tableau 1). En général, les eaux de la nappe Turonienne présentent le même profil chimique chloruré-sodique que celui des eaux Plio-Quaternaires (figure 7 et figure 8) et il est difficile de les distinguer par leurs seules minéralisations, des eaux peu ou moyennement minéralisées du Plio-Quaternaire.

Les deux points étudiés (B12= 390/51) et (B14=346/51) sont la propriété de l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) et sont destinés à l'alimentation de la ville d'Essaouira et de quelque village, montre des faibles teneurs en nitrates (8,06 mg/l). En revanche, des teneurs plus élevées en chlorures et en sodium respectivement de 319,5 mg/l et 184,23 mg/l pour le point 390/51 et de 270,51 mg/l et 149,96 pour le point 346/51 (tableau 2). Du point de vue de la potabilité, les teneurs en chlorures et en sodium de tous les points de l'aquifère Turonien dépassent

les recommandations faites par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Par contre, les teneurs en nitrates restent bien en deçà de cette norme.

Isotopie

Dans ces conditions et afin de mieux connaître le fonctionnement de ces aquifères et malgré l'apport conséquent des études géologiques réalisées sur le bassin, une approche combinée entre les méthodes de l'hydrodynamique et de la géochimie isotopique a été suivie depuis de nombreuses années. Elle a permis d'identifier l'origine des eaux souterraines et de localiser les aires naturelles de recharge ainsi que les liens entre aquifères (échanges par drainance), de contribution à l'explication de l'origine de la minéralisation, notamment dans les secteurs les plus salées. Dans le bassin d'Essaouira, le fonctionnement hydrodynamique est fortement influencé par les écoulements (Chkir et al., 2008). Dans un tel contexte, les

Tableau 2. Analyses chimiques des eaux de la nappe Plio-Quaternaire et Turonien (campagne d'octobre 2009)

Echantillon	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Aquifère
B1= oued Ksob	146,4	475,7	31	128,64	40	38,64	266,8	5,46	Oued
B3=138/51	109,8	766,8	89,28	124,8	38	45,96	438,15	10,53	Plio-Quat
B4=M33	207,4	347,9	45,26	104,64	40	30,24	221,95	13,65	Plio-Quat
B5	176,9	390,5	0,62	102,72	42	39,84	207,69	10,53	Plio-Quat
B7	67,1	74,55	100,4	27,36	30	24,12	36,8	3,12	Plio-Quat
B9	219,6	241,4	10,54	121,44	44	35,04	138,69	4,68	Plio-Quat
B10=M61	195,2	255,6	13,64	119,52	46	41,04	127,42	5,46	Plio-Quat
B11=103/51	176,9	217,97	6,82	111,84	38	31,44	135,7	4,68	Plio-Quat
B12=390/51	183	319,5	8,06	111,84	34	35,04	184,23	4,29	Turonien
B13=272/51	189,1	355	27,28	129,6	42	38,64	212,98	4,29	Plio-Quat
B14=346/51	195,2	270,51	8,06	104,64	38	35,04	149,96	5,07	Turonien
B16=133/51	146,4	442,33	50,84	96	40	42,36	236,44	3,9	Plio-Quat
B18=3/51	195,2	344,35	199	44,64	34	30,24	254,38	5,85	Plio-Quat
B19=M66	219,6	264,12	0,62	176,16	34	37,44	167,21	25,35	Turonien
B21=380/51	231,8	420,32	0	133,92	38	30,24	286,35	15,21	Turonien
B39	207,4	372,75	168,6	168,48	66	59,28	219,42	19,5	Plio-Quat

isotopes stables constituent un outil performant pour déterminer l'origine et l'histoire des eaux, les aires de recharges et relations entre les nappes. Les analyses isotopiques ont été effectuées au sein de l'Institut Technologique et Nucléaire de Sacavém au Portugal, les résultats de ces analyses sont regroupés dans le tableau 3. Dans le bassin d'Essaouira, les teneurs isotopiques des eaux Plio-quaternaires sont comprises entre -3,72 et -4,56 $\delta^{18}\text{O}$ ‰ vs SMOW. Celles des eaux de la nappe Turonien sont comprise entre -4,17 et -4,55 $\delta^{18}\text{O}$ ‰ vs SMOW. Le diagramme de corrélation oxygène 18 vs deutérium pour les eaux du bassin d'Essaouira permet de définir une droite météorique locale d'équation : $d^2\text{H} = 7,72 \delta^{18}\text{O} + 10,53$ ($n = 15$, $R^2 = 0,82$) peu différente de celle des eaux météoriques mondiales (DMM) de pente 8 avec un excès en deutérium voisin de 10. Elle caractérise les précipitations d'origine océanique, l'équation de cette droite a été calcu-

lée sans tenir compte des trois points d'eau 390/51, 272/51 et oued Ksob, identifiés comme évaporés parce qu'ils se placent en dessous de la droite météorique. Le point 272/51 marqué par l'évaporation à l'aquifère Plio-Quaternaire et se trouve à proximité immédiate de l'oued, ce qui confirme l'alimentation par l'eau de l'oued Ksob déjà mise en évidence dans le quart Nord-Est du secteur par la piézométrie et la minéralisation plus faible de l'aquifère. Le puits 390/51, qui capte l'aquifère Turonien, sa position sur le diagramme ^{18}O -deutérium (Figure 12) indique en complément une eau évaporée en provenance pour partie de l'oued à l'étiage. Les autres points d'eau analysés s'alignent sur la droite météorique ce qui signifie que l'alimentation des deux aquifères et surtout celle de l'aquifère Turonien s'effectue rapidement sans évaporation notable si l'on exclue le point 390/51.

Tableau 3. Teneurs en isotopes stables ^{18}O et ^2H des eaux de la zone synclinale d'Essaouira (campagne d'octobre 2009)

Echantillon	X	Y	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$	Aquifère
B2=149/51	85,1	105,8	-3.79	-19.2	Plio-Quat
386/51	92	98,65	-4.17	-22.2	Turonien
M98	89	100	-4.56	-24.2	Plio-Quat
B17=15/51	86	97	-3.87	-19.3	Plio-Quat
11/ 51	80,45	96,45	-3.50	-14.9	Plio-Quat
B20=21/51	89,4	91,4	-4.51	-26.2	Plio-Quat
B21=380/51	89,35	91,8	-4.56	-23.6	Plio-Quat
B23=363/51	89,75	88,2	-4.55	-26.8	Turonien
B22=327/51	88,8	88,8	-4.11	-21.3	Plio-Quat
27/51	95,5	91,3	-4.55	-22.9	Plio-Quat
M24	95	91,5	-4.34	-23.5	Plio-Quat
28/51	97,2	91,8	-4.50	-22.7	Plio-Quat
148/51	85,7	102,05	-3.82	-20.7	Plio-Quat
Oued Ksob	86	106	-3.57	-19.0	Plio-Quat
93/51	92,37	101,9	-4.33	-22.3	Plio-Quat
B12=390/51	97	100	-4.37	-25.8	Turonien
B13=272/51	97,17	100,76	-3.72	-20.3	Plio-Quat
B14=346/51	97,25	100,7	-4.17	-21.4	Turonien

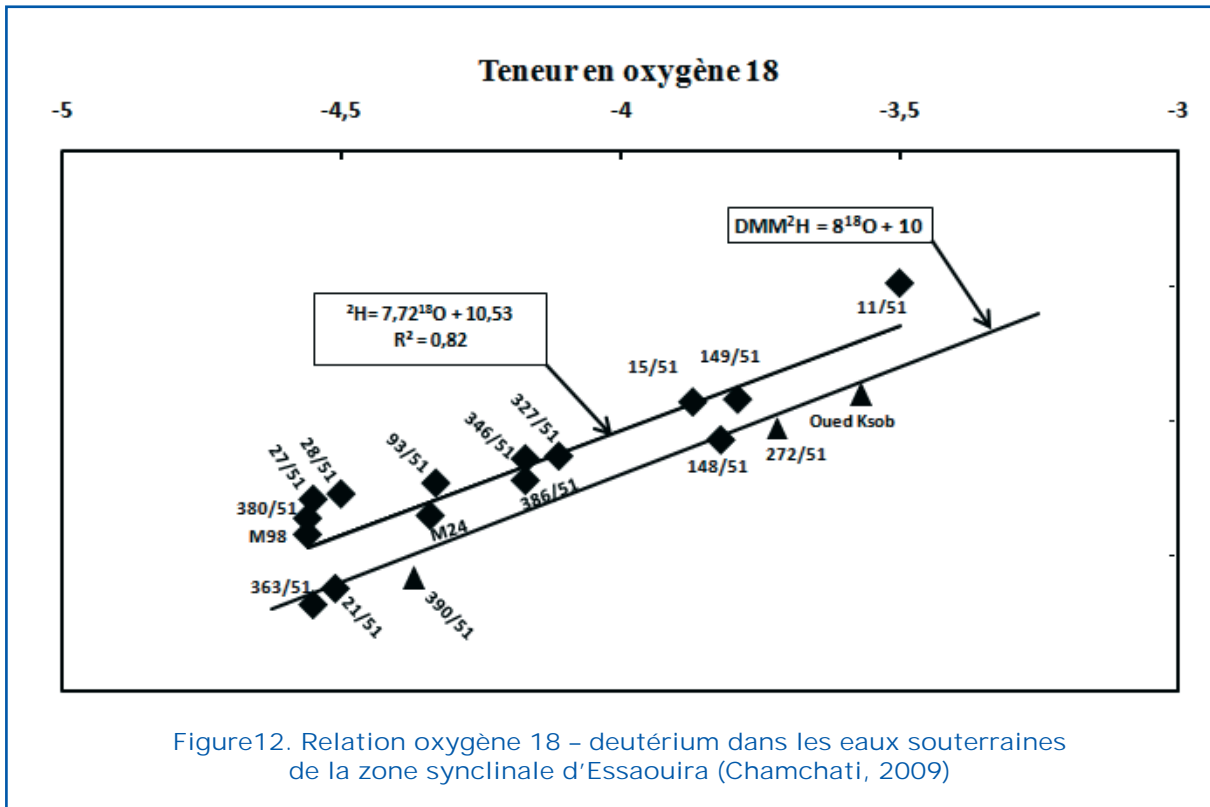


Figure12. Relation oxygène 18 – deutérium dans les eaux souterraines de la zone synclinale d'Essaouira (Chamchati, 2009)

Conclusion

La complémentarité des approches hydrodynamiques, hydrochimique et isotopiques peut aboutir au diagnostic de l'état de vulnérabilité des aquifères face à l'accroissement des pressions anthropiques et climatiques. D'une part, la minéralisation et les teneurs en chlorure dans l'aquifère Plio-Quaternaire a permis de savoir l'alimentation par l'oued Ksob et le rôle du diapir caché d'Essaouira dans l'augmentation de la minéralisation en chlorures des eaux dans la partie centrale. Ainsi que les teneurs excessives en nitrates à la suite des fortes précipitations de l'année 2008/2009, accompagner d'une élévation des chlorures, provoquant une dégradation de la qualité des eaux dans la région et met en évidence la vulnérabilité des captages. D'autre part, l'inventaire des teneurs en isotopes stables des deux aquifères a permis de les différencier où la nappe du Plio-Quaternaire témoigne d'une recharge actuelle mais elle est menacée par une intrusion marine due à la surexploitation des ressources. En revanche, la nappe Turonienne, caractérisée par des ressources importantes, témoigne d'une recharge récente très faible, sa vulnérabilité

serait donc plus liée aux pressions anthropiques qu'à la variation des conditions climatiques. La mise au point d'une stratégie d'exploitation rationnelle pourrait donc permettre de valoriser ses eaux tout en sauvegardant ses potentialités à long terme. Ainsi que le recours à des ressources non conventionnelles tels que les eaux de mer dessalées pour l'alimentation en eau potable ou les eaux usées épurées pour l'agriculture doivent être considérées actuellement comme une priorité afin d'éviter de déclencher des situations de pénurie d'eau.

Références

- Bahir, M., Jalal, M., Mennani, A. (2001). Pollution nitratée des eaux souterraines du bassin synclinal d'Essaouira. (Groundwater pollution by nitrates of the Essaouira synclinal basin). *J. Environ. Hydrol.*, Paper 18, Vol. 9.
- Bahir, M., Mennani, A., Jalal, M., Youbi, N. (2000). Contribution à l'étude des ressources hydriques du bassin synclinal d'Essaouira (Maroc). *Estudios Geol.*, 56: 185-195.

- Bahir, M., Jalal, M., Mennani, A., Fekri, A. (1999). Contribution à l'étude hydrogéologique et hydrochimique de la zone synclinale d'Essaouira (Contribution to the study of the hydrogeology and hydrochemistry of the Essaouira synclinal area). *Congrès Intern. sur l'eau et la désertification*. Le Caire.
- Chkir, N. ; T rabelsi, R. ; Bahir , M. ; Hadji Ammar, F. ; Zouaei, K. ; Chamchati, H. & Monteiro, J.P. (2008). Vulnérabilité des ressources en eau des aquifères côtières en zones semi-arides-etude comparative entre les bassin d'Essaouira (Maroc) et la Jeffara (Tunisie). *Comunicaçoes Geologicas*. ; t.95,pp.107-121.
- Duffaud, F., Brun, L., Planchot, B. (1966). Bassin du sud-ouest marocain (SW Morocco basin). In: Reyre (ed.), *Bassin sédimentaire du littoral africain*. Ass. Serv. Géol. Africain. 1ère partie, Paris: 5-12.
- Fekri, A. (1993). *Contribution à l'étude hydrogéologique et hydrogéochimique de la zone synclinale d'Essaouira (Bassin synclinal d'Essaouira)*. 3rd cycle dissert.
- Galego Fernandes, P. ; Bahir, M. ; Mendoca, J. ; Carreira, P. ; Fakir, Y. & Silva, M.O. (2005). Anthropogenic features in the Sines (Portugal) and Essaouira (Maroc) coastal aquifers : a comparative study of their hydrochemical evolution by a principal component analysis. *Estudios Géol.*, 61: 207-219.
- Lozes, A., 1959. Rapport de synthèse sur les études sismiques dans la zone côtière d'Essaouira. Rapport inédit, Office National de la Recherche Pétrole, Ref. 20048, 25~.
- SCP (Société Chérifienne de Pétrole), 1959. Note sur la structure dite de Mogador. Rapport inédit, Office National de la Recherche Pétrole, Ref. 31 104.
- Mennani, A., Blavoux, V., Bahir, M., Bellion, Y., Jalal, M., Daniel, M. (2001). Apports des analyses chimiques et isotopiques à la connaissance du fonctionnement des aquifères plio-quadernaire et turonien de la zone synclinale d'Essaouira (Maroc occidental). *J. African Earth Sci.*, 4, 32.

Application des transformées en ondelettes à l'étude du fonctionnement des systèmes aquifères atlasiques sahariens

M. Chettih ⁽¹⁾, K. Mouattah ⁽¹⁾ et M. Mesbah ⁽²⁾

⁽¹⁾ Département de Génie Civil, Université Amar Telidji, Laghouat, Algérie

⁽²⁾ Département de géologie, Université Houari Boumediene, Alger, Algérie



Résumé

Cette étude consiste en une analyse du fonctionnement des aquifères atlasiques sahariens. Les formations gréseuses et carbonatées mésozoïques représentant les aquifères les plus importants de l'Atlas Saharien constituent des systèmes aquifères hétérogènes complexes à porosité multiple, pour lesquels l'organisation fissurale induit souvent une spécificité de structure et de fonctionnement. Dans cette étude, la non-stationnarité des signaux pluies et débits est mise en évidence par l'introduction de l'analyse en ondelettes. Les spectres à petites échelles, des précipitations et des débits, en ondelettes de Morlet, ont permis de mettre en évidence des processus à hautes fréquences présentant une forte variabilité temporelle moins visible pour les débits. Cependant, l'influence des crues s'étend profondément dans la gamme des échelles.

A grande échelle, les spectres révèlent la présence de certains processus bien localisés en temps, correspondant à des processus multi-annuels. Il apparaît clairement que les processus débits sont des processus non-stationnaires dont la distribution varie temporellement à toutes les échelles.

Les analyses multirésolution en ondelettes de Daubechies ont montré une répartition non uniforme dans le temps est à travers les échelles à court et à moyen terme. Certains niveaux ont permis de mettre également en évidence des processus multi-annuels. Les systèmes aquifères de l'Atlas Saharien sont très peu sensible aux fluctuations des précipitations pour les courtes périodes, mais, les phénomènes pluri-annuels les influencent fortement.

Introduction

Les puissantes formations gréseuses mésozoïques de l'Atlas saharien Algérien constituent les principaux aquifères de la chaîne (Fig. 1). Elles représentent des systèmes aquifères hétérogènes complexes à porosité multiple où lithologie, morphologie et tectonique induisent souvent une spécificité de structure et de fonctionnement (Fig. 2). Ces aquifères sont drainés par de nombreuses sources constituant des exutoires multiples et jaillissant le long des accidents tectoniques et au niveau des discontinuités strati-

graphiques et alimentent régulièrement les cours d'eau montagnards.

Les analyses préliminaires de l'approche fonctionnelle ont montré que les systèmes atlasiques possèdent des réseaux de drainage très développés, avec cependant une zone noyée à faible volume dynamique. Les paramètres d'ajustement déterminés sur les courbes de récessions traduisent, en général le caractère bien drainé pour les différents systèmes ainsi que l'importante organisation structurale des aquifères. Par ailleurs, les analyses corrélatoire et spectrale ont montré que les systèmes atlasiques sahariens ont



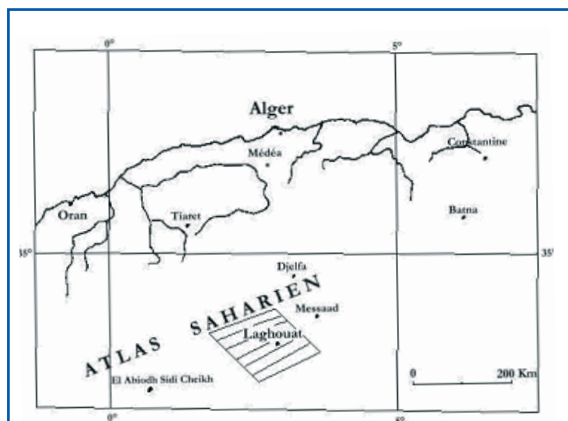


Figure 1. Croquis de localisation de la zone d'étude

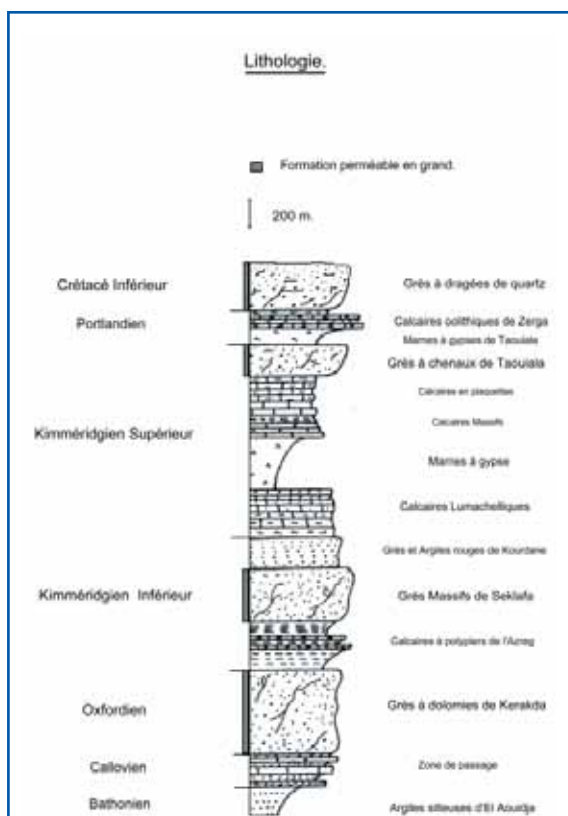


Figure 2. Comportement hydrogéologique des différentes formations de l'Atlas Saharien Central

une très faible mémoire. Leur réponse impulsionnelle très courte, peut être attribuée principalement à la structure très développée des l'aquifères et à leur degré d'organisation (Chettih et Mesbah 2006).

Le comportement hydrodynamique des systèmes, montre une forte dépendance des réserves vis-à-vis des précipitations dont la

répartition dans le temps est très hétérogène et discontinue. La fonction cohérence du système indique des non-linéarités fortes. Les débits sont caractérisés par une forte variabilité de la variance, par conséquent non-stationnaires.

Ces caractéristiques suggèrent l'introduction de nouvelles techniques permettant des interprétations plus fines de la relation pluie-débit et de mettre en évidence des échelles caractéristiques dans le fonctionnement des systèmes hydrogéologique. La transformée en ondelettes permet d'obtenir une vision 'temps-échelle' des phénomènes hydrologiques (Labat et al. 2000). Elle permet de faire le passage d'une représentation d'un signal à un autre à l'exemple de celle de Fourier avec, néanmoins, une résolution temps-fréquence différente.

A ce titre, trois systèmes situés dans l'Atlas saharien ont été retenus pour cette étude dont les principales caractéristiques sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau 1. Principales caractéristiques des systèmes atlasiques sahariens

	<i>Système de Seklafa</i>	<i>Système de Kerakda</i>	<i>Système de Rhouiba</i>
Période d'observation	1975-1980	1975-1990	1973-1999
Débit moyen	0.487 m ³ /s	1.022 m ³ /s	0.74 m ³ /s
Superficie	783 Km ²	3930 Km ²	3520 Km ²
Débit spécifique	0.622 l/s/Km ²	0.260 l/s/Km ²	0.210 l/s/Km ²
Altitude moyenne	1 260 m	1 120 m	1 085 m

Analyse en ondelettes continue

Analyse univariée

La résolution temps-fréquences de la transformée en ondelettes est différente de celle de Fourier. L'idée de l'ondelette est de pouvoir faire varier les largeurs en temps et en fréquences d'une fonction tout en la translatant le long du signal comme dans la transformée de Fourier fenêtrée (Labat et al. 2000, et 2005).

Les coefficients $C_x(a, \tau)$ de la transformée en ondelettes d'un signal $x(t)$ sont donnés par le proc

$$C_x(a, \tau) = \int_{-\infty}^{+\infty} x(t) \psi_{a,\tau}^*(t) dt \quad (1)$$

avec

$$\psi_{a,\tau}(t) = \frac{1}{\sqrt{a}} \psi\left(\frac{t-\tau}{a}\right) \quad (2)$$

où $\psi(t)$ qui joue le rôle d'un noyau de convolution est nommée : fonction ondelette, qui peut être réelle ou complexe ; (*) correspond au complexe conjugué ; le paramètre 'a' (facteur d'échelle), contrôle la dilatation ou la contraction de la fonction $\psi(t)$; le paramètre 'τ' s'interprète comme un facteur de translation temporelle ou de décalage fréquentiel de la fonction $\psi(t)$.

Des analyses de type univarié sont appliquées dans cette étude aux pluies et aux débits journaliers. Comparées aux analyses corrélatoire et spectrale, l'analyse en ondelettes conduit à des résultats plus précis en particuliers pour mettre en évidence la variabilité temporelle des processus.

Les spectres en ondelettes de Morlet des pluies et des débits journaliers à la station de Seklafa, ont été calculés et représentés sur les figures 3 et 4 ainsi que les débits de Kerakda et Rhouiba (fig. 5 et 6).

A petites échelles, les spectres en ondelettes de Morlet des précipitations mettent en évidence temporellement des processus à hautes fréquences, ces spectres présentent de l'aliasage à petite échelle car l'ondelette choisie n'est vraisemblablement plus assez échantillonnée à cette échelle.

Cependant, ces structures sont moins visibles sur les spectres correspondant aux débits, ce qui indique a priori l'effet modulateur des systèmes aquifères. A plus grande échelle, les spectres révèlent la présence de certains processus plus ou moins bien localisés en temps. Les spectres en ondelettes de Morlet des pluies et des débits mettent en évidence à grande échelle des composantes correspondant à des processus. Cette analyse a permis de mettre en évidence pour tous les systèmes l'absence de structure évidente à court terme et l'existence de structures non-stationnaire à moyen et à long terme.

Les spectres en ondelettes pour les débits montrent clairement que le passage à de forts coefficients en ondelettes est consécutif à une succession de crues importantes. L'in-

fluence de ces crues s'étend profondément sur la gamme des échelles. Ceci est révélateur à court terme d'un comportement de système évolué et bien drainé. Les spectres en ondelettes globaux mettent en évidence de nombreuses composantes à moyen terme et à long terme, dont les plus spectaculaires sont du type multi-annuel.

Analyse croisée

Les caractéristiques statistiques des coefficients d'ondelettes permettent de mettre en évidence la distribution temps-échelle de la variance d'un signal ou de la covariance de deux signaux. Pour rendre compte de la décomposition de la variance totale en termes temps-échelle, il est possible de définir un spectre en ondelettes continues $w(a, \tau)$ aussi appelé scalogramme par analogie avec l'analyse spectrale, sous la forme:

$$W_{XX}(a, \tau) = C_X(a, \tau) C_X^*(a, \tau) = |C_X(a, \tau)|^2 \quad (3)$$

où $C_X(a, \tau)$ $C_X^*(a, \tau)$ respectivement les coefficients en ondelettes de $x(t)$ et les coefficients en ondelettes conjugués de $x(t)$. Ce spectre en ondelettes peut aussi être moyenné soit en temps, soit en échelle entraînant alors une perte d'information (Torrence et Compo 1998). D'une part, l'opération de moyenne en temps donne la répartition de la variance du signal à travers les échelles. D'autre part, l'opération de moyenne à travers les échelles permet l'identification temporelle d'une composante particulière du signal.

Les spectres en ondelettes de Morlet croisés de données journalières des systèmes de Seklafa, Kerakda et Rhouiba ont été calculés afin de mettre en évidence la variabilité temporelle de la relation pluie-débit.

A petites échelles, des structures à fort coefficient sont visible dûes à la forte relation pluie-débit à cette échelle. Pour le système de Seklafa, les composantes multi-annuelles ne sont pas mises clairement en évidence, ceci est lié aux faibles réserves internes qui dépendent de la composante à grande échelle des précipitations. A ce titre, le spectre en ondelttes global donne une information plus compacte sur les différentes échelles caractéristiques du système (fig. 7). Les amplifications des composantes à court terme, semblent être liées au fort degré d'organisation du drainage (fig. 8).

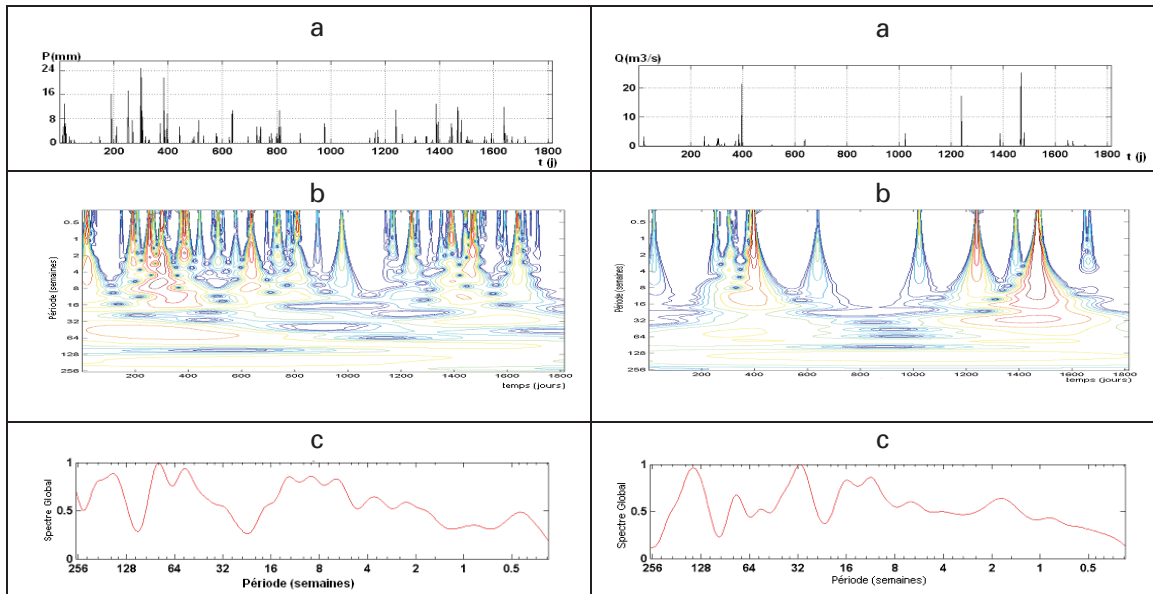


Figure 3. Pluies journalières à la station de Seklafa (a - série chronologique ; b - spectre en ondelettes et c - spectre global)

Figure 4. Débits journaliers à la station de Seklafa (a - série chronologique ; b - spectre en ondelettes et c - spectre global)

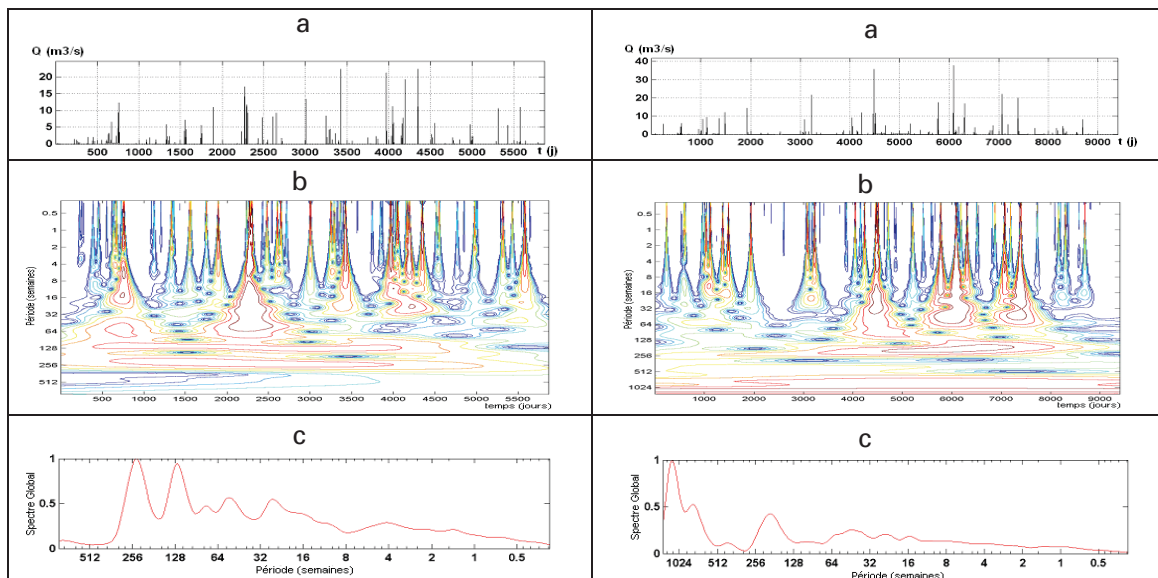


Figure 5. Débits journaliers à la station de Kerakda (a - série chronologique ; b - spectre en ondelettes et c - spectre global)

Figure 6. Débits journaliers à la station de Rhouiba (a - série chronologique ; b - spectre en ondelettes et c - spectre global)

Cependant, la variabilité des composantes à moyen et long terme est faiblement visible et moins amplifiée, ceci est lié aux faibles réserves d'eau du système. Pour les systèmes de Kerakda et Rhouiba, à petite échelle leur comportement est assez comparable à celui de Seklafa, là également

on note la forte relation pluie-débit à cette échelle. Par contre, à plus grande échelle, les spectres en ondelettes globaux (fig. 9 et fig. 10) mettent en évidence d'une façon spectaculaire plusieurs composantes multi-annuelles. Cette analyse montre la faible sensibilité des

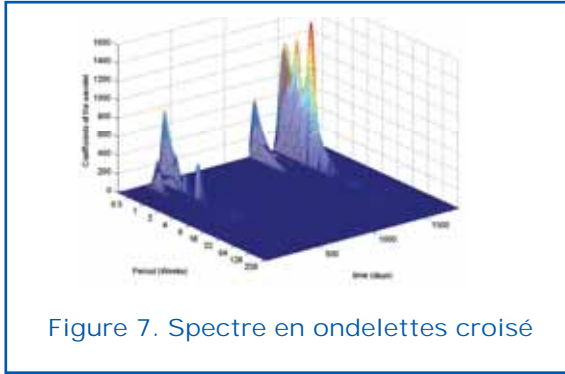


Figure 7. Spectre en ondelettes croisé

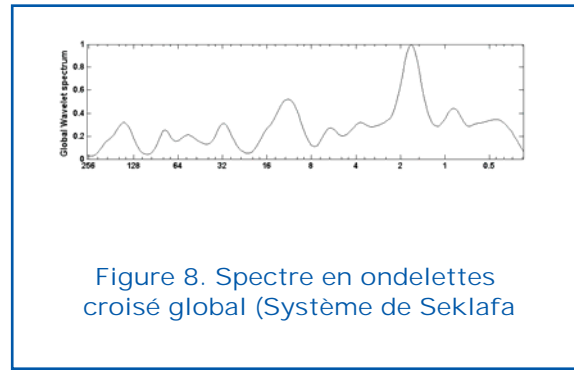


Figure 8. Spectre en ondelettes croisé global (Système de Seklafa)

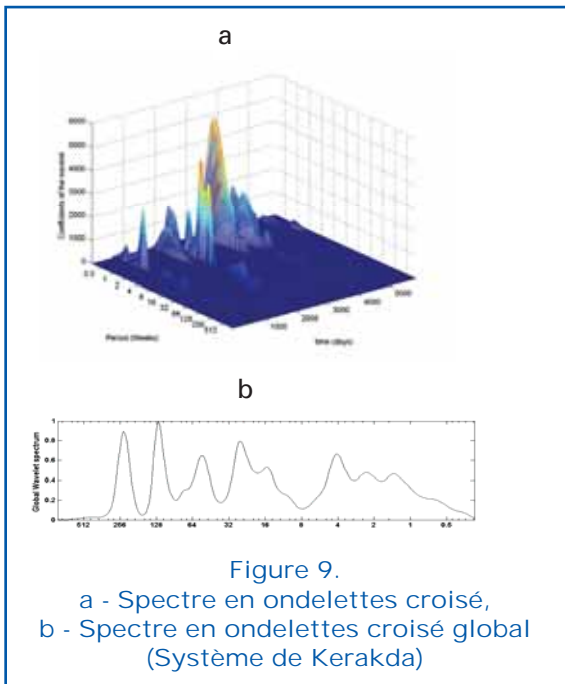


Figure 9.
 a - Spectre en ondelettes croisé,
 b - Spectre en ondelettes croisé global (Système de Kerakda)

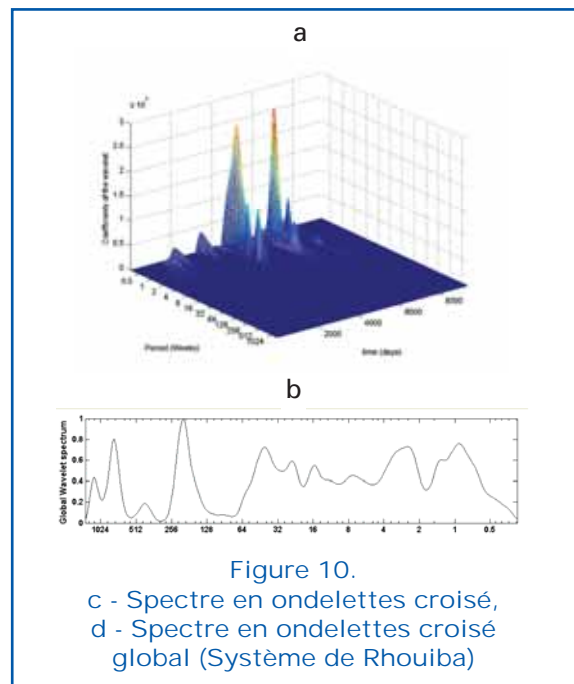


Figure 10.
 c - Spectre en ondelettes croisé,
 d - Spectre en ondelettes croisé global (Système de Rhouiba)

systèmes Atlasiques Sahariens aux précipitations de courte période, matérialisée par la forte relation pluie-débit et par la faible modulation du signal d'entrée. Elle montre également que la structure interne des aquifères permet de moduler le signal d'entrée et ceci apparaît sous forme de phénomènes multi-annuels qui influencent fortement les systèmes.

Analyse multirésolution

Le domaine temps-échelle sera remplacé par un domaine discret de la forme

$$\{(a_0^{-j}, k\tau_0 a_0^{-j}), (k, j) \in \mathbb{Z}^2\}$$

où a_0 et τ_0 sont des constantes. On aboutit ainsi à une version discrète définissant les coefficients de la transformée en ondelettes discrète du signal $x(j)$:

$$C_x(j, k) = \int_{-\infty}^{+\infty} x(t)\psi_{j,k}^*(t)dt \quad (4)$$

avec

$$\psi_{j,k}(t) = a_0^{j/2}\psi(a_0^j t - k\tau_0) \quad (5)$$

L'exposant j est alors appelé facteur d'échelle, tandis que le paramètre $k\tau_0$ est appelé facteur de translation.

L'analyse en ondelettes multirésolution (Mallat 1989, Cohen et al. 1991, Daubechies 1992) permet la décomposition d'un signal dyadique en une succession d'approximations et de détails correspondant à des échelles croissantes j .

Analyse multirésolution univariée

Des analyses multirésolution en ondelettes de Daubechies (daub 20) sont appliquées sur les données journalières des pluies et débits



des systèmes atlasiques. L'évolution temporelle des coefficients en ondelettes de Daubechies est représentée en figure 11. Cette répartition apparaît comme non uniformément répartie dans le temps et à travers les échelles. L'analyse permet de capturer, en particulier, les variations du signal aux différentes échelles. Ainsi, de grandes variations impliquent de fortes valeurs pour les coefficients aux petites échelles. Ceci est particulièrement visible pour les pluies qui présentent de fortes discontinuités et notamment pour les débits lors des crues. Les coefficients en ondelettes de Daubechies correspondant aux processus à moyen terme, exhibent également une distribution

non uniforme dans le temps (fig. 11). De plus, le niveau 5 et le niveau 6 permettent de mettre en évidence eux-aussi un processus multi-annuel avec des coefficients élevés alternant avec d'autres coefficients négligeables. Ces résultats sont en accord avec les résultats obtenus par l'analyse en ondelettes de Morlet.

Analyse multirésolution croisée

Les spectres croisés en ondelettes de Daubechies des pluies et débits journaliers ont été appliqués pour le système de Seklafa. Afin de rendre compte de façon plus physique de la décomposition en échelle de la relation

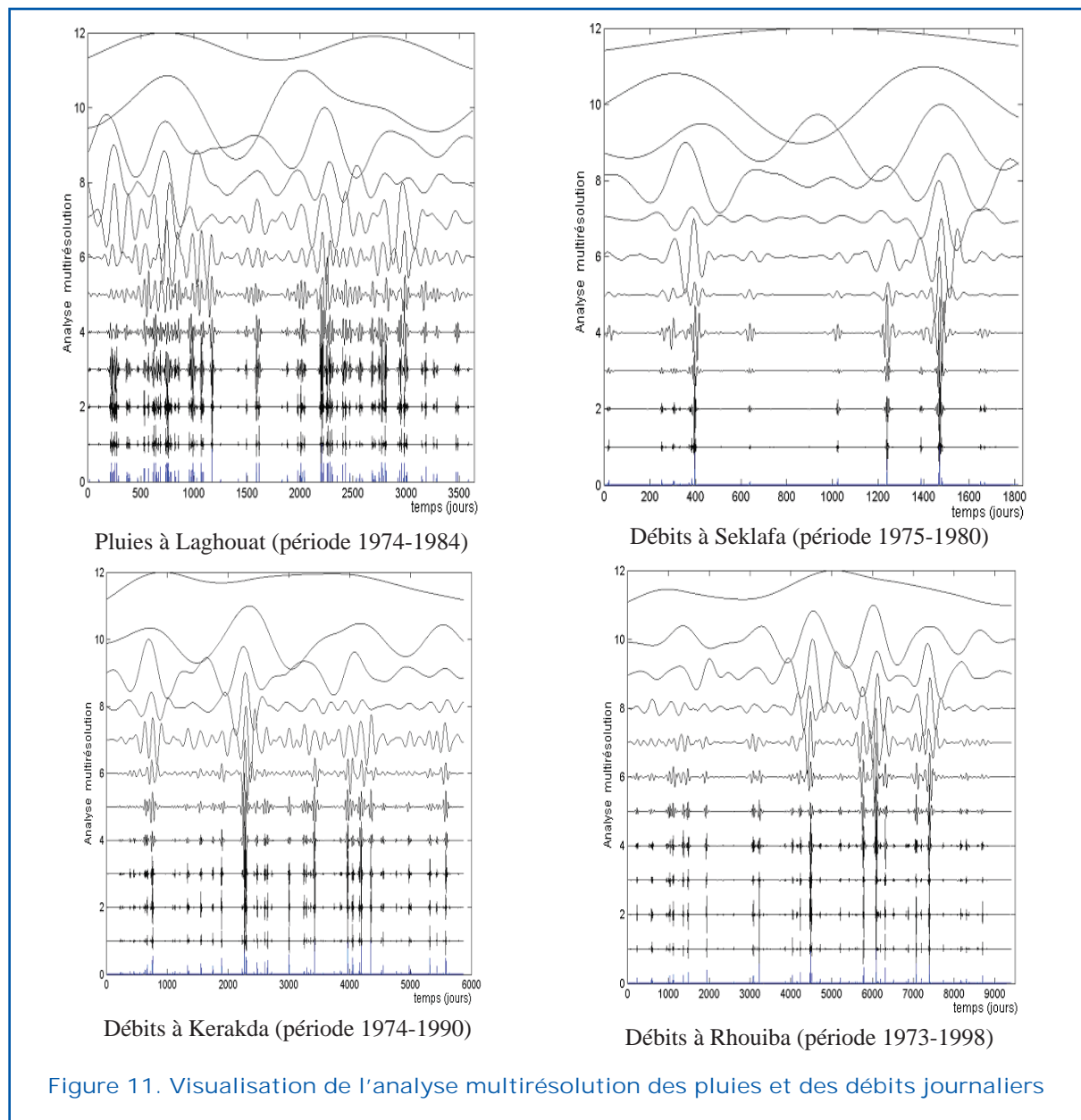


Figure 11. Visualisation de l'analyse multirésolution des pluies et des débits journaliers

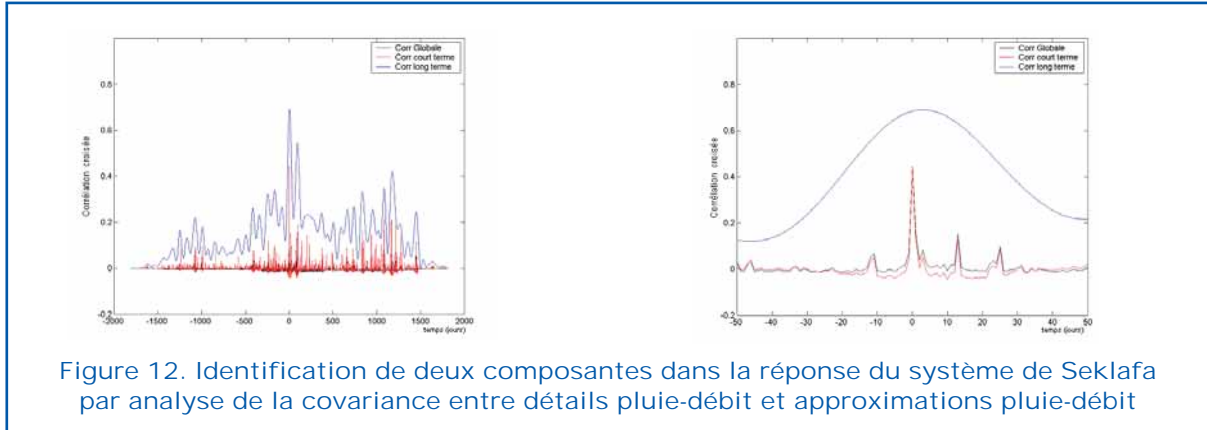


Figure 12. Identification de deux composantes dans la réponse du système de Seklafa par analyse de la covariance entre détails pluie-débit et approximations pluie-débit

pluie-débit, les fonctions de covariance entre approximation des pluies et approximations des débits et entre détails des pluies et détails des débits ont été calculées et sont présentées en figure 12.

La décomposition de la fonction de covariance totale entre covariance des détails et des approximations permet l'identification de deux composantes aux comportements caractéristiques. La covariance entre détails des pluies et des débits amène l'isolation d'une composante rapide correspondant au pic visible sur la fonction de covariance des données (corrélation globale). La covariance entre approximations des pluies et des débits met en évidence la présence d'une deuxième composante peu significative mais plus lente. Cette analyse a permis de décomposer la réponse globale de l'aquifère en une réponse rapide correspondant à un écoulement rapide dans un réseau très développé, et une réponse retardée correspondant probablement à un écoulement dans un réseau moins développé que le premier.

Conclusion

Les principaux aquifères de l'Atlas Saharien sont connus dans des formations gréseuses fortement fissurées et faillées. L'aspect lithologique constitué par une proportion considérable de grès d'une part, et l'encadrement structural représenté par de vastes synclinaux, relativement bien formé, et très fracturés d'autre part, ont été les principaux facteurs de la genèse de ces aquifères. Leurs caractéristiques hydrodynamiques sont représentatives d'un aquifère doté d'une propriété-réservoir et assurant une

bonne fonction conductrice. Cependant, l'approche fonctionnelle, basée sur l'analyse systémique les caractérise comme des systèmes évolués et donc de faibles réserves. Les spectres en ondelettes révèlent la présence de certains processus bien localisés en temps, correspondant à des processus multi-annuels. Dans l'Atlas Saharien, il apparaît clairement que les processus débits sont des processus non-stationnaires dont la distribution varie temporellement à toutes les échelles. Par ailleurs, les systèmes sont peu sensibles aux fluctuations des précipitations pour les courtes périodes, mais fortement influencés par les composantes pluri-annuelles assurant le stockage des réserves d'eau. La non-linéarité intrinsèque des systèmes, leur permet d'avoir un faible comportement régulateur à petite l'échelle, mais assurant le soutien à l'étiage sur de longues périodes de sécheresse.

Références

- Chettih, M. et Mesbah, M. (2006). Utilisation des analyses corrélatoire et spectrale pour inférer sur la structure et le comportement hydrodynamique des aquifères de l'Atlas Saharien. *Bull., Serv. Geol. Nat.* Vol. 17, 2, 145-159.
- Cohen, A., Froment, J. et Istas, J. (1991). Analyse multirésolution des signaux aléatoires. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 312, 567-570.
- Daubechies, I. (1992). Ten lectures on wavelets. CSBM-NSF Series in Applied Mathematics, SIAM Publication.
- Labat, D., Ababou, R. et Mangin, A. (2000) .





- Rainfall-runoff relation for karstic springs. Part II: continuous wavelet and discrete orthogonal multiresolution analyses. *Jour. Hydrol.* 238, 149-178.
- Labat, D., (2005). Recent advances in wavelet analyses: Part 1. A review of concepts. *J. Hydr.* 314, 275-288.
- Mallat, S. (1989). A theory for multiresolution signal decomposition: The wavelet representation. *IEEE Transactions on Pattern analysis and Machine Intelligence*, 11, 674-693.
- Torrence, C. et Compo, G. (1998). A practical guide to wavelet analysis. *Bull. Of the American Meteorological Society*, 79, 61-78.



Surface and Groundwater Pollution of the Area of Taza, Morocco

M. El Haji (1), S. Boutaleb (1), R. Laamarti (1) and L. Laarej (1)*

(1) Biotechnologie et valorisation des ressources naturelles, Boite Postale 1223, Taza Gare, Maroc; Polydisciplinary Faculty of Taza, Morocco.

* Corresponding author, email: mouniae@free.fr



Abstract

The aim of this work is to determine the state of the surface and underground water pollution of the area of Taza (Morocco). With this intention, the hydrochemical study is based on the physicochemical parameters determination of the surface water and groundwater.

The results obtained show that various parameters as: the biochemical oxygen demand, the chemical oxygen demand and the nitrate and nitrite concentrations present too high values compared to the international standards. This contamination is accentuated by the human activities and the climatic conditions of the area which are characterized by flows of the very weak wadis during the summer season. We note that there is no preliminary treatment of urban and industrial effluents discharge in the rivers. This caused the increase of the concentrations of pollutants poured in the rivers, leading to the quality deterioration of surface and underground waters.

Key words: Pollutants, Water quality, Surface water, Groundwater, Morocco

Introduction

The future of Taza depends to a large extent on the region's water resources and on the way these resources are exploited. Situated in a semiarid zone, the region has witnessed during the last few decades an important agricultural development and a considerable population explosion. As a consequence, demand for water has sharply increased, chiefly in the densely-populated areas, such as the towns of Taza, Amlil River and Tahlia etc.

This vital need for water, which affects the local economy and population, could have easily been met, in view of the considerable existing groundwater resources. However, the exploitation of these groundwater

resources seems to be highly fragile as they happen to be discontinued and water is largely drained by faults at generally great depth. Moreover, groundwater is, in some cases, of questionable quality, especially around population clusters.

Taking into account these handicaps, the exploitation of surface water proves to be the most suitable solution. As a matter of fact, several water dams have been constructed on the region's main ephemeral streams to meet the needs of the local population for drinking water and to provide farmlands with the necessary water for development. The main dams are Idriss I and Bab Louta. Water inflow into these dams comes from affluents and sources at the various appurtenant basins.



In view of the sensitive and important role played by these affluents and sources, a hydrochemical study would be useful and necessary for the detection of the contamination zones which have a negative impact on the quality of water.

Geographical and Climatic Conditions in the Region

Situated in the northwest of Morocco, Taza is a region characterized by a semi-continental arid climate (DPAT, 2002) (fig. 1). The annual pluviometry varies according to the altitude, ranging between 200 and 1500 mm. The year is divided, in terms of rainwater, into two distinctively different seasons: a moderate and humid season (October to May) and a hot and dry season (June to September). The annual average temperature is 17.6°C, but it can sometimes go to extremes (5°C in winter, 35°C in summer). As far as morphology is concerned, the best part of Taza is situated between two hydrological basins (SDACG, 1994): Moulouya basin to the east and Sebou to the west. From a hydro-geological viewpoint, the region is characterized by discontinued groundwater, the most important of which, of karstic type, is Lias, where Ras El Ma spring wells (rate of flow 30 l/s). 55% of the population in Taza Province, estimated at 743 237 inhabitants according to a survey carried out in 2004, are provided with

drinking water (SDACT, 2004). 80% of this population, mostly urban (Taza) are provided with water in great part via Bab Louta Dam, bore holes and Ras El Ma and Ain N'sa springs (Taza, 2004). The rest of the population are rural and use water from neighbouring sources and bore wells (PDDEPT, 1995). Agriculture is the main activity in Taza Province. Cereal plant contributes 63% to this activity ((www .water.gov.ma and www.mcinet.gov.ma).

It is to be noted that the draining system in the town of Taza, the most important town in the region, is unitary (SDACT, 2004). It consists of 5 main drains which dump water in various parts of the rivers crossing the town: Larbaa, Dfali, Jaouna and Taza (fig. 1).

Water Quality and Pollution Issue

The Quality of Water in Taza Province

Generally speaking, the main sources of pollution are: agricultural, domestic, industrial or coming from solid waste. The mismanagement of the draining system and the absence of treatment worsen the pollution of the natural environment, particularly water resources. Domestic wastewater and industrial used water are everywhere poured without prior treatment in the natural environment, polluting water resources (fig. 1).

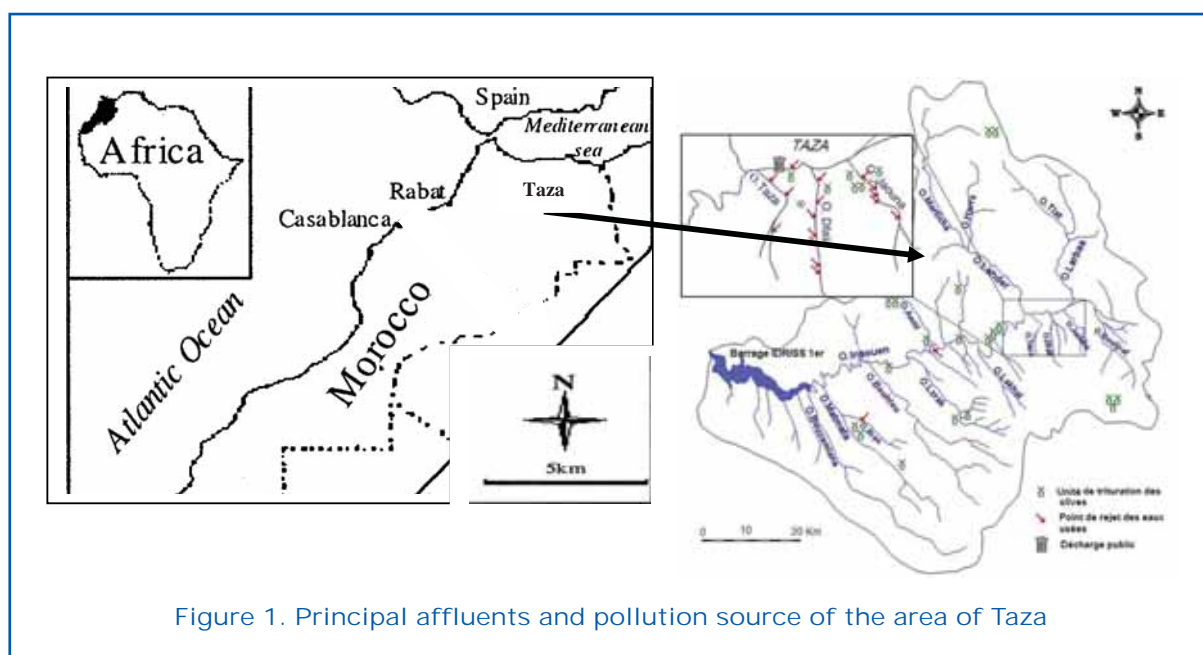


Figure 1. Principal affluents and pollution source of the area of Taza

Domestic Pollution

Taza Province does not have any wastewater purification system. Wastewater is dumped directly into Larbaa, Dfali, Jaouna and Taza Rivers. Wastewater thus disposed of comes from kitchens and bathrooms and contains mainly surface active agents, phosphates and organic matters (Royaume du Maroc, 2004). Pollution coming from the various centres in Taza Province is summed up in the table 1 (Foutlane and al., 2002).

Industrial Pollution

Small size industries, especially consumer industries, are listed in the region. Industrial pollution contributes with a low rate of approximately 2%. Industrial wastewater comes from textile and food industry (SDACT, 2004). Olive production remains one of the main food industry activities and this has an impact on influents which have high COD and BOD5 concentrations. Comparison of the industrial and domestic pollutions is summed up in fig. 2. The main industrial activities remain textile and food industry. The latter is responsible for olive grinding and cannery waste

(SDACT ; 2004). This activity is highly polluting and produces water with high organic matter concentration (vegetable water). In fact, the grinding of a ton of olives produces 500 kg of vegetable water (marginé) (Benyahia and al., 2003 and CAP/PP, 2000). Taza produces 27010 t/year of vegetable water and 67.1% of these are produced by units based in the town and Taza zone. 23 280 t/year (86%) is dumped in rivers and 3,730 t/year (14%) is spread in nature without prior treatment. 20010 m³/year of this quantity of vegetable water produced annually in the province is dumped directly in Inaouen river and its affluents.

Agricultural Pollution

Farmland represents 23% of the total surface area. The various types of pollutants are the chemical fertilizers (N, P, S), herbicides and insecticides (toxic substances) and animal manure (bacteriological and organic pollution).

Solid Pollution

Solid pollution represents 120 tons per day of solid waste (DCDMAT, 2004). Due to inad-

Table 1. Pollution generated by the center of the Province of Taza (SDACT; 2004)

Center	Taza	Amlil	Tahla	Guercif
Consumption of water (m ³ /J)	15,900	998	1,524	3,700
Discharge of waste water (m ³ /j)	11,600	735	1,295	2,900
BOD ₅ (kg/j)	3,570	203.88	427	900
The target river	Dfali, Taza, Jaouna, Larbaa	Inaouen	Ifrane	Melloulou & Mou-louya

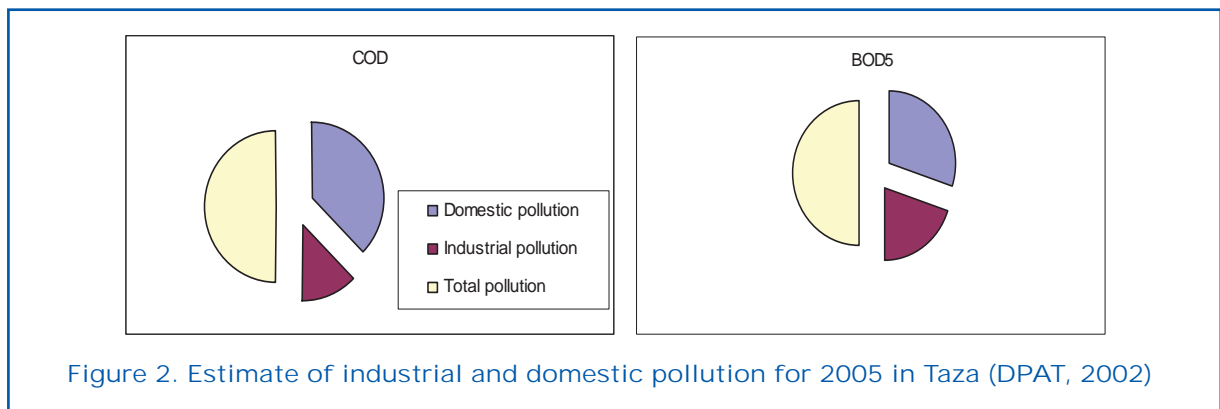


Figure 2. Estimate of industrial and domestic pollution for 2005 in Taza (DPAT, 2002)



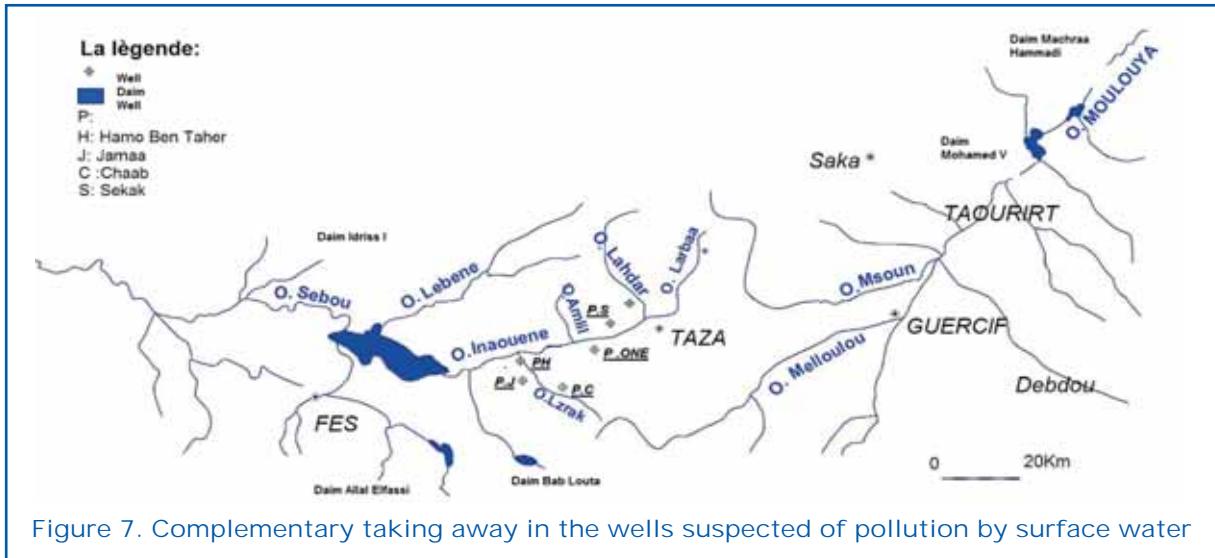


Figure 7. Complementary taking away in the wells suspected of pollution by surface water

TAC, TH, conductivity, nitrate, nitrite, ammonium, phosphor, sulphate, chloride, COD, BOD₅, suspended matter (Rodier, 1996). The measurement campaign, conducted along the main rivers, began in 2006. The results obtained were compared to the results of 2007 and 2008 campaign. To complete these analyses, samples were taken from the dams in Taza region. This led to the assessment of the quality of surface water and groundwater and the classification of rivers and dams according to their respective degrees of pollution.

obtained upon analysis of the dam water. The quality of this water remains acceptable and meets the standards set for the consumption of surface water.

The follow up of the quality of water close to the dumping ground showed that lixiviate-caused pollution is basically due to organic matter. The trend of the organic pollution is illustrated in fig. 8. According to the results obtained, COD/BOD scale changed from 3.5 in 2004 (Royaume du Maroc, 2006) to 0.7 in 2007. This hinted at the lixiviate enriching with biodegradable organic matters;

Results

Upon analysis and processing, the results were converted into maps showing the degree of water pollution in the different rivers and zones monitored (fig. 11, 12, 13, 14 and 15). Generally, fig. 14 and 15 sum up the results

Discussion

The analysis of the nitrogen elements in the rivers sampled shows considerable concentrations (fig. 12). High rates are to be noted with regard to nitrites compared to the Moroccan standards (Buletin officiel, 2002), particularly in rivers which collect waste-

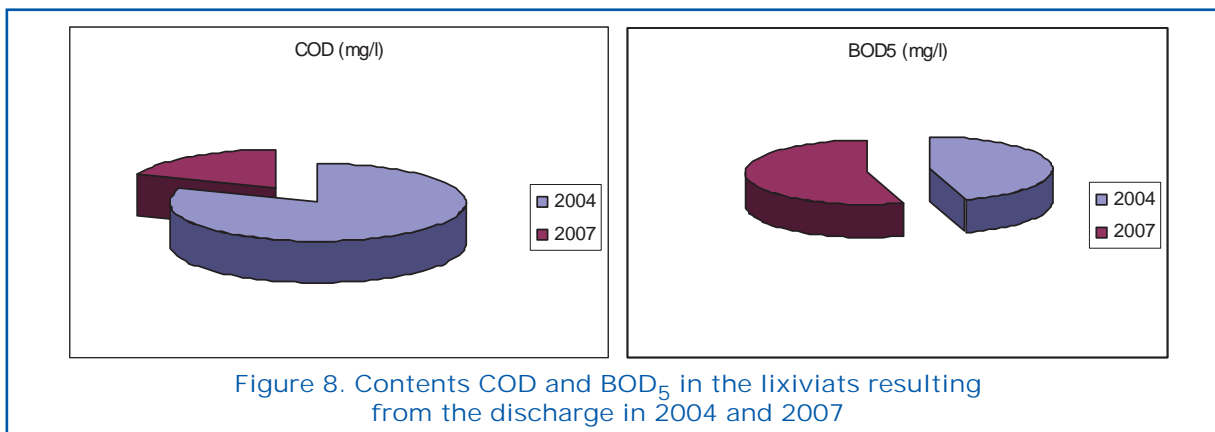


Figure 8. Contents COD and BOD₅ in the lixiviate resulting from the discharge in 2004 and 2007

water from the town (Dfali, Jaouna, Taza and Larbaa).

The alkalinity rate is considerable, particularly in Jaouna River, due to the industrial waste coming from the canneries. Conductivity in Larbaa River is very high with very great sulphate concentrations (fig. 11). The COD measurement hints at a high oxidizable and organic matter load in the rivers where wastewater is dumped. The biodegradable organic matter content is very considerable, as shown by the BOD₅ values (fig. 13). This is due to the fact that most of the waste consists of domestic and industrial wastewater and is, therefore, rich in organic matter (basically vegetable water), which is too responsible for the high suspended matter content. As a result, the quality of the river water samples, taken from zones very close to the waste, is very mediocre.

Figures 9 and 10 show that the groundwater

worst affected is the groundwater close to the rivers most polluted with influents, namely Dfali, Taza, Jaouna and Larbaa Rivers. To cite an example: groundwater in Jnan El Bardai, Friwatou, Ouled Hammoussa, Tennis and Ain N' sa display a high nitrate concentration. This source, as shown in Table 2, also suffers from a bacteria contamination. This hints at an existing source of biological pollution. Such pollution could perhaps be traced back to the surface runoffs which slowly seep into wastewater through the various layers according to respective permeability. It should be noted that the local population uses water here to meet their domestic needs and water their cattle. This represents a real threat of groundwater contamination (fig. 14 and 15).

The presence in considerable quantity of certain elements such as chlorides, which

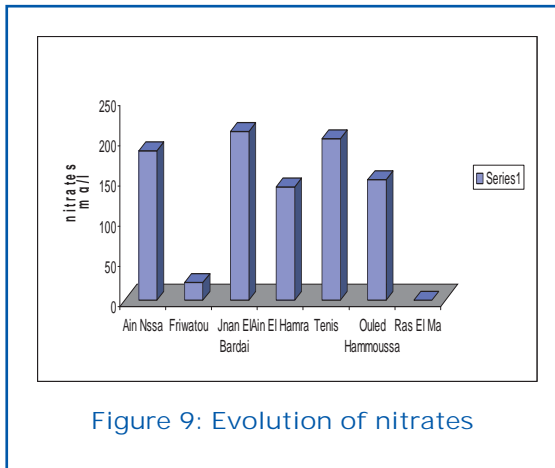


Figure 9: Evolution of nitrates

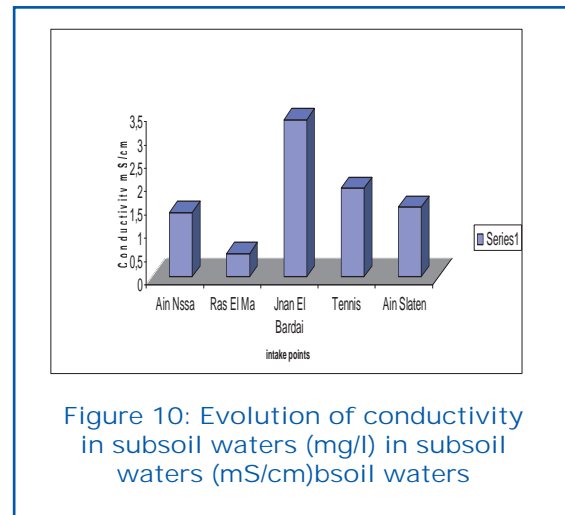


Figure 10: Evolution of conductivity in subsoil waters (mg/l) in subsoil waters (mS/cm) bsoil waters

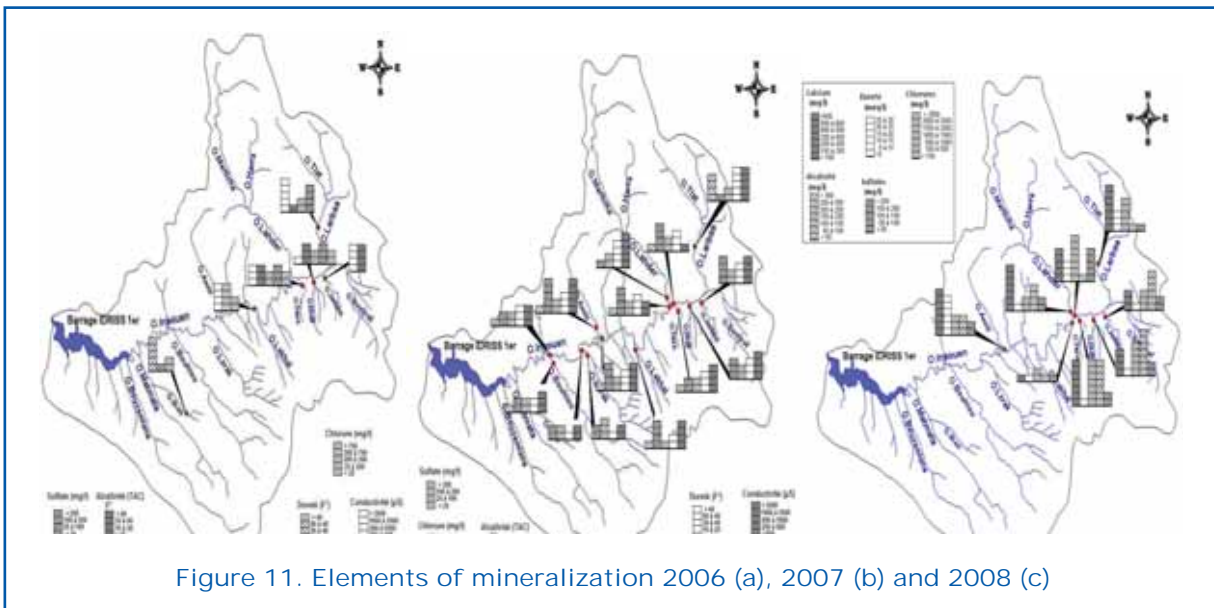


Figure 11. Elements of mineralization 2006 (a), 2007 (b) and 2008 (c)

Table 2. Bacteriological analyses of subsoil waters

	<i>GT 37°C/22°C</i>	<i>SF</i>	<i>CT 37°C</i>	<i>CF 44°C</i>
Aïn nssa	Uncountable	20 colonies	uncountable	uncountable
Tennis	Uncountable	uncountable	20 colonies	uncountable
AEP(Ras El Ma)	0	0	0	

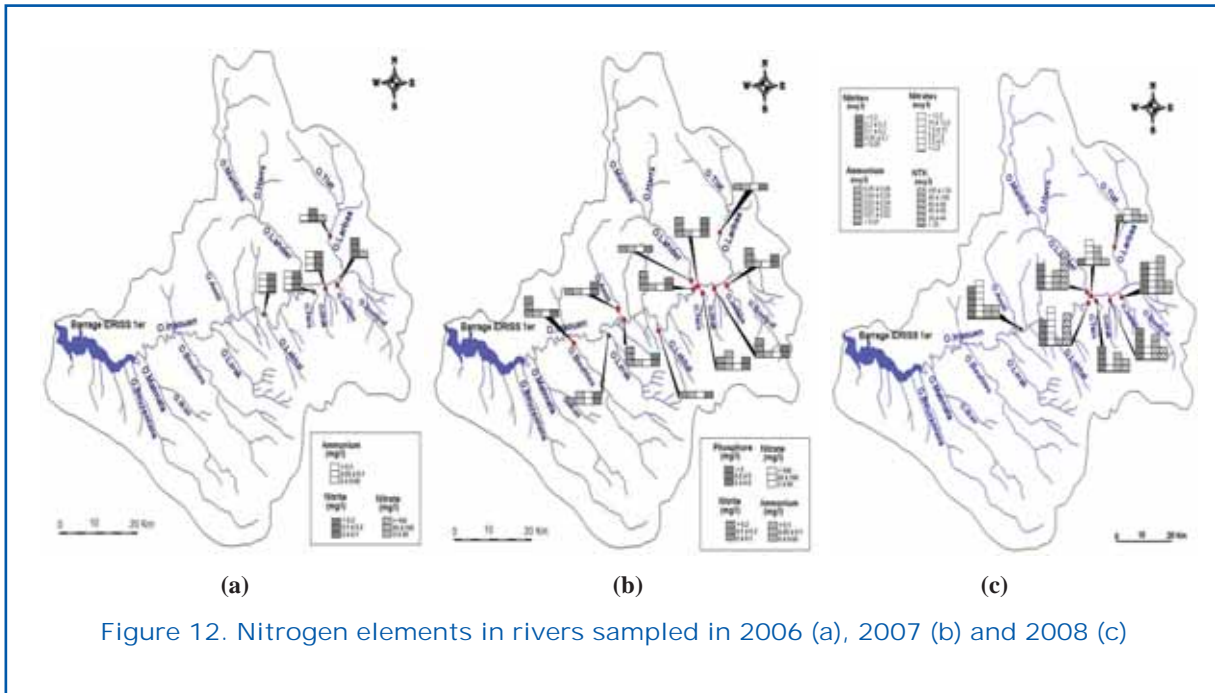


Figure 12. Nitrogen elements in rivers sampled in 2006 (a), 2007 (b) and 2008 (c)

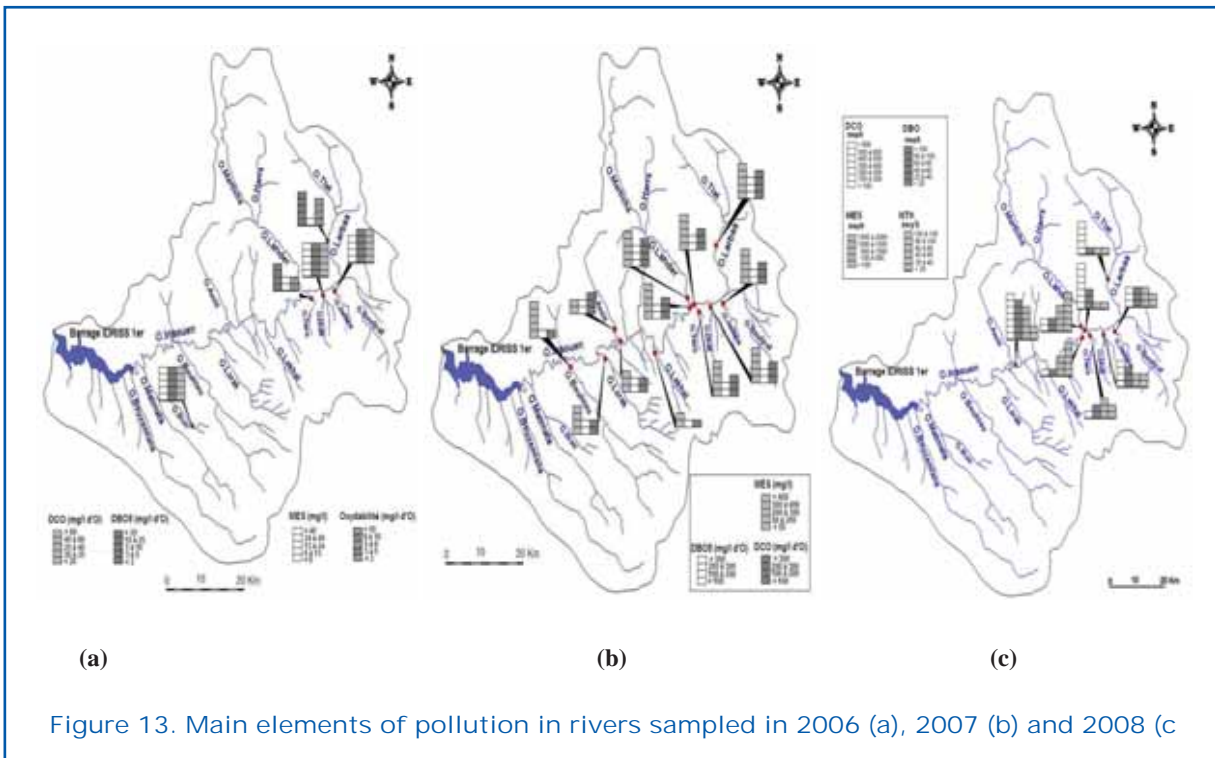


Figure 13. Main elements of pollution in rivers sampled in 2006 (a), 2007 (b) and 2008 (c)



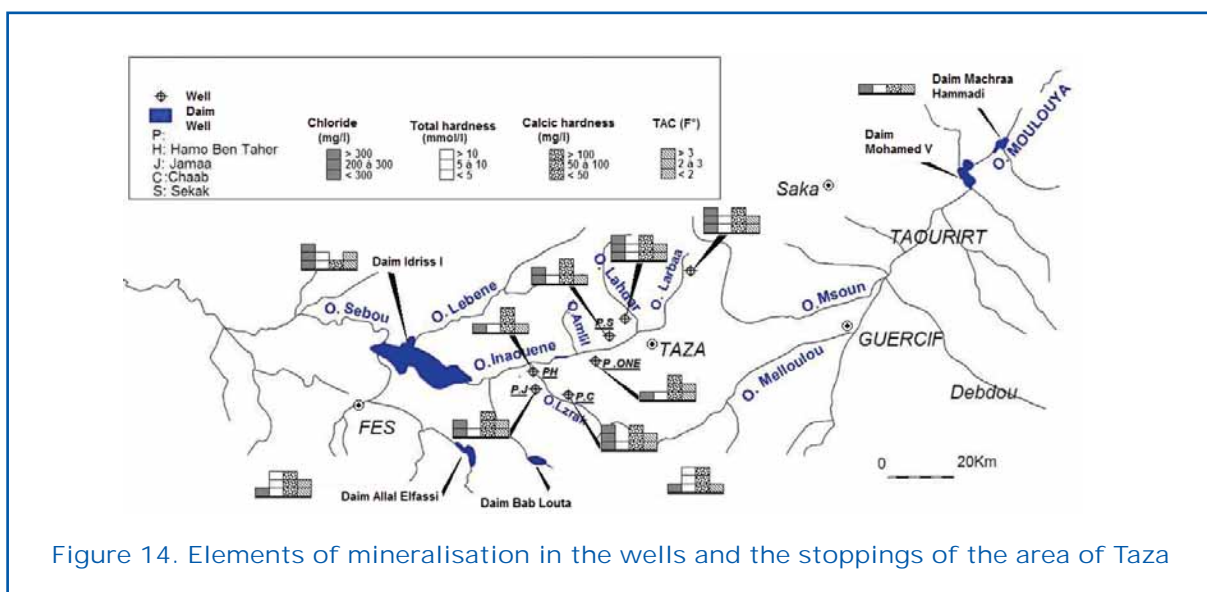


Figure 14. Elements of mineralisation in the wells and the stoppings of the area of Taza

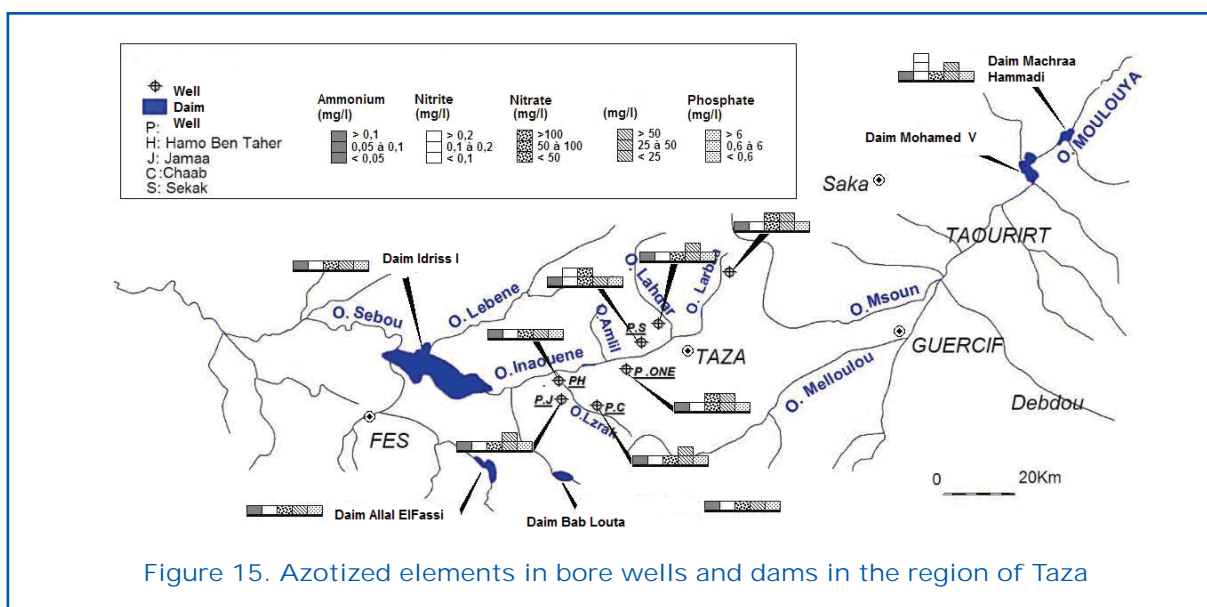


Figure 15. Azotized elements in bore wells and dams in the region of Taza

reaches in some bore wells contents exceeding 300 mg/l, accounts for the often high conductivity. High conductivity in surface water and groundwater could be attributed to the nature of the land crossed and cannery waste which is highly rich in salts.

Conclusion

The rivers sampled show a very mediocre quality as a result of the various types of waste and the nature of the land crossed, which has a great impact on the quality of water in the region of Taza. In such situation, an action plan should be drawn to reduce if

not suppress the negative impact of water pollution, in order to maintain the quality of the dam water, which remains an important source of drinking water for the region of Taza.

The reuse of wastewater (particularly vegetable water) in the zone equipped for irrigation in the plain of Larbaa and Inaouene Rivers proves in theory very interesting. In fact, the region being subject to drought, the use of this source will, if accompanied with wastewater treatment procedures fitted with pre-treatment to comply with the standards related to the spreading of purification plant by-products, stretch the area of the irrigated plots.

Based upon the comparison of the results carried out in 2006, 2007 and 2008 (fig. 11, 12 and 13), it is concluded that pollution of organic origin is on the increase and the majority of the analyses exceed the standards recommended by WHO. Finally, it should be noted that the dumping of wastewater, to wit domestic wastewater, vegetable water as well as the use of fertilizers contribute to the rise in the pollution rate in the region of Taza.

Furthermore, the location of the uncontrolled dumping ground immediately over the boundaries of rivers constitutes a threat of advanced pollution for the local population that uses water resources which are contaminated by lixiviates coming from such dumping ground. To address this situation, prompt measures should be taken to protect water resources and, above anything else, try to draw the population's attention to the dangers run as a consequence of the consumption of this polluted water.

References

- BENYAHIA N., et K. Zein (2003) Analyse des problèmes de l'industrie de l'huile d'olive et solutions récemment développées. Contribution spéciale de Sustainable Business Associates (Suisse) à SESEC II. 8 p.
- BULLETIN OFFICIEL (2002) Grilles de qualité des eaux potables, 10 Chaabane 1423 (17 octobre 2002). Ministère de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement, Rabat.
- CAR/PP (2000) Centre d'activités régionales pour la production propre. Prévention de la pollution dans la production de l'huile d'olive. Ministère de l'Environnement Espagne, 141 p.
- Direction provinciale de l'agriculture de Taza (DPAT) (2002) Monographie agricole de la Province de Taza., 18 p.
- Etude de choix d'un site pour l'implantation d'une décharge contrôlée des déchets ménagers et assimilés de la ville de Taza (DCDMAT) (Septembre 2004) Mission 1 : Diagnostic de la situation actuelle de la gestion des déchets ménagers et assimilés de la ville de Taza.
- FOUTLANE A., SAADALLAH M., ECHIHABI L. et L. Bourhich L. (2002) Pollution par les margines et production d'eau potable. Cas de l'Oued Sebou au Maroc. Direction Laboratoire de la Qualité des Eaux, Office National de l'Eau Potable, Rabat (Maroc). *Eastern Mediterranean Health Journal.*, Volume 8, N° 1.
- Le site officiel du secrétariat d'état auprès du ministère de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement, chargé de l'eau : www.water.gov.ma.
- Le site officiel du ministère de l'industrie, de commerce et de la mise à niveau de l'économie : www.mcinet.gov.ma.
- Minute du rapport définitif de l'étude du schéma directeur de l'assainissement du centre de Guercif (SDACG) (1994) Mission A-
- Minute du rapport définitif de l'étude du schéma directeur de l'assainissement du centre de Taza (SDACT) (2004) Mission A-
- O.M.S. (Organisation Mondiale de la Santé) (1999) Aide mémoire N° 210.
- Plan directeur de distribution de l'eau potable de la ville de Taza (PDDEPT) (1995) Mission A- Reconnaissance et diagnostic du réseau, évaluation et simulation du réseau de distribution de l'eau potable existant- Tache 7, cellule de contrôle qualité, 15 p.
- PUBLICATIONS DE LA FACULTÉ. Journées de Taza le 01 et 02 avril 2004. Numéro 1. Travaux du Colloque National 'Région de Taza- Al Hoceima- Taounate : Ressources et Stratégies de Développement'.
- RODIER J. (1996) L'analyse de l'eau – eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{ème} édition, Paris, Dunod, 1394 p.
- ROYAUME DU MAROC (2004) Propositions d'actions de lutte contre la pollution générée par les Huileries d'Olives. Cas de la Province de Taounate, secrétariat d'état chargé de l'environnement. Rapport, 14 p.
- ROYAUME DU MAROC (Novembre 2006) Agence du bassin hydraulique du Sebou. *Débat national sur l'eau*. Rapport : 39.

Localisation de l'interface eau douce/eau salée le long du Sahel côtier de l'Oulja (Province d'El Jadida-Maroc)

S. El Maliki, M. El Achheb, M. Amar, N. Mdiker et A. Younsi

Laboratoire de Géosciences et Techniques de l'Environnement, Département de Géologie,
Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc. Email : soufianelmaliki@yahoo.fr



Résumé

Dans la région du Sahel central des Doukkala, et plus précisément dans la plaine côtière dite « Oulja » les activités agricoles sont intensives dont les maraîchères constituent les principales cultures de la région, presque 30 % de production de tomates à l'échelle du Maroc. En absence de toute ressources en eau superficielle dans la région, les eaux souterraines restent les seules à exploitées. La surexploitation de ces ressources peut avoir créé un déséquilibre dans le système eau douce/eau salée est par conséquent la salinisation des eaux souterraines de cette région côtière.

L'étude de la salinité de la nappe du Sahel de l'Oulja exprimée par la conductivité électrique de ses eaux souterraines, montre une augmentation de cette dernière au fur à mesure que ce rapproche de la mer. L'utilisation des traceurs chimiques caractéristiques de l'eau de mer ($\text{Cl}^-/\text{Mg}^{2+}$) laisse penser à une influence marine sur plusieurs zones de la bande côtière allant de Jorf Lasfar à Oualidia.

Dans le cadre de cette étude et pour vérifier l'hypothèse d'une influence marine, des mesures de la conductivité électrique en fonction de la profondeur (Log de salinité) ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamétrique dans des sondages situés le long de la bande côtière. Ces mesures nous ont permis de localiser directement en profondeur et avec précision l'interface eau douce/eau salée.

Mots clés : Eau souterraine, Log de conductivité, Biseau salé, Sahel de l'Oulja, Maroc.

Abstract

The groundwater of the Oulja is the only water resource in the study area, overexploitation by intensive agricultural activities practiced along in the valley is a major factor that may disrupt its hydrodynamic system. Physico-chemical Groundwater of Oulja shows an increase in its Degree of mineralization gradually as we approach the sea.

The establishment of logs conductivity allows accurate depth localization of the freshwater/saltwater and support a hypothesis of marine influence.

Keywords: groundwater, conductivity log, salt bevel, Sahel of Oulja, Morocco.

Introduction

En général, dans les aquifères côtiers la transition entre l'eau douce et l'eau salée de la mer s'effectue selon un interface abrupt qui

ne dépasse pas quelques mètres d'épaisseur dont la pente est inclinée vers le continent. La surexploitation de ces aquifères peut perturber leur équilibre hydrodynamique avec la mer en provoquant un abaissement de la



surface piézométrique dans la zone littorale, qui se traduit par une avancée vers les terres d'un biseau d'eau salée. (Marjoua, 1995; Hsissou, 1996; El Achheb, 2002 ; Stitou El Missari, 2002)

Dans la zone comprise entre Jorf Lasfar et Oualidia du Sahel des Doukkala et plus précisément dans la plaine côtière dite « Oulja », les activités agricoles sont très intensives et basées en absence de ressource en eau superficielle sur l'exploitation des eaux souterraines ce qui peut déséquilibrer le système eau douce/eau salée est par conséquent une avancée du biseau salée et la salinisation des eaux souterraines de cette région côtière.

Afin de mise en évidence d'une influence marine le long du Sahel de l'Oulja des études préliminaires des caractéristiques physico-chimiques de la nappe sont nécessaires pour détecter les zones potentiellement vulnérables à une pollution saline. L'installation d'un réseau de sondages le long la plaine côtière nous a permis de prendre des mesures de la conductivité électrique en fonction de la profondeur (Log de salinité) à l'aide d'une sonde multiparamétrique et par conséquent la localisation avec précision l'interface eau douce-eau salée le long de la bande côtière.

Matériels et méthodes

Géographie et géomorphologie de la zone d'étude

Le secteur qui fait l'objet de cette étude est situé au Sud-Ouest de la ville d'El Jadida et fait partie du grand Bassin hydrogéologique du Sahel-Doukkala du Maroc Occidental (fig.1). Géomorphologiquement la zone d'étude est subdivisée en deux parties ; le Sahel côtier dites « plaine de l'Oulja » caractérisée par des activités agricoles intensives, et le Sahel intérieur formé par des dunes consolidées dont les sols sont limités seulement aux milieux interdunaires pratiqués par des cultures extensives. (Gigout, 1951, 1952 ; Ferre 1969 ; Ouadia, 1998);

Géologie et hydrogéologie du secteur d'étude

Sur le plan géologique le bassin du Sahel-Doukkala dont fait partie la zone d'étude appartient à la grande unité géologique connue sous le nom « Méséta Marocaine ». L'âge des formations géologiques rencontrées dans la région allant du Crétacé jusqu'au Pliocène. Ces formations sont dominées par des sables dunaires consolidés, des grésocalcaires et calcaires

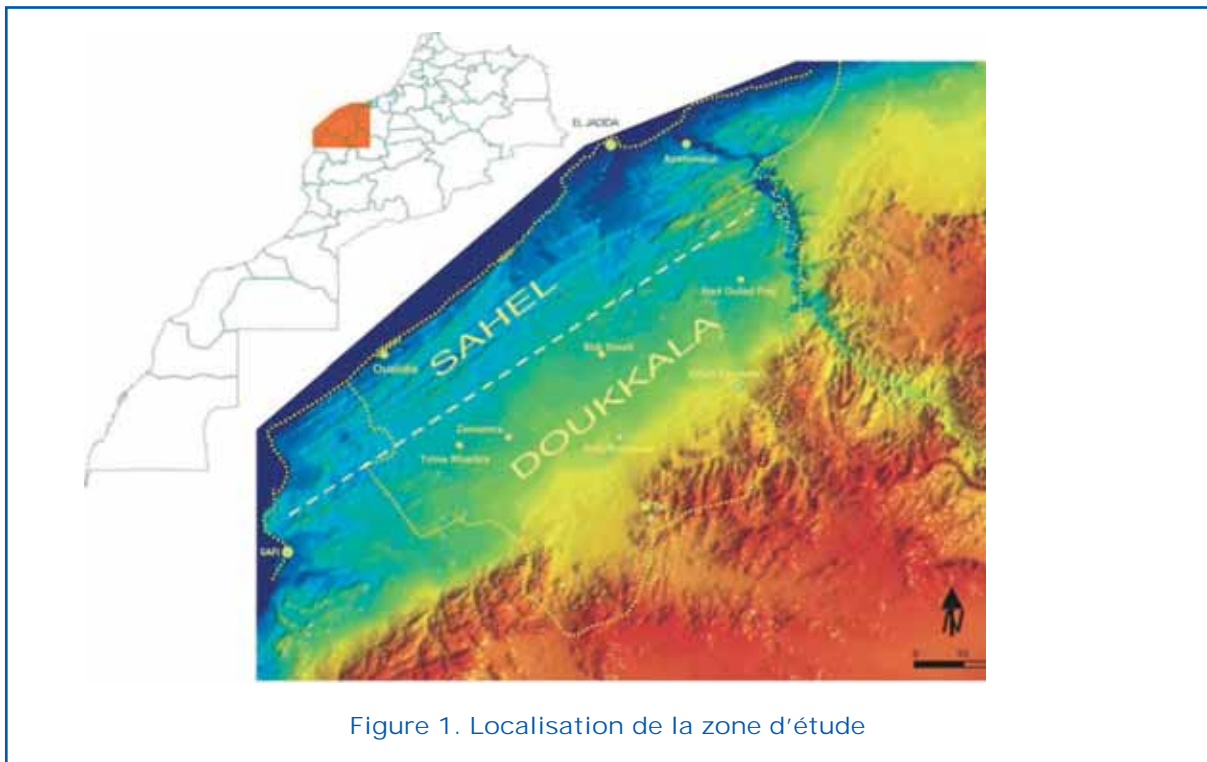


Figure 1. Localisation de la zone d'étude

karstifiés (Gigout, 1951 ; Ferre 1969, 1975, Ouadia, 1998 ; Khatmi, 1999).
 L'étude hydrogéologique montre la présence de deux aquifères superposés dans la région ; l'aquifère grès-calcaire du Plioquaternaire qui constitue la nappe la plus accessible dans la région étudiée et celle de l'Hauterivien moyen nommé « nappe de Dridrate » qui circule dans des calcaires karstifiés. Ces deux aquifères sont séparés par un niveau argileux de l'Hauterivien supérieur (Ferre 1969 ; Chtaini, 1987 ; DRHT, 1994; El Achheb, 2002) (fig. 2).

Méthodologie d'étude

La localisation de l'interface eau douce-eau salée a été effectuée à l'aide d'un réseau de sondages mécaniques implantés le long du Sahel côtier dans les zones les plus vulnérables à une pollution saline. A fin de mieux localiser le positionnement de ces sondages nous avons effectués des études préliminaires concernant la piézométrie et les caractéristiques physico-chimiques de la nappe. Dans le cadre de cette étude, des mesures de la conductivité électrique en fonction de la profondeur ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamétrique dans des sondages profonds situés le long de la bande côtière. Cette méthode consiste à établir des profils de salinité (log de salinité) afin de déterminer et avec précision l'extension en profondeur du biseau salé et de définir les gradients verticaux de salinité au-dessus de l'interface eau douce-eau salée.

Résultats et discussions

L'analyse piézométrique montre que l'écoulement de la nappe se fait en général du Sud Est vers le Nord Ouest. Ces mesures montrent clairement un abaissement du niveau piézométrique avec apparition de l'isopièze zéro dans la zone côtière qui a été expliqué par une surexploitation de la nappe par les agriculteurs (fig. 3).

L'étude de la salinité de la nappe du Sahel de l'Oulja exprimée par la conductivité électrique de ses eaux souterraines, montre une augmentation de cette dernière au fur à mesure que ce rapproche de la mer dont les valeurs sont comprises entre 0,4 et 5,6 ms/cm avec une moyenne de 1,99 ms/cm (fig. 5). Ce contraste de conductivité est dû à une recharge saisonnière importante par infiltration des eaux de pluies dans la partie amont favorisée par l'absence d'un écoulement de surface organisé et une karstification superficielle importante des affleurements Plioquaternaire et Crétacé, alors que dans la partie aval il est expliqué par une éventuelle contribution des eaux marines liée à la surexploitation de la nappe dans la plaine côtière qui est favorisée par la karstification de l'aquifère dans le secteur de l'Oualidia qui facilite l'intrusion des eaux marines.

La cartographie des paramètres chimiques ($Cl^-; Mg^{2+}$) caractéristiques de l'eau de mer dans la nappe du Sahel de l'Oulja montre de forte similitude avec la carte de conductivité (fig. 5-6), ce qui montre que ces paramètres

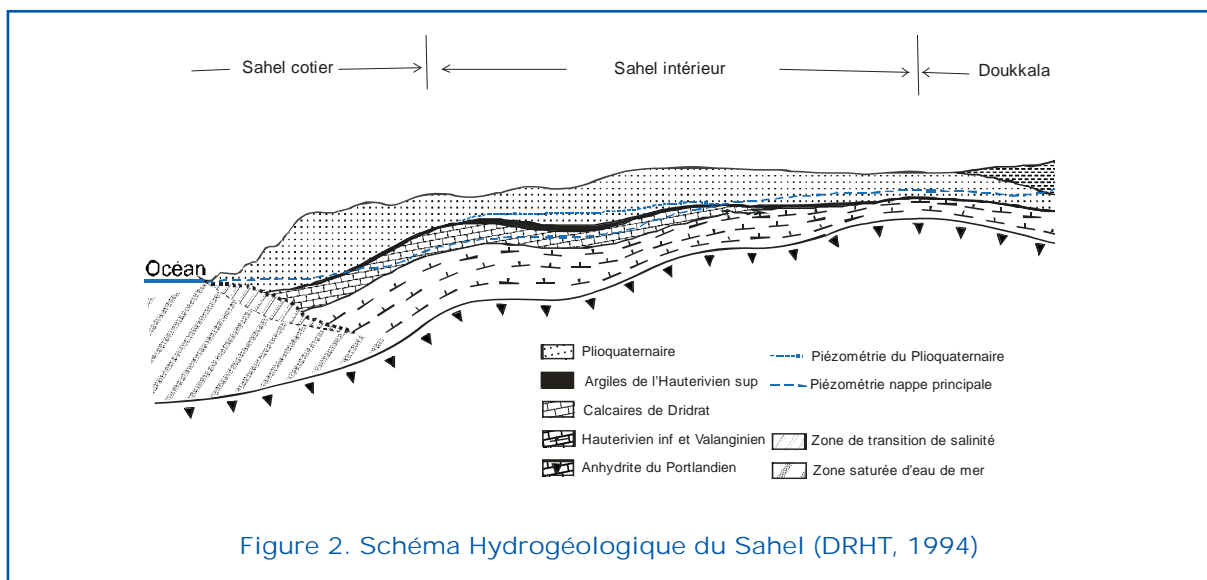


Figure 2. Schéma Hydrogéologique du Sahel (DRHT, 1994)



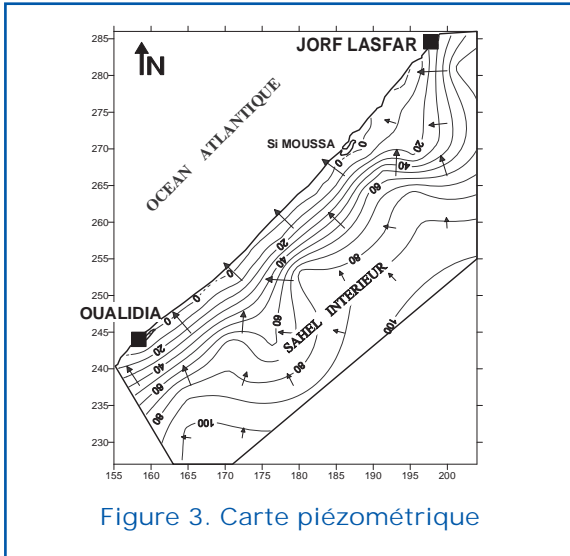


Figure 3. Carte piézométrique

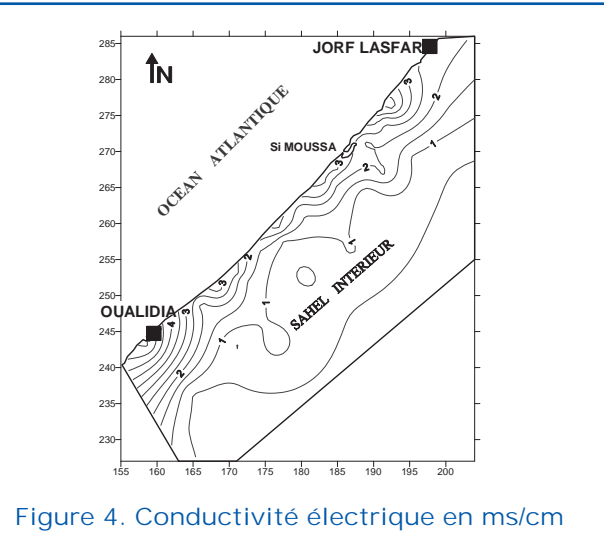


Figure 4. Conductivité électrique en ms/cm

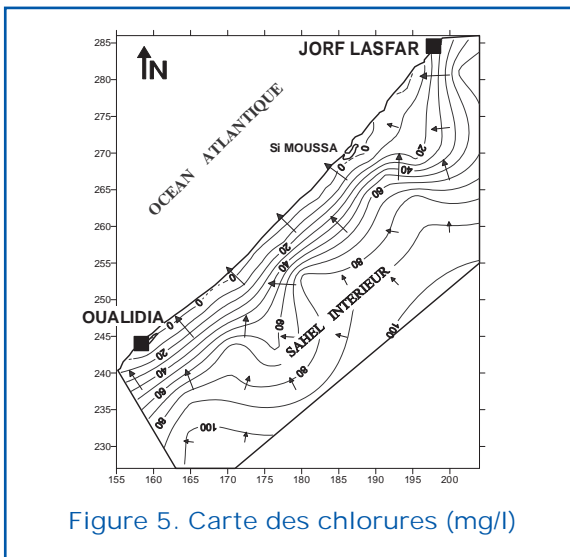


Figure 5. Carte des chlorures (mg/l)

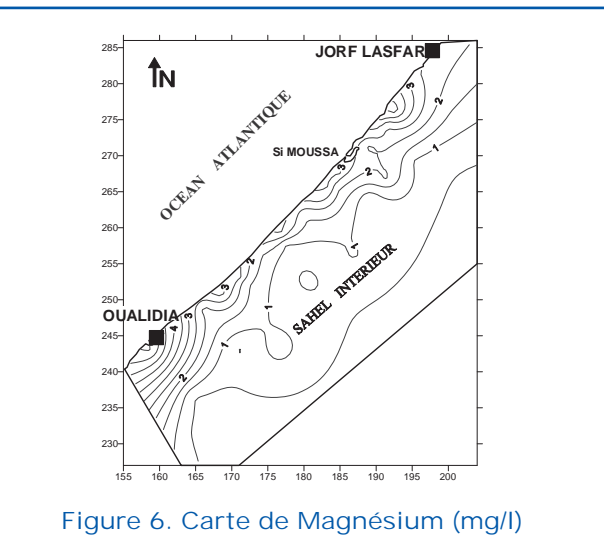


Figure 6. Carte de Magnésium (mg/l)

chimiques intervient dans la minéralisation des eaux souterraines de l'Oulja. Le couplage des données piézométriques et hydrochimiques montre et appuie l'hypothèse d'une influence marine sur la minéralisation des eaux souterraines du Sahel côtier de l'Oulja.

Au total cinq forages ont été installés le long de la plaine côtière entre Jorf Lasfar et Oualidia dans les zones les plus vulnérables à une pollution saline dont l'emplacement de ces sondages a été choisi sur la base de la carte de conductivité des eaux souterraines de la zone d'étude (fig. 7).

L'établissement des logs de salinité a été faite par des mesures de la conductivité électrique des eaux souterraines dans ces forages tous les un mètre. Le résultat de cette étude montre clairement que la conductivité des eaux dans les cinq forages

augmente avec la profondeur et que l'interface eau douce-eau salée se situe à des profondeurs qui varient entre 19 et 65 m (fig. 8). Parmi ces cinq forages, deux ont été instal-

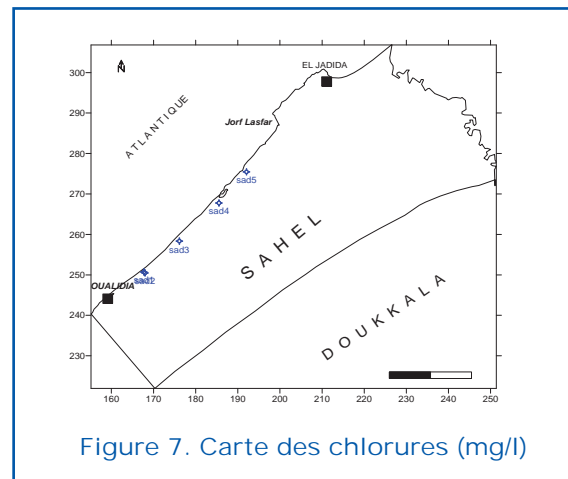


Figure 7. Carte des chlorures (mg/l)

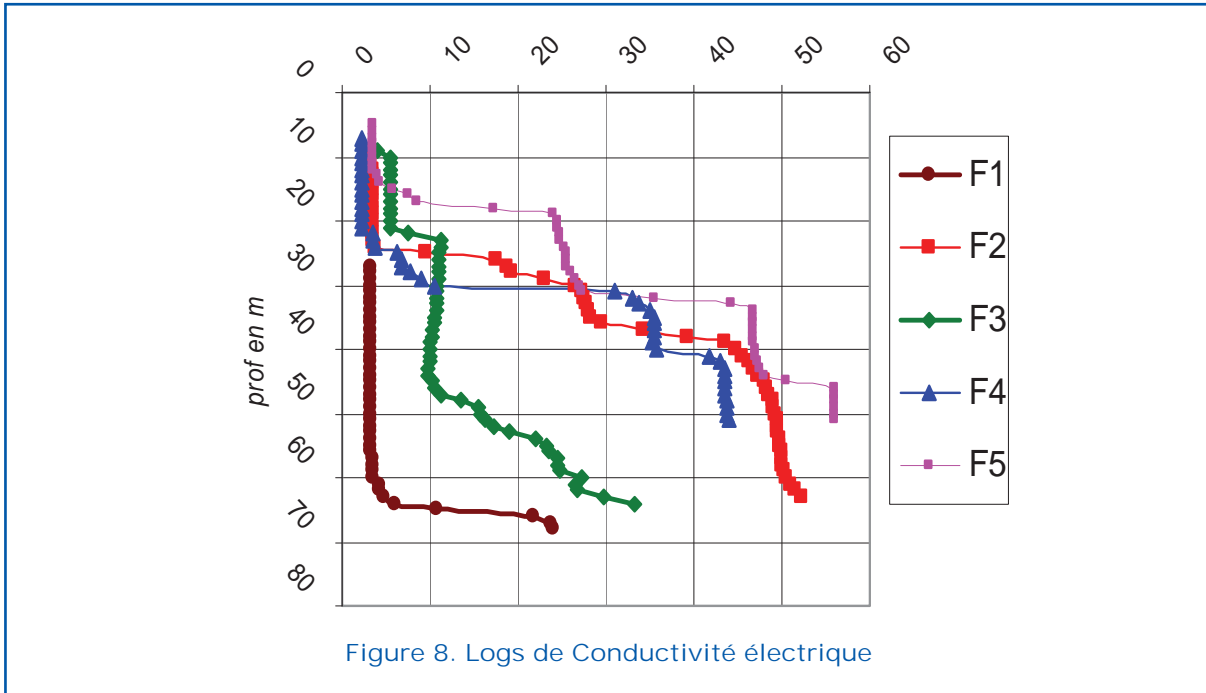


Figure 8. Logs de Conductivité électrique

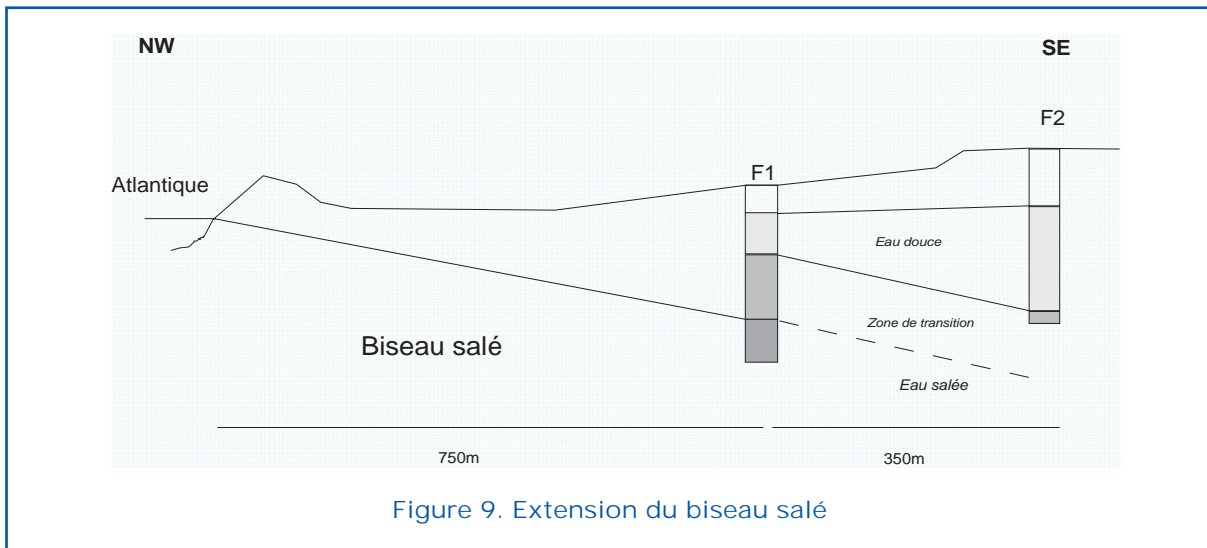


Figure 9. Extension du biseau salé

lés perpendiculairement à la cote pour avoir une idée sur l'extension du biseau salé à l'intérieur du terre, il s'agit du forages F1 et F2 qui ont été placés à mi-chemin entre Ouled Ghanem et la ville de Oualidia. Le résultat de cette étude montre que au fur à mesure qu'on s'éloigne de la mer l'interface d'eau douce-eau salée devient profonde (fig. 9).

Conclusion

Le résultat de cette étude montre clairement que la conductivité des eaux dans les cinq forages augmente avec la profondeur et que

l'interface eau douce-eau salée se situe à des profondeurs qui varient entre 19 et 65 m. La localisation de l'interface eau douce-eau salée le long du Sahel côtier de l'Oulja montre une avancée du biseau salé à l'intérieur du continent qui est traduite par l'augmentation de degré de minéralisation des eaux souterraines de la nappe. Cette augmentation a été senti en plus surtout dans les zones où l'interface se trouve à des faibles profondeurs ce qui appui l'hypothèse d'une influence marine qui résulte de la surexploitation de la nappe par les activités agricoles intensives pratiqués le long du Sahel côtier.

Références bibliographiques

- AMAR M. (2005). Mise en place d'un réseau de contrôle du biseau salé dans la zone côtière de la province d'El Jadida. Mémoire de DESA. Fac. Sciences El Jadida.
- D.R.H.T (1994). Elaboration d'un schéma d'exploitation des eaux souterraines du sahel (Maroc). Direction Régionale de l'Hydraulique de Tensift, Rapport projet : DRPE-FAO. TCP/MOR/2251.
- EL ACHHEB A. (2006). Rapport sur l'hydrogéologie du Sahel Doukkala. Sahel-Doukkala Scientific Information Network. www.sadin.org.
- EL ACHHEB A (2002). Etude contribution à l'étude de la minéralisation et de l'identification des sources de contamination des eaux souterraines. Application au système aquifère du bassin Sahel-Doukkala (Maroc). Thèse d'état, Faculté des Science d'El Jadida, Université Chouaïb Doukkali, Maroc, 171 p.
- FERRE M (1969). Hydrologie et hydrogéologie des Abda-Doukkala (Maroc Occidental). Thèse de docteur Ingénieur, Nancy.
- GIGOUT M (1951). Etude géologique sur la Meseta marocaine occidentale (arrière pays de Casa -Blanca, El Jadida et Safi). Note et mémoire. Serv Géologique, Maroc n° 86.
- GIGOUT M (1952). Les ressources en eaux souterraines des Doukkala et Abda (Maroc Occidental). Rapp. Inéd., Second., thèse.
- GUHL F., PULIDO-BOSCH A., PULIDO-LEBOEUF P., GISBERT J., SANCHEZ-MAR-TOS F. & VALLEJOS A. (2006). Geometry and dynamics of the freshwater-seawater interface in a coastal aquifer in southeastern Spain. *Hydrological Sciences-Journal*, 51(3).
- HSISSOU Y (1996). Impact de l'environnement naturel et anthropique sur la qualité des eaux alluviales en zone semi-aride : cas de la plaine de souss (Maroc). Thèse de doctorat d'état, faculté des Sciences, Univeristé Ibno Zohr ; Maroc, 172 p.
- KHATMI S (1999). La couverture Mésocénozoïque des Douakkal (Méséta-côtière) : Stratigraphie et évolution géodynamique. Thèse de 3^{ème} cycle. Faculté des Sciences d'El Jadida, Maroc, 142 p.
- MARJOUA A (1995). Approche géochimique et modélisation hydrodynamique de l'aquifère de la Chaouia côtière (Maroc) : origine de la salinisation des eaux. Doctorat d'Université. Paris 6, 102 p.
- OUADIA M (1998) Les formation Plio-quaternaires dans les domaines mesetiens Occidentaux du Maroc entre Casablanca et Safi : Géomorphologie, Sédimentologie, Paléo-environnements quaternaires et Evolution actuelle. Thèse d'état, Faculté des Sciences de Rabat, Univ. Mohamed V, Maroc, 319 p.
- STITOU EL MISSARI J (2002). Etude de la salinité des eaux souterraines des aquifères côtières Martil-Alila et Smir ; intégration des méthodes hydro géochimiques, géophysique et isotopiques. Thèse d'état, Faculté des Sciences de Tétouan, Université Abdelmalek Essaadi., Maroc, p. 270.

État des ressources en eau en aval de la ville de Marrakech avant et après

l'installation de la station d'épuration

A. El Masoudi ⁽¹⁾, N. Laftouhi ⁽¹⁾, A. El Mandour ⁽¹⁾,
N. Ouazzani ⁽²⁾, R. Hakkou ⁽³⁾ et R. Azzam ⁽⁴⁾

- (1) Laboratoire GEOHYD, Faculté des Sciences Semlalia Marrakech
- (2) Laboratoire d'écotoxicologie, Faculté des Sciences Semlalia Marrakech
- (3) Laboratoire de Chimie, Faculté des Sciences et Techniques Guéliz Marrakech
- (4) LIH RWTH Aachen University, Allemagne



Résumé

L'objectif de ce travail est d'étudier la qualité des eaux de la nappe phréatique El Azzouzia avant et après l'installation de la station d'épuration. À cette fin, trois volets sont abordés: l'inventaire des sources de pollution, la description du réseau d'assainissement et de la qualité des eaux de surface et souterraines. La nappe phréatique El Azzouzia est en fait le côté en aval de la nappe phréatique du Haouz, cette eau est de plus en plus menacée par de nombreux foyers de pollution qui ont proliféré dans la région, sans aucune mesure de protection de l'environnement.

L'inventaire des sources de pollution de l'eau a montré que cette eau est menacée par trois catégories de pollution: les secteurs domestiques, industriels et agricoles.

Selon les analyses de métaux lourds: Pb, Fe, Al, Cr, As, Zn et Cu, nous notons que seul le taux de Pb et Al dépassent les normes, les taux des autres éléments sont inférieures ou égaux aux normes de qualité. Le sol va piéger les métaux lourds par le phénomène d'adsorption, pour cette raison, il y a une augmentation du taux de métaux lourds lorsque vous allez vers les émissaires. Cette étape de la pollution est à un stade très élémentaire, et ne s'est pas encore pleinement atteint le niveau des aquifères libres, mais dans les années à venir il pourrait augmenter si rien n'est fait pour l'enrayer. Tous les puits de cette région est devenue impropre à la fois pour l'eau potable et aussi pour l'irrigation. La dégradation de la qualité de l'eau est due soit à la pollution d'origine naturelle (les cotisations des eaux de surface ou l'évaporation élevée de sel dans l'eau) ou une origine anthropique (infiltration des eaux usées).

Mots-clés: Pollution, nappe phréatique El Azzouzia, épuration des eaux usées, métaux lourds, la diffusion et les applications des SIG.

Introduction

En aval de la ville de Marrakech, une superficie d'environ 1000 ha est irriguée avec des eaux usées brutes depuis plus de 60 ans. Plusieurs travaux traitant cette zone ont révélé l'existence de nombreux inconvé-

nients résultant de cette utilisation non raisonnée. Les études épidémiologiques réalisées dans la zone par Habbari (1992) et par Bouhoum et al, (1997) ont montré que l'utilisation des eaux usées brutes pose de réels problèmes sanitaires. En outre, l'utilisation agricole des eaux usées conduit, avec le



temps, à l'accumulation des métaux dans les horizons superficiels du sol et dans les plantes ou dans certaines parties de celles-ci (Legret, 1988). Cette accumulation peut être toxique pour la plante ou sans dommage pour elle, mais son utilisation alimentaire s'avère nuisible pour l'Homme et les organismes animaux (Ouchen, 1994); Une station d'épuration a été installée en 2008; notre travail s'étale sur la période 2007-2009 pour bien décrire cette situation.

Contexte géologique

La zone d'épandage de Marrakech occupe l'extrémité nord du Haouz central, qui se présente sous forme d'un bassin sédimentaire d'origine tectonique à remplissage détritique produit du démantèlement de la chaîne atlasique pendant son soulèvement (Moukhchane 1983).

Au sein de la zone d'épandage d'El Azzouzia (fig. 1) on note une accumulation d'âge Néogène et Quaternaire sur un socle schisteux d'âge primaire. Cette accumulation comporte d'importantes formations alluviales plio-villafranchiennes constituées de galets, de

sables plus ou moins grossiers, conséquence de l'érosion hydrique du Haut Atlas du Marrakech.

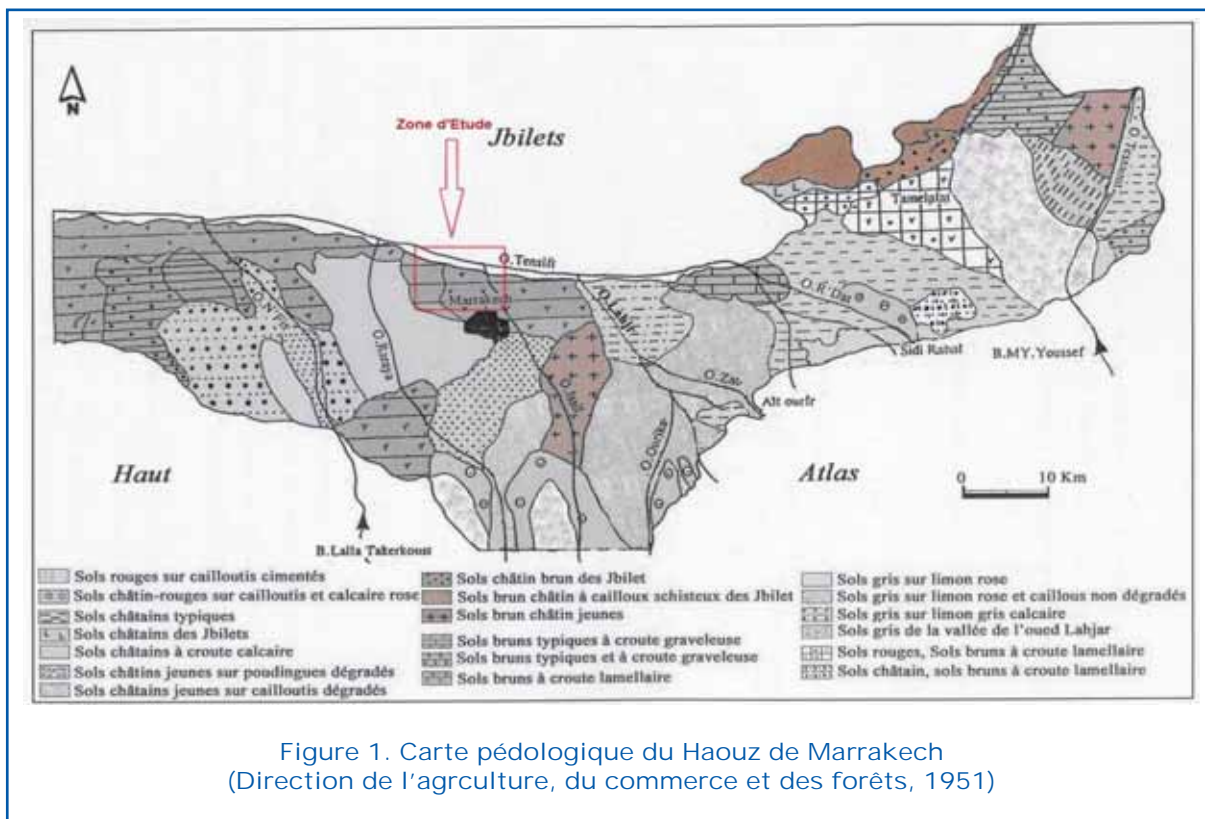
En bordure de l'oued T ensift, une terrasse alluviale récente, peu perméable tend à former une barrière qui s'oppose au drainage des eaux souterraines.

Ces alluvions plio-quaternaires ainsi décrites sont le siège d'une nappe phréatique importante, généralisée et qui fait partie des ressources en eau du périmètre d'El Azzouzia.

Pédologie

L'étude pédologique effectuée en 1951 au niveau du Haouz de Marrakech a révélé la présence de quatre types de sols: rouges, bruns, châtains et gris, avec des textures limonoargileuses, limoneuses ou limono-sableuses (fig. 2) et qui sont répartis de la manière suivante:

- Sols rouges ou châtains rouges développés à proximité du centre de T ahanaout, de l'Ourika, et de sidi Rahal et aussi au centre du Haouz oriental;
- Les sols châtains couvrent la partie centrale et orientale du Haouz, la limite des



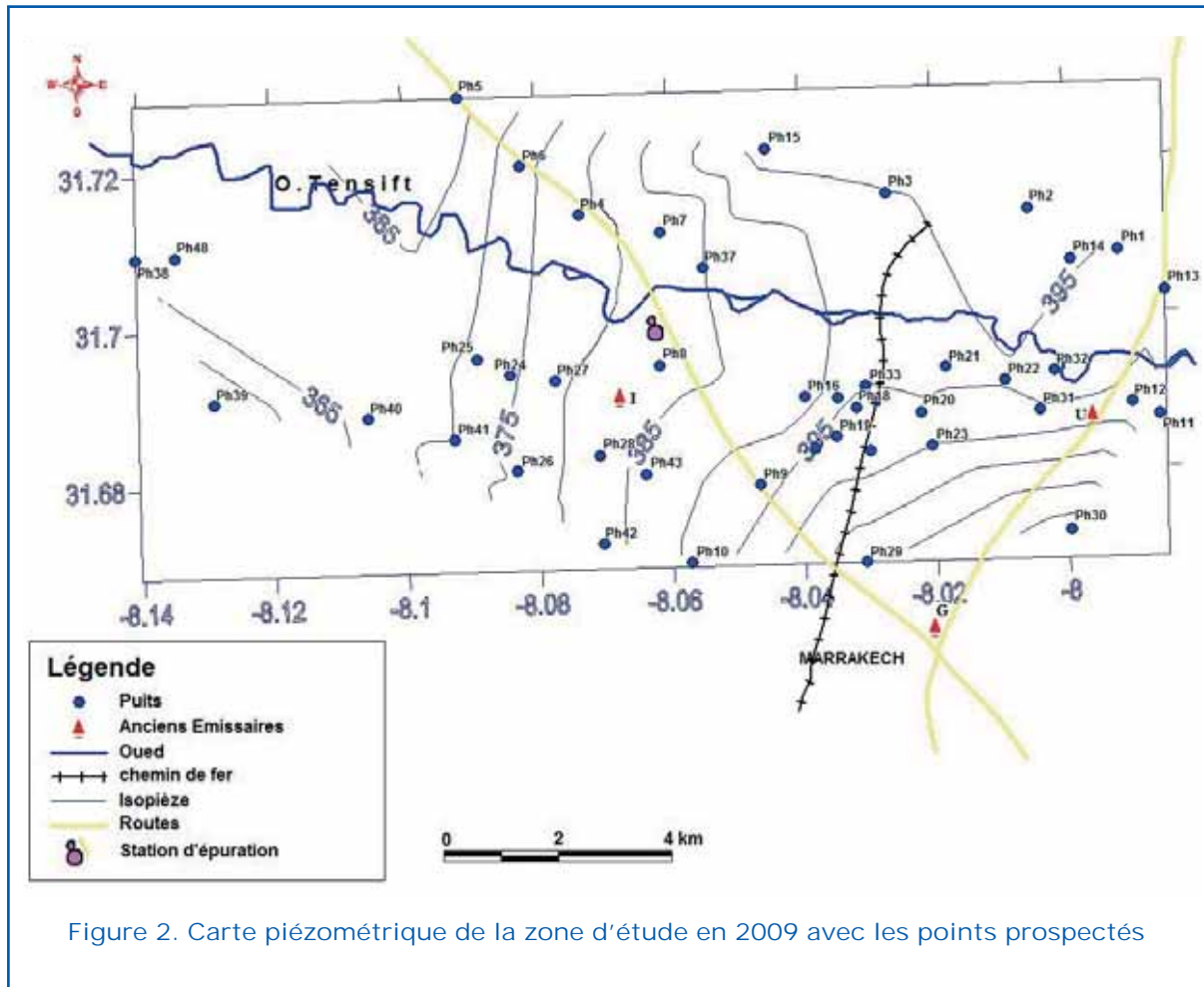


Figure 2. Carte piézométrique de la zone d'étude en 2009 avec les points prospectés

sols rouges et châtaîns passe entre Marra-
kech, Tadert et Tamsloht;

- Les sols gris sont situés plus à l'ouest;
- Enfin, les sols bruns sont localisés en basse plaine;

Piézométrie

La piézométrie montre qu'il y a des écoulements du sud-est et du nord-ouest vers l'ouest, on note aussi des affleurements des eaux souterraines dans l'Oulja (fig. 1). Le drainage de la nappe par l'oued T ensift est faible à la bordure Est du secteur étudié car les terrasses alluviales récentes constituent une barrière peu perméable qui empêche les échanges entre la nappe et l'oued. Par contre vers l'ouest, l'absence de cette formation alluviale favorise le drainage de la nappe par l'oued.

Ce paramètre va jouer un rôle très important dans les échanges entre l'oued et la nappe. (Ouchen, 1994).

La nappe à ce niveau est alimentée essentiellement par les eaux destinées à l'irrigation qui sont des eaux usées de la ville de Marrakech.

Les sorties de la nappe se font essentiellement par pompage pour l'irrigation, pendant notre recherche on note que la population n'utilise pas cette eau comme eau potable.

Physico-chimie

Résultats

La comparaison des concentrations des éléments majeurs a donné les résultats montrés dans les tableaux suivants (tableaux1, 2 et 3):

Discussion

La conductivité électrique: Elle est importante, mais elle a connue généralement une baisse; Elle varie (en 2007) entre 1 613,00 et

Tableau 1. Résultats des analyses des éléments majeurs avant l'installation de la station d'épuration en 2007

Échantillon	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻
PH 04	662,57	5,47	200,20	160,90	1077,77	500,33	212,77	31,62
PH 08	369,68	9,38	192,58	137,44	716,15	551,58	141,21	58,28
PH 12	931,32	15,64	443,89	465,68	2254,81	517,42	992,78	120,91
PH 20	302,55	10,17	133,87	86,40	340,35	634,57	128,72	58,90
PH 22	222,77	11,34	152,10	117,03	482,16	488,13	59,56	62,00
PH 23	182,54	10,17	99,00	61,61	155,99	502,77	118,63	50,22
PH 27	340,94	1,56	143,09	97,58	531,80	383,18	616,22	46,50
PH 32	388,76	23,07	227,85	125,17	765,78	678,50	128,72	67,58
PH 35	259,32	30,11	177,75	61,01	286,46	539,38	195,48	65,10
PH 36	355,19	28,15	181,36	125,90	467,98	1205,68	221,42	66,96

Tableau 2. Résultats des analyses des éléments majeurs après l'installation de la station d'épuration en 2009

Échantillon	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻
PH 04	826,12	5,41	227,65	50,00	937,20	654,09	146,64	68,77
PH 08	518,72	2,95	155,51	152,00	852,00	590,63	108,89	77,20
PH 12	1008,63	10,81	379,96	244,00	2385,60	488,13	226,67	58,12
PH 20	365,03	14,75	139,48	44,00	298,20	683,38	136,03	13,31
PH 22	537,94	10,32	187,57	44,00	610,60	532,06	173,16	45,70
PH 23	317,00	11,30	211,62	18,00	255,60	605,28	124,49	40,82
PH 27	566,75	0,98	115,43	50,00	539,60	419,79	152,10	26,18
PH 32	547,54	16,71	195,59	78,00	823,60	751,72	147,73	49,69
PH 35	307,39	20,64	155,51	32,00	426,00	532,06	86,27	8,87
PH 36	576,36	17,20	123,45	64,00	539,60	678,50	132,60	36,83

Tableau 3. Tableau de comparaison entre 2007 et 2009

Échantillon	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻
PH 04	-163,55	0,07	-27,45	110,90	140,57	-153,76	66,13	-37,15
PH 08	-149,05	6,43	37,07	-14,56	-135,85	-39,05	32,32	-18,92
PH 12	-77,31	4,83	63,93	221,68	-130,79	29,29	766,11	62,78
PH 20	-62,48	-4,58	-5,61	42,40	42,15	-48,81	-7,31	45,59
PH 22	-315,16	1,02	-35,47	73,03	-128,44	-43,93	-113,60	16,30
PH 23	-134,46	-1,14	-112,62	43,61	-99,61	-102,51	-5,85	9,40
PH 27	-225,82	0,58	27,66	47,58	-7,81	-36,61	464,12	20,32
PH 32	-158,78	6,36	32,26	47,17	-57,82	-73,22	-19,01	17,89
PH 35	-48,07	9,46	22,24	29,01	-139,54	7,32	109,21	56,23
PH 36	-221,17	10,95	57,92	61,90	-71,62	527,18	88,82	30,14

3930,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$; En 2009 elle varie entre 400 et 3200 $\mu\text{s}/\text{cm}$ mais en est du secteur d'étude elle dépasse 5 600 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Les chlorures: L'ensemble des puits de la zone d'épandage montre des valeurs élevées qui peuvent atteindre un maximum de 766 mg/l en 2007. En 2009 ces valeurs augmentent dans la plupart des puits.

Le sodium: La carte du sodium montre un tracé similaire à celui des chlorures

Le potassium: Cet élément contribue peu à la minéralisation de l'eau puisque le degré de corrélation avec la conductivité est 0.001; En 2009 il présente une diminution dans la plupart des points.

Les sulfates: La concentration en ions sulfatés des eaux est généralement inférieure à 200 mg/l (norme recommandée), à l'exception du puits PH12 qui présente une forte valeur de l'ordre de 992 mg/l; en 2009 cette valeur diminue et devienne 226mg/l, mais au puits PH 22, cette concentration augmente mais reste inférieure de 180mg/l.

Les bicarbonates: La concentration de cet élément dans la zone d'épandage est comprise entre 383 et 1205 mg/l.

Le calcium et le magnésium: La concentration de l'élément calcium oscille entre 98 et 227 mg/l. Alors que celle du magnésium varie entre 61 et 137 mg/l. En 2009, la concentration de l'élément calcium varie entre 75 et 380 mg/l. Alors que celle du magnésium varie entre 20 et 244 mg/l; généralement, ces valeurs diminuent dans la majorité des puits.

Les nitrates NO_3^- : Les données concernant les teneurs de l'eau en ions NO_3^- dans l'ensemble de la zone montrent qu'aucun des puits étudiés ne présente une concentration inférieure à 50 mg/l (seuil admissible de potabilité). Tandis que pour le puits de la faculté des Sciences Semlalia Pt qui est considéré comme témoin présente une valeur de 29.3 mg/l. le puits PH04 qui appartient au massif de Jbilet présente aussi une valeur faible de l'ordre de 31.55 mg/l

En 2009, les taux des nitrates diminuent dans la plupart des puits et ne dépasse la norme que dans 30% des puits.

Cette minéralisation importante est liée aux fortes concentrations des éléments majeurs que nous avons dosés et qui montrent des teneurs dépassant largement les normes fixées par l'OMS. En effet la majorité des puits prospectés présentent des valeurs qui

dépassent les limites fixées pour le sodium et les chlorures.

Les métaux lourds

Résultats(2007)

L'analyse des données permet de relever les points suivants:

Le Plomb

De grandes valeurs sont observées dans les puits P21 (0,11mg/l), P22 et P23, Pour les autres puits cette valeur reste inférieure à 0.05 mg/l.

Le Fer

Le puits P20 représente une concentration de l'ordre de 0.12 mg/l et soit environ 6 fois les valeurs mesurées dans les autres puits, On remarque aussi une quantité légèrement élevée dans le point au niveau de l'oued (S4 (0.05 mg/l)), mais la valeur la plus élevée est celle observée à l'embouchure des émissaires I et M, Elle est de l'ordre de 0.18 mg/l.

L'Aluminium

Les fortes anomalies en Al existent au niveau des puits P11 (0.29mg/l) et P20 (0.33 mg/l), alors que dans les autres points cette valeur varie entre 0.10 et 0.17 mg/l (fig. 3).

Le chrome

Les valeurs du Cr restent très faibles et ne dépassent pas 0.01 mg/l.

L'Arsenic

Le taux d'arsenic est de l'ordre de 0.05 mg/l pour tous les points échantillonnés.

Le cuivre

Le taux ne dépasse pas 0.01mg/l sauf dans les points P21 (0.03 mg/l) et S1 (0.01 mg/l).

Le zinc

Les valeurs mesurées dans les eaux souterraines et superficielles ne dépassent pas 0.05 mg/l.

Discussion

Toutes ces observations peuvent être expliquées par les caractéristiques physico-

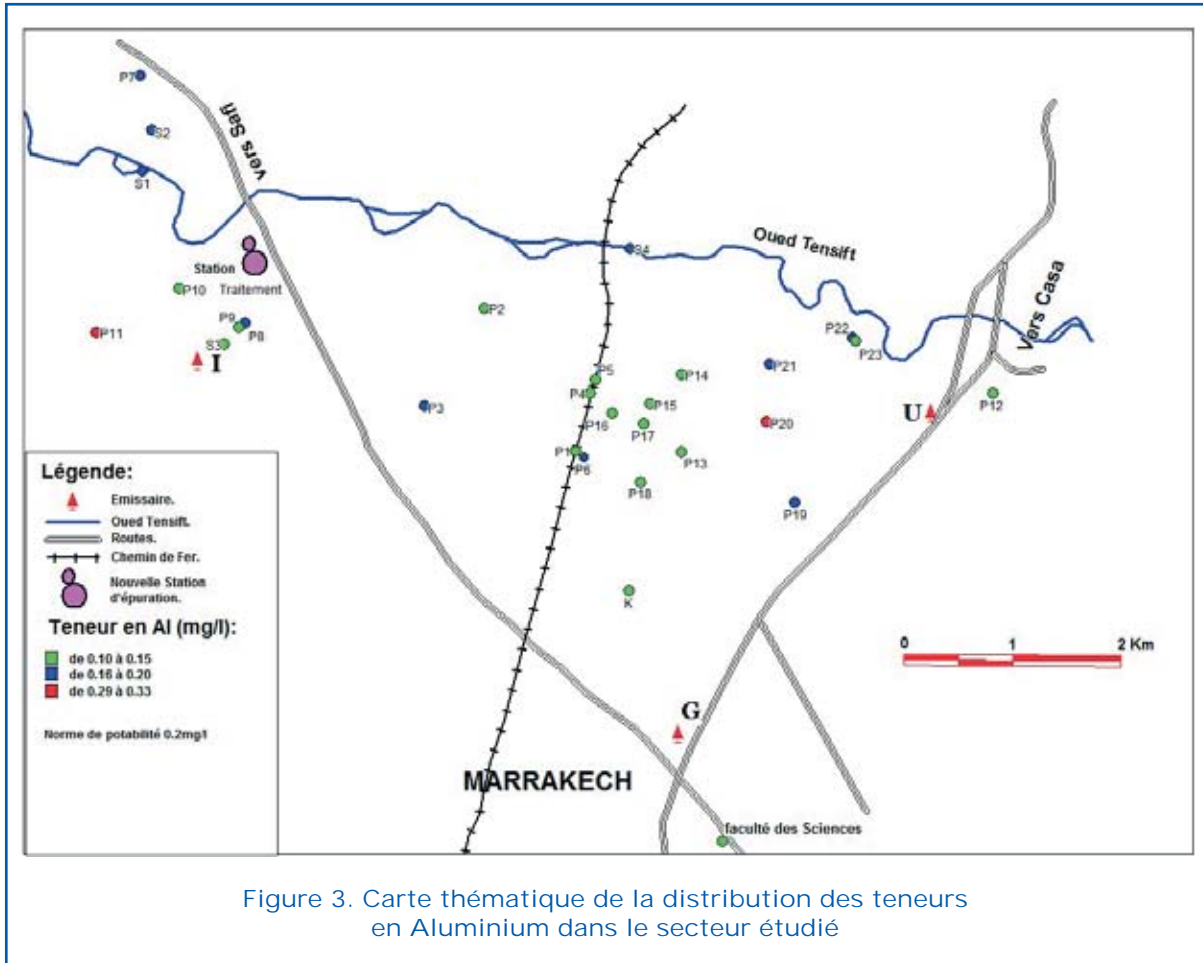


Figure 3. Carte thématique de la distribution des teneurs en Aluminium dans le secteur étudié

chimiques du sol où les métaux lourds sont généralement accumulés dans les horizons supérieurs. Cette fixation dépend de nombreux facteurs : pH, CEC, texture, teneur en matière organique, ... (Greffard, 1985), mais aussi par l'existence ou non des sources de contamination dans les bassins qui alimentent cette région.

Le Plomb

On note une anomalie dans les puits P21, P22 et P23 où le taux du Pb est supérieur à la norme de potabilité O.N.E.P (2007). Ces trois puits sont proches de l'émissaire U. Dans le bassin versant lié à cet émissaire, il existe des activités industrielles qui peuvent engendrer le plomb dans leurs eaux usées telles que les activités de mécaniciens tôliers et autres qui se trouvent en abondance surtout dans Sidi Youssef Ben Ali (Au Sud-est de la zone d'étude), l'industrie des batteries d'accumulateurs pour les automobiles, les soudures, les peintures anti-corrosion (minium) et les munitions.

Les autres puits ont des teneurs de Pb inférieures à 0.05 mg/l (norme actuelle). L'appareil de mesure utilisé ne détecte pas les valeurs inférieures à 0.05 mg/l. Donc nous ne pouvons pas comparer ces valeurs avec la norme de potabilité. On peut expliquer la faible teneur en plomb dans ces puits par le piégeage de ce métal par les sols de cette région qui sont généralement limoneux, ce qui empêche le plomb de migrer vers l'aquifère. Cette migration du Plomb dans le sol est conditionnée par sa solubilité, la texture et le pH du sol, et son association avec les différentes phases constitutives du sol.

Le Fer

On peut conclure que l'émissaire U contamine la zone de son embouchure, mais la migration est bloquée au niveau du puit P20 grâce au phénomène d'adsorption par le sol. A l'embouchure des émissaires I et M, on trouve une grande concentration du fer, c'est due aux rejets des quartiers industriels de Sidi Ghanem, Azli, et Iziki.

Le Fer

D'une part ces concentrations ne dépassent pas les normes de qualité actuelle (0.3 mg/l),

d'une autre part le fer est un oligoélément qui ne compose aucun risque sur la santé.

L'Aluminium

Les fortes anomalies existent au niveau des puits P11 et P20 sont dues probablement aux émissaires U et I. L'aluminium peut exister dans les rejets domestiques et même industriels. Pour les autres points, leurs taux sont inférieurs ou égaux aux normes de qualité. Remarque : dans le puit P11 on note aussi une forte concentration des sulfates, on peut dire que l'origine de ces deux éléments est l'utilisation des sulfates d'aluminium dans les industries.

Le chrome

Les valeurs restent faibles (ne dépasse pas 0.01 mg/l) même s'il y a une forte activité des industries qui peuvent engendrer du chrome surtout les tanneries à Bab Dbagh. Après une visite sur terrain de ces tanneries, on note que ces unités industrielles traditionnelles déversent leurs rejets directement à l'oued Issil avec des fortes fuites dans les milieux voisins.

L'Arsenic

Le taux d'arsenic est de l'ordre de 0.05 mg/l pour tous les puits et les eaux de surface, donc on ne peut pas dire qu'on n'a une contamination par ce métal car la précision de l'appareil de mesure est de 0.05 mg/l qui est supérieure à la norme actuelle de potabilité (0.01 mg/l).

Le cuivre

Le taux ne dépasse pas 0.01mg/l sauf dans les points P21 (0.03 mg/l) et S1 (0.01 mg/l), mais ces valeurs ne posent aucun risque sur la nature car ils ne dépassent pas les normes de qualité d'eau potable. Pour les industries qui peuvent engendrer le cuivre dans leurs rejets liquides on note essentiellement les industries artisanales de revêtement métallique pour modifier la surface de quelques matériaux pour la décoration de quelques outils.

Le zinc

Les valeurs mesurées dans les eaux souterraines et superficielles ne dépassent pas 0.05 mg/l, et c'est très faible par rapport aux normes de qualité d'eau potable selon l'ONEP.

Les résultats des métaux lourds en 2009 sont en cours de traitement ainsi que celles des isotopes.

Conclusion

En se référant aux normes de potabilité marocaines des eaux souterraines relatives aux taux de salinité et de nitrates, on constate que les eaux de la nappe phréatique de la zone d'épandage d'El Azzouzia dépassent la norme qui est 50 mg/l (nitrates), Après l'installation de la station seulement 40% des puits qui dépassent la norme. Pour la conductivité électrique, 30% des puits prospectés présentent des valeurs inférieures à 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (norme de potabilité marocaine), alors qu'avant l'installation de la station tous les puits dépassent la norme. Concernant les autres éléments, tels que K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et SO_4^- , on constate une diminution des taux dans la majorité des points; Alors que pour les taux de Na^+ , HCO_3^- et Cl^- augmentent dans la plupart des points prospectés.

Pour les métaux lourds, seuls les taux du Pb et Al dépassaient les normes avant l'installation de la station; Le sol va piéger les métaux lourds grâce au phénomène d'adsorption (Mathess, 1984 ; Lallemand-Barres et Roux, 1989). Pour cette raison on note une augmentation du taux des métaux lourds quand on va vers les émissaires. Cette pollution est à un stade primaire et n'a pas encore totalement atteint le niveau libre des nappes phréatiques ; mais dans les années à venir ça peut s'accroître si rien n'est fait pour endiguer cela.

Il est certain qu'en combinant le phénomène de mobilité naturelle des éléments dans les sols, avec l'effet de 'chasse' ('flush') suite à des années bien arrosées en terme de pluviométrie, il est inévitable de retrouver les métaux lourds dans les eaux souterraines. Les résultats des métaux lourds et isotopes sont en cours de traitement.

Malgré ce progrès au niveau de la protection des ressources en eau dans cette région, il reste beaucoup de choses à faire dans ce domaine tel que: l'amélioration du fonctionnement de cette station d'épuration, renouvellement des canaux du réseau d'assainissement qui a connu des fuites ainsi que la généralisation de canalisation car il

reste encore une grande partie des eaux usées rejetée dans le milieu naturel surtout dans l'oued Issil et à proximité des tanneries.

Références bibliographiques

BOUHOUM K., HABBARI k ; et JANA M.

(1995) : Etude épidémiologique des helminthiases intestinales chez l'enfant d'El Azzouzia. Conception, naissance et petite enfance au Maghreb. Cahiers de l'IRE-MAM l'Institut de Recherche et d'Etudes sur le Monde Arabe et Musulman, CNRS- Université d'AIX- Marseille. 275-291.

CADILLON M. (1987) : Traitement et valorisation des eaux usées de Marrakech propositions d'exposition. Rapport SCP.

EL MASOUDI A. (2007): Impact écotoxicologique des eaux usées de la ville de Marrakech sur les eaux souterraines de la région d'El Azzouzia : approche préliminaire. Thèse de 3ème cycle, FSSM.

GREFFARD J. SARCIA C., BOURG A. (1985) : Etude de la contamination des sols sous champs d'épandage d'Achères. Hydrogéologie, n° 1, pp 55-64.

HABBARI k. (1992) : Etude épiémiologique des helminthiases intestinales et de la croissance somatique chez l'enfant d'El

Azzouzia comparé à un groupe témoin. Thèse de 3ème cycle, fac. Sci., Marrakech, 150p.

LALLEMAND-BARRES A et ROUX J.C.

(1989) : Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Ed. BRGM,221p.

LEGRET M., DIVET L., et JUSTE C. (1988) :

Migration et spéciation des métaux lourds dans le sol soumis à des épandages de boue de station d'épuration à très forte charge en Cd et Ni. Wat. Res. Vol. 22, n°8, pp 953-959.

MATHESS G. (1984): Unsaturated zone pollution by heavy metals, Pollutants in porous media Springer-Verlag. Berlin, pp 79-93.

MOUKHCHANE M. (1983) : Contribution à l'étude des réservoirs aquifères profonds de la bordure nord de l'Atlas entre Demnat et Imin'Tanout (Maroc). Thèse doctorat de 3ème cycle, Université de Franche-Comté, Faculté des sciences et techniques.

O.N.E.P (2007): normes de potabilité pour les métaux lourds.

OUCHEN A. (1990): Caractérisations physico-chimiques des eaux de la nappe dans la zone d'épandage des eaux usées de Marrakech.

Évaluation de la salinité de l'eau et du sol en agriculture irriguée (cas du périmètre d'El Fjé Médenine - Tunisie)

Enneb Ibtissem ⁽¹⁾, Taamallah Houcine ⁽¹⁾ et Hatira Abdessatar ⁽²⁾

⁽¹⁾ Laboratoire d' Eremologie et de lutte contre la désertification, Institut des Régions Arides, Médenine. benneibt2006@yahoo.fr

⁽²⁾ Laboratoire de Pédologie, Faculté des sciences El Manar II, Tunisie



Résumé

Le présent travail a pour objectif le suivi des caractéristiques physico-chimiques des sols et l'évaluation de la salinité, suite à l'irrigation avec des eaux saumâtres, ainsi que la capacité de résistance aux sels de certaines variétés d'orge et de betterave fourragère. Deux variétés d'orge: Ardhaoui (variété locale) et Pakistani (variété introduite du Pakistan) et six variétés de betterave fourragère (Kyros, Magnum, Troya, Nestor, Tintin et Astérix) ont été utilisés afin de déterminer leur tolérance à la salinité. Quatre techniques d'irrigation (le « goutte à goutte », la submersion améliorée, la submersion et l'aspersion) ont été adoptées pour la campagne hivernale d'orge. Pour la betterave fourragère un seul mode d'irrigation le « goutte à goutte » a été adopté.

L'eau d'irrigation provient d'un forage qui pompe l'eau à partir de la nappe phréatique de l'oued El Fjé (Médenine, Tunisie). Le débit de pompage est estimé à 15 l / s. Cette eau saumâtre est caractérisée par une forte salinité avec une conductivité électrique de 8 dS / m et un résidu sec de 6 g / l.

Les résultats montrent que la salinité du sol, augmente depuis la surface pour tous les traitements en particulier pendant la saison sèche, à l'exception du système « goutte à goutte » où la salinité en surface est relativement faible. Les teneurs en sodium et en chlorure sont bien corrélés avec la salinité du sol.

Pour aux sulfates, ils ont une concentration élevée principalement dans les couches profondes.

Toutefois, au cours de la saison sèche, les sulfates se retrouvent en surface suite à la remontée capillaire.

Cette étude montre également que les deux variétés d'orge (Ardhaoui et Pakistani) ont manifesté une grande capacité de résistance à la salinité de l'eau et des sols, en particulier si on utilise la submersion améliorée comme technique d'irrigation. Pour la betterave fourragère, deux seulement parmi les variétés introduites sont bien adaptées à la salure de sol et de l'eau d'irrigation ainsi qu'aux conditions climatiques du sud Tunisien et donnent ainsi les meilleurs rendements . Il s'agit des variétés T intin et Nestor.

Mots-clés: Eau salée, salinité des sols, mode d'irrigation, orge, betterave fourragère, zones arides, Sud Tunisien.

Abstract

The main objective of this study aims the physico-chemical soil characteristics monitoring and the assessment of salinity following the irrigation by brackish water as well as the tolerance of some varieties to salt.

In order to study the tolerance for the salt, two varieties of barley: Ardhaoui (local variety) and Pakistani (variety introduced from Pakistan) and six varieties of fodder beet were used: Kyros, Magnum, T roya,



Nestor, Tintin, and Astérix (varieties introduced from Australia). During the experiment, monitoring of water and soil characteristics was realized. Measurements have focused on physical and chemical analysis of soil and irrigation water taking into consideration the irrigation mode: drip irrigation, improved flooding irrigation, flooding irrigation and spraying irrigation for barley crops and drip irrigation technique for fodder beet

The water used for irrigation comes from a boring that pumps water from the water table of wadi el Fjé (Medenine, Tunisia). The flow of pumping is estimated to 15 l/s. This brackish water has a high salinity with more than 8 dS/m as electrical conductivity and 6 g/l as a dry residue.

The results indicate that the salinity for the plots irrigated by brackish water increase on the surface for all treatments especially during dry season where the temperature and the evaporation are relatively extreme. The electrical conductivity in the soil is correlated with the content of the Sodium and the chloride. The sulphate levels are also high mainly in deep layers. However, during the dry season, the sulphates are carried by capillary to surface layer.

This experiment indicates also that the two varieties of barley (Ardhaoui and Pakistani) have great capacity for resistance to water and soil salinity, especially for flooding improved technique. For fodder beet crop two varieties (Nestor, Tintin) have also great capacity for resistance to water and soil salinity as well as for the climatic conditions of Tunisian south and give good yields.

Keywords: Saline water, soil salinity, irrigation techniques, barley, fodder beet, arid regions, southern Tunisia.

Introduction

L'agriculture ainsi qu'une grande partie de la vie sur notre planète dépendent du sol, ressource naturelle non renouvelable. Nombreux pays à climat aride et semi aride nécessitent chaque année d'importants volumes d'eau d'irrigation afin d'obtenir des récoltes rentables. Certains sols de ces pays sont affectés par la salinité, entraînant des problèmes pour la production agricole et pour la qualité des eaux.

En effet, ce phénomène de la salinité des sols constitue un frein majeur pour l'amélioration des rendements en zones arides, d'autant plus que les ressources en eau sont généralement limitées et de mauvaise qualité. En effet, l'insuffisance de précipitations et l'évaporation intense rend le recours à l'irrigation obligatoire ce qui engendre une extension et une amplification de ce fléau. Ainsi nombreuses activités de recherche (plusieurs projets et investissements) ont été entreprises afin de pouvoir surmonter ces problèmes soit à travers l'élaboration des techniques permettant de réduire la salinité des sols, soit à travers l'identification et l'introduction d'espèces tolérantes et bien adaptée.

C'est dans cette perspective que ce travail a été réalisé et a concerné la valorisation des ressources en eaux salées dans le sud tuni-

sien (région d'El Fjé, Médenine) à travers l'utilisation d'espèces tolérantes à la salinité et le suivi de l'effet de l'utilisation de ces eaux saumâtres sur les propriétés physiques et chimiques du sol et sur le rendement des espèces utilisées.

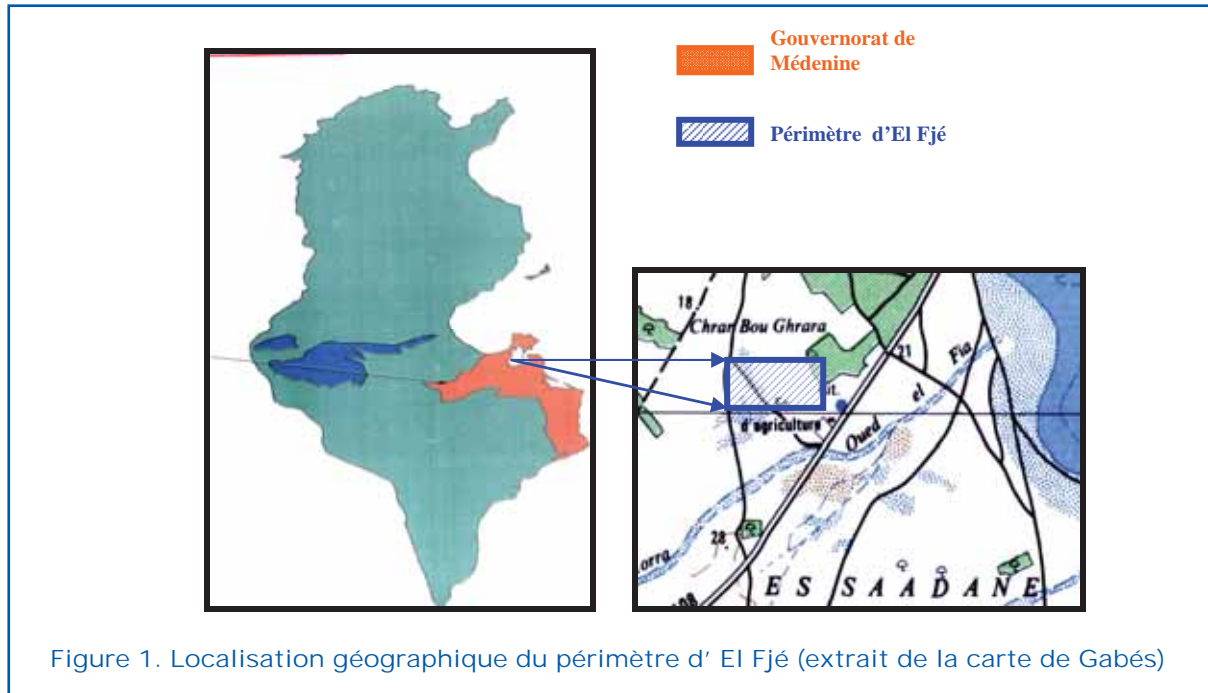
Les objectifs visés se résument dans ce qui suit :

- l'étude de l'effet de l'irrigation avec une eau saumâtre sur les propriétés du sol dans la région d'El Fjé Médenine,
- l'effet des systèmes d'irrigation sur la salinité des sols et sur le rendement agricole,
- la résistance des cultures réputées pour leur tolérance à la salure du sol et de l'eau d'irrigation à savoir l'orge « Ardhaoui » (variété locale) et l'orge « Pakistani » (variété introduite du Pakistan) et la betterave fourragère (Kyros, Magnum, T royas, Nestor, Tintin et Astérix).

Matériels et méthodes

Localisation et contexte climatique du périmètre

Le périmètre d'El Fjé (Médenine- Tunisie) est situé à 22 Km au Nord-est du siège du gouvernorat. Il couvre une superficie de 174 ha (figure 1). Cette zone se situe dans l'étage bioclimatique aride inférieur variante à hiver



doux avec une pluviométrie qui ne dépasse pas les 200 mm/an (Le Houerou, 1959). Et elle est caractérisée alors par un hiver doux et frais et un été chaud et sec. Ce périmètre se caractérise par un environnement salin contraignant où le problème de la salinité est du essentiellement à deux facteurs :

- Sa situation géographique : il est soumis aussi bien aux influences maritimes que continentales ce qui aura des répercussions sur la pluviométrie, les températures et le vent.
- La qualité de l'eau d'irrigation : médiocre et limitée.

Étude expérimentale et méthodes analytiques

Afin de répondre aux objectifs déjà mentionnés, un dispositif expérimental a été mené où deux compagnes : une hivernale (culture

d'orge) et une autre estivale (culture de la Betterave fourragère) ont été installées.

Compagne hivernale (culture d'orge)
Pour étudier l'effet des techniques d'irrigation sur la salinité du sol et la tolérance de la culture à la salure du sol et à l'utilisation des eaux saumâtres en irrigation (ENNEB et al, 2009), une parcelle a été choisie et après nivellement, elle a été subdivisée en 4 sous parcelles. Dans chaque sous parcelle, un système d'irrigation a été adapté:

- Submersion : la technique d'irrigation la plus répandue dans la région;
- Submersion améliorée;
- Le système « goutte à goutte »;
- L'aspersion.

Ces sous parcelles sont également subdivisées en deux, où deux variétés d'orge (Ardhaoui et Pakistani) ont été installées (Figure 2). Le semis a été réalisé en Janvier 2007 avec une densité de 80 Kg/ha.



Figure 2. Dispositif expérimentale de la parcelle d'orge 2007

Les doses d'irrigation utilisées ont été similaires pour toutes les planches pour un même système d'irrigation et sont comparables aux doses appliquées par les agriculteurs de la région.

Compagne estivale (culture de la betterave fourragère)

Une autre parcelle a été choisie pour la culture de la betterave fourragère. Nous avons procédé à la germination des graines dans des germoirs qui a eu lieu le 22 avril 2007 (figure 3, photos a et b). Par la suite, nous avons procédé à la transplantation des plantules dans la parcelle le 17 mai 2007 (figure 3, photos c et d).

La parcelle a été subdivisée en deux parties dont chacune renferme six planches (figure 4) ayant la même superficie et équipées par un même système d'irrigation « goutte à goutte ».

Dans chaque planche, une variété de betterave fourragère a été installée. Ces variétés au nombre des six (Kyros, Magnum, T roya, Nestor, Tintin et Astérix) ont été introduites de l'Australie. La transplantation a été faite en ligne selon les goutteurs

Échantillonnage des eaux et des sols

Des échantillons de l'eau d'irrigation ont été prélevés et ont fait l'objet d'une analyse de pH, de la conductivité électrique CE, des sels totaux solubles STS et du bilan ionique à fin

de déterminer sa qualité chimique ainsi que son faciès géochimique.

L'étude du sol a consisté en une détermination des propriétés morpho structurale du profil du sol *in situ* et une analyse chimique des échantillons de chaque horizon. En outre, des échantillons de sols ont été prélevés chaque mois par tarière selon différentes profondeurs : 25, 50 et 75cm et ont fait également l'objet d'une analyse de laboratoire concernant le pH, la CE, le bilan ionique de la solution du sol, les taux du gypse, du calcaire total et de la matière organique.

Les analyses physicochimiques de l'eau et du sol ont été effectuées dans le laboratoire du physique du sol de l'Institut des Régions Arides (IRA) de Médenine.

Analyse statistique

Les modèles généraux linéaires du logiciel SAS ont été utilisés.

KYROS	NESTOR
MAGNUM	TINTIN
TROYA	KYROS
NESTOR	ASTERIX
TINTIN	TROYA
ASTERIX	MAGNUM

Figure 4. Dispositif expérimental de la betterave fourragère (2007)



Photos a et b : Germination des graines de la betterave fourragère



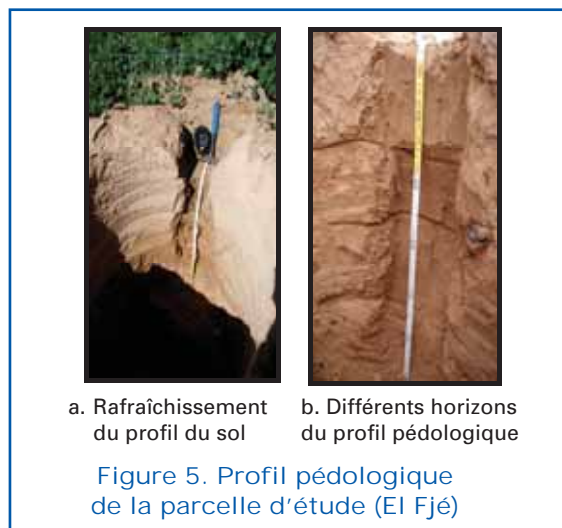
Photos c et d : Transplantation de la betterave fourragère

Figure 3. Germination et transplantation de la betterave fourragère (mai 2007)

Résultats et discussions

Étude pédologique

Les descriptions ont été faites suivant le lexique concernant la description des sols de la Tunisie et leur environnement (Glossaire, Division des sols de Tunisie 1980 et Duchaufour, 1983) et la classification adoptée est celle qui est couramment utilisée en Tunisie.



Description de l'environnement du profil

- Topographie : à pente faible
- Drainage : mauvais
- Aspect de surface : sableux
- Végétation : des plantes vivaces, mauvaises herbes
- Utilisation actuelle : parcelle cultivée.

Il s'agit d'un sol sableux (USDA, 1957) pauvre en matière organique avec une texture légère, sa conductivité électrique croît avec la profondeur.

En effet, elle passe de 5 dS/m en surface à plus de 8 dS/m en profondeur (tableau 1). L'augmentation de la conductivité électrique est expliquée par une augmentation de la

concentration en gypse qui croît aussi avec la profondeur puisqu'il s'agit d'un sol qui repose sur un substratum gypseux formé par le Miopliocène argilo- gypseux.

Géochimie de l'eau d'irrigation

La présente étude hydro chimique consiste à déterminer le rôle de la qualité géochimique de l'eau d'irrigation et de son effet cumulatif dans le temps sur l'évolution de la salinité dans les sols et ses effets sur les rendements agricoles au niveau de notre parcelle.

Les analyses physico-chimiques des eaux de forage (figure 6) exploitée pour l'irrigation montrent un résidu sec qui oscille entre 5.2 et 6.05 g/l et une CE variable de 7 à 8 dS/m en fonction des saisons et du taux d'exploitation de la nappe. La salinité de l'eau d'irrigation est élevée avec un risque d'alcalinisation fort.

Le suivi de la qualité chimique de l'eau de forage (figure 6), réalisé entre janvier et novembre 2007, montre que cette eau présente une légère variation dans sa composition géochimique globale. On note, également, une diminution de la salinité de l'eau

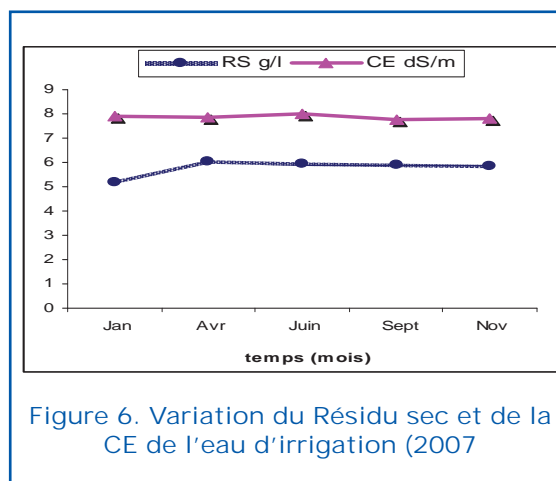


Figure 6. Variation du Résidu sec et de la CE de l'eau d'irrigation (2007)

Tableau 1. Propriétés physico-chimiques du profil du sol

Profondeur	CE	CaCO3 total	Gypse	M. org	pH
(cm)	(dS/m)	(%)	(%)	(%)	
0-15	5.32	5.55	0.37	0.92	7.11
15-25	7.99	8.33	1.5	0.18	7.23
25-45	8.57	8.33	3.45	0.07	7.15

allant de 6.05g/l pendant le mois de janvier 2007 jusqu'à 5.2 g/l en avril 2007.

Le bilan ionique de l'eau d'irrigation (Enneb et al, 2009) durant toute la période de suivi (figures 7 et 8) montre bien la richesse de cette eau en chlorures, en sulfates et en sodium. Les variations saisonnières sont limitées avec une légère tendance vers l'augmentation pendant la période estivale où la demande climatique est relativement élevée nécessitant un pompage continu pour subvenir aux besoins des cultures ce qui affecte bien la qualité chimique des eaux d'irrigation.

D'après sa composition ionique le faciès géochimique de l'eau d'irrigation est chlorurée, sulfato sodique.

Évaluation de la salinité du sol et de la teneur en sels solubles

L'utilisation de l'eau salée en irrigation, surtout dans le sud tunisien où les sols sont salés de nature, favorise l'accumulation des quantités importantes des sels, allant de plusieurs kilo grammes à plusieurs tonnes,

apportés chaque année au sol. Ainsi il est nécessaire d'étudier l'impact de la salure de l'eau d'arrosage sur les propriétés chimiques du sol pour connaître les effets afin de bien maîtriser la valorisation des eaux salées en irrigation et éviter les conséquences qui peuvent aller de la dégradation du sol et à sa stérilisation totale.

Pour notre étude, un suivi de la salinité du sol a été réalisé chaque mois pour les deux parcelles expérimentales concernées.

La culture d'orge

Variation verticale de la salinité du sol en fonction des systèmes d'irrigation

Le système d'irrigation adopté a un effet direct sur la salinité du sol et sur les rendements des cultures de point de vue quantitatif et qualitatif. Pour cette raison, la comparaison des effets des systèmes d'irrigation sur la salinité du sol paraît important afin de préserver nos ressources en sols contre les phénomènes de dégradation principalement par salinisation (Enneb et al, 2009).

La figure 9 indique qu'avant le semis (décembre 2006), le profil de salinité est

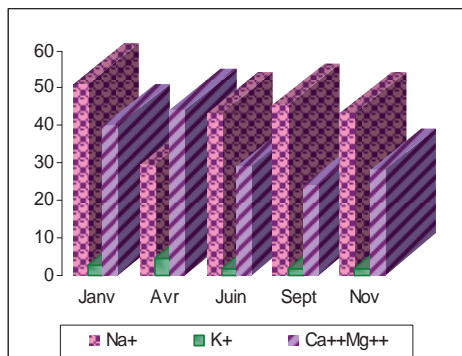


Figure 7. Concentration des cations dans l'eau d'irrigation

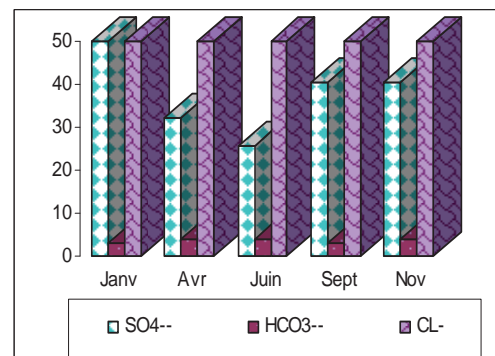


Figure 8. Concentration des anions dans l'eau d'irrigation

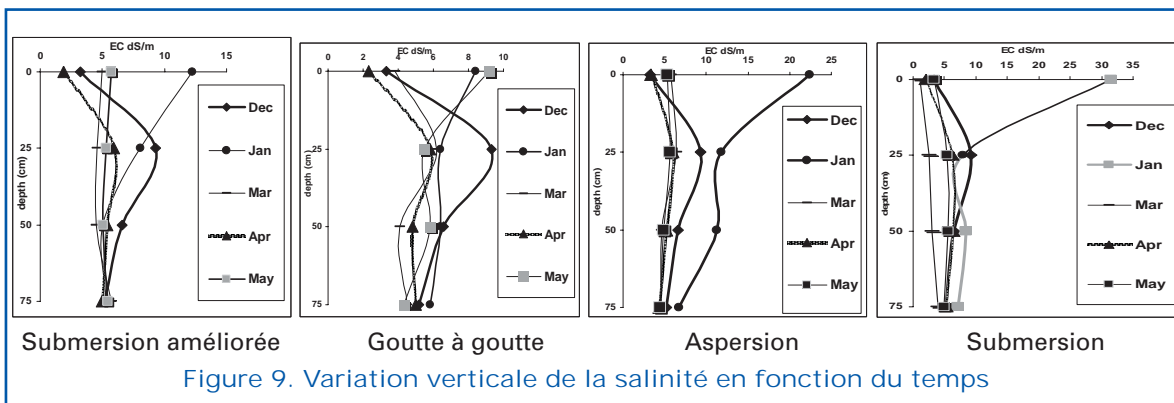


Figure 9. Variation verticale de la salinité en fonction du temps

homogène pour les différents traitements avec une augmentation significative pour l'horizon 25 cm attribuée aux faibles précipitations ($P = 1,4\text{mm}$).

On remarque aussi que la salinité augmente en surface pour tous les traitements au cours du mois de janvier 2007. Cette augmentation est attribuée à un important appel capillaire durant ce mois qui a été caractérisé par ses fortes températures et l'absence de la pluie. Il y a lieu de signaler également que cette concentration en sels à la surface est fonction du système d'irrigation. En effet, pour le système goutte à goutte, la conductivité électrique n'a pas dépassé les 10 dS/m alors que pour tous les autres systèmes une forte concentration en sels a été enregistrée en surface et la conductivité électrique a dépassé les 20 dS/m pour les autres systèmes pour atteindre 31 dS/m pour l'irrigation par submersion.

Ainsi, le système d'irrigation « goutte à goutte » permet de conserver la salinité du sol à des seuils relativement faibles par rapport aux autres systèmes, surtout pendant les périodes sèches.

Etant donné que l'eau d'irrigation a un faciès sulfato - chloruré sodique, la variation des teneurs en sodium et en chlorure suit exactement les variations de la CE et vient par conséquent pour confirmer les constatations et les conclusions relatives à la variation de la salinité du sol.

Ces résultats expérimentaux de la salinité (CE), de sodium et de chlorure sont confirmés par une analyse statistique de la variance en fonction de trois facteurs principaux à citer : la profondeur, le temps et le système d'irrigation et une comparaison de la moyenne (tableau 2). Les données ont été soumises à l'analyse de la variance en utilisant les modèles linéaires généraux du logiciel SAS.

Impact de la qualité de l'eau d'irrigation sur la teneur en gypse

La variation du pourcentage du gypse (figure 10) selon la profondeur et en fonction du temps.

D'après ce graphique, nous constatons que la teneur en gypse augmente en fonction de

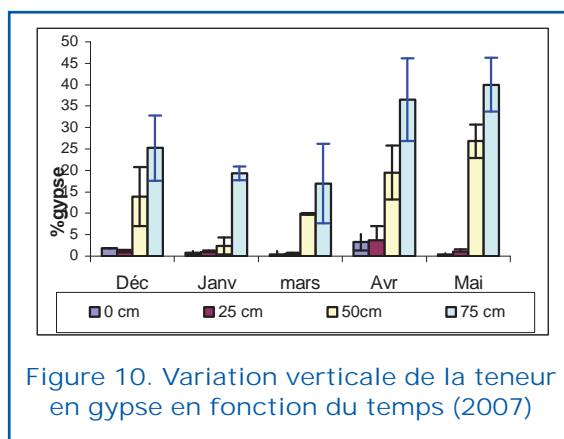


Figure 10. Variation verticale de la teneur en gypse en fonction du temps (2007)

Tableau 2. Comparaison des moyennes pour les variables CE, Na et Cl pour les facteurs: temps, profondeur et système d'irrigation

Modalité		CE (dS/m) Moyennes*	Na (meq/l) Moyennes*	CL (meq/l) Moyennes *
Temps (mois)	Janvier	10.77 A	57.51 A	75.02 A
	Mars	5.36 B	24.24 B	19 B
	Avril	4.58 B	22.90 B	24.25 B
	Mai	4.40 B	20.05 B	30.25 B
Profondeur (cm)	0	9.52 A	52.94 A	73.41 A
	25	6.51 B	31.37 B	42.48 B
	50	5.99 B	28.66 B	34.32 B
	75	5.40 B	26.04 B	29.4 B
Système d'Irrigation	Sub.améliorée	5.90 A	30.14 A	34.81 A
	Goutte à goutte	5.70 A	27.80 A	32.44 A
	Aspersion	7.90 B	40.30 B	59.41 B
	Submersion	8.02 B	40.55 B	62.94 B

* Les moyennes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au sein d'un même facteur.

la profondeur, et atteint des teneurs maximales vers les 75 cm. En effet, ceci est lié à la présence de la croûte gypseuse, ainsi que l'accumulation en profondeur des sels apportés par les eaux de lessivage, notamment les sulfates. La teneur en gypse est également variable en fonction du temps et du système d'irrigation adopté.

Ces observations ont été confirmées par l'analyse statistique de la variance et une comparaison des moyennes pour les trois facteurs : temps, profondeur et système d'irrigation (tableau 3).

Compagne de la betterave fourragère
 Une autre compagne de suivi a été installée

depuis le mois d'avril 2007 jusqu'à le mois de septembre 2007. La différence avec la compagne hivernale réside non seulement dans l'espèce cultivée (betteraves fourragères connues par leur tolérance à la salinité) mais aussi des conditions climatiques.

La variation verticale de la salinité du sol, de la teneur en sodium, pendant l'été 2007 est présentée dans la figure 10a,b.

On remarque que la salinité (fig.10.a) est élevée principalement en surface, où elle atteint son maximum pendant les mois de juillet et de septembre, soit 29 et 39.5 dS/m respectivement. Ceci peut être dû aux fortes températures caractérisant ces mois de l'année, favorables à des fortes évaporations et à un

Tableau 3. Comparaison des moyennes pour le gypse

	Modalité	CE (dS/m) Moyennes *	
Temps (mois)	Janvier	4.56	A
	Mars	5.9	B
	Avril	11.01	C
	Mai	10.54	C
Profondeur (cm)	0	2.32	A
	25	1.63	A
	50	11.81	B
	75	20.93	C
Système d'Irrigation	Sub.améliorée	5.16	A
	Goutte à goutte	4.72	A
	Aspersion	11.8	B
	Submersion	10.7	B

* Les moyennes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au sein d'un même facteur.

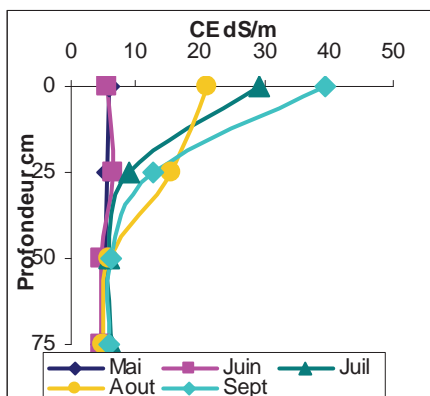


Figure 10.a. Variation verticale de la salinité en fonction du temps

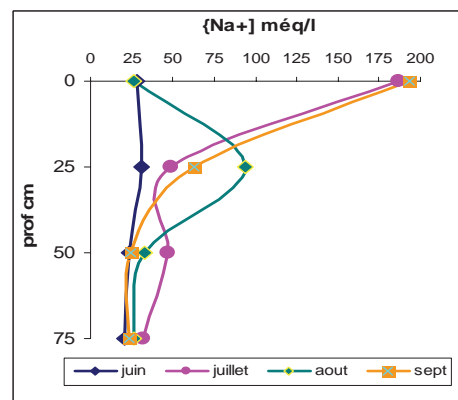


Figure 10.b: Variation verticale du sodium en fonction du temps

Figure 10. Variation verticale de la CE et de la teneur en sodium (BF 2007)



grand appel d'eau par les plantes et par le sol qui avec l'insuffisance de lessivage va provoquer l'accumulation des sels en surface.

Le suivi de la variation verticale de sodium (fig.10.b), permet de constater que les teneurs en cet élément sont globalement décroissantes avec la profondeur, mais avec une concentration élevée surtout en surface, pour les mois de juillet et de septembre qui ont été marqués par des chaleurs excessifs. En effet les fortes températures et la forte évaporation ainsi que le mauvais lessivage ont favorisé la concentration de cet élément en surface.

Le mode d'irrigation « goutte à goutte », malgré qu'il permette une économie d'eau, il ne favorise pas le lessivage nécessaire des sels surtout avec les conditions climatiques marquées par une demande évaporitive importante durant cette saison.

Ces résultats expérimentaux de la conductivité électrique (CE) et de la teneur en sodium sont confirmés par une analyse statistique de la variance et une comparaison de la moyenne selon les deux facteurs principaux, à savoir la profondeur et le temps. Les données ont été soumises à l'analyse de la variance, en utilisant les modèles linéaires généraux du logiciel SAS (tableau 4).

Effet de la salinité de l'eau et du mode d'irrigation sur le rendement agricole

Le sel affecte l'alimentation hydrique, minérale ainsi que les fonctions physiologiques chez la plante suivant leur degré de tolérance. Il réduit aussi leur croissance et leur production en fonction de leur sensibilité.

L'effet de sel est plus important en contexte aride où l'évaporation est importante et l'atmosphère est sèche.

Il va s'en dire que le mode d'irrigation interviendrait soit comme un facteur amplificateur ou réducteur de la production agricole principalement si les eaux utilisées sont de qualité médiocre (salées).

La culture d'orge

La technique d'irrigation par aspersion permet de mieux gérer l'eau en contrôlant les apports et en limitant les pertes ce qui est très important en zone aride. Cependant, cette technique est sujette de certaines critiques (brûlure et sénescence des feuilles) (Slama, 2004). De même, l'irrigation « goutte à goutte », malgré qu'elle permet une meilleure gestion et une économie d'eau, elle peut provoquer une hétérogénéité spatiale de la salinité du sol et une mauvaise lixiviation des sels en profondeur et agit par conséquent sur le rendement des cultures.

Quant à l'irrigation par submersion, elle ne permet pas une économie d'eau surtout dans les zones arides où l'eau constitue un élément rare et précieux. Il est à signaler que la production pour tous les traitements est faible en raison des ravages importants causés par les oiseaux. Cependant et selon l'état et la vigueur des plantes, le système d'irrigation par submersion améliorée pourrait permettre de donner le meilleur rendement.

Culture de la betterave fourragère

Il s'agit dans cet essai de comparer la résistance des différentes variétés de la betterave fourragère sur la salinité du sol. On doit également signaler qu'il n'y a pas de variété

Tableau 4. Comparaison des moyennes pour les variables CE et Sodium

Modalité		CE (dS/m) Moyennes*		Na (meq/l) Moyennes*	
Temps (mois)	Juin	5.24	A	28.3	A
	Juillet	9.24	B	56.41	B
	Août	9.38	B	44.24	C
	Septembre	11.43	B	52.41	B
Profondeur (cm)	0	23.77	A	109.5	A
	25	10.33	B	56.6	B
	50	5.73	C	32.9	C
	75	5.42	C	25.6	C

* Les moyennes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au sein d'un même facteur.

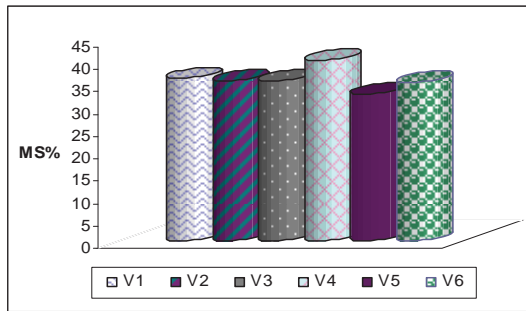


Figure 11. Teneur en Matière sèche (%) de certaines variétés de la betterave fourragère (2007)

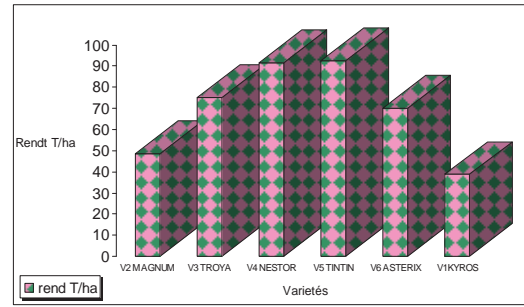


Figure 12. Rendement (T/ha) de certaines variétés de la betterave fourragère (2007)

référence et que le rendement a constitué le seul critère de sélection. Les figures 11 et 12 teneur en matière sèche et les rendements moyens obtenus pour chaque variété. Nous remarquons que les variétés V4 (Nestor) et V5 (Tintin) sont les plus tolérantes aux sels et aux conditions climatiques permettant les meilleurs rendements et qu'elles ont pu résister à la salinité du sol et de l'eau.

Conclusion

L'évolution de la salinité du sol est élevée en surface avec les différents traitements surtout en saison sèche, à l'exception du système « goutte à goutte » où la salinité en surface est relativement faible.

La CE dans le sol est bien corrélée avec les deux éléments sodium et chlorure.

Les teneurs en sulfates sont élevées en profondeur. Cependant, durant la période sèche, les sulfates sont charriés par un appel capillaire pour se retrouver en surface.

Les deux variétés orge (Ardhaoui et Pakistani) présentent des grandes capacités de résistance à la salinité des eaux et du sol surtout pour la technique de submersion améliorée.

Pour la betterave fourragère les deux variétés (Tintin, Nestor) présentent des grandes capacités de résistance à la salinité des eaux et des sols ainsi qu'aux conditions climatiques du sud Tunisien et donnent les meilleurs rendements agricoles.

Références bibliographiques

- Duchaufour PH. (1983) : Pédogenèse et classification. 2eme édition. Masson, Paris : 491 p.
- Enneb. I. Taamallah. H. et Hatira. A. (2009): Impact of irrigation with saline water in soil and crop yields- El Fjé Region Medenine- Journal of Arid Land Studies: vol.19, p 335-338.
- Houero (1959) :- Recherches écologiques et floristiques sur la végétation de la Tunisie méridionale .Inst. De Rech. SAH., Alger : 510 p.
- Slama.F (2004) : La salinité et la production végétale. Centre de Publication Universitaire. Tunis : 161 p.
- USDA (1957): Keys of soil Taxonomy. Corney. Univercity. USA.

Variations spatiales des paramètres physico-chimiques dans l'aération par déstratification et l'aération hypolimnétique : cas du lac de Hallwill (Suisse)

Mustapha Gafsi ⁽¹⁾ et Ahmed Kettabb ⁽²⁾

- (1) Laboratoire de Recherches de Génie Civil : LRGC, Equipe de Recherches de Ressources Hydriques, Département de Génie Civil, Université Ammar Telidji de Laghouat, Algérie, Email: m.gafsi@mail.lagh-univ.dz, msgafsi@yahoo.fr
- (2) Laboratoire de Recherches en Sciences de l'eau : LRS-EAU/ENP, Département d'Hydraulique, Ecole Nationale Polytechnique, El Harrach, Avenue Hassen Badi, Alger, Algérie, Email: lrs-eau@netcourrier.com; Web: www.enp.edu.dz; www.watmed4.org.



Résumé

Les 10,3 km² du plan d'eau du lac de Hallwil représentent un pôle touristique important pour le canton de Lucerne (Suisse). En effet la pêche et de nombreux sports nautiques sont pratiqués. A vant sa mise en restauration en hiver de l'année 1985/1986, ce lac présentait une eutrophisation importante perturbant les activités aquatiques, et des nuisances dommageables à ses différents usages, et de ce fait gênait le développement touristique de la région.

L'eutrophisation très marquée de ce lac était avant tout liée à des apports exogènes en composés nutritifs extrêmement important dominé en grande partie par le phosphore. Ainsi, les longues périodes de stratifications, associées à une quantité importante de matière organique (principalement le phosphore), étaient à l'origine de fréquentes phases anoxiques des couches profondes. Cette anoxie pouvait être constatée à partir de 3 m de profondeur.

Pour cela, et dans le but de remédier à l'eutrophisation du lac de Hallwil, il a été mis en service dans l'hiver 1985/1986, une installation d'un système d'aération alterné en deux modes d'aération à savoir :

- Une aération par un système de déstratification en période hivernale ;
- Une aération hypolimnétique en période estivale (air/oxygène pure).

L'objectif principale de notre étude est de montrer l'évolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac, et ce dans les deux modes d'aération.

A travers l'exposition des différents résultats des paramètres physiques et chimiques (la température, la conductivité, l'oxygène dissous, le phosphore total) dans les deux modes d'aération, nous avons aboutis à une distribution uniforme de tous les paramètres physico-chimiques dans toute la profondeur du lac (déstratification), et une augmentation de la concentration d'oxygène et une baisse considérable de la quantité de phosphore dans la couche de hypolimnion (aération hypolimnétique).

Mots clés : eutrophisation, aération hypolimnétique, déstratification, oxygène, phosphore, température, lac.

Introduction

Les techniques utilisées pour résoudre l'état anaérobie des lacs peuvent être groupées en deux grandes catégories : la déstratification artificielle et l'aération hypolimnétique

(McGinnis et al, 2002]. Dans le premier cas, le lac entier est mélangé par la libération de l'air comprimé à partir des tubulures le long du fond du lac (Fast et al., 1973 ; Fast, 1978; Roberston D.M. et al., 1991 ; Gafsi et al, 2008 ; Gafsi et al, 2009], tandis que le



deuxième, l'objectif est d'oxygéner seulement l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique (Fast et al., 1973 ; Kortmann et al., 1994 ; Vickie L. Singleton et al., 2006). La méthode la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est introduit à travers des diffuseurs localisés au fond du lac. L'aération hypolimnétique est une stratégie utilisée pour maintenir un milieu aérobie dans l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique (Fast et al., 1973 ; McGinnis et al., 2002). Ces deux techniques sont utilisées séparément ou en combinaison (Wuest et al., 1992; Gafsi et al., 2005; Kettab et al., 2005; Gafsi et al., 2006 ; Gafsi et al., 2008 ; Gafsi et al., 2009):

- Déstratification artificielle de la colonne d'eau durant la saison froide ;
- Aération hypolimnétique durant la saison chaude, et ceci dans le but de préserver la stratification

Chacune de ces méthodes a ses avantages et ses inconvénients.

Les 10,3 km² du plan d'eau du lac d'Hallwil représentent un pôle touristique important pour le canton de Lucerne (Suisse). En effet la pêche et de nombreux sports nautiques sont pratiqués. Avant sa mise en restauration en hiver de l'année 1985/1986, ce lac présentait une eutrophisation importante perturbant les activités aquatiques, et des nuisances dommageables à ses différents usages, et de ce fait gênait le développement touristique de la région.

Pour cela, et dans le but de remédier à l'eutrophisation de ce lac, le Département des Eaux de Surface, Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG)

a mis en service dans l'hiver 1985/1986, une installation d'un système d'aération alterné en deux modes d'aération à savoir :

- Une aération par un système de déstratification en période hivernale ;
- Une aération hypolimnétique en période estivale (air/oxygène pure).

L'objectif principal de notre étude est de montrer l'évolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac, avant et durant la restauration du lac, ainsi que l'effet des deux modes d'aération sur les performances de l'eutrophisation.

Matériels et méthodes

En 1986, le système de diffuseur « Tanytarsus » (Figure 1) est installé comme ultime technique de restauration pour combattre le milieu anaérobie trouvé dans le lac d'Hallwil (McGinnis et al, 2004). Ce système est alterné entre deux modes d'aération artificielle, l'un étant l'aération par le système de déstratification utilisant de grosses bulles d'air ; tandis que l'autre est l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique, utilisant respectivement des fines bulles d'air ou d'oxygène. Le système de brassage des eaux est opéré dans la période hivernale, tandis que l'aération hypolimnétique est opéré en période estivale, et ceci pour éviter tous les impacts négatifs que peuvent engendrés ces deux modes d'aération hors de ces périodes. Les six diffuseurs sont placés près du centre du lac, chaque diffuseur a un diamètre de 6.5 m. Ces diffuseurs sont placés à une profondeur de 46m, le débit du gaz dans tous les

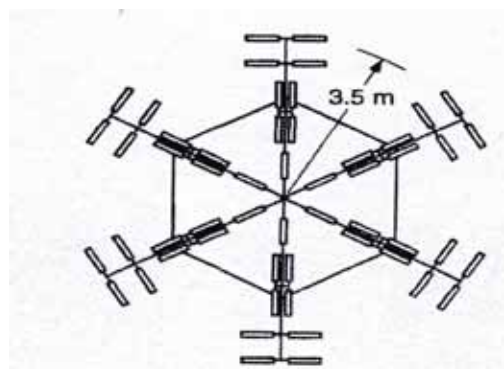
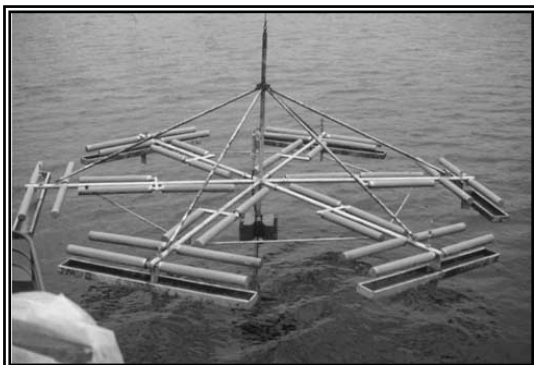


Figure 1. L'un des six diffuseurs de Tanytarsus de 6.5 mètres de diamètre (McGinnis, 2004)

diffuseurs est de 40 à 148 Nm³/h d'oxygène, et de 180 Nm³/h d'air.

Chaque diffuseur est opéré en utilisant l'air ou l'oxygène durant la période estivale pour le mode d'aération hypolimnétique et l'air durant la période froide pour le mode d'aération par déstratification.

Le tableau 1 suivant, montre les caractéristiques du lac ainsi que le système de diffuseur qui a été installé au niveau du lac de Hallwil, lorsque la déstratification et l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique est opérationnelle.

Tableau 1. Caractéristiques particulières du lac de Hallwil et le système de diffuseur (McGinnis et al., 2004). La pression du gaz est de 1 bar, la température est de 0°C.

Paramètres	Valeurs
Profondeur maximale (m)	46.5
Profondeur moyenne (m)	28.9
Superficie (10 ⁶ m ²)	9.9
Volume total d'eau (10 ⁶ m ³)	285
Géométrie des diffuseurs	Circulaire
Nombre de diffuseur	6
Diamètre de diffuseur (m)	6.5
Profondeur moyenne des diffuseurs (m)	46
Débit d'écoulement du gaz de tous les diffuseurs (Nm ³ . h ⁻¹)	46-148(O ₂) 180 (air)

Résultats et discussion

Aération par le systèmes de déstratification

Paramètres physiques

Avant le fonctionnement de l'aérateur, la stratification thermique dans le lac est bel et bien apparente (Figure 2), et l'écart de température entre le fond et la surface pouvait atteindre au minimum 4°C.

Avant le brassage de l'eau, les écarts de température entre la surface et le fond était respectivement de 4, 7 et 9°C dans les années 1972, 1976, et 1982. L'injection de l'air dans toute la colonne liquide a anéantie tous ces écarts, et ce dans les années 1995, 2001 et 2002. En plus, aucune micro stratification n'est apparente à la surface.

Les profils des températures avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des températures des travaux de Fast (1978) lors de la restauration du lac d'El Capitan, et aussi les profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de la restauration du lac de Baldegg, ainsi que les profils des travaux de V ickie (2002) lors de l'aération du lac de Prince.

Sur la Figure 3, les valeurs de la conductivité à la surface (300 µs/cm) diffèrent de celles du fond (340, 360 et 400 µs/cm) avant la restauration du lac ; alors que durant l'aération, le brassage de l'eau provoque une homogénéisation presque total de la conductivité. La valeur moyenne de la conductivité sur toute la profondeur du lac étant égale à 330, 330,

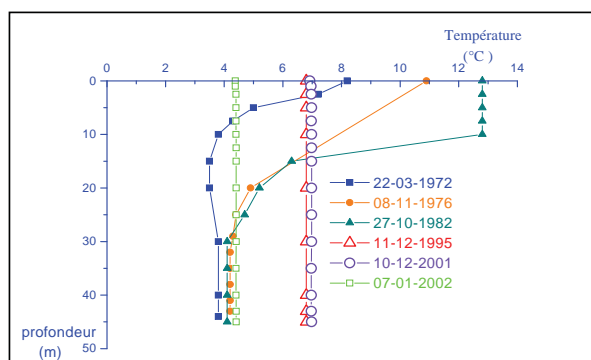


Figure 2. Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

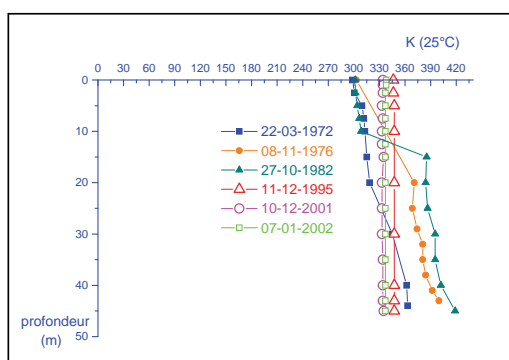


Figure 3. Profils verticaux de la conductivité à 25°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération

et 340 $\mu\text{s/cm}$ durant les années 1995, 2001, et 2002.

La quasi constance des profils de la conductivité (durant l'aération par déstratification) dans toute la colonne d'eau montre que brassage de l'eau provoquent une distribution uniforme des matières minérales sur toute la profondeur de l'eau. Ce résultat a été trouvé par Fast et ses collaborateurs (1973), dans leurs recherches sur le lac de Hemlock, où ils ont constaté une constance de la conductivité durant l'été de l'année 1970. Le lac Hemlock a été aéré du 14 juin au 7 septembre de l'année 1970.

Paramètres chimiques

Avant la mise en service de l'aérateur, et plus précisément dans les années 1972, 1976, et 1982 (période hivernale), les concentrations en oxygène sont quasiment nulles au fond (fig. 4), ce qui prouve que le lac est bel et bien eutrophisé. Durant l'aération du lac, ces concentrations en oxygène au fond sont augmentées à des valeurs 4.85, 6.7 et 9 mg/l respectivement dans les années 1995, 2001, et 2002, et ce sur la totalité des points de prélèvement. Les relevés effectués dans la zone d'influence directe des lignes de diffusion montrent une bonne homogénéité de l'oxygénation sur toute la colonne d'eau.

La teneur minimale en oxygène dissous pendant le brassage de l'eau dépasse la valeur de 5 mg/l ; cette valeur étant convenable pour la survie des poissons froides. Ce résultat se concorde avec celui qui mentionné par Stefan et ses collaborateurs en 2000. Elle était

presque sous la valeur de 0.1 mg/l dans les périodes non aérées.

Les profils de l'oxygène dissous avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de la restauration du lac d'El Capitan, les profils des travaux de Vickie (2002) lors de l'aération du lac de Prince. La concentration de l'oxygène dissous dans le lac de Hallwil et dans des lacs étudiés par les auteurs cités précédemment est homogène durant la déstratification. Ceci est confirmé par des profils verticaux.

Les profils des concentrations du phosphore (Fig. 5) avant l'opération de l'aérateur augmentent de la surface vers le fond du lac et suivent une allure identique dans la toute la profondeur de l'eau. Pour les années 1972, 1978, et 1982, les valeurs des concentrations du phosphore ont des valeurs respectives à la surface de 0.1, 0.2 et 0.05 g/m^3 et 0.58, 0.65 et 0.67 g/m^3 au fond. L'écart maximum moyen entre le fond et la surface étant d'une valeur de 0.52 g/m^3 .

Pendant l'aération du lac, l'effet du brassage de l'eau crée une uniformité des profils des concentrations du phosphore dans toute la profondeur du liquide. Ainsi, on distingue plutôt une nette diminution de la concentration au fond qu'en surface. La concentration moyenne maximale au fond (durant l'aération par déstratification) étant de 0.1 g/m^3 , tandis qu'elle prenne une valeur de 0.67 g/m^3 avant aération.

Avant l'aération du lac, la quantité du phosphore du fond observée est générée par la

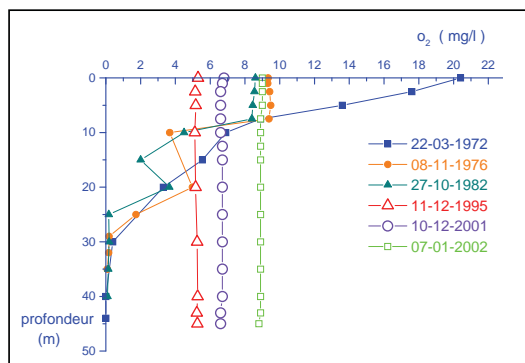


Figure 4. Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

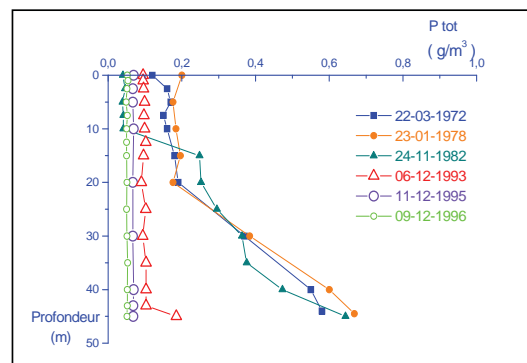


Figure 5. Profils verticaux du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

charge externe amené au lac et la régénération du phosphore des sédiments du à la faible teneur en oxygène dans cette région. Durant l'aération, la diminution de la quantité du phosphore observée au fond est causée principalement par l'augmentation de la teneur en oxygène au fond, lequel fixe solidement la micro-zone (oxydation de la micro-zone) à la surface des sédiments pour barrer tout échange du phosphore des sédiments à l'eau.

Aération hypolimnétique

Paramètres physiques

La Figure 6 représente, l'évolution journalière de la température de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique. Le lac est stratifié normalement durant les années 1973, 1979 et 1982. La thermocline caractérisée par un gradient de température, excède de 9 m à 13 m en août 1973, de 8 m à 13 m en août 1979, et de 7 m à 13 m en juillet 1982. Ces résultats montrent que la surface Le lac est stratifié normalement durant les années 1973, 1979 et 1982 (Fig. 6). La thermocline caractérisée par un gradient de température, excède de 9 m à 13 m en août 1973, de 8 m à 13 m en août 1979, et de 7 m à 13 m en juillet 1982. Ces résultats montrent que la surface de l'hypolimnion commence en moyenne à 12 m. Les températures prises durant les années 1973, 1979 et 1982 sont rangées respectivement de 22, 23, et 24°C à la surface et 5.2, 5.1, et 5°C au fond du lac.

Pendant la période de l'aération du lac, les profils des températures présentent des allures similaires en moyennes à ceux observées avant l'aération du lac.

En mai de l'année 2001, le profil de température épouse parfaitement les profils des années où le lac est non aéré. Les écarts de températures entre la surface et le fond sont de 17 (août 1973), 19 (août 1979), et 18°C (juillet 1982), ce qui montre que le lac est bel et bien stratifié thermiquement. durant l'aération, les écarts de températures entre la surface et le fond sont de 11.1 (mai 2000), 15 (juillet 2001), et 5.5°C (avril 2002), ce qui montre que pendant l'aération du lac, la stratification thermique est bien maintenue, et qui est plus appréciable dans les mois les plus chauds, à savoir les mois de mai et juillet des années 2000 et 2001 respectivement. Les profils des températures avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de McGinnis (2001) lors de la restauration du lac Spring Hollow, aux profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de l'aération du lac de Baldegg, et aux profils des travaux de Fast (1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, N.Y. Les températures augmentent durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil ainsi que dans les lacs étudiés par les auteurs cités précédemment. Donc l'aération hypolimnétique produit une légère augmentation de la température de l'eau. Les profils des valeurs de la conductivité durant l'aération (Fig. 7) semblent suivent les mêmes tendances que celles observées

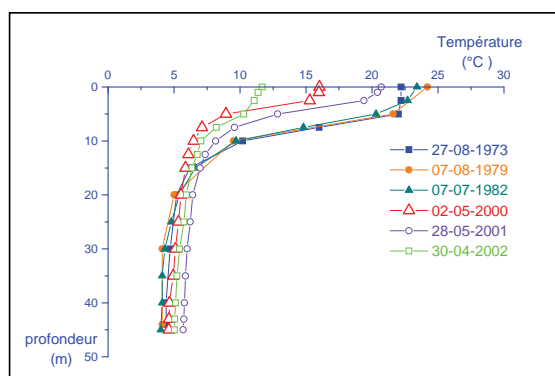


Figure 6. Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

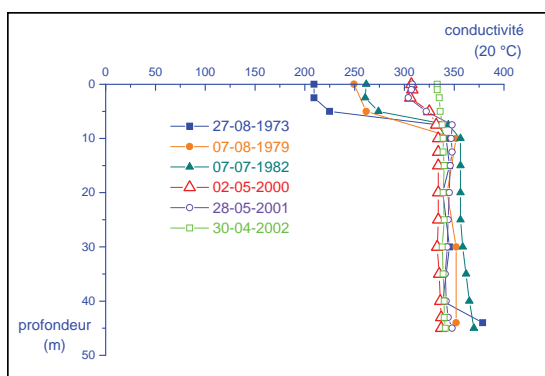


Figure 7. Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

avant aération, surtout sous la profondeur de 13 m ; celle-ci caractérise la surface de l'hypolimnion. Sous cette zone les profils de la valeur de conductivité (avant et durant l'aération) se coïncident et on ressent une constance de la valeur de la conductivité dans toute la profondeur de l'hypolimnion. Ainsi, l'injection du gaz dans cette zone, n'a pas influé globalement sur la valeur de la conductivité. On peut dire que la distribution de la matière minérale du lac a été maintenue durant l'aération du lac, et ce dans la zone de l'hypolimnion. La valeur moyenne de la conductivité dans cette zone étant de 330 $\mu\text{s/cm}$.

Paramètres chimiques

Avant l'aération et durant les années 1973, 1979, et 1982 les profils de l'oxygène ont une tendance similaire (Fig. 8), c'est-à-dire ayant des valeurs maximales à la surface, allant jusqu'à 13 mg/l (juillet 1982), contre des valeurs minimales en profondeurs presque commune de 0.01 mg/l. La perte de la concentration de l'oxygène commence à une profondeur de 8 m en moyenne avec des valeurs minimales au fond du lac.

Les valeurs de la concentration maximale de l'oxygène dans la couche basse du lac sont respectivement 7, 5.8, et 8 mg/l dans les années 2000, 2001 et 2002, contre une valeur presque commune de 0.01 mg/l dans les années 1973, 1979, et 1982 (période non aérée), ce qui montre bien une augmentation très appréciable de la concentration de l'oxy-

gène en couche profonde durant l'opération du système d'aération.

La teneur moyenne en oxygène dissous dans l'hypolimnion est maintenue supérieure à 3 mg/l pendant toute la période estivale, sans perturber la stratification thermique existante. La concentration en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire qui est de 3 mg/l, ceci peut entretenir un habitat convenable pour la vie des poissons des eaux froides. Ce résultat étant confirmé par Stefan et ses collaborateurs en 2000. Les profils de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, aux profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de la restauration du lac et de Baldegg, aux profils des travaux de Mobley (1997) lors de l'aération du réservoir de Blue Ridge, et enfin aux profils des travaux de McGinnis (2001) lors de la restauration du réservoir de Spring Hollow, Pendant la durée non restaurée du lac, les trois courbes de variation du phosphore (Fig. 9) montre une augmentation nette de la surface vers le fond du lac. Un minimum de la concentration du phosphore est observé en surface avec une valeur de 0.01g/m³ (août 1973) et un maximum de 0.04 g/m³ (juillet 1978), alors qu'au fond du lac la valeur minimale étant de 0.4 g/m³ (juillet 1978 et 1982) et une valeur maximale de 0.5 g/m³ (août 1973).

Durant l'aération, les profils cités précédemment ont plutôt une variation globalement

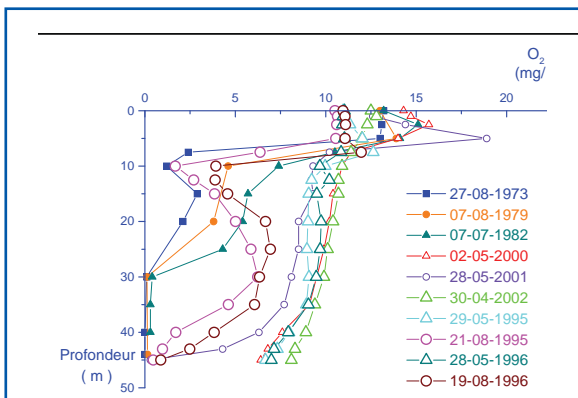


Figure 8. Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération

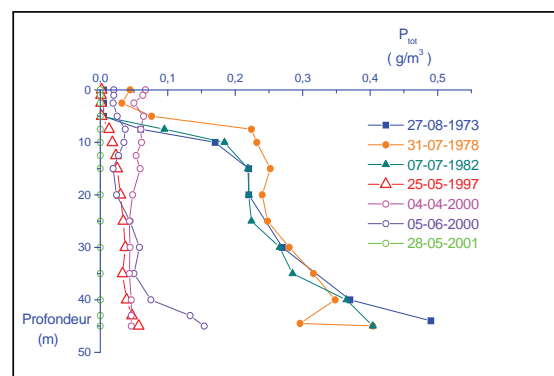


Figure 9. Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération



uniforme de la surface jusqu'au fond du lac. Une baisse nette en concentration du phosphore est ressentie après restauration et ceci dans toute la profondeur. En termes de valeur, les concentrations du phosphore en surface ont des valeurs plus proches de 0.0 (mai 1997), 0.02 (avril 2000) et 0.07 (mai 2001), contre des valeurs au fond de 0.05 (mai 1997), 0.04 (avril 2000) et 0.15 (mai 2001). En plus la valeur moyenne de la quantité du phosphore dans toute la profondeur du lac reste au dessous de 0.20 g/m^3 .

Conclusion générale

Si l'on reprend les objectifs qui étaient attendus au lac de Hallwil, il est possible de dresser les conclusions suivantes :

Les installations de brassage apparaissent homogénéiser les masses d'eau situées entre la surface et la profondeur d'implantation des lignes de bullage. Cette homogénéisation est confirmée par les profils de température, d'oxygène, et de la conductivité.

Dans le mode d'aération hypolimnétique, l'injection de l'air/oxygène au fond du lac n'a pas perturbé la stratification thermique qui existait avant l'aération. Ainsi, il n'y a pas eu de mélange des eaux froides du fond avec celles de la surface.

Dans la zone brassée de la couche hypolimnétique, la teneur en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire à la survie lorsque le brassage est opérationnel. De plus la conservation de stratification thermique crée un habitat adéquat quant à la sauvegarde de la température favorable des poissons des eaux froides. Ainsi, les profils de la température, et d'oxygène confirment cela.

Les deux modes d'aération ont permis de réduire largement la quantité du phosphore. La teneur maximale de composé dissous dans le lac est comprise dans l'intervalle d'acceptance. Ceci, étant bien validé par l'évolution en long période du phosphore dans les deux modes d'aération.

Les deux techniques d'aération ont contribué d'une façon spectaculaire par chacune de sa manière opérationnelle à réoxygéner et déphosphorer les couches profondes du lac.

Références bibliographiques

- Fast, AW., Brian Moss, et Robert G. W etzel. (1973). Effets of Artificial Aeration on the Chemistry and Algae of Two Michigan Lakes. *Water Resources Research*, 9, 624-647.
- Fast, AW. (1978). Artificial Aeration as a lake restoration technique. *Proceeding of National Conf on lake restoration*, 121-131.
- Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005). Etat de Connaissance sur les Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la restauration des Lacs et réservoirs. *Congrès International sous le thème : De l'Eau pour le développement Durable dans le Bassin méditerranéen, LRS-EAU/RMEI, le 21-22-23 Mai, 2005, Alger (Algérie). ALgerian Journal of Technology (AJOT), Numéro spécial, 363-373, Mai, 2005.*
- Gafsi, M., Kettab, A., et Benmamar, S. (2008). Eutrophication in the Reserves: Its Effects and Its Remedies. *International Symposium on Sediment Management, Lille, July 9-11 Th, 2008. Proceeding: pp. 609-613.*
- Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2009). Comparative Studies of the Different Mechanical Oxygenation Systems Used in the Restoration of Lakes and Reservoirs. *International Journal of Food, Agriculture & Environment-JF AE., Vol 7. (1) – 2009*
- Kettab, M., Gafsi, M., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005). Etudes Comparatives des Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la Restauration des Lacs et Réservoirs. *Proceeding. 6th International Conference. Menton. 7-10 September 2005. 'Sharing a common vision for our water resources'.*
- Kortmann, Robert W., George W. Knoecklein, and Charles H. Bonnell (1994). Aeration of Stratified Lakes: Theory and Practice. *Lake and Reserv. Manage.* 8(2): 99-120.
- McGinnis, D.F, Little J.C and Wuest A. (2001). Hypolimnetic Oxygenation: Coupling Bubble-Plume and Reservoir Models. *Proceedings of Asian WATERQUAL 2001, IWA Regional Conference, Fukuoka, Japan, September 2001*
- McGinnis, D.F, A.Lorke, A.W uest, A.Stockli, and J.C. Little. (2004). Interaction between

- a bulle plume and the near field in a stratified lake. *Water Resources Research*, Vol.40, W10206, doi:10.1029/2004WR003038, 2004.
- Mobley, Mark H. (1997). TVA Reservoir Aeration Diffuser System. Technical Paper 97-3 Presented at WaterPower 97 August 5-8, 1997, Atlanta, Georgia
- Roberston, D.M., Schladow, S.G., and Patterson, J.C. (1991). Interacting Bubble Plumes: The Effect on Aerator Design. *Environmental hydraulics*, 1991., pp. 167-172.
- Stefan A.McCord, P.E., S.Geoffrey Schladow and Theron.(2000). Modeling Artificial Aération Kinetics in Ice-Covered Lakes. *Journal of Environmental Engineering*, Vol.126, N°.1, January, 2000. Paper N°.17874. pp.21-31,2000.
- Vickie L. Burris, Daniel F. McGinnis and John C. Little. (2002). Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators. *Water Research* 36, 4605-4615.
- Vickie L. Singleton and Jhon C. little (2006a). Designing Hypolimnetic Aeration and Oxygenation Systems. *Environmental Sciences and Technology/Vol. 40, No.20, 2006*, pp.7512-7520.
- Wuest, A., Brooks, N.H.et Imboden, D.M. (1992). Bubble plume modelling for lake restoration. *Water Resources Research*, 28,12, 3235-3250.

Vers une gestion intégrée des eaux souterraines de l'aquifère Souss Chtouka

Héctor Garduno ⁽¹⁾, Stephen Foster ⁽²⁾ et Mustapha ElHaiba⁽³⁾

(1) GW-MATE Consultant International en Planification et Institutions de l'Eau

(2) GW-MATE Directeur et ex-Président de IAH

(3) Consultant National en Ressources en Eau



Résumé

Le système aquifère Souss Chtouka est l'un des principaux réservoirs d'eau souterraine au Maroc, et joue un rôle important dans le développement socio économique de toute la région Souss Massa. L'aquifère comprend une séquence géologique Eocène-Quaternaire constituée de sédiments faiblement consolidés et s'étendant le long de l'oued Souss, du piémont du Haut Atlas au piémont de l'Anti Atlas. La pluviométrie moyenne est inférieure à 200 mm/an et l'évapotranspiration potentielle est supérieure à 2000 mm/an. L'irrigation constitue l'usage principal des eaux souterraines, et les cultures dominantes sont constituées par les agrumes et les cultures maraîchères destinées à l'exportation. L'accroissement continu des prélèvements a engendré une surexploitation de l'aquifère qui s'est traduite par un cumul de déficits hydriques alarmants. Le groupe d'Experts GW-MATE de la Banque Mondiale, spécialisé dans le domaine de gestion des eaux souterraines, a été sollicité par les autorités marocaines pour les assister dans l'élaboration de plans d'actions de gestion des eaux souterraines au niveau de quelques aquifères pilotes dont celui de Souss Chtouka, ainsi qu'à l'élaboration de la stratégie nationale de gestion des eaux souterraines. Le plan d'action élaboré par l'Agence du Bassin Hydraulique du Souss Massa se fixe comme objectifs le retour à l'équilibre hydrique de l'aquifère et la restauration de ses réserves. Il comprend des mesures de gestion de l'offre et de la demande, ainsi que des mesures institutionnelles et réglementaires. De nombreuses dispositions de ce plan d'action ont été inscrites dans une convention cadre avec les acteurs concernés et dans un contrat de nappe. Mais des obstacles continuent à entraver sa mise en œuvre ; ils sont dus principalement aux insuffisances des capacités institutionnelles de l'Agence et aux difficultés rencontrées dans la mise en application des dispositions réglementaires de la Loi sur l'Eau. En dépit des risques alarmants de surexploitation de l'aquifère signalés depuis des décennies, les interventions des autorités par le passé ont toujours privilégié l'approche de négociation avec les acteurs concernés, au lieu de tenter de leur imposer des mesures coercitives contraignantes, souvent indispensables pour remédier à de telle situation. Mais cette nouvelle initiative entreprise par l'Agence constitue un pas important sur la bonne voie vers une gestion durable des eaux souterraines. Elle servira aussi de leçons utiles à la mise en œuvre de la stratégie nationale de gestion des eaux souterraines adoptée récemment par les pouvoirs publics.

Introduction

La surexploitation intensive de l'aquifère Souss Chtouka pour les besoins de l'irrigation s'est traduite par un important épuisement de ses réserves. La sécheresse a encore aggravé cette situation en réduisant les apports renouvelables. Les rabattements

observés des niveaux d'eau souterraine atteignent aujourd'hui des seuils alarmants, engendrant des surcoûts de pompages et d'approfondissement des captages d'eau souterraine, ainsi que l'abandon de nombre d'exploitations agricoles irriguées. Au niveau des zones littorales l'aquifère est de plus en plus menacé par l'intrusion marine. L'Agence



du Bassin Hydraulique Souss Massa (ABHSM) a lancé une initiative de concertation avec l'ensemble des acteurs locaux concernés en vue de les sensibiliser à la gravité du niveau de surexploitation de l'aquifère et convenir de mesures appropriées permettant de remédier à cette situation. L'intervention du groupe d'experts GW-MATE de la Banque Mondiale a consisté à apporter son assistance technique pour l'élaboration de (i) plans d'actions pour la gestion durable des eaux souterraines au niveau de trois aquifères pilotes dont celui de Souss Chtouka et (ii) la stratégie nationale de gestion des eaux souterraines.

Caractéristiques principales de l'aquifère

- Le système aquifère s'étend sur une superficie de près de 5 000 km² et comprend une séquence géologique Eocène-Quaternaire, constituée de sédiments faiblement conso-

lidés, de type conglomérats, grès et marno calcaire, s'étendant le long de l'oued Souss, du piémont du Haut Atlas au piémont de l'Anti Atlas. Au niveau du lit fossile de l'oued Souss l'aquifère est constitué d'alluvions sablo graveleuses relativement perméables ; ailleurs l'aquifère est constitué de matériaux moins perméables, de caractéristiques aquifères moins bonnes. Au niveau du secteur Chtouka les formations aquifères sont prédominées par des grès et des calcaires dunaires reposant sur des sables marneux.

- Les écoulements des eaux souterraines se font généralement dans le sens de l'oued sauf dans la zone de Chtouka, à l'extrême sud ouest.
- La pluviométrie moyenne dans la zone est inférieure à 200 mm/an et l'évapotranspiration potentielle est supérieure à 2000 mm/an. Les apports d'eaux de surface sont limités et proviennent essentiellement du piémont haut atlasique.
- Les réserves économiquement exploitables

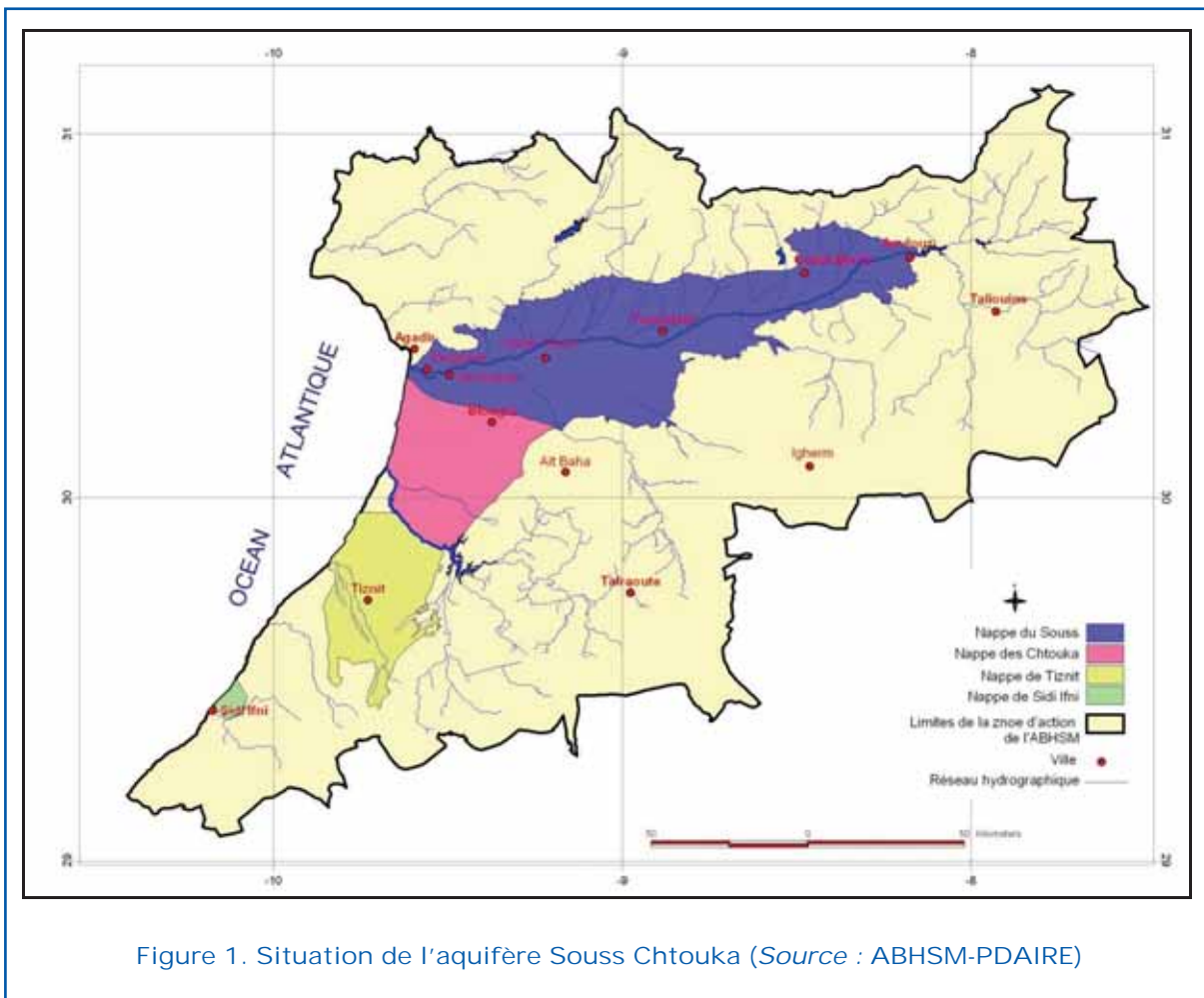


Figure 1. Situation de l'aquifère Souss Chtouka (Source : ABHSM-PDAIRE)



de l'aquifère sont estimées à près de 18 000 Mm³. Elles représentent les volumes d'eau souterraine susceptibles d'être prélevés jusqu'à une profondeur maximale de pompage économique supposée à près de 150 m. Ce paramètre est extrêmement important dans la mise en place de stratégie de gestion des eaux souterraines, mais sa fiabilité est tributaire des incertitudes associées aux termes du bilan hydrique de l'aquifère, plus particulièrement :

- le taux de recharge de l'aquifère à partir des retours d'irrigation et
- l'évaluation de l'évapotranspiration des cultures et de la végétation naturelle ainsi que les pertes directes non productives par évaporation.

Principales utilisations des eaux de l'aquifère

L'irrigation constitue l'usage principal des eaux de l'aquifère, près de 645 Mm³/an, soit 95% des prélèvements. Les cultures dominantes sont les agrumes et les cultures maraîchères destinées à l'exportation. Les prélèvements pour l'alimentation en eau potable et industrielle sont estimés à près de 35 Mm³/an, soit près de 5% des prélèvements; ils sont destinés à l'alimentation d'une grande partie du Grand Agadir et des centres urbains situés dans la vallée du Souss.

Bilan hydrique de l'aquifère et tendances futures

Le bilan hydrique de l'aquifère constitue un élément fondamental pour l'élaboration de stratégie appropriée de gestion durable des eaux souterraines. Une bonne connaissance des termes de ce bilan permet en effet de :

- proposer aux acteurs concernés des objectifs réalistes en termes de réduction du déficit hydrique ;
- fournir des indicateurs significatifs nécessaires à l'évaluation des performances de la politique de gestion adoptée.

Le bilan hydrique de l'aquifère a été actualisé dans les études du Plan Directeur d'Aménagement Intégrés des Eaux (PDAIRE). Ses

termes globaux sont récapitulés dans le tableau 1.

Tableau 1. Bilan du système aquifère Souss Chtouka (Source : PDAIRE Souss Massa)

	Recharge de l'aquifère (Mm ³)
Apports renouvelables y compris :	
- retour des eaux d'irrigation (Mm ³ /an)	425
- recharge par les précipitation et oueds	
	Sorties de l'aquifère (Mm ³)
Prélèvements d'irrigation	645
AEPI	35
Sorties naturelles	13
Total sorties	693
Bilan global (Mm ³ /an)	-268

Il ressort de ce tableau que les prélèvements de l'aquifère dépassent de près de 60 % les ressources renouvelables estimées à 425 Mm³/an, engendrant ainsi des déficits importants de près de 268 Mm³/an dans le bilan de l'aquifère, et une baisse continue des niveaux piézométriques Figure 2, atteignant 80 m dans certains secteurs.

Mesures prises pour pallier la surexploitation de l'aquifère

L'ABHSM a réalisé des études de simulation des impacts physiques et socioéconomiques pour différents scénarios envisageables de gestion des eaux souterraines. Les concertations avec les acteurs concernés sur les résultats obtenus ont abouti à la prise des mesures suivantes : (i) l'adoption du scénario dit de sauvegarde de l'aquifère comme base d'un contrat de nappe, (ii) l'arrêt de tout nouveau creusement de puits, (iii) simplification des procédures de déclaration des points de prélèvements et d'octroi des subventions pour la reconversion de l'irrigation gravitaire en irrigation localisée, (iv) certification des entreprises de forage et (v) promotion de projets de recherche.

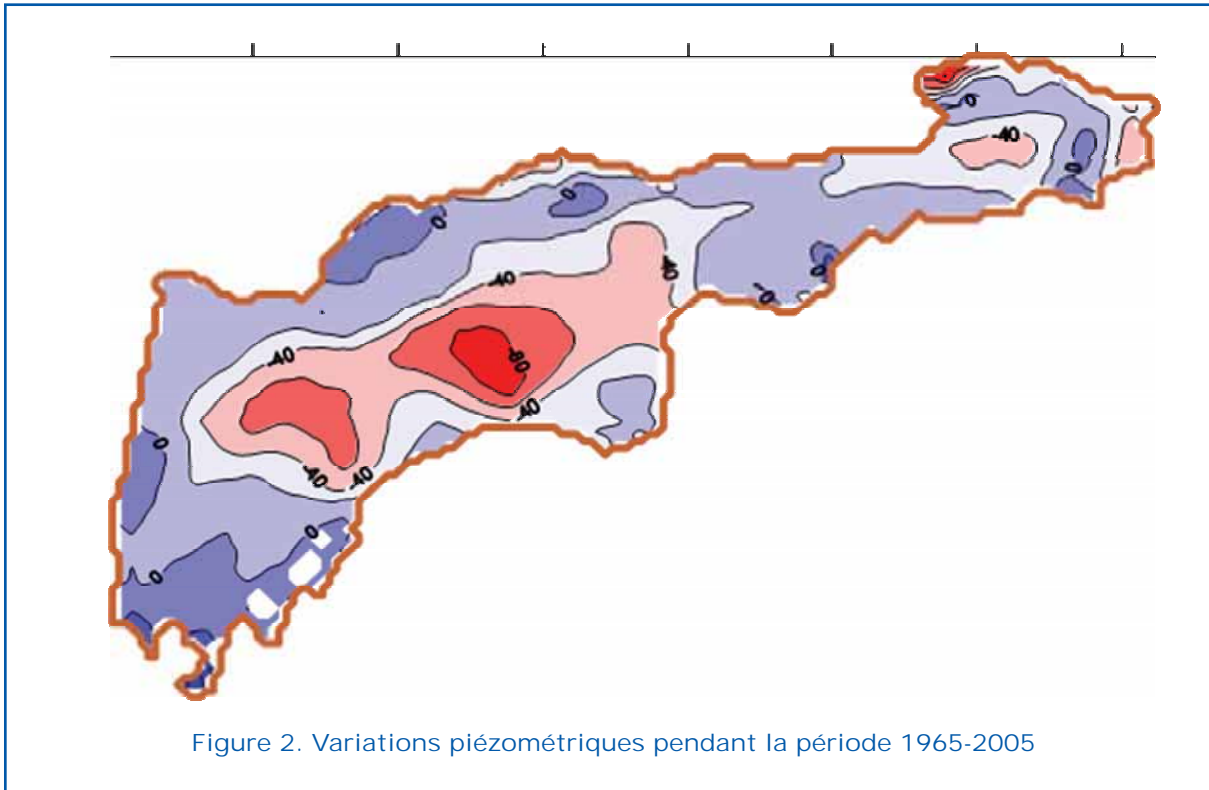


Figure 2. Variations piézométriques pendant la période 1965-2005

Objectifs retenus et scénarios considérés en matière de gestion durable des eaux souterraines

Les options envisageables en matière de gestion des eaux souterraines ont été réactualisées dans les études du PDAIRE en cours de finalisation. Les objectifs principaux retenus visent principalement :

- Le retour à l'équilibre du bilan hydrique de l'aquifère et
- La restauration de ses réserves pour en constituer une réserve stratégique.
- Les résultats de ces études montrent que c'est le scénario dit de sauvegarde qui peut permettre d'atteindre les objectifs escomptés. Les options de base de ce scénario comprennent :
 - La baisse des superficies irriguées au taux de 1% par an permettant d'économiser à terme près de 45 Mm³/an à partir de 2012, pour atteindre 178 Mm³/an en 2030 ;
 - La reconversion progressive de 50.000 ha en irrigation localisée pour générer une économie d'eau de l'ordre de 234 Mm³/an ;
 - La mobilisation de nouvelles ressources en eau de surface : près de 45 Mm³/an à partir de 2012 pour atteindre 60 Mm³/an à l'horizon 2030 ;

- Le dessalement de l'eau de mer pour l'irrigation : 25 Mm³/an à partir de 2012 pour atteindre 50 Mm³/an à l'horizon 2030 ;
- Le dessalement de l'eau de mer pour l'AEP de la bande côtière : 64 Mm³/an à partir de 2014 pour atteindre 107 Mm³/an ;
- Le dessalement de l'eau de mer pour l'AEP du Grand Agadir : 30 Mm³/an à partir de 2012 ;
- L'arrêt des pompages dans le périmètre de l'Issen permettant d'économiser 5 Mm³/an à partir de 2012 ;
- La déminéralisation des eaux saumâtres : 2 Mm³/an à partir de 2012 ;
- La réutilisation des eaux usées : 25 Mm³/an à partir de 2010 pour atteindre 50 Mm³/an en 2030.

Besoin de scénarios alternatifs

Le scénario retenu se fixe comme objectif principal le retour à l'équilibre de l'aquifère vers l'horizon 2013, suivi d'un rétablissement progressif de ses réserves. Autrement dit il va falloir, d'ici l'horizon 2013, fixer les prélèvements globaux de l'aquifère au volume global des apports renouvelables, soit 425 Mm³/an. Ceci suppose donc : (i) une

parfaite maîtrise du contrôle des prélèvements (ii) la réalisation d'importantes économies d'eau d'irrigation et (iii) la mobilisation de nouvelles ressources de substitution, conventionnelles et non conventionnelles. Ces objectifs apparaissent a priori assez ambitieux et risquent de s'avérer difficilement réalisable ; il est alors utile d'envisager en parallèle d'autres scénarios alternatifs moins ambitieux visant particulièrement le maintien d'un rythme de déstockage acceptable des réserves économiquement exploitables de l'aquifère, étalé dans le temps selon un régime d'exploitation donné. Le choix de tels scénarios peut être dicté par des décisions politiques auxquelles devront adhérer tous les acteurs concernés, à condition de s'assurer au préalable de l'existence a posteriori de solutions acceptables aux retombées socioéconomiques, comme la reconversion de l'agriculture irriguée, le recours à d'autres ressources de substitution, etc. Mais au préalable il est indispensable de procéder à une évaluation minutieuse des retombées socio économiques de tels scénarios au niveau local et régional, ainsi que son impact sur l'environnement.

Plan d'action pour une gestion durable des eaux souterraines

Les options retenues dans le scénario de sauvegarde ont été déclinées en un plan d'action qui comprend les principales mesures suivantes :

Mesures techniques :

- le contrôle strict des prélèvements par l'équipement des puits et forages de compteurs volumétriques ;
- le contrôle et l'organisation de l'activité de creusement de puits et forages ;
- la mobilisation de nouvelles ressources en eau de surface et promotion de l'utilisation des eaux non conventionnelles (dessalement de l'eau de mer , réutilisation des eaux usées, etc.) ;

Mesures institutionnelles et réglementaires :

- l'interdiction de nouvelles extensions de l'irrigation par les eaux souterraines ;
- le recouvrement des redevances ;
- le renforcement des capacités institutionnelles de l'ABHSM ;

- la mise en place d'Association d'usagers d'eau souterraine au niveau de l'aquifère ; celles qui existent actuellement sont plutôt constituées autour de points de prélèvement et de systèmes d'irrigation ;
- le renforcement de la Police de l'Eau ;
- la mise en place des dispositions juridiques pour la régularisation des points de prélèvements ;
- la révision de la réglementation déléguant à l'Office de Mise en Valeur Agricole les pouvoirs de gestion des eaux à usage agricole.

Mesures incitatives:

- la reconversion d'une superficie de 50.000 ha irrigués en mode gravitaire en irrigation localisée. Cette opération prévoit l'octroi par l'Etat de subventions aux agriculteurs à hauteur de 60% de l'investissement (un nouveau Arrêté signé en Décembre 2009 porte ce taux à 80%, voire 100% pour les petits agriculteurs ayant moins de 5 ha). Un fonds de garantie crée par le Conseil Régional Souss Massa Draa cautionne les bénéficiaires auprès du Crédit Agricole pour les 20 % restants. L'ABHSM peut aussi contribuer au financement de cette opération à hauteur de 20%.

En vue de donner un support légal aux dispositions de ce plan d'action, l'ABHSM a inscrit ses principales mesures dans :

- une convention cadre. Celle-ci concerne les ressources en eau dans le bassin du Souss Massa, et précise les responsabilités des parties prenantes ainsi que leurs quotes-parts de participation au financement des mesures du plan d'action. Les actions envisagées par cette convention font l'objet de conventions spécifiques précisant la consistance physique du programme d'investissement à exécuter , son coût, les modalités de son financement ainsi que les modalités opérationnelles de sa mise en œuvre.
- un contrat de nappe. La procédure suivie par l'ABHSM pour établir ce contrat s'est appuyée sur une approche participative de concertation avec les principaux acteurs concernés. Ces concertations ont été amorcées lors du processus d'élaboration de la convention cadre considérée comme document contractuel servant de support légal au contrat.

Obstacles majeurs à la mise en œuvre du plan d'action

Les obstacles majeurs entravant la mise en œuvre du plan d'action sont liés :

- Aux insuffisances des capacités institutionnelles de l'ABHSM, particulièrement en matière de police de l'eau, ne permettant pas d'assurer un contrôle efficace des prélèvements, de creusements des puits/forages, de recouvrement des redevances de prélèvements et de contrôle de l'extension des superficies irriguées ;
- A l'absence de mesures coercitives à côté des mesures incitatives mises en place pour la reconversion de l'irrigation gravitaire en irrigation localisée ;
- A l'absence d'association représentative des usagers des eaux souterraines au niveau de l'aquifère ;
- Aux difficultés rencontrées pour mettre en application les dispositions réglementaires de la Loi sur l'Eau. Celle-ci contient suffisamment de dispositions à même d'assurer une bonne gestion de l'aquifère, mais des difficultés liées aux insuffisances des capacités institutionnelles continuent à entraver sa mise en œuvre.

Besoin de mesures d'accompagnement du plan d'action

De nombreuses options envisagées dans le plan d'action risquent d'être inefficaces si des mesures d'accompagnement appropriées ne sont pas mises en place au préalable. Il s'agit particulièrement :

- Des économies d'eau escomptées à travers la reconversion de l'irrigation gravitaire en irrigation localisée. Les incitations financières prévues à et effet constituent une bonne initiative, mais elles risquent de ne pas produire des économies d'eau substantielles tant des mesures coercitives ne sont pas menées en parallèle.
- De la promotion de la réutilisation des eaux usées. Celle-ci demeure tributaire de la clarification des relations entre les différents acteurs : Etat, agences de bassins et les responsables des déversements (collectivités locales et industriels), dans le cadre d'une approche globale au niveau national. Ceci permettra de déterminer les responsabilités de chacun et les modalités de contribution aux coûts associés au traitement et

à la réutilisation des eaux usées. Aussi les dispositions réglementaires devant aider à promouvoir la REU doivent être prises.

- De la mobilisation des ressources en eau de surface. Son efficacité est tributaire de la mise en place de mécanismes appropriés devant garantir que les fournitures de ces nouvelles ressources soient accompagnées par l'abandon par les agriculteurs de volumes équivalents soutirés de l'aquifère. Aussi les ouvrages de mobilisation des eaux de surface doivent faire l'objet d'études préalables de faisabilité technico-économique en vue de démontrer leur rentabilité.

La mise en œuvre de la stratégie nationale de l'eau est en mesure de donner une nouvelle impulsion à la concrétisation des actions pour une gestion durable des eaux souterraines à l'échelle nationale. La mission GW-MATE avait formulé, lors de la préparation de cette stratégie, des recommandations devant garantir un soutien continu à la mise en œuvre des plans d'action. Elles concernent essentiellement les éléments suivants :

- La stratégie de l'eau bénéficie actuellement d'un appui politique à haut niveau. Il est alors utile d'œuvrer pour le maintien de cet appui politique afin de faciliter la mise en œuvre des plans d'action ;
- Le renforcement institutionnel des Agences de Bassins, particulièrement en matière de police de l'eau ;
- La mise en place de programme de monitoring et de suivi-évaluation des performances des plans d'actions au regard des objectifs fixés ;
- L'institutionnalisation des structures de suivi d'exécution des plans d'action, notamment la Commission Interministérielle de l'Eau présidée par le Premier Ministre, ainsi que les autres sous-commissions créées au niveau régional ;
- La mise en place de structure centrale au niveau du Département de l'Eau, chargée exclusivement du pilotage des actions inscrites dans la stratégie nationale visant la protection des eaux souterraines ;
- Le financement des plans d'action : Il doit être intégré dans des contrats plan, précisant l'engagement de l'Etat et des Agences de Bassins Hydrauliques.

Conclusions

Les objectifs principaux retenus en matière de gestion des eaux souterraines visent principalement le retour à l'équilibre du bilan hydrique du système aquifère Souss Chtouka, et la restauration de ses réserves. Les options du scénario de sauvegarde retenu en vue d'atteindre ces objectifs risquent de s'avérer difficilement réalisables au regard des moyens requis à cet effet. Il est alors utile d'envisager, à côté de ce scénario souhaitable, d'autres scénarios alternatifs, y compris celui admettant un rythme de déstockage acceptable des réserves économiquement exploitables de l'aquifère. De tel scénario nécessite un appui politique à haut niveau ainsi que l'adhésion de tous les acteurs concernés.

L'approche participative adoptée par l'ABHSM pour l'élaboration du contrat de nappe et de la convention cadre constitue un exemple de réussite en matière de concertation et d'adhésion des acteurs aux mesures arrêtées dans le plan d'action. Afin de permettre à ce contrat de jouer pleinement son rôle d'outil de gestion durable de l'aquifère, il est nécessaire de lui conférer une force légale. Les leçons tirées de cette expérience pilote peuvent être en effet très utiles à la mise en œuvre de la stratégie nationale de gestion des eaux souterraines adoptée récemment par les pouvoirs publics et bénéficiant d'un appui politique au plus haut niveau. Cette stratégie envisage la mise en place de tous les moyens nécessaires, y compris les programmes d'investissement et les montages financiers publics et de partenariat public-privé, en vue de concrétiser les plans d'actions pour la gestion durable des eaux souterraines à l'échelle nationale. Les incitations financières actuellement en vigueur pour la reconversion de l'irrigation gravitaire en irrigation localisée doivent être accompagnées par des mesures coercitives afin d'atteindre les objectifs escomptés en matière d'économie d'eau d'irrigation. Des incertitudes subsistent quand aux économies réelles d'eau d'irrigation escomptées à travers cette opération. Il est alors utile de mettre en œuvre un programme de monitoring

et de suivi-évaluation continu en vue de s'assurer de l'impact de cette opération. Les actions envisagées par le plan d'action en matière de mobilisation des ressources en eau de surface et de réutilisation des eaux usées en vue de réduire la pression sur l'aquifère risquent d'être inefficace si des mesures d'accompagnement appropriées, décrites dans la présente communication, ne sont pas mises en place au préalable.

Remerciements

GW-MATE adresse ses vifs remerciements à Hassan Lamrani, Chef de Projet à la Banque Mondiale ainsi qu'aux consultants nationaux pour leurs précieuses contributions au projet, Mohamed Chaoui : Consultant en Législation de l'Eau et Dr . Mohamed Aboufirassi, Consultant Hydrogéologue.

Références

- Agence du Bassin Hydraulique du Souss Massa. Février 2010. Etude de révision du Plan Directeur d'Aménagement Intégré des Ressources en Eau dans le bassin de Souss Massa. Rapport provisoire Mission 5. Février 2010. Elaboration du PDAIRE.
- Agence du Bassin Hydraulique du Souss Massa. Décembre 2006. Convention cadre pour la préservation et le développement des ressources en eau dans le bassin du Souss Massa.
- Agence du Bassin Hydraulique du Souss Massa. 2005. Stratégie de préservation des ressources en eau souterraine dans le bassin du Souss Massa.
- GW-MATE Banque Mondiale. Rapports de mission : Octobre 2008 ; Octobre 2007 ; Janvier 2007. Assistance technique pour une gestion durable des eaux souterraines dans le Souss Massa, Haouz et Bahira.
- GW-MATE Banque Mondiale. Briefing Note Series- Note 16- 2009. Groundwater resources Accounting- critical for effective management in a changing world.

Efficiences technico-économique et valorisation de l'eau des exploitations agricoles dans le périmètre irrigué de Tadla

Hayat Lionboui ⁽¹⁾, *Mohammed Rachid Doukkali* ⁽²⁾, *Aziz Fadlaoui* ⁽³⁾,
Abdeljabar Bahri ⁽⁴⁾ et *Tarik Benabdelouahab* ⁽⁵⁾

- (1) Economie et sociologie rurale, Institut national de la recherche agronomique, BeniMellal, Maroc
- (2) Sciences humaines, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc
- (3) Economie et sociologie rurale, Institut national de la recherche agronomique, Meknès, Maroc
- (4) Département d'Agronomie et du Machinisme Agricole, INRA, BeniMellal, Maroc
- (5) Département de l'Environnement et des Ressources Naturelles, INRA, BeniMellal, Maroc



Résumé

L'amélioration de l'efficacité de production est un objectif privilégié de l'action des pouvoirs publics pour atténuer les pertes d'inefficacité et accroître les revenus des producteurs agricoles. Ce travail se donne comme objectifs de quantifier les niveaux d'efficacité technique, allocative et économique des producteurs agricoles du périmètre de Tadla, d'une part, et d'évaluer les niveaux de valorisation de l'eau par les principales cultures de ce périmètre. Pour estimer les indices d'efficacité, la méthode adoptée a porté sur la méthode d'analyse par enveloppement des données. L'échantillon utilisé compte trente-neuf exploitations agricoles choisies selon leur mode d'accès à l'eau d'irrigation. Les résultats ont montré une variabilité importante dans l'efficacité technique, allocative et économique aussi bien entre les exploitations agricoles que selon les modes d'accès à la ressource eau d'irrigation. Les exploitations agricoles qui recourent à l'eau souterraine valorisent mieux l'eau d'irrigation en comparaison à celles qui combinent les eaux du barrage et de pompage et celles qui se limitent à l'eau du barrage. La valorisation de l'eau a été abordée en termes de valeur ajoutée par mètre cube d'eau. Au niveau des exploitations qui utilisent l'eau souterraine, les différentes cultures valorisent l'eau d'une manière très importante suivies par celles qui combinent entre les eaux du barrage et du pompage puis par celles qui utilisent l'eau du barrage seul. Les résultats ont montré que la rentabilité ne reflète pas la valorisation de l'eau par les cultures : une culture rentable pour l'agriculteur n'est pas nécessairement celle qui valorise l'eau. Ces résultats suggèrent que la valorisation de l'eau et la richesse créée par les activités de production agricoles de ce périmètre irrigué sont deux objectifs qui ne convergent pas souvent.

Mots-clés : Efficacité technico-économique, valorisation de l'eau, périmètre de Tadla.

Introduction

L'agriculture constitue une priorité pour le Maroc. Cette importance accordée au secteur agricole vient d'être réitérée récemment avec le lancement du Plan Maroc Vert (PMV). Ce plan vise, entre autres, à adapter le secteur

agricole marocain aux exigences de la mondialisation, de la sécurité alimentaire, du changement climatique ainsi que la lutte contre la pauvreté. L'accent sera désormais porté non seulement sur l'augmentation de la production, mais plutôt sur une production économiquement efficace qui valorise



au mieux les ressources productives rares telles que les ressources hydriques. L'articulation du secteur agricole en deux piliers, l'intégration des acteurs de l'amont et l'aval des filières de production, l'organisation et la contractualisation constituent les fondements de base du PMV.

A l'échelle des régions du Maroc, le PMV a été décliné en programmes agricoles régionaux. La région de Tadla, dotée d'un périmètre irrigué de grande hydraulique, a bénéficié d'un programme régional agricole centré sur l'efficacité d'utilisation de l'eau, l'accroissement de la production et des revenus des agriculteurs. Le dimensionnement des projets de développement agricole élaborés dans ce cadre est basé sur les aspects de production, valorisation, répartition spatiale, rareté de l'eau, situation du foncier et intégration du maximum de filières et d'agriculteurs ciblés.

Certes, l'agriculture au Maroc dépend des conditions climatiques et la maîtrise de l'eau est un impératif à la fois technique, économique et une voie privilégiée pour le développement économique et social. Cette insécurité climatique provoque une insécurité alimentaire globale, coûteuse pour le pays et affecte de manière drastique les conditions de vie du monde rural, avec des répercussions sur les autres activités. L'enjeu de l'eau est aujourd'hui crucial au Maroc. En effet, les pertes en eau sont élevées, la productivité par hectare irrigué n'atteint pas encore le potentiel pour certaines cultures et le m³ d'eau n'est pas suffisamment valorisé par les cultures (Metge, 2003).

L'allocation non rationnelles de l'eau d'irrigation constituent un frein majeur au développement des filières de production végétale dans le périmètre irrigué de Tadla. Compte tenu de ces considérations, ce travail vise à évaluer les indices d'efficacité technique, allocative et économique d'un échantillon d'exploitations agricoles du périmètre irrigué de Tadla selon le mode d'accès à l'eau d'irrigation, d'une part, et à mettre l'accent sur la valorisation de l'eau d'irrigation par les principales cultures de ce périmètre, d'autre part. Cette communication est scindée en trois parties. La première partie présente les concepts et la démarche méthodologique adoptée. La seconde partie est consacrée à la présentation des principaux résultats et la dernière partie traite des implications et les

recommandations émanant des résultats de ce travail.

Démarche méthodologique

Concepts et méthodes

L'efficacité économique ou globale est conjointement déterminée par les notions d'efficacité technique et allocative. La notion d'efficacité technique permet de mesurer l'écart existant entre le niveau des intrants observé pour chaque exploitation agricole, et un niveau considéré comme optimal déterminé en tenant compte des exploitations les plus performantes. L'efficacité technique d'une exploitation représente donc sa capacité à utiliser de manière parfaite la technologie existante, c'est-à-dire sa capacité à combiner de façon optimale les différents facteurs de production. L'efficacité technique est donc une notion physique, qui n'intègre pas les coûts de production, contrairement à l'efficacité allocative¹ qui prend en compte la structure des prix. Ces deux composantes de l'efficacité économique, technique et allocative, sont complémentaires et fournissent des critères valables pour évaluer la performance d'un système productif.

Deux types de modèles ont été développés pour analyser l'efficacité technico-économique : les modèles déterministes et les modèles stochastiques. La méthode retenue dans ce travail pour estimer les niveaux d'efficacité des exploitations agricoles est la méthode déterministe d'analyse par enveloppement des données (Data Envelopment Analysis, DEA). C'est une méthode fondée sur la théorie microéconomique qui compare toutes les unités similaires dans une population donnée en prenant en compte simultanément plusieurs dimensions. Elle détermine la frontière d'efficacité du point de vue de la meilleure pratique. L'application empirique de cette méthode consiste à générer une frontière de production moyennant la programmation mathématique.

i. Pour qu'une unité de production soit économiquement efficace, il est également nécessaire qu'elle utilise les différents facteurs de production dans les bonnes proportions, étant donné leurs prix relatifs.

Par rapport aux autres démarches de mesure de l'efficacité, la méthode DEA permet non seulement de s'affranchir des exigences de spécification d'une forme fonctionnelle de la fonction de production et des restrictions sur la distribution de l'inefficacité, mais permet aussi l'estimation des frontières de production dans des situations multi-produits et pour plusieurs intrants sans imposer de restriction supplémentaire. Le modèle VRS (Variable Returns to Scale) a été considéré dans le cadre de ce travail. Il s'agit du modèle des rendements d'échelle variables. Afin de générer l'enveloppe technologique servant de référence aux mesures d'efficacité technique, allocative et économique, des agrégats ont été construits. Le premier agrégat des outputs correspond à la valeur monétaire de toutes les cultures pratiquées sur l'exploitation agricole. Cinq agrégats normalisés par les prix ont été considérés. Il s'agit de: 1) Eau d'irrigation; 2) les intrants (semences, fertilisation et traitement phytosanitaire); 3) le travail; 4) la mécanisation; et 5) la terre.

La valorisation de l'eau d'irrigation a été abordée du point de vue de la collectivité c'est-à-dire en termes de valeur ajoutée par mètre cube d'eau utilisé ($V A/m^3$). Alors que la marge brute apparaît comme la mesure de l'enrichissement des agents pris individuellement, la valeur ajoutée mesure la création de richesse pour la collectivité dans son ensemble (y compris le revenu du travail). Elle représente la somme des rémunérations du travail, des frais financiers et des taxes ou subventions, en plus du gain brut de l'agent (producteur).

Présentée ainsi, la valeur ajoutée n'est pas seulement un élément d'enrichissement, mais aussi une forme de représentation de la distribution des revenus aux quatre agents fondamentaux de l'économie nationale: les ménages (auxquels échoit la rémunération du travail), les institutions financières (frais financiers), les administrations (taxes et subventions) et les entreprises non financières (résultat brut d'exploitation). Les principales cultures qui ont été observées au niveau des exploitations agricoles sont: le blé dur, le blé tendre, la luzerne, le sésame, le maïs fourrager, la betterave à sucre, l'olivier et les agrumes.

Données

Les données utilisées sont issues de l'enquête de l'observatoire technico-économique effectué par la direction de la programmation et des affaires économiques en 2006. L'échantillon compte trente-neuf exploitations agricoles choisies de manière aléatoire. Les données sur les prix ont été actualisées en prenant comme année de référence l'année 2008. Selon le mode d'accès à la ressource eau d'irrigation, l'échantillon comporte trois groupes: le premier concerne des exploitations qui n'utilisent que l'eau du barrage; le second groupe est formé d'exploitations agricoles qui ne disposent que de l'eau souterraine; et le dernier groupe est composé d'exploitations agricoles qui combinent les deux sources d'eau d'irrigation.

Résultats et discussion

Scores d'efficacité

Les résultats obtenus montrent une hétérogénéité des scores d'efficacité des exploitations agricoles de l'échantillon. En termes d'efficacité technique, le score moyen est de 63 % avec une amplitude pouvant aller de 26 % à 100 % (tableau 1). D'une part, les résultats suggèrent que globalement, les agriculteurs pourraient améliorer leur production de près de 37 % sans pour autant accroître les niveaux utilisés des facteurs de production. Ceci indique que ces exploitations agricoles n'exploitent pas toutes les connaissances technologiques disponibles. D'autre part, 29 % des exploitations agricoles observées présentent un indice d'efficacité technique égal à 100 %. Ceci démontre que ces exploitations agricoles maîtrisent bien la technologie disponible, et que l'amélioration de la productivité pour ce groupe d'exploitation, ne peut se faire qu'à travers le progrès technologique.

L'efficacité économique combine en même temps l'efficacité technique et allocative. L'indice de l'efficacité économique moyen est de l'ordre de 41 %. D'une part, il est à remarquer que 74 % des exploitations agricoles ont un indice d'efficacité économique inférieur à 50%, ce qui donne une idée sur les marges potentielles d'amélioration et de la produc-

Tableau 1. Distribution de fréquence des indices d'efficacité technique, allocative et économique

Classes	Efficacité technique		Efficacité allocative		Efficacité économique	
	%	% cumulé	%	% cumulé	%	% cumulé
0.0 – 0.4	-	-	02.56	02.56	20.51	20.51
0.2 – 0.4	35.89	35.89	30.76	33.32	46.15	66.66
0.4 – 0,6	20.51	56.41	20.51	53,83	12.82	79,48
0.6 – 0.8	02.56	58.97	15.38	69,21	05.12	84.60
0.8 – 1.0	41.02	100.00	30.76	100.00	15.38	100.00
Moyenne		0,63		0.60		0.41
Ecart type		0.28		0.27		0.27
Min		0.26		0,19		0.10
Max		1.00		1.00		1.00

tion et des revenus des agriculteurs. D'autre part, près de 10 % des unités d'observation ont un indice d'efficacité économique égal à 1. Ceci démontre que ces exploitations agricoles maîtrisent la technologie disponible, et arrivent à égaliser la valeur marginale de leurs produits aux coûts marginaux des facteurs de production.

Valorisation de l'eau

Pour les cultures observées, les résultats montrent que la valeur ajoutée créée par hectare au niveau des exploitations agricoles

qui combinent l'eau du barrage et l'eau du pompage est supérieure à celles réalisées dans les autres types d'exploitations agricoles (tableau 2). Ensuite viennent les exploitations agricoles qui recourent à l'eau souterraine, suivies par les exploitations agricoles qui se limitent à l'eau du barrage. Dans une région où le facteur limitant est l'eau et d'après les résultats escomptés, deux constats se dressent. D'une part, la valorisation de l'eau par les cultures au niveau des exploitations agricoles qui irriguent par les eaux souterraines est de loin supérieure à celle des autres types d'exploitations

Tableau 2. Valorisation de l'eau et valeur ajoutée des principales cultures selon le mode d'accès à la ressource eau d'irrigation

Cultures	Valorisation de l'eau (DH/m ³)			Valeur ajoutée (DH/ha)		
	Eaux souterraines	Eaux du barrage	Eaux souterraines et du barrage	Eaux souterraines	Eaux du barrage	Eaux souterraines et du barrage
Blé dur	1.84	1.60	1.72	8 043	7 926	8 353
Blé tendre	2.00	1.20	1.27	6 191	6 616	7 577
Olivier	1.43	0.99	1.25	8 674	6 694	8 994
Sésame	1.53	1.09	1.31	7 754	6 733	6 719
Betterave à sucre	2.02	1.56	1.68	13 789	12 041	14 069
Mais fourrager	1.29	1.14	1.19	7 206	8 000	8 248
Luzerne	1.86	1.32	1.19	12 298	13 202	13 506
Agrumes	4.11	2.89	3.40	32 841	31 208	28 931

agricoles. D'autre part, il est à souligner qu'au niveau des exploitations agricoles qui irriguent par les eaux souterraines, l'eau est mieux valorisée qu'au niveau de celles qui combinent l'eau du barrage et l'eau du pompage, ces dernières réalisent une valeur ajoutée plus importante que les premières. Ces résultats suggèrent que la valorisation de l'eau et la richesse créée par ha sont deux objectifs qui ne convergent pas souvent. L'intérêt pour la collectivité est de valoriser au mieux les ressources rares. Certes, la marge nette créée par hectare est un facteur important qui peut renforcer la valorisation de l'eau. Toutefois, la valorisation de l'eau et la marge nette créée par hectare ne vont pas toujours de paire. Une culture qui génère plus de marge nette qu'une autre peut être moins valorisante de l'eau que celle là. C'est le cas par exemple de la luzerne qui crée plus de marge nette à l'hectare (7149 DH/ha) que la betterave à sucre (4 700 DH/ha). Néanmoins, en termes de niveau de valorisation de l'eau, les résultats montrent que pour la luzerne (1.45 DH/m³), le niveau est plus faible que celui associé à la betterave à sucre (1.76 DH/m³) (figure 1). Dans ce cas, la collectivité serait plus intéressée par la betterave à sucre puisqu'il valorise l'eau alors que l'agriculteur serait plus intéressé par la luzerne du fait de sa rentabilité relativement élevée. Les intérêts de la collectivité et ceux de l'agriculteur sont donc divergents et il convient ainsi de trouver un consensus dans la prise de décision.

Ainsi, il est à noter la culture qui valorisent au mieux l'eau d'irrigation dans le périmètre irrigué de Tadla, est la culture des agrumes avec un indice de valorisation de l'eau de l'ordre de 3.47 DH/m³ ce qui est de loin supérieure aux indices de valorisation de l'eau des autres cultures, suivie par la culture de la betterave à sucre (1.76 DH/m³), les céréales (1.58 DH/m³), la luzerne (1.45 DH/m³), le sésame (1.31 DH/m³), l'olivier (1.23 DH/m³) et le maïs fourrager (1.21 DH/m³). Aussi, on distingue que les agrumes constituent la culture la plus rentable pour l'agriculteur puisqu'elle réalise une marge nette à l'hectare de (15 709DH/ha) suivie par la luzerne (7 149 DH/ha), le maïs fourrager (5 373 DH/ha), la betterave à sucre (4 700 DH/ha), le sésame (4 243 DH/ha), les céréales (4 056 DH/ha), et l'olivier (2 026 DH/ha). Ces résultats indiquent alors que l'allocation des ressources en eau devrait être réfléchi en terme de groupe de cultures qui les valorisent le mieux possible. L'eau est une ressource indispensable à l'agriculture, vu l'état actuel des ressources hydriques (surexploitation, dégradation), la valorisation de l'eau doit primer sur tout autre objectif.

Effizienz et valorisation de l'eau d'irrigation

En vue de déterminer une relation entre la valorisation de l'eau et l'effizienz technico-économique des exploitations agricoles au niveau du périmètre irrigué de Tadla, la

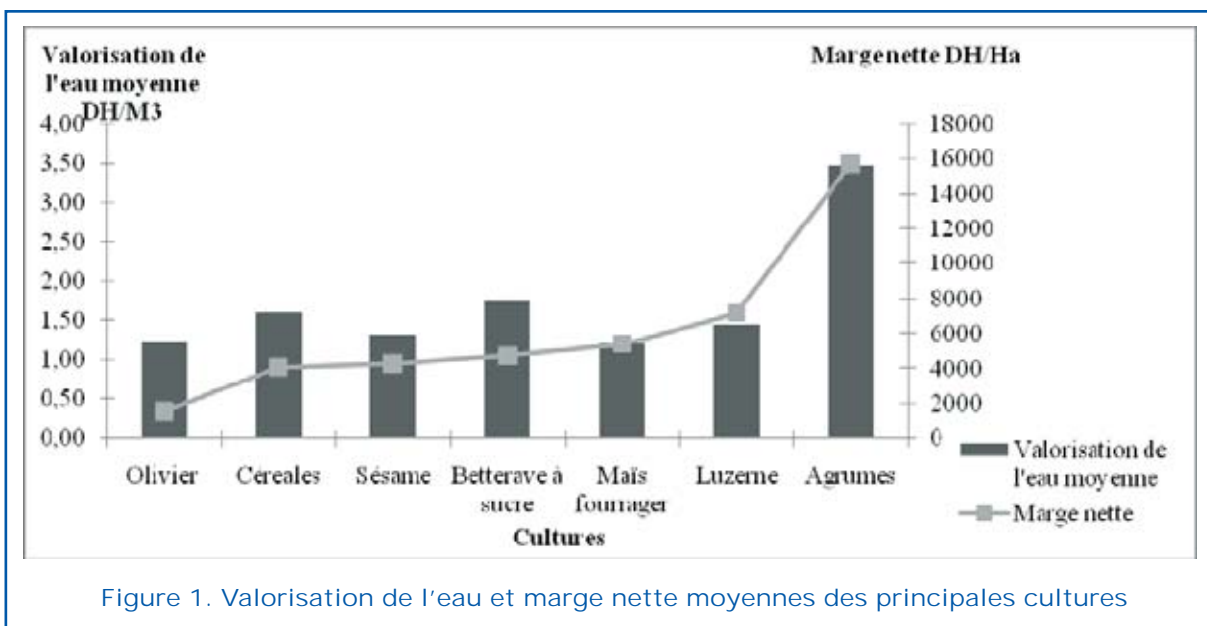


Figure 1. Valorisation de l'eau et marge nette moyennes des principales cultures



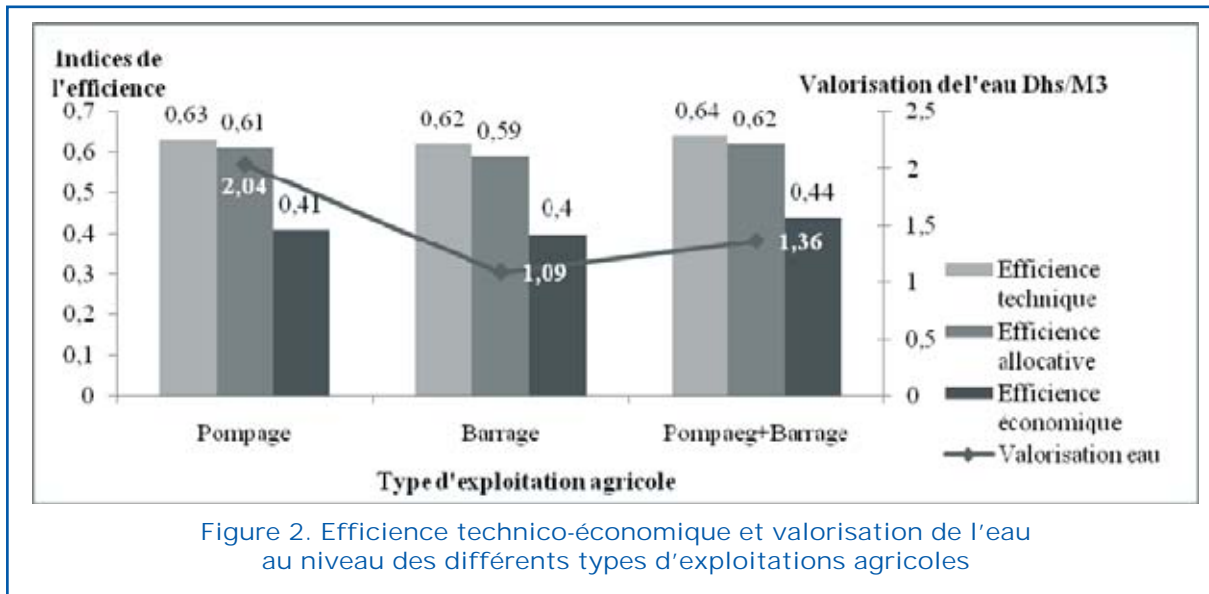


Figure 2. Efficacité technico-économique et valorisation de l'eau au niveau des différents types d'exploitations agricoles

figure 2 présente les indices moyens de l'efficacité technique, allocative et économique ainsi que les indicateurs moyens de valorisation de l'eau pour chaque type d'exploitation agricole, selon le mode d'accès à la ressource eau d'irrigation. D'une part, les résultats montrent que les exploitations agricoles qui utilisent l'eau souterraine valorisent mieux l'eau avec un indice de valorisation de l'eau moyen de 2.04 Dh/m³ suivies par celles qui combinent entre l'utilisation des eaux d'irrigation du barrage et de pompage avec un indice de valorisation de l'eau de 1.36 Dh/m³ puis celle qui utilisent l'eau du barrage avec un indice de valorisation de l'eau de 1.09 Dh/m³.

D'autre part, on remarque que même si les exploitations agricoles qui combinent entre l'utilisation des eaux d'irrigation du barrage et de pompage sont les plus efficaces, elles valorisent moins l'eau d'irrigation par rapport à celles qui utilisent seulement l'eau souterraine et qui sont moins efficaces que les premières. Ceci montre que l'efficacité des exploitations agricoles et la valorisation de l'eau sont des objectifs qui ne convergent pas toujours, vu que les exploitations agricoles qui combinent entre l'utilisation des eaux d'irrigation du barrage et de pompage réalisent plus de valeur ajoutée puisqu'elles réalisent les rendements les plus élevés, car elles ont la possibilité d'irriguer au moment opportun avec des quantités suffisantes d'eau moins chère relativement par rapport à celles qui utilisent l'eau souterraine. Ces dernières, par contre, réalisent en moyenne des

rendements moins élevés vu la qualité d'eau qui varie d'une exploitation à une autre ainsi que des quantités d'eau d'irrigation moins importantes que les premières, ce qui leur permet de mieux valoriser l'eau d'irrigation.

Implications

Les résultats de ce travail montrent qu'il y a une variation considérable de l'efficacité technique, allocative et économique parmi les producteurs agricoles de l'échantillon. En matière d'efficacité technique, une proportion importante des producteurs agricoles présente une efficacité élevée. Pour ces derniers, les gains potentiels moyennant les technologies de production disponibles sont minimes et l'accroissement de leur productivité passe par l'adoption de nouvelles technologies. A l'opposé, pour les agriculteurs présentant un faible niveau d'efficacité, la production pourrait être augmentée à par l'amélioration du savoir faire à travers l'encadrement et la vulgarisation.

Les nouvelles orientations du PMV portent, entre autres, sur le mécanisme d'une double intégration des acteurs. Une intégration verticale de l'amont et de l'aval des filières de production et une intégration horizontale qui concerne davantage les acteurs et les institutions agricoles. En matière d'efficacité allocative, ce mécanisme pourrait réduire considérablement l'inefficacité constatée chez les exploitations agricoles de l'échan-

tillon. En effet, ce mécanisme est supposé non seulement contourner les contraintes de production (financement, approvisionnement et encadrement) mais aussi faire bénéficier les agriculteurs des marges bénéficiaires détenues auparavant par les intermédiaires et des gains dus aux économies d'échelle et la réduction des coûts de transaction. A titre d'exemple, l'agrégation des producteurs de cultures sucrières autour de la Compagnie Marocaine Sucrière Marocaine (COSUMAR) a permis de générer des gains significatifs en termes de productivité et surtout en termes d'économie d'eau d'irrigation estimée à près de 40 %.

La valorisation de l'eau a été approchée d'un point de vue de la collectivité, c'est-à-dire en termes de valeur ajoutée par mètre cube d'eau. Il ressort qu'au niveau des exploitations agricoles qui recourent uniquement à l'eau souterraine, les différentes cultures valorisent l'eau d'une manière très importante suivie par celles qui combinent entre l'utilisation des eaux du barrage et du pompage puis par celles qui se limitent à l'usage de l'eau du barrage. Les résultats suggèrent que la rentabilité ne reflète pas la valorisation de l'eau par les cultures : une culture rentable pour l'agriculteur n'est pas nécessairement celle qui valorise au mieux l'eau d'irrigation.

La valorisation de l'eau d'irrigation a été retenue comme critère, parmi d'autres, dans le processus d'élaboration des choix des filières prioritaires des programmes agricoles régionaux qui constituent une déclinaison du PMV à l'échelle régionale. Pour conclure, d'une part, les exploitations agricoles, examinées à travers cette étude, ont constamment des efforts à déployer pour une meilleure maîtrise de la technologie disponible. Ainsi qu'elles sont loin d'allouer d'une manière optimale leurs ressources productives pour produire un niveau donné de biens. D'autre part, la préservation des ressources en eau et surtout leur allocation devrait faire l'objet d'un débat public afin de tenir compte, des stratégies et perceptions des acteurs locaux en les impliquant dans une réflexion prospective commune.

Références bibliographiques

Amara.N & Romain.R, 2001, Mesure de l'effi-

cacité technique : Revue de la littérature, Série Recherche SR.00.07, 2001.

Agoumi A. and Debbarh A., 2006. Ressources en Eau et Bassin Versants du Maroc : 50 ans de développement (1965-2005). Janvier 2006.

Atkinson, E. Scott and Christopher Cornwell. 1994. Estimation of Output and Input Technical Efficiency Using a Flexible Functional Form and Panel Data. *Int. Econ. Rev.* 35: 245-255.

Coelli, T., D.S. Prasada Rao and G.E. Battese. 1998. An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis, Kluwer Academic Publishers, Boston.

Debbarh, A. and Badraoui M. (2002). Irrigation et environnement au Maroc : situation actuelle et perspectives. Vers une maîtrise des impacts environnementaux de l'irrigation. Actes de l'atelier du PCSI, Montpellier, France. CEMAGREF, CIRAD, IRD, Cédérom du CIRAD.

Diagne.D, 2006, Mesure de l'efficience technique dans le secteur de l'éducation : une application de la méthode DEA, thèse de doctorat en Sciences économiques. Université de Neuchâtel, 2006.

Doukkali M.R., 2005. Water institutional reforms in Morocco. *Water Policy* 7. pp. 1-19. IWA Publishing.

Doukkali M.R., Agriculture Economic Statistics Framework for Data Collection and Uses. ESSA/FAO. Rome 22 Sep. 2004

Doukkali M.R., Roe T. and Xinshen D., 2002. Economy-Wide Benefits From Establishing Water User-Right Markets in a Spatially Heterogeneous Agricultural Economy. TMD Discussion Paper N°103. IFPRI.

Doukkali R.M., Ramli R.M., 1994. Impact du crédit agricole sur l'efficience des exploitations agricoles de Fès Karia - Tissa. IAVHII, Rabat.

Färe R. et Grosskopf Sh., 1995. Environmental Decision Models with Joint Outputs, Working Paper, Department of Economics, Southern Illinois University, Carbondale February 1995.

Farrell M. J., 1957. The measurement of product efficiency. *Journal of Royal Statistical Society. Series A, Part III, Vol. 120*, pp. 253-281.

Kwelde, 2006. Suivi des exploitations agricoles du Tadla en vue de déterminer



- leurs performances dans l'utilisation des eaux souterraines. Mémoire de 3ème cycle, Option Génie Rural. IA V Hassan II Rabat.
- Metge, J., 2003, 7ème Journée d'étude Ingénierie des dispositifs de formation à l'international, Maroc, 2003.
- Ménard C. and Yvrande-Billon A., Modes de gestion et efficacité des opérateurs dans le secteur des transports urbains de personnes, n° 03MT24, PREDIT 3, 2005.
- Miotti L. and Plihon D. 2001, 'Libéralisation financière, spéculation et crises bancaires', *Economie Internationale*, n°85, 1er trimestre.
- Moesen W. 1997, Benchmarking for better, a primer on the measurement of the productive efficiency of public firms and government activities, Center for Economic Studies, Catholic University of Leuven, p. 9.
- Office régional de la mise en valeur agricole du Tadla, Monographie 2009.
- Plan agricole régional Tadla Azilal, Plan Maroc Vert, 2009.
- Seiford, L. M. and R. M. Thrall., 1990. Recent Developments in DEA: The Mathematical Programming Approach to Frontier Analysis. *J. Econometrics* 46: 7-38.



Water Resources Management and Precession Irrigation in the Jordan Valley – Palestine: Case study Cucumber Crop

A. Marei ⁽¹⁾, M. Shakarneh ⁽¹⁾, S. Khayat ⁽¹⁾,
W. Ali ⁽²⁾, A. Tamimi ⁽³⁾ and M. Ghanem ⁽³⁾

(1) Water & Environmental Research Lab – Al-Quds University / Palestine

(2) Technical University Karlsruhe/Germany

(3) Palestinian Hydrology Group//Palestine

Corresponding author: marei.amer@gmail.com



Abstract

Agricultural sector in the West Bank consume about 65% of the available fresh groundwater resources, and this ratio rise to 85% in the area of the Jordan Valley, where intensive agriculture applied. Growing vegetables (tomato, cucumber,...) under green houses is a common practice in this semi arid area, where more than one crop cultivated during the year. Water from springs (free of charge) and low cost groundwater taped from shallow private boreholes (up to 100 m) provided farmers with their agricultural water needs, this condition make precession irrigation rare, and difficult to implement. In the other hand, scarcity of water and salinization of groundwater are major challenges facing the irrigated agriculture in the Jordan Valley. Re-evaluating the irrigation practices, by applying precession irrigation is one components that will help to manage the available groundwater resources, and as consequence to sustain the agricultural activities in the Jordan Valley. The objective of this research was to evaluate the actual water required for growing cucumber under high plastic greenhouse condition. The actual water amount required for cucumber was estimated by using the FOA procedure which depends on the equation: $E_{tc} = K_c * E_{t0}$, where K_c is the adjusted crop coefficient for cucumber in greenhouses and E_{t0} is the daily reference evapotranspiration. The E_{tc} -values are used later on according to the average daily values of E_{t0} (December, January, February and march months) for the last five years. The experiment was conducted in Jericho area within the period of December 2007 until March 2008. The two donums experiment area was divided into five treatments (T1 to T5) according to different E_{t0} . Each treatment consists of three replicates distributed randomly. Four of these treatment were controlled by measuring the quantity of water delivered to each one. The 5th one (T5) was controlled by the farmer, where he used water as usual. Drip irrigation technique was applied. Flow meters were used to measure the deliverable water by each treatment. Cucumber yield by each treatment was weighted in each harvest case. The water use efficiency was calculated and compared the production of treatments with water consumed. The results of this experiment show that treatment T2 where $E_{t0} = 80\%$ have the best results in saving water and good yield., and the current water amount consumed by one donum could be reduced (35%) from 450 m³ to 169 m³ without negative impact on the yield.

Key words: Water management, precession irrigation Jordan Valley.



Introduction

The area of the Lower Jordan Valley extends from the Dead Sea in the south to Lake Taba-rya in the North, this area locates between -410 to -200 m below sea level. Availability of water and the warm climate make this area from ancient time until today a place for agricultural activities, and civilization

Semi arid to arid climate with an average rainfall range from 250 mm to 100 mm and high potential evaporation of 1,000 mm/a, so agriculture without additional irrigation is not possible. Three main Palestinian communities with 50,000 inhabitants are living in this area. and depending on the agricultural sector The employment rate (in all economic sectors) in this area reached 87.1%, where the agricultural sector reached 40% (PSB, 2007). The agricultural area make about 30% of the Palestinian land, and the area in the Jordan V alley makes 55% of the suitable agricultural land (PCBS, 2006).

Many springs drain fresh water fro the mountain aquifer, these springs locates on the mountain foot, where water flow to the Jordan valley, and historically farmers use this water free of charge. The semi-arid climate cause instability in springs discharge, so during the sixties of the last century farmer drilled many shallow wells up to 100 m depth to taped water from the Plio-Plistocene aquifer system. Salinization of the groundwater, and lowering the groundwater table area are major challenges facing t he development of agricultural sector in this area. . Generally about 65% of the abstracted groundwater in the West Bank (130 MCM/a) consume by agriculture sector, from which 40 MCM in the Jordan Valley (PWA, 2003). The advantage of low cost water and the early crop production make this area unique and attractive for early vegetable production, with good marketing prices. Currently about 850 donums of vegetables were irrigated under high plastic tunnels, 70% of this area is with cucumber, which make this crop one of the major water consumer with 595 donums. (PSB, 2007) In general, drip irrigation under greenhouses make the production 8 times higher than in the open irrigated farming. V egetables provide 91% of the domestic consumption food in the W est Bank. The value of annual agricultural

production in the Jordan V alley was 60.1 million US\$ in 2003/2004, forming 8.6% of that of the total West Bank income. (ARIJ, 2006). The production of the cucumber crop in West Bank was 89,084 tons with an average yield of nine ton/donum (PCBS/Agricultural Statistics, 2004).

The research site of this study was conducted in Jericho city under high plastic green house where such houses are very common. The research objective was to investigate, if precession irrigation practices can be applied without negative influence on the cucumber crop yield. The hypotheses of this research was applying the current water volume in irrigation couldn't be reduce without influencing the yield.

Previous Studies

The optimum temperature for cucumber is between 18°C and 30°C (Y amaguchi, 1983, Adams et al., 1992). Drip irrigation is the method, where the shallow root system (35 cm) of cucumber must be well watered for high yields and quality (Duke 1997).

Water quality with less than 60 mS/m is needed for the cucumber growing (Jackson ML 1964). Sabah, 1998, found that it is possible to save 30% of the consumed water in irrigational sector, and he studied the relationship between the actual water use and the water use efficiency (WUE).

Cucumber water needs under green house condition is not defined and quantized properly. The Agricultural Department of Jericho estimated 450 m³/donum, while Assaf, 2004, 850 m³/donum.

Al-Weshah, 2004, found that water scarcity can be incorporated in irrigation water management by proper choice of crops and farming patters. Results of analysis showed that net water saving of about 9% occurred if the objective function is to minimize water use under the same level of profitability . im ek, 2005 determined the effects of different drip irrigation regimes on yield and yield components of cucumber and determined a threshold value for crop water stress index (CWSI) based on irrigation programming. Rahman et al., 2004 investigated the effect of four irrigation rates and evaporative cooling rate on yields of cucumber.

Methodology

To determine the physical and chemical characteristics of the soil. Samples were collected from two depths of 0-25 and 25-50 cm where soil texture, salinity, pH, and organic compounds were determined. Water samples were also collected from the irrigation ponds and analyzed for its macro constituents. The experiment was carried out in a 2,500 m² green house in Jericho city. This house consists of seven connected half cylinders of 62.5 meters long, 40 meters wide and 4 meters high. The greenhouses have a plastic skin of 180 micron resistant against ultraviolet rays. The north-south orientation minimized the area which could face the north cold wind during winter. Transplanting occurred in December, 5, 2007. The nursery of cucumbers had an age of 15 days. Plastic mulches are used in conjunction with drip irrigation where the drip line is applied prior to mulch application. Holes are punched in the plastic covering the bed with spacing 40 cm in both sides (between rows and through the row itself); these holes will be used in replanting the cucumber nursery. The irrigation system for the greenhouse consisted of water pond, 75 mm pvc pipeline, which subdivided into two 50 mm 'pvc' pipelines, one of these lines was used for the experiment and the other is used by the farmer. Five valve stops and five flow meters are connected to the main pipeline; where water supply water to the five treatments lines (T1=80%, T2=90%, T3=100%, T4=110%, and T5= farmer) through tow 16 mm pipelines along two rows connected to 188 drip-

pers in each bed (replicate). Each treatment consisted of three replicates which were chosen the randomized block design, and irrigated with controlled water volume according to the experiment design. Each treatment was irrigated according to the evapo-transpiration estimation in determination water requirement for each trial treatment (T). Climatic historical data from Alkaramah Agricultural Research Station (Jordan) were applied to estimate the E_{t0} values by taking the average value during last five years. This station locates about 8 km to the east of the experiment site. The K_c-values adjusted for cucumber in greenhouses was calculated after Flávio et al., 2003, and mulching effect which decrease the K_c values from 15 to 20% (Allen et al., 1998). For adjusting the K_c values in greenhouses Equation 1 was applied

$$K_c = \left[-0.024 + \frac{1.547}{(1 + e^{\frac{-DAT+52}{0.29131}})^{0.0054}} \right]^{-1}$$

Equation (1)

Where: DAT: day after transplantation values = 7, 8, 9, 10, 11 ... 130 (Fig. 2.)

The four treatments (T1, T2, T3 and T4) were applied by using equation 2 after Allen et al, 1998, Where: E_{tc} is crop evapo-transpiration (mm/day), and K_c is crop coefficient (dimensionless),

$$E_{tc} = K_c * E_{t0} \quad \text{Equation (2)}$$

Water use efficiency (WUE) is defined as the ratio between crop yield and the amount of water applied to grow that yield from irrigation and has the unit of Kg/m³ (Equation 3)

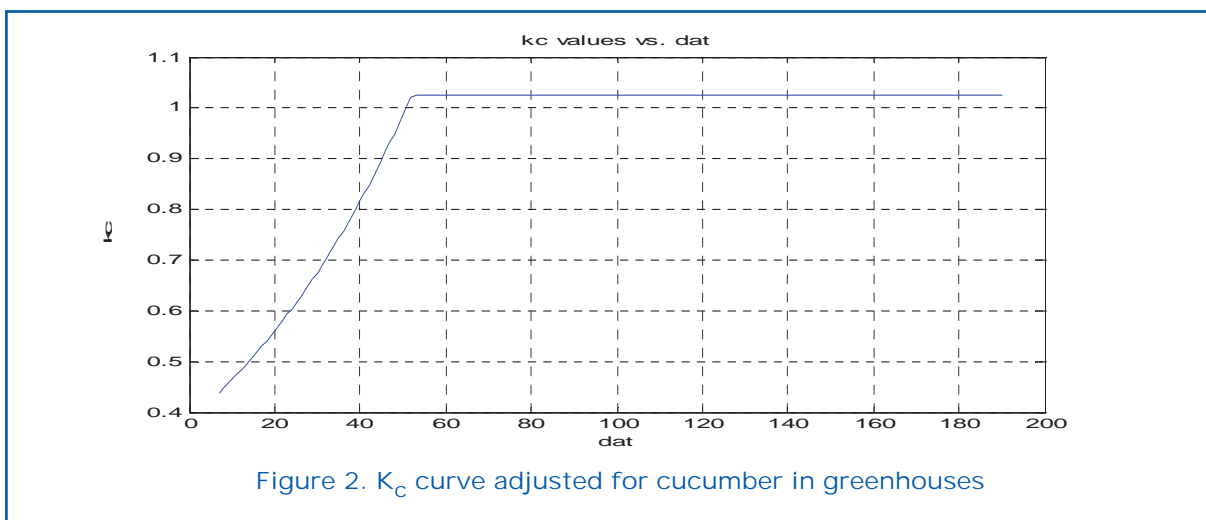


Figure 2. K_c curve adjusted for cucumber in greenhouses

$$WUE = \frac{\text{Crop yield (usually the economic yield)}}{\text{Water used to produce the yield}}$$

Equation (3)

Results

Chemical characteristics of the soil at 35 cm depth are shown in table 1. and the physical properties of two soil depth (0-25 cm and 25-50 cm) are illustrate in table 2 and 3 where loam and clay- loam are the dominant soil type. The average soil-pH is around

7.3 and the electrical conductivity about 2.7 dS/cm. Water from Ein Nuweima with E_c value of 642 uS/cm, with pH-value of 8.3 The sodium adsorption ratio (SAR) was 2.0 which is good irrigation water.

Soil water holding capacity was calculated at 25 cm, depth close to the root zone in clay loam is illustrate in table 3 , the calculation follow the method applied by the Department of Agriculture Bulletin 462, 1960.

The irrigation schedule started from 12 December, 2007 to 29 March, 2008 and was divided to 31 irrigation intervals. T able 4 summarized the irrigated water.

Table 1. Average chemical composition of a composite soil sample from 35 cm depth

Depth	pH	ECe (ds/m)	Ca ⁺² (ppm)	Mg ⁺² (ppm)	K ⁺¹ (ppm)	Na ⁺¹ (ppm)	N-NO3 (ppm)	P (ppm)	Cl ⁻¹ (ppm)
35 cm	7.30	2.7	2297.7	228.9	779.6	169.0	25.0	21.3	250
No.	5	5	5	5	5	5	5	5	5
St.d.	0.5	0.6	12.4	16.6	20.3	9.4	3.3	2.5	15.2

Table 2. Soil texture and soil type at 25 and 50 cm depths

Depth(cm)	Clay%	Silt%	Sand%	Soil texture
0-25	39.52	24.36	36.12	Clay Loam
25-50	34.54	42.58	24.98	Loam

Table 3. Soil water holding capacity of the clay loam

Texture	Field capacity (mm/cm)	Field capacity (mm/25cm)	Wilting point (mm/cm)	Wilting point (mm/25cm)	Available water (mm/cm)	Available water (mm/25cm)
Clay loam	3.2	80	1.4	35	1.8	45

Table 4. Total applied volume of water by each treatments consumed in m³ illesand calculated by donum area

Treatment	T1	T2	T3	T4	T5
Volume (m ³)	12.4	13.9	15.5	17.0	26.2
Cubic meter/ donum	124	139	155	170	262
Saving percent %	52.7	46.9	40.8	35.1	0.00

Table 5. Variations in the replicates yield through the same treatments and the variations in yields between treatments

Treatment	T1			T2			T3			T4			T5		
Replicate	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Yield (kg)	245	284	248	293	353	302	271	306	335	297	330	371	312	358	344
Σ yield (kg)	777			948			912			998			1014		

Cucumber yield was harvested and illustrate in table 5 but varied within the replicates(R) of each treatment or comparing between treatments themselves

Discussion

The results of this research show that remarkable volume of water could be saved by implementing the new irrigation schedule comparing with the regular farmer schedule without influencing the crop yield. Precession irrigation can help in saving 35% to 52% of the current consumed water in growing cucumber in the Jordan valley. Theses result fits to a lines which are represent the total water volume consumed along the crop life by each treatment, and it's clearly that (T5) consumed more water than any other treatments (T1, ...,T5). Using the MA TLAB program, the data are more fitted to second order polynomial in the form:

$$Y = a X^2 + b X + c \quad \text{Equation 4}$$

Where parameters (a, b, and c) for each treatments is the water volume accumulation, and X = plant age in days (Table 6).

Replicate one R1 in treatment 3 had the lowest yield because the field was facing the north cold wind during February which certainly has negative effect on the crop production. The highest accumulative yield was found by T5 W ater consumed by four treatments comparing with crop yield are summarized in Figure 3. It is clearly that the yield of treatment 2 had the highest production with the lowest water consumption. This result strength the idea of reducing water consumption by 10% will not cause any negative impact of cucumber production. According to the PBC 2007, about 595 donums was cultivated with cucumber , the consumption per donum was 450 cm³ with total consumption of 267,750 cm³. Our experiment show that this volume can reduce to 262 m³/donum for the same area by trained farmer (T5) which means a reduction of 62%, and by applying precession irrigation the irrigated volume can reach to 139 m³ by T2 without influencing the crop yield, the last make about applicable only 30% of the recommended volume by the department of agriculture.

Table 6. Parameters for the second order polynomial in the case of water volume accumulation

Parameters for equations of treatments	a	b	C
Treatment 1 (T1)	0.0007	0.0233	0.0010
Treatment 1 (T2)	0.0008	0.0250	- 0.0158
Treatment 1 (T3)	0.0009	0.0278	-0.0175
Treatment 1 (T4)	0.0009	0.0306	-0.0194
Treatment 1 (T5)	0.0011	0.0738	-0.4057



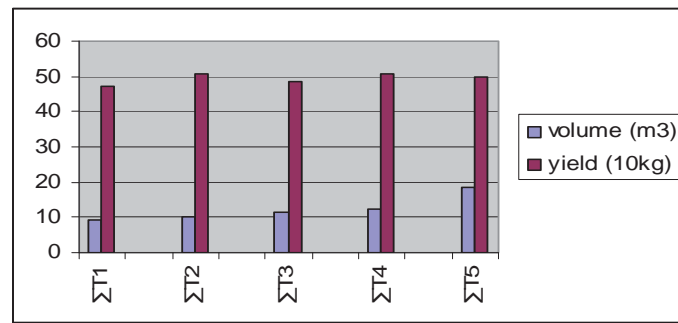


Figure 5. Comparison between water consumption and cucumber yields by different treatment

Conclusion

This study was conducted in the Jordan Valley under High Plastic Tunnel condition, which is currently widely distributed all over the West Bank. Results show that farmers can save between 40% and 70% of the currently used water without any negative impact on the cucumber yield. Precession irrigation using reference evaporation is an important practice in reducing agriculture water consumption. By using precession irrigation, it is possible to save 82,705 m³ which could be used in growing other crops, or to be used by cultivating new areas where water is very scarce. The Water Use Efficiency (WUE, kg/m³) of T2 was the highest (60 kg/m³), and the lowest WUE was by treatment T5 (farmer) (45 kg/m³).

Recommendation

Additional experiments are needed to generalize the information, and to distribute and assimilate the information by farmers, where other experiments for other crops are to be conducted in different agricultural sites all over the West Bank. It is expected that results of other factors such as water pricing will influence water consumption.

Acknowledgment

This study was conducted within the framework of SMART-project/work package 7. Project funded from the German Ministry of Education and Research (BMBF).

References

- Adams, P., C.J. Graves, and G.W. Winsor. 1992. Some responses of cucumber, grown in beds of peat, to N, K and Mg. *J. Hort. Sci.* 67:877-884.
- Al-Weshah, R., A., 2004, Optimal use of irrigation water in the Jordan Valley: A case study water resources management ISSN 0920-4741 CODEN WRMAE, J, 2000, vol.14, n°5, pp.327 – 338.
- ARIJ (Applied Research Institute). 2006. Land use/land cover Database.
- ARIJ (Applied Research Institute) 1998. Issac, J., Sabbah, W : Water Resources and Irrigated Agriculture in the West Bank. Jerusalem: Applied Research Institute, 1998.
- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300p. Irrigation and Drainage Paper, 56.
- Assaf, S, 2004 water for Life in the Middle East – Antalya, Turkey.
- Duke, J. A. 1997. Ethnobotany: The Riches of Medicinal Plants. Part 2.
- Flávio F. Blanco and Marcos V. Folegatti, Evapotranspiration and crop coefficient of cucumber in greenhouse, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, n.2, p.285-291, 2003.
- Jackson M.L. (1964) Chemical composition of soils. Pp.71_141 in: *Chemistry of the Soil* (F.E. Bear, editor). Van Nostrand-Reinhold, New York.
- PCBS, Agricultural Statistics, 2003/2004.
- PCBS, (Palestinian Central Bureau of Statistics), 2007, Labour Force Survey

- (annual reports: 2006) Ramallah, Palestine.
- PWA (Palestinian Water Authority) 2003, Water Supply in the West Bank, Report, Ramallah.
- Rahman, H. A. A., Al-Wahaibi, H. S. 2004, Water use efficiency and yield of cucumber (*Cucumis sativus* L.) under groundhouse and field conditions, Sultan Qaboos University Journal for Scientific Research- Agricultural and Marine Sciences, 2004 (Vol. 9) (No. 2) 31-41.
- Simsek, M., C., Z.D., M.K, AND T.T., 2005, Different irrigation regimes on cucumber yield and yield characteristics, Agricultural Water.
- Yamaguchi, M. 1983. World Vegetables. AVI/ Van Nostrand Reinhold Co. New York NY. 10003.

Challenges for Public Participation in Japanese Water Management

Katsumi Matsuoka

(Faculty of Humanities and Social Sciences, Iwate University, Morioka, Japan)



Abstract

The proposed paper will describe the development of Japanese water management in context of socioeconomic progress, explore the nature of public participation as expressed in the River Law, and discuss the challenges of its implementation in terms of sustainable development.

Water management in Japan has historically developed with multiple purposes and drastically changed. In the course of modernization, industrialization, urbanization, and high economic growth, the central government of Japan had intensified constructions of dam in water administration, but this management failed in sustainable development, accompanied by environmental degradation and a huge amount of national debts. Introduction of environmental conservation and public participation into the River Law 1997 made an epoch to rebuild the integrated water management. However, the current institutional arrangement is insufficient and should be revised. Nevertheless, most importantly, by encouraging public participation and covering institutional gaps, the nation can find a more sustainable way forward, saying farewell to 'construction state'.

Introduction

Over the past decades, public participation in the field of water management has been increasingly recognized in international society. The notion of participatory approach has gained its place in various instruments such as international declarations treaties and then incorporated into national legislation. The principle of public participation is a factor of sustainable development, an element of integrated water resource management, a guide to effective water governance, and a symbol of environmental justice. Whereas the previous regimes of water management tended to be prescriptive with a top-down approach, the new paradigm of water management favours a bottom-up, or multilateral collective approach.

Involvement of all stakeholders in planning process of large infrastructure projects like dams has an advantage of enabling them to contribute ideas to maximize the benefit of such projects, while considering alternatives for financial and economic performance. This paper will describe the development of Japanese water management in context of socioeconomic progress, explore the nature of public participation as expressed in the River Law, discuss the challenges of its implementation and suggest a way forward.

Principles of Participatory Approach

It is useful here to seek for reasons of undertaking public participation. While we need to give a care that public participation is a



means to improve decision-making, not an objective itself, there are many advantages from public participation. They include;

- Better-informed and more creative decision making,
- Increased public acceptance reflecting social values,
- Increasing public awareness of environmental issues,
- leading to a clear map on the cost-benefit relationship shared by all stakeholders,
- preparing or setting of priorities between alternative measures with adaptive approach in implementation,
- Integrated governance and more transparency in the planning process,
- Less litigation, misunderstanding, fewer delays and more effective implementation,
- Mutual understanding between people with conflicting positions and between the administration and residents (Grigg 1996).

For public participation to be institutionalised, it would be convenient to assume that its principles can be divided into substantial and procedural; primary principles and secondary principles. The primary principles relate to emphasising and disseminating importance of public participation, and giving rights to participate to stakeholders. The secondary principles pertain to more concrete parts of public participation as follows:

- Appropriate decisions are taken at the lowest level, according to river basin districts.
- The public would need to be organised with proper balanced composition among key stakeholders and experts of various areas and so on. A broad involvement of stakeholders is needed.
- Governments at both national and regional levels have responsibility for effective public participation as widely as possible, with creating mechanism for consultation at all spatial scale and securing information supply.

Public Participation and Sustainable Development

As we have often seen, a sustainable development is defined 'development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs'. Sustainable development contains two key concepts: the present needs and the future generations' needs and

ability. In context of water management, the public participation can secure the future generations' option how to merge environment and economics in decision-making. Chapter 18 of Agenda 21 (1992 UNED) calls for 'full public participation including that of women, youth, indigenous people and local communities in water management policy-making and decision-making'.

Ministerial Declaration (Message from the Lake Biwa and Yodo River Basin) from the 3rd World Water Forum, 2003 Kyoto, Japan, declared 'In managing water , we should ensure good governance with a stronger focus on household and neighbourhood community-based approaches by addressing equity in sharing benefits, with due regard to pro-poor and gender perspectives in water policies. We should further promote the participation of all stakeholders, and ensure transparency and accountability in all actions'.

Water Management before 1964

Water management in Japan has historically developed with multiple purposes and drastically changed. First of all, we shall have a look of the landform.

The land area of Japan proper is mountainous. More than half of its total territory is composed of mountains while nearly half of its nation's population concentrated on the alluvial plains. The rivers are generally very short and steep, and they flow down rapidly, crossing the plains to the river mouths. This topography causes seasonal floods with heavy rainfall, frequently resulting in severe inundation of the plains: rice field, residential and factory areas. Traditionally, flood control has been very important as compared with other water management: irrigation, navigation, water supply and drainage.

In the era of samurai when Tokugawa Shogunate and feudal clans ruled Japan, comprehensive flood control was, though its importance, unmanageable due to shortage of finance and technology. In the late 19 century, Japan opened the country to the world and especially to the western society . The Meiji Government positively sought its industrial foundation from the western science and technology. Japan also hurried up to establish a legal system for implementing

national policies as the civilized modern states have and tried to build its legal system for river management as soon as possible. River Law was enacted in 1896 under the Imperial Diet and Law for Erosion and Forest Law 1897, under which flood control became the central national policy and the important national infrastructure development next to railroads (Takahashi and Uitto, 2004). The River Law 1896 made possible the full-scale river improvement by the central government. However, it should be noted that as was often the cases in developing countries, the public could participate in the public works but not in planning and decision-making of river management, which were in the hands of politicians and high-ranking government officials. This basic regime has still firmly rooted in the present Japanese water governance.

After World War II, in the 1950s, Japan has suffered much flood damage by a series of typhoons. This was partly due to poor river improvement and deforestation during the war. In the 1960s Japan began to embrace rapid economic growth. Backed up by ample financial resources, major river improvement and dam construction projects, as the flood control measure, positively carried out with developed construction technology.

Water Utilization Needed

At the same time, Japan saw the major urbanization never seen before. The population growth got together in cities. In 1962, the population of Tokyo accounted over 10 million. As demand of municipal water grew, dam constructions were more promoted with an emphasis on the domestic and industrial water supply to major cities. Dams were viewed as an effective way for storing water in the rainfall. Consequently structure of Japan's water management and its administration tends to depend on constructing dams by public works planned by the central government.

In 1964, the old River Law of 1867 was completely revised to respond to the socio-economic progress. The River Law 1964 introduced an integrated management system for river systems from upper to downstream and established water utilization rules adjusting between new and existing

water use. Under the Law, River administrator (central government) takes responsibility to formulate a 'Basic Plan for the implementation of relevant construction works'.

Rising Awareness on Environment

Throughout the high economic growth (1960s-1980s) before 1989 when the Japanese bubble economy burst, the government budget was abundantly distributed to public works such as dams and barrages, but poorly to the conservation of the environment. The result was that many rivers and water fronts around rivers lost their amenities, natural beauty, and original landscapes.

As dam projects progressed, anti-dam movement began to be apparent in many regions of Japan. The movement was an outcome that the government and national planner ignored the opinions of the local residents who had to be relocated by the dam constructions. This movement led to drafting of a special law in 1973 with aim of avoiding the possible difficulties of inhabitants related to dam and reservoir constructions.

As often seen in other countries' industrialization, since mid-1950s, water pollution caused by effluent of industrial use, had become an increasingly serious social problem in Japan. The water pollution cases brought about ecological disaster and in some cases tragically infamous diseases such as in Minamata. The victims brought up many lawsuits claiming compensations. The courts recognized their claims and responsibilities of the defendant companies, and of the government. For the environmental damage to be recovered, it is obvious to take a great deal of time and tremendously excessive cost compared with the case when the proper preventive measures were taken (Matsuo, 2000). In 1967, the government enacted Basic Law for Environmental Pollution Prevention Law which was revised in 1970, accompanied by newly enacted anti-pollution laws.

'Public Participation' Provided

In 1997, the River Law was comprehensively revised in order to meet the needs of the time. Conservation of the fluvial environ-

ment was clearly ranked as one of the purposes of the Law.

Article 1 of the River Law 1997 prescribed its main purpose that:

'[t]he purpose of this law is to contribute to land conservation and the development of the country, and thereby maintain public security and promote public welfare, by administrative rivers comprehensively to prevent occurrence of damage due to floods, high tides, etc, utilize rivers properly, maintain the normal functions of *fluvial environment*'.

Public participation was provided to meet the needs of rebuilding relationship between river and local community. The Article 16-2 prescribed that:

'When the river administrator intends to draft a river improvement plan, he shall consider *opinions from persons with experiences or an academic background when he thinks necessary* ... river administrator shall take necessary measures, such as public hearings etc., *to reflect the opinion of the people concerned whenever he thinks necessary* ... when [he] intends establish a river improvement plan, he shall consider opinions from concerned prefectural governors and mayors'.

In response to the legislative introduction, many consultative river basin committees were newly set up by the government and have tried to implement the public participation with a wide range of stakeholders.

Because the River law does not laid down detail rules of how the public hearings to be conducted, the model and process of every river basin committee could differ depending on regional situations.

However, for the full implementation of the public participation, there still remain challenges to be overcome.

Institutional Gaps

Under the 1997 Law, the previous 'Basic Plan for the implementation of relevant construction' of the Law of 1964 is hierarchically divided into two stages: 'Fundamental Policy for River Improvement' and 'River Improvement Plan'. Public hearing procedure is restricted to the second stage. The public

opinion expressed in the second stage could not be substantive, as the object which participants can discuss is subject to Fundamental Policy. However, most of the decisions of critical importance are made at the first stage where estimated high water discharge is the most basic information for the Administrator to decide if dams are necessary. In recent years, the trends of demand for municipal water use is becoming same or downward and the estimation of basic flood discharge which is critical for Fundamental Policy has been doubted that it is made too upward for the flood control in favour of dam constructions.

In 2005, Yodo River Basin Committee published a landmark report: 'dam is not built as a rule' whereas the local river bureau ignored this and, following the Fundamental Policy, drafted a River Improvement Plan of four dam constructions.

Moreover, according to the words of the article 16, the administrator may construct the article that when he thinks public participation unnecessary, he does not take necessary measures, such as public hearings. Here, both the possibility of public participation and its efficacy may depend on discretionary powers of the government.

In 2007, Japan Federation of Bar Associations expressed that for the river basin autonomy, the current institutional arrangement is insufficient and proposed the revision of the River Law 1997. The proposal includes three recommendations:

- River basin committee should be clearly positioned as a statutory authority.
- River administrator shall respect the opinion of the committee and adopt the public participation in drafting the Fundamental Policy.
- And if this happen, it is natural to integrate the Fundamental Policy into the River Improvement Plan consistent with local bureau.

Until 2008, there has been set up 79 River Basin Committees of the 109 major river systems (Class A rivers). Local NGOs has been playing an important role to take a lead of the implementation.

However, Dr. Kuraji, representative of Blue Revolution and Water Governance Research Group, indicates in a local newspaper:

'Immediately after revision of the River Law in 1997, river basin committees

were the places where stakeholders and local residents could freely discuss. But as the committees expressed their opinions as in the Yodo River Basin Committee report, with nationwide attention, the government intended to select the academics favoured by the government and separate local residents. The committees might be weakened in its original purpose'.

From Dam to Human and Environment

The dams scattering over the landscapes of Japan could be no longer presumably favoured as a means of flood control, neither a means of power generation nor a symbol of the economic success. Decades of pouring concrete into scenic rivers and gorges have been breaking the hydrological cycle and totally changed the natural state of the rivers. Despite having a land area smaller than Morocco's, Japan has now over 3000 water dams and ranks fifth in the world for the number (Azari Dehkordi and Nakagoshi, 2004). Undeniably, economic structure has been depending on public investments like dams with power of the bureaucrats and technocrats, while the national debt has expanded over \$ 10 trillion, the largest in the world. The public works has brought the rural areas not in picking up the local economy but losing and aging the population. In recent years, some local governors have started to speak against big dam project being made by old top-down decisions of the government. This is something unusual in a prefecture being used to following the government policy. This is partly a result of the current economic crisis which constrains regional governments' budgets, a huge cost of national public works projects being required for the regional governments. But it shows a greater demand between grassroots for openness in water management policy made by the Government, as the governors' uprising was backed up local residents who are also taxpayers.

In late August 2009, the Democratic Party in Japan won a landslide victory. The new government pledged to replace Japan's post-war 'construction state' with something oriented to a European-style social welfare

state. The Prime Minister, Mr. Hatoyama coined a slogan 'from pouring concrete to saving human life'.

The new government has at once started to suspend a king-size dam project, \$ 5.2 billion Yamba dam. But the government decision made a political fuss. Many affected local residents are angrily protested against the policy change. This is because that some are just about to be relocated, some depends on compensation payments and jobs the dam creates after the twists and turns since the dam project was first proposed 57 years ago.

Concluding Remarks

Introduction of public participation was 'a major step' forward to sustainable water management in Japan, but its implementation has been seemingly still toddling. Japanese governments have responsibility for public participation as widely as possible under river systems and basins. There are gaps between institutional arrangements and actual effective public participation. The relevant provisions are insufficient to secure full implementation of public participation and expected to be revised for more practicable and authoritative.

In building consensus, conflicts may be assumed not only between local residents and river administrator but also among local residents, citizens in general and wide range of stakeholders. Members of the river basin committee must be selected fairly and well balanced composed among various areas of citizen. The past water-related management in Japan has been often left unexamined by citizens without public participation. In my view, Japan's experience suggests that the economic development excluding environmental dimensions and public participation has paid a great deal of social costs. In other words, Japanese unsuccessful water management had considerably taken up the next generations' options, needs, and ability. With the public participation, we would be able to find a more sophisticated way in achieving sustainable development and sound water management where natural science, human science, and human behavioural science are integrated (Zeman and Rose, 2006). Water is everybody's business and everybody is downstream.

References

- AZARI DEHKORDI, F., and NAKAGOSHI, N., (2004) Impact evaluation of Haizuka Dam on its up stream: A case study in Hiroshima Prefecture, Japan, *Chinese Geographical Science* Vol. 14, No. 4 350-354.
- EU (2000) Water Framework Directive - Integrated River Basin Management in Europe, *Official Journal* OJ L 327.
- Fackler, M. (2009) Grass-Roots Uprising Against River Dam Challenges Tokyo, *New York Times*, March 3.
- (2009) Japan Rethinks a Dam, and a Town Protests, *New York Times*, October 16.
- Gleick, P. H. (2000) The Changing Water Paradigm: A Look at Twenty-first Century Water Resources Development, *Water International* Vol.25, No1, 127-138.
- Grigg, N.S. (1996) *Water Resources Management*, McGraw-Hill.
- Infrastructure Development Institute-Japan (1999) Professor Sanbongi's on Water Law and Land Management, *IDI Water Series* No.4.
- Jansky, R. and Uitto, J.I.ed. (2005) *Enhancing Participation and Governance in Water Resources Management*, UN University Press.
- Masano, A. (2010) The Immense Cost of Japanese Dam and Dam-Related Landslides and Earthquakes, *The Asia-Pacific Journal*, 1-2-10, January 4.
- Matsuo, T. (2000) Japanese experience in water pollution control and wastewater technologies, *Water Science and Technology*. Vol. 42, No. 12, 163-172.
- Matsuoka, K. (2003) Emerging Principles of Public Participation in Water Management: Institutional Implications, Responses, and Challenges, Proceedings of the 3rd International Water History Association (http://www.svf.uib.no/sfu/iwha/c_abstract.htm#Matsuoka).
- Matsumoto, M. (2005) Introductory Remark on Local Governance of River Basins-Legal Perspectives, Proceedings of Interdisciplinary Workshop on Multi-scale Governance of Forests, Villages and Water in the Upper Ping River Basin, Northern Thailand MAD Center, Japan. 69-75.
- Ministry of Construction-Japan (1999), The River Law with commentary by article, *IDI Water Series* No.4.
- Suzuki, K. (2005) Public Participation in Japan's River Management, Stockholm Water Week Seminar, 'IWRM - Do We Practice it in the North?' August 21 ([http://www.waterforum.jp/eng/NoWN ET/files/JWFnownet050821\(7\).pdf](http://www.waterforum.jp/eng/NoWN ET/files/JWFnownet050821(7).pdf)).
- Takahasi, Y and Uitto, J.I. (2004) Evolution of river management in Japan: from focus on economic benefits to a comprehensive view, *Global Environmental Change* 14, 63-70.
- Zeman, C., Rich, M., and Rose, J., (2006) World water resources: Trends, Challenges, and solutions, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5:333-346.

'Water Diplomacy' Effecting Bilateral Partnerships for the Exploration and Mobilization of Water for Mutual Gain

Indianna D. Minto-Coy

Centre for International Governance Innovation (CIGI) and Department of Political Sciences, University of Waterloo, 57 Erb Street West, Waterloo, Canada; N2L 3G1, Email: iminto@cigionline.org; India_nna@hotmail.com.



Abstract

In the face of economic challenges facing small developing states, they have had to find innovative and entrepreneurial ways of securing funding to develop national infrastructure and to cope in an increasingly competitive global environment. In such an environment small states continue to seek niche markets in which they can attract foreign direct investment, and identify new frontiers for conducting diplomacy. One such way, is through the exchange of expertise and technology from the more to the less developed countries to help explore, access, store and utilise water resources in return for which the latter is able to secure funding for infrastructure and other developmental projects. Following from this, the paper examines the role of bilateral arrangements in assisting small developing states to explore and mobilize water resources. This is done through an analysis of arrangements between South Africa and Lesotho around the area of 'water diplomacy'. In so doing, the discussion will explore one type of partnership that can develop between states around the management and use of water resources for mutual benefit and also, illustrate how water becomes a tradable commodity and the basis for entrepreneurial diplomatic relations between states.

Introduction

Small developing countries have found themselves facing increasing economic and development challenges. The result has been a greater search for innovative and entrepreneurial ways of securing funding to develop national infrastructure and to cope in an increasingly competitive global environment. Small states continue to seek niche markets in which they can attract aid and foreign direct investment, and identify new frontiers for conducting diplomacy to secure resources for growth and development. In such an environment, access to vital scarce resources provides a basis upon which such countries can forge economic and political relations with other countries in exchange for vital development capital and

resource. Among these increasingly vital and scarce resources is water. For instance, it has been estimated that by 2030 available water supply will meet only 60% of global demand (Addams, et al, 2009). This has forced some countries to find innovative solutions to lack of adequate supplies of water for industry and daily existence. Those states that possess such a resource are therefore, presented with niche opportunities as it relates to the ability to utilize their natural resources for development.ⁱ

i. A 2000 article printed in the Economist also suggested the potential for global conflict over the world's water resources in this century (2000: 52; Clarke and King 2004).



Among the measures that may be adopted in such instances is the use of partnerships or collaboration between states to access much needed water supply. This is done through the exchange of expertise, capital and technology from more to less developed countries to explore, access, store and utilise water resources, in return for which the latter is able to secure funding for infrastructure and other developmental projects. Such collaboration is built around a system of international bi/multi-lateral cooperation and dialogue around the access, use and management of water among states. The result is an international trade in water in exchange for commodities or vital revenues. Such revenues may constitute an important source of development funding, particularly for those countries who find themselves at the bottom of the development ladder.

Following from this, the paper examines the role of bilateral arrangements in assisting small developing states to explore and mobilize water resources. This is done through an analysis of arrangements between the Republic of South Africa (SA) and Lesotho around the area of what the paper terms 'water diplomacy'. The term as used here denotes the entrepreneurial arrangements and engagement (bargaining, negotiation and exchange) developed across countries (here Lesotho and SA) around the trade in water resources. Under water diplomacy, the access, use and storage of water constitutes the basis for diplomatic engagement aimed at deriving benefits for stakeholders.

In so doing, the discussion explores the types of partnerships which can develop between states around the management and use of water resources for mutual benefit and also, illustrate how water becomes a tradable commodity and the basis for entrepreneurial diplomatic relations between states. The discussion also considers some of the challenges which states may experience regarding the trade in water as it relates to environmental issues in the source country and balance of power when the partner is a larger, more developed neighbour. The work is focused mainly on the arrangements as it relates to Lesotho, investigating the impact of the partnership on its society and economy, as well as on its relationship with SA. This does not, however, preclude application to other countries or appreciation of

issues related to water diplomacy more generally.

Water Resources in Lesotho

As with other landlocked states, Lesotho faces a number of developmental challenges (e.g. transport), which have been compounded by intermittent political instability. This has increased the imperative to search for ways of overcoming developmental and geographic challenges in an increasingly volatile world. It has, therefore, identified tourism as an area for increased activity while attracting foreign investments from Asia in industries such as manufacturing. These investments have, nonetheless, come with their own social and environmental challenges (See Swatuk, 2009).

However, while geography has been the source of some of Lesotho's economic and developmental difficulties it has also presented the 'Mountain Kingdom' with a resource that has increased its value vis-à-vis its neighbours – water. The topographyⁱⁱ of this small developing state has bequeathed it with a resource which its founding fathers would perhaps not have anticipated in the years when they were forced to retreat to the mountains when arable lands were lost in wars waged with S.A. over a hundred years ago. The significance of this resource also termed 'white gold' has been enshrined in its motto: Khotso, Pula, Nala (peace, rain, prosperity). Lesotho's water stock is believed to outweigh present and future demand, making the nation one of the wealthiest in terms of its possession of an increasingly valuable and sought after natural resource.ⁱⁱⁱ

-
- ii. According to Poivey: 'From Lesotho's lowlands in the west (1500 - 1700 m above sea level), the land rises to the foothills in the central area and finally to the Maluti Mountains in the east, which continue into the Drakensberg Mountains at the border with the SA (the west side of the Drakensberg is in Lesotho). This topography strongly influences the distribution of rainfall, which amounts to 800 millimeters per year in the western part of the country and up to 1200 millimeters per year in the eastern part. Lesotho's main watercourses flow southwest, generally feeding the Orange River and crossing SA to the Atlantic Ocean' (1997).
 - iii. For instance, roughly 2% of available water supply was being utilized in 1990 (Poivey, 1997).

Countries in and around the South African region face growing concerns around the shortage of water and the potential impact on their economies and livelihoods. Among these is its most influential and enveloping neighbour, SA through which much of Lesotho's water already courses. The growth and sustenance of industry and residential areas have pushed the country towards closer relations with its smaller and economically dependent neighbour, Lesotho. The drive towards partnering has also come from the increasing frequency of droughts across the Southern African region.

The debate on the use of water resources and the growing global concern over water security have thus, increased Lesotho's visibility and value to countries such as SA. As the nation's largest natural resource water has offered Lesotho a unique export commodity which has formed the foundation of a longstanding partnership with SA.

Whereas its labour force constituted the main export to S.A. this has since 1990s been challenged by its water exports. In so doing, the nation of Lesotho has arguably managed to add some weight on its side in the balance of power with its powerful neighbour.

Partnership Development: History and Achievements

Relations between the two countries have not always been smooth with conflict emerging over the independence of such a small territory within SA. Some of this tension has also been based on the access and control over Lesotho's water. SA's interest in accessing Lesotho's water resources, therefore, dates as far back as the 1950s when attempts were made to assess the feasibility of exporting water to SA. Discussions floundered given the failure to agree on payments. Another attempt in the 1960s had the same result. A further attempt in the 70s resulted in a study recommending 70cm/sec water transfer to SA and addressed the construction of hydro power generation facilities. A final study produced in 1983 further, estimated the costs for infrastructure development and concluded that there were no related political, legal or environmental issues that could not be solved (Poivey, 1997). Conflict

over access and ownership occurred alongside these discussions, as seen in the guerilla violence which erupted in 1983 over what was seen as SA's attempts to control rivers in the north of Lesotho.^{iv}

The more constructive partnership between Lesotho and SA effectively began in 1986 when the two signed an agreement^v marking the start of the Lesotho Highland Water Project (LHWP), one of the world's largest infrastructure projects. The agreement essentially, allowed water to be collected and transferred from Lesotho's Maluti Mountains to SA. In return, Lesotho would gain vital export revenues of roughly \$60 million per year (at 1983 prices).

Funding would also be provided for infrastructure development in two areas. Firstly, in harnessing 72 megawatts of hydro power to supply Lesotho's electricity needs reducing dependence on oil imports. Secondly, in the construction of a network of channels and dams to store and direct water towards SA (see Poivey, 1997). SA on the other hand, gained access to vital water reserves necessary for its economy, particularly for its industrial regions (Swatuk, 2009). Importantly, for a small, developing, resource poor state such as Lesotho, funding for developments relating to water transfer was to be provided by SA. This ranged from costs associated with project implementation to maintenance, with Lesotho bearing little or no financial costs. Project management was given to the Lesotho Highlands Water Authority (LHWA) established in 1986.

The LHWP covers the period 1990-2017 with successive phases going further distances to catch and deliver water to SA. This includes the redirection of water flowing southwest to the north, towards SA. An expected four dams are to be built by the end of the project in 2020 when 82 cubic metres of water and roughly 40% of the Orange-Senqu River's capacity are expected to have been transferred SA.

iv. This erupted as continued droughts in SA led to fears that it would attempt to secure water for the Transvaal province of SA.

v. The Treaty on the Lesotho Highland Water Project between the Government of the Kingdom of Lesotho and the Government of the Republic of SA by moving into Lesotho's territory.

The last two decades have, however, witnessed more functional cooperation and facilitation around the issue, marking an instance in which the creation of legally binding institutions can help to mitigate conflict in a scenario of historical mistrust and tension. A feasibility study in 1985 sought to investigate potential environmental impact on tourism, health, water quality and fisheries, cultural heritage and conservation, agriculture and land use and on the social structure and rural economy. The LHWA subsequently designed a plan to respond to these areas focusing on issues such as environmental education for those affected by the project and the development of a GIS (Geographic Information System) to manage land use, planning and the watershed system. An estimated \$39 million or 4% of project costs (in 1989) would cover compensations, environmental and rural development costs (Poivey, 1997). Attempts were also made to identify and preserve potentially endangered species, (e.g. varieties of alpine flora). Lesotho's network of partners extends beyond SA to include international development and financial institutions including the WB (largest donor), the UNDP, the African and European Development Banks who assisted the nation in meeting its financial obligations under the first leg of the project. The network also includes a number of international private firms hired to carry out the construction of the dams and channels. Together these entities are involved in Africa's largest ever infrastructure project worth an estimated US\$8 billion (see Agbazue, 2008). Much has been invested in this project from both sides over the years. For SA it has spent significant resources in getting the project underway while justifying to its own people the expense of helping to create jobs in another country while accessing water that to some extent would have flowed naturally into its own territory (see note two). It has also built a number of clinics and health centres in Lesotho which may assist in bolstering its image within Lesotho and the region. For Lesotho, the investment lies not only in cash but in the dreams and expectations for subsequent growth and development in a number of ways. The project has represented a significant source of employment, even though this has declined as the rate of

construction declines. The project has been instrumental in assisting Lesotho in overcoming the physical burdens of accessing and utilizing its main natural resource as a developmental tool thanks to infrastructure investments from SA and donors. The LHWP has also helped to address the issue of high transport costs faced by landlocked states given the construction of roads and bridges which have connected formerly remote areas with the rest of the country and region. Remote communities are also more accessible to tourists and visitors to Lesotho, further encouraging policy in this area. This is important as Lesotho attempts to diversify its economy and income sources. Thus, efforts to access, share and use water can also have spill-over effects in encouraging the development of related industries. Significantly, the project has the potential to offer Lesotho a local and sustainable source of energy while reducing imports. In the 1990s for instance, electricity imports accounted for 90% of the nation's energy use (Poivey, 1997). Today, 90% of its electricity is generated locally in the summer and roughly 75% in winter periods. Dam construction has also brought with it a number of other related developments. These have come in the form of increased access to healthcare, an important consideration in a society with a number of health concerns. Important socio-political developments have also emerged with the growth of a middleclass, particularly in the capital city of Maseru. Construction has seen higher salaries with administrators, engineers, among others being able to command salaries that would otherwise have been improbable. An avenue has also been provided for the Mountain Kingdom to attract and utilize some of its talented human resource, most of which usually head to SA even as the unskilled also now have more opportunities within their homeland. The creation of a middle class is important given its implications for democracy, transparency and accountability. This is so given the positive link that has been made between the development of a middle class and the push for democracy and good governance (see e.g. Chabal, 2004:249). Beyond the local, the relationship with SA has also brought Lesotho more attention in terms of its relations with countries in the region as it is seen as a close ally to SA. This

is both positive and negative, with implications that the mistrust which sometimes follows SA may also be leveled at Lesotho, even as it struggles to gain an independent voice from SA in regional relations. Access and control over water resources has therefore, been a source of conflict, even as it has provided the means through which both nations have been able to forge and reconfigure diplomatic relations over the last sixty years. Through negotiation and exchange, both countries have been able to arrive at an agreement that has brought mutual gains. This has been achieved through the creation of a viable market in the trade of national (now regional) resource. In so doing, demonstrating ways in which countries can cooperate in addressing growing problems relating to the use and access of water, including instances where this concerns both cross-border flow and where one country has sole access over the resource. The result is the fostering of a mutually beneficial relationship between partners and a model for how positive diplomatic engagement can be fostered. Cooperation at this level is also relevant where efforts at wider functional cooperation or regionalism may be difficult or slow to obtain, particularly where there is a history of contention or conflict between states.

Fall Outs from the LHWP

This is not to suggest that the project has had no negative impact and by extension that such cooperation does not carry its own complexities. This has been clearly underlined by the successful cases of corruption that have been brought against a number of international engineering companies, a former chief executive of the LHW A and a South African. With this has come recognition that the original agreements may not have been properly designed and lacked sufficient checks and balances. Measures have since been introduced to increase transparency and accountability (see Agbazue, 2008).

In particular, environmental concerns and population dislocation have emerged as a direct result of the LHWP, demonstrating the complexities involved in striking a balance between sustainability and development in

such projects. While original assessments had projected little environmental fall-out from the project such projections appear to have been understated. For instance, the approximately 1.5% of the population has been directly affected (Hoover, 2001). Many of these are subsistence farmers and suffered from the loss of grazing and arable land, accelerating the nation's dependence on imported foods (Poivey, 1997). It has since been reported that around 30,000 people around the Mohale Dam have lost their livelihoods (Afrol News, 2010).

Lesotho has more recently experienced droughts which have ironically seen it buying water from SA. This is so as the original agreement prevents Lesotho from accessing any of the water that runs through the SA built network, even though this water is being sourced from its own lands. The result is that local industries (including textiles) and its citizens in some areas have suffered from lack of sufficient access to water. An agreement has since been signed with the WB aimed at securing a more sustainable supply of water to its people. ^{vi} Thus, while Lesotho may not have had to pay for costs related to dam construction, the country appears to have locked itself into an inflexible agreement which threatens disenfranchises its own population.

Compensating citizens with alternative arable land has also not been very feasible given the scarcity of such land. Another form of compensation saw families being given 1,000 kilograms of maize each year for a period of 15 years for every hectare of land lost to the project. However, this is not sufficient to feed an average sized family for a year (Poivey, 1997). Complaints have also emerged concerning the failure of the LHDA to honor agreements concerning compensation for lost property and livelihoods (see e.g. Akindele and Senyane, 2004). Thus, whereas the construction component of the LHWP has seen much success it is possible that less attention was placed on mitigating related social problems. What this suggests is the need for a more harmonious pairing of infrastructure development and protecting the rights of locale populations, or in the least, ensuring the population is not left

vi. According to Afrol News, October 5, 2009.

worse off from such development. This is a difficult balance to obtain, particularly where the lives of locales are inextricably linked to their lands: 'Our lives are now in trouble. Our land, which is our life, has been taken.'^{vii}

The sustainability of compensation payments and the long-term effect on families is also a consideration, particularly as the project nears its completion and families become accustomed to receiving payouts without accompanying efforts at retooling, retraining and economic diversification. Sustainable dam development and water management in this regard, is not simply about dam construction. Rather, sustainability is also about the livelihoods and future prospects of affected communities.

Finally, even as tourism income and numbers have increased there is also concern that greater access could result in further destruction of the environment and ecological balance of the Mountain Kingdom. A number of non-governmental organisations (NGOs) have already sought to highlight some of the social problems that have resulted from dam construction (see e.g. Akindele and Senyane, 2004).

Water Diplomacy

This case has illustrated the role of bilateral arrangements in assisting small developing states to explore and mobilize water resources. Functional cooperation at the sectoral level is shown to deliver benefits to partners with each exchanging resources for mutual gain. The LHWP also demonstrates the spill-over effects of cooperation, in the development of related industries such as tourism and in the transport and energy sectors.

Water is thus presented, as source and solution for conflict not only across countries but also as it relates to the effect of such activities on local populations. Here water becomes a tradable commodity (with the creation of catchment, distribution and storage channels) facilitating export from one

country or region to another. The conduct of water diplomacy for national development has led to the emergence of a whole industry of direct and related jobs, infrastructure, communities and relations being built around this commodity in such a way as to reduce the potential for conflict. In such a case, water becomes a central area of diplomatic relations and cooperation across countries. Water then becomes a significant source for development income for countries that have little comparative advantage, limited resources and growth options.

Water diplomacy is also about the whole network of international actors, both state and non-state (e.g. private companies, international development agencies, NGOs, etc.) that conglomerate around this resource and who try to impact its access, management and use. The Lesotho-SA case shows that this interaction is not always open but can give rise to opportunities for corruption and other illegal activities, particularly where agreements are poorly designed or insufficiently monitored.

The conduct of water diplomacy, however, requires specific skills and competencies, a fact that may become more significant as dialogue and engagement is heightened across countries. More attention may be placed on the need for capacity development and training on the law and policy of water diplomacy. This is important if countries are to obtain the best deal for their people even as they seek to ensure a win-win from such agreements. As seen in Lesotho's case this is particularly relevant where one partner is small, under-resourced and already economically dependent on the larger partner. Risk mitigation also becomes an important skill in such arrangements. This is not only in terms of environmental impact assessments and avoiding social dislocation but importantly in planning and forecasting to reduce conditions that may encourage political and diplomatic fall-outs.

It is important to note too that the conduct of Water diplomacy can also offer another arena for the unfolding of 'great power politics. This is a relevant consideration given concerns over the pressure that might have been exerted by SA over its smaller and poorer neighbor to get the agreement underway (see e.g. Poivey, 1997). Such concerns are not without foundation, with authors such as

vii. A female settler in the Sekokoaneng village, located in the area around Lake Mohale where the Mohale Dam is now located (Hennig, 2009).

Odén already noting the political and economic dominance of SA in the Southern African region (1999: 167 and 171-172). Indeed, another discussion could address the extent to which the arrangement between the two can be said to be a true partnership, particularly where Lesotho has little say in the terms of its arrangements with SA. Nonetheless, it is still the case that the arrangement between the two has enabled diplomatic cooperation and association founded upon mutual benefit as opposed to a one-sided relationship. The conduct of diplomatic relations at this level has gone some way in helping both countries to mend some tensions that existed prior to the conclusion of this partnership, allowing peaceful interaction within specified terms and on a specific issue. Much of the diplomacy, however, still needs to be waged within Lesotho itself. This is particularly as it relates to reigniting a dialogue among its population as to the impact of sustained dam construction, reviewing compensation schemes and the ill-effects of the LHWP and identifying more sustainable ways in which the project can help to ameliorate more citizens out of poverty into long term economic and social security.

Conclusion

Water diplomacy, therefore, involves negotiation, bargaining and exchange all aimed at conflict mitigation and resolution over the access and use of water resources between countries. This in turn has implications for the economy, politics and peoples in partnering territories. These can be complex, carrying both negative and positive consequences for those involved. Positives may be in the form of increased access to a vital resource necessary for business and industry for the recipient country. For the source, there is access to technology, infrastructure, income, employment and opportunities to identify and develop spin-off industries while increasing its standing among its neighbours. Ultimately, the prospects for all include the opportunity to reduce risks which could lead to conflict over such resources, as well as, increased growth and development. Nevertheless, trade in water may also carry negative consequences, including population dislocation, environmental degradation and

opportunities for corruption where agreements are not properly monitored. Countries may also find themselves locked into an inflexible agreement which does not allow response to changing economic and social needs. The extent to which one can predict the future is limited and concerns may be raised where a contract is too flexible. Nonetheless, there is need for responsiveness to be built into such arrangements to ensure that benefits are sustained for all stakeholders.

Finalising the terms of agreements under water diplomacy may also be a lengthy process, requiring iterative contact between potential partners over a number of years. In the case of Lesotho and SA an agreement was reached only after decades of dialogue and after a number of thwarted attempts. This represents a significant investment in time and research but may be necessary where there is a history of political tension or mistrust.

Underlined here too, is the importance of negotiating capacity and expertise in the area of water diplomacy, particularly on the part of the smaller and weaker partner, to ensure that it secures adequate economic benefits while obtaining a balance between growth and a sustainable future for those most likely affected by such massive construction projects. Lesotho has, therefore, learnt vital lessons from its experience with SA that may be of use in future extensions of the project. This is important as it contemplates, extending its trade in water to neighbours, including Botswana. Such plans may test the relationship between Lesotho and SA while giving rise to the need for renewed and extended diplomacy around the transfer of water across SA to other countries, potentially using the SA built network. Such diplomacy also needs to take place in a setting which ensures that Basotho are able to access their own resources.

References

- Addams, Lee, et al. (2009). *Charting Our Water Future: Economic Frameworks to Inform Decision Making*, 2030 Water Resources Group.
- Afrol News (2009). 'Lesotho Signs \$25 Million Agreement with WB', October 5, 2009.

- <http://www.afrol.com/articles/34335>. Accessed January 18, 2010.
- Agbazue, Tagbo G. (2008). *Report on Benchmarking Anti-Corruption Initiatives in Africa*, Johannesburg, S.A and Lilongwe, Malawi: African Institute of Corporate Citizenship.
- Akindele, Femi and Senyane, Relebohile, eds. (2004). *The Irony of the 'White Gold'*, Morija, Lesotho: Transformation Resource Centre.
- Chabal, Patrick (2004). 'The Quest for Good Government and Development in Africa: Is NEPAD the Answer?' *Braving the New World: Readings in Contemporary Politics*, Thomas Bateman and Roger Epps (eds.), Toronto: Nelson.
- Clarke, R. and King, J. (2004). *The Atlas of Water*, London: Earthscan.
- The Economist (2000). 'Preventing Conflicts in the Next Century', in *A Special Publication: The World in 2000*, 51-52.
- Hennig, Rainer Chr. (2009). 'Lesotho - Water of the Future-Waters of the Past', *Afrol News*. Available at: <http://www.afrol.com/features/10591>. Accessed: January 4, 2010.
- Hoover, Ryan (2001). *Pipe Dreams: The World Bank's Failed Efforts to Restore Lives and Livelihoods of Dam-Affected People in Lesotho*, Berkeley, California: International Rivers Network.
- Odén, Bertil (1999). 'New Regionalism in Southern Africa: Part of or Alternative to the Globalization of the World Economy', *Globalization and the New Regionalism*, Björn Hettne, Andrés Inotai and Osvaldo Sunkel (eds.), Houndmills, Basingstoke: Macmillan, 1999: 155-180.
- Poivey, Yannick (1997). 'Lesotho Water Exports', *TED Case Studies*, Case 196. Available at: <http://www1.american.edu/TED/LESOTHO.HTM>. Accessed: January 8, 2010.
- Swatuk, Larry (2009). 'The Africans Don't need us to 'Save' Them', *TheRecord.com*, September 1, 2009. Available at: <http://news.therecord.com/Opinions/EditorialOpinion/article/591723>. Accessed: January 5, 2010.
- UNC Centre on Diplomacy at the Annenberg School (2010). 'What is Public Diplomacy'. Available at: http://uscpublicdiplomacy.com/index.php/about/what_is_pd. Accessed: 18.01.10.

Importance stratégique de l'eau virtuelle des céréales en Algérie : Constat et perspectives

B. Mouhouche et S. Lani

École Nationale Supérieure d'Agronomie (ENSA), ex INA d'Alger, Algérie



Résumé

L'Algérie est classée parmi les pays les plus déficitaires en eau. De part son appartenance à la zone géographique du « Middle-East and North Africa (MENA) » et la quasi-totalité de son territoire (87 %) classé en zone désertique, sa pluviométrie moyenne annuelle varie de 1600 mm dans l'extrême nord-est à 12 mm à l'extrême sud-ouest. Néanmoins, la pluviométrie moyenne du territoire, toutes zones confondues n'est que de l'ordre de 89 mm.

De ce fait, l'Algérie est classée parmi les 13 pays africains qui souffrent le plus du manque d'eau. En effet, avec moins de 500 m³/habitant/an d'eau renouvelable, l'Algérie dispose de moins de 50 % du seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1 000 m³ par habitant et par an.

Afin d'assurer sa sécurité alimentaire à la fin de la prochaine décennie, il faudra mobiliser entre 15 et 20 milliards de m³/an, tout en sachant que les potentialités du pays ne sont que de 17 milliards de m³/an (ANRH, 2008) et que la mobilisation actuelle n'est que de 5 à 6 milliards de m³/an.

Conscients de l'importance du facteur eau pour une meilleure stabilité politique du pays et pour tout développement économique et social, et dans un souci d'une meilleure maîtrise des différents aspects du manque d'eau, en général et dans le secteur de l'agriculture en particulier qui consomme environ 70 % des eaux mobilisées annuellement, nous essayons de mettre un peu de lumière sur les différents aspects de « l'eau virtuelle » contenue dans les céréales qui constituent, depuis fort longtemps, le principal produit alimentaire d'importation.

Ces céréales recèlent des quantités impressionnantes d'eau silencieuse et invisible qui nous vient d'ailleurs, et qui est journalièrement consommée par le citoyen sans qu'il ne s'aperçoive, dans la plupart des cas, pire encore, il n'arrive pas à admettre cette idée, tellement que ces quantités sont grandes et difficiles à imaginer pour un non connaisseur, pour ne pas dire profane.

En effet, les résultats de notre étude montre que ces dernières années, chaque algérien consomme l'équivalent de plus de 1 000 litres d'eau (1 m³) par jour importés et contenus dans sa ration alimentaire journalière.

De plus, nous avons confirmé que cette *eau virtuelle* a depuis fort longtemps constitué un atout pour contrecarrer les problèmes du manque d'eau qu'a connu notre pays et qu'il connaîtra, malheureusement pour longtemps, pour ne pas dire éternellement, sauf si un miracle technologique arrive à bouleverser la situation (et j'y crois vraiment beaucoup), comme par exemple l'abaissement du prix de revient du m³ d'eau dessalinisé suite à une meilleure maîtrise du processus par l'utilisation d'une énergie peu coûteuse, telles que les différentes formes d'énergies renouvelables et propres dont regorge notre grand pays (énergie solaire, éolienne et géothermique).

Mots clés : eau virtuelle, ressources hydriques, céréales, importation de produits alimentaires.



Introduction

L'Algérie est classée parmi les pays les plus vastes du globe, avec une surface totale de 238 millions d'ha. Néanmoins, les zones désertiques impropres à l'agriculture en dehors des oasis et les zones steppiques à vocation d'élevage extensif, représentent les 9/10ème du territoire national. Ajouter à cela le caractère montagneux de la partie nord du pays, et plus de 33% des surfaces cultivées ont une pente supérieure à 12,5 %, ce qui pose des problèmes d'érosion et de conservation des sols.

De ce fait, sa SAU moyenne est de 7 à 8 millions d'ha, soit 3,2 % de la surface totale, pour une population qui dépasse les 34 millions d'habitants.

Ainsi l'Algérie est classée parmi les pays les plus démunis en surface agricole. En effet, la SAU par habitant est inférieure à 0,25 ha, jachère comprise. Si l'on prend en considération les surfaces non cultivées annuellement (jachère et autres), estimées à 3 millions d'ha, la surface par habitant ne serait que de l'ordre de 0.12 à 0,15 ha/habitant (Anonyme 1996).

Le problème du manque de SAU est encore plus aggravé par la réduction des surfaces irriguées. En effet, bien que les surfaces irrigables soient estimées à environ 1.5 millions d'ha, les surfaces effectivement irriguées sont estimées à environ 470 mille ha (avant programme PNDA), soit moins de 6.3 % de la SAU, ce qui représente un ratio de moins de 1,5 ha pour 100 habitants.

De ce fait, l'agriculture pluviale est de loin plus importante que l'agriculture irriguée. Néanmoins, elle ne peut se pratiquer que dans l'isohyète supérieure ou égale à 450 mm/an qui ne couvre que 4.8 millions d'ha, le reste, soit 3.2 millions d'ha (Hammiche, 1993), doivent recevoir une irrigation intégrale ou au moins des irrigations d'appoint. Malheureusement, les potentialités hydriques destinées à l'irrigation ne peuvent couvrir que les besoins d'environ 470 mille ha (avant le programme du PNDA de 2000).

Etant dans l'impossibilité d'étendre les surfaces cultivables, en général, et les surfaces irriguées, en particulier à cause du manque de ressources hydriques qui représentent le principal handicap pour l'intensification de l'agriculture algérienne (Mouhouche. et Guemraoui, 2004), l'Algérie a recours à des

importations massives de produits alimentaires stratégiques de grande consommation courante telle que les céréales, le sucre et les matières grasses autres que l'huile d'olive. Ainsi en 2007, ces trois catégories de produits, ont représenté, à eux seuls plus de 82 % des importations en volume, dont 59 % pour les céréales de consommation humaine, estimées à 47 millions de quintaux d'une valeur de 1,9 milliards de \$, auxquelles il faut ajouter environ 22 millions de quintaux destinés aux semences et surtout à l'alimentation animale (Statistiques agricoles, 2007). Ces statistiques montrent que malgré une production moyenne nationale de céréales, toutes espèces confondues, de 23 millions de quintaux/an durant la période de 1988 à 2001, voir même 35 et 40 millions de quintaux en 2005 et 2006, il n'en reste pas moins que le manque à combler par des importations varie, ces dernières années de 30 à 60 millions de quintaux par an.

Ces grandes quantités de céréales importées recèlent virtuellement des quantités très importantes d'eau que beaucoup de spécialistes ignorent malheureusement.

C'est dans ce cadre que s'inscrit notre étude qui a pour but de quantifier ces quantités faramineuses d'eau miracle appelée « eau virtuelle » qui vient d'ailleurs sous forme de produits divers, en l'occurrence, les céréales en ce qui nous concerne, pour cette première étape (la deuxième étape étant consacrées à tous les produits alimentaires).

Malgré tous les aspects négatifs de cette « eau virtuelle », elle a au moins un aspect positif et de taille, puisqu'elle a toujours été notre bouée de sauvetage tant que les moyens financiers d'importation le permettaient, ce qui nous a permis de parer au plus pressé en attendant les meilleurs jours, qui tardent d'ailleurs à venir.

Pour la présentation de notre document, nous adopterons la démarche suivante, qui consiste à :

- définir, les différents concepts de l'eau virtuelle,
- mettre en relief le niveau de consommation de l'eau virtuelle
- mettre en évidence l'eau virtuelle des produits agricoles les plus importants,
- montrer l'importance de l'eau virtuelle des céréales.

Les différents concepts de l'eau virtuelle

Afin de mieux comprendre le concept de l'« eau virtuelle », nous passons en revue la définition qui nous semble adéquate pour expliquer ce concept.

Selon Kerbart 2004, l'expression « eau virtuelle » a été créée au milieu des années 80 par des économistes israéliens qui s'étaient aperçus que l'exportation de l'eau « rare » israélienne sous forme de produits agricoles était totalement absurde du point de vue économique.

Mais c'est au début des années 90 que le concept a été défini pour la première fois par le professeur Allan, et repris par la FAO et qui considère, entre autres définitions que : « l'eau virtuelle est la quantité d'eau utilisée dans le processus de production d'un bien économique ».

Comme le montre la figure 1, l'eau virtuelle est subdivisée en deux grandes parties, l'eau verte et l'eau bleue, selon son origine et son utilisation.

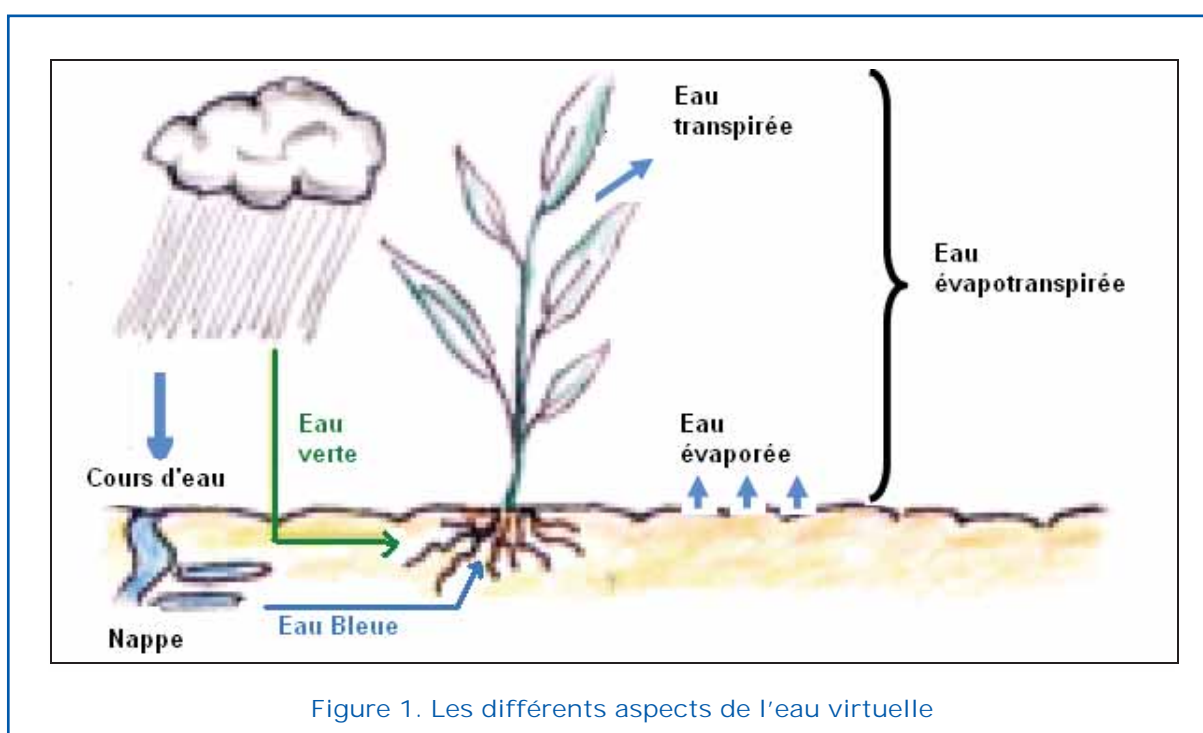
En effet, la distinction entre eau verte et eau bleue a été proposée par Falkenberg en 1995. La première est appelée « eau verte » à cause de son utilisation strictement par les cultures, suite à son stockage et/ou son transit dans la frange de sol prospectée par les racines

des cultures. Par extension, certaines fractions de l'eau capillaire ou apports phréatiques, qui étaient, initialement, « eau bleue » deviennent « eau verte ».

Cette catégorie qui représente environ 60 % des précipitations qui arrivent à la surface du sol ne nécessite pratiquement aucune dépense pour son utilisation, si ce n'est quelques opérations culturales qui contribuent à augmenter la capacité de stockage des précipitations dans les parcelles de culture, tels que les labours superficiels, les défoncements, les rootages et les sous-solages, ou encore les aménagements de la surface du sol qui permettent de stopper, ou tout au moins de ralentir les écoulements superficiels par ruissellement hors des parcelles cultivées. Ces techniques sont connues sous l'appellation de « techniques de collecte des eaux pluviales », qui sont un excellent moyen de valorisation des précipitations.

D'un point de vue économique, l'eau verte est une ressource majeure, mais malheureusement, elle reste encore mal connue et sous-évaluée, pour la production agricole mondiale.

La seconde est qualifiée « d'eau bleue », à cause de son caractère « hydrologique et/ou hydrogéologique puisqu'elle concerne toutes les eaux d'écoulement superficiel et celles emmagasinées dans les couches profondes du sol (nappes superficielles et profondes).



L'eau bleue nécessite souvent de gros moyens matériels et financiers pour son stockage et son utilisation (stockage, mise en pression, transport et distribution à la parcelle et parfois traitement).

pays (Égypte, Arabie Saoudite et l'Algérie), soit une moyenne d'environ 700 l/hab./jour. Quant aux exportations elles étaient estimées à environ 14 milliards de m³ et ne concernent que trois pays (Tunisie, Soudan et Mauritanie) (tableau 1).

Importance de l'eau virtuelle des produits alimentaires dans les pays Arabes

Les pays du monde Arabes sont de gros importateurs d'eau virtuelle, en effet en 2001 ces importations étaient estimées à 75 milliards de m³/an, dont plus des ¾ pour trois

Importance de l'eau virtuelle dans l'alimentation

Si un être humain n'a besoin que de 1 à 3 litres/jour pour boire et 25 à 100 litres pour ses usages domestiques, il lui faudra, par contre de 1000 à 6 000 litres par jour sa nourriture

Tableau 1. Quantités estimées d'eau virtuelle contenues dans les produits alimentaires importés par les pays Arabes (1997-2001)

Algérie	12 397	Libye	3 237
Arabie Saoudite	13 863	Maroc	2 419
Bahrein	680	Mauritanie	-2 ¹
Djibouti	326	Oman	2 860
Égypte	18 171	Palestine	?
Émirats arabes unis	3 362	Qatar	425
Irak	2 180	Somalie	572
Jordanie	3 467	Soudan	-6 960
Komores	?	Syrie	1 014
Koweït	2 784	Tunisie	-6 900
Liban	4 200	Yemen	3 375

1. Les chiffres négatifs indiquent que les exportations excèdent les importations. Ainsi, la Mauritanie est exportateur net de bétail et la Turquie de céréales et de bétail.

Tableau 2. Quantité d'eau nécessaire à la production d'aliments en Afrique du nord et au Moyen-Orient

Produit	Unité	Milliers de m ³ d'eau par unité	Produit	Unité	Milliers de m ³ d'eau par unité
Bovins	tête	4	Viande de mouton	tonne	10
Ovins et caprins	tête	0,5	Citrons	tonne	1
Céréales	tonne	1,5	Huile d'olive	tonne	2
Viande de bœuf	tonne	20	Légumes	tonne	1
Volaille	tonne	6	Racines et tubercules	tonne	1

selon son régime alimentaire. Ainsi selon Turton (2000), l'eau invisible que consomme un individu est 35 à 55 fois plus grande que l'eau visible. Donc cette notion d'eau virtuelle permet de mettre en évidence cette eau silencieuse et invisible que tous les êtres vivants consomment journalièrement, souvent sans s'en apercevoir.

Mise en relief du niveau de consommation de l'eau virtuelle

Les différences dans l'utilisation de cette eau, sont frappantes d'un continent à l'autre. C'est ainsi qu'en Asie, on en consomme en moyenne 1 400 l/hab./j, ce chiffre avoisine les 4 000 l en Europe et 5 400 l aux Etats-Unis (Hoekstra et Hung, 2002 ; Kerbart (2004). Ces chiffres montrent l'importance du régime alimentaire d'un pays sur les quantités d'eau à mobiliser annuellement en vue de couvrir ses besoins alimentaires.

Facteurs déterminants les échanges de l'eau virtuelle

Trois facteurs majeurs déterminent l'importance de l'importation de l'eau virtuelle dans un pays :

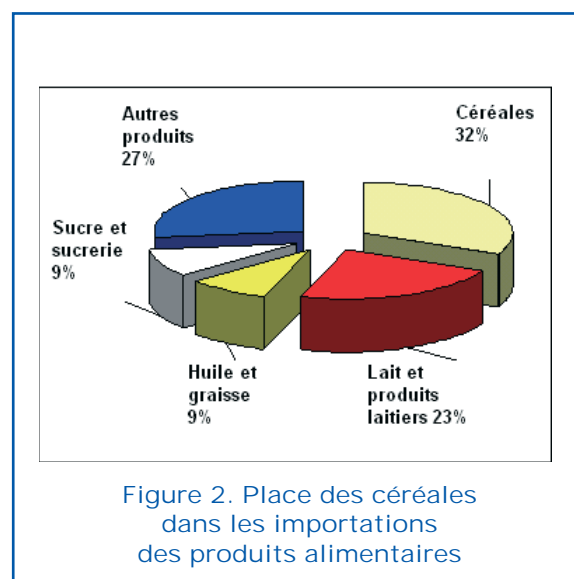
- le premier est le volume global de la consommation. Celui-ci est directement relié à la richesse d'un pays. c'est pourquoi des pays comme les Etats-Unis, l'Espagne ou la Suisse arrivent en tête.
- un deuxième facteur est le mode de vie des habitants, en effet, une alimentation riche en viande augmente considérablement la consommation en eau d'un pays, chaque américain mange ainsi 120 kg de viande par an, trois fois plus que la moyenne mondiale !
- le troisième facteur est le climat défavorable de certains pays, particulièrement chauds qui se caractérisent par une demande climatique extrêmement élevée, qui diminue la productivité de l'eau agricole.

L'eau virtuelle contenue dans les céréales en Algérie

Le choix de la spéculation

Le choix des céréales comme cas pratique d'étude est dicté par l'importance stratégique, économique et sociale de ces cultures en Algérie, en effet :

- le blé représentait 30 % du volume total des échanges d'eau virtuelle des cultures entre les pays, loin devant le soja, qui ne représente que 17 % et le riz 15 % durant la période de 1995 à 1999.
- L'Algérie se classe parmi les dix premiers pays importateurs de céréales, et est classée premier importateur de blé dur.
- Entre 70 et 80% des besoins en céréales sont importés en moyenne annuellement.
- En algérie, les céréales occupent 40% de la SAU, avec un rendement moyen national d'environ 10 q/ha (période 1986 à 2000. Ces rendements sont parmi les plus faibles à travers le monde.
- Les cultures céréalières sont très extensives, puisque seulement 2,4% de leurs surfaces sont irriguées (pour la plupart intégralement dans les zones sahariennes).
- Bien qu'à l'échelle de la planète, le blé ne représente que 20% des échanges commerciaux, il n'en reste pas moins qu'en Algérie, les céréales représentent 32% des produits agricoles importés par l'Algérie (figure 2).



les céréales sont des cultures pluviales ^a, et l'Algérie est l'un des pays les plus arides de la méditerranée avec non seulement des précipitations ne dépassant pas les 380 ^b mm en moyenne dans la frange nord des hauts plateaux, mais aussi avec une irrégularité spatio-temporelle, indiquant une dépendance climatique contraignante de ces cultures.

Les critères d'analyse

Avant de procéder au développement de notre analyse, il nous faut préciser les paramètres de référence qui seront utilisés simultanément :

- le choix d'une période de 18 ans, de 1988 à 2006, ce qui nous a permis de considérer l'avant et l'après PNDAR ^c,
- le deuxième paramètre relève des ressources en eau disponibles en Algérie,
- on a également considéré les ressources en eau théoriquement utilisées dans la production des céréales, en utilisant le tableau d'équivalence de la FAO,
- finalement, nous avons étudié les importations et les exportations des céréales pour les années 1998 et 2006.

Evolution de la production céréalière en Algérie

Au cours de la période 1989-2001, la superficie récoltée des céréales d'hiver occupe en moyenne annuellement une superficie de l'ordre de 2,4 millions d'ha, représentant ainsi les deux tiers (65,1 %) de la superficie totale emblavée.

La figure 3 représente la répartition moyenne des surfaces récoltées par espèce de céréales, qui se présente comme suit :

- 44 % pour le blé dur,
- 34 % pour l'orge,
- 19 % pour le blé tendre et
- 3 % pour l'avoine.

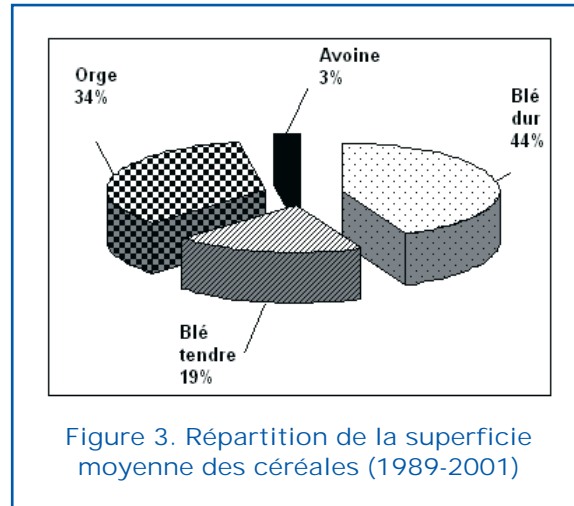


Figure 3. Répartition de la superficie moyenne des céréales (1989-2001)

Les céréales d'été sont très minoritaires à cause de leur exigence en eau durant la période estivale durant laquelle les ressources hydriques, sous toutes leurs formes se raréfient.

La figure 4 ci-contre montre une fluctuation dans les niveaux de production céréalière entre 1989 et 2006, avec une production maximale de 4,9 Mt en 1995 et seulement 0,87 Mt en 1997, soit une fluctuation de 563 %, pour une production moyenne de 2,3 Mt/an, ce qui dénote une très grande instabilité dans la production céréalière et sa dépendance vis-à-vis des aléas climatiques. De plus avec ces fluctuations, l'Algérie sera toujours dans l'insécurité alimentaire et fera toujours appel à des importations plus ou moins importantes selon les années.

Utilisation des ressources hydriques ans la production céréalière

Si l'on considère que la production céréalière Algérienne n'utilise que l' *eau virtuelle* dite « *eau verte* », puisque seulement 2,4% des surfaces céréalières sont irriguées annuellement, pour la plupart dans les zones sud du pays. Le reste des surfaces emblavées (environ 2,4 millions d'ha) se situe pour la plupart dans la partie nord des hauts plateaux et des plaines intérieures, qui reçoivent entre 350 et 400 mm de pluie par an.

Pour cela, nous considérons, pour nos calculs une moyenne annuelle de 380 mm, soit 3 800 m³/ha/an. Ainsi l'eau verte consommée annuellement par les céréales avoisine les 9 milliards de m³ de pluie, soit l'équivalent

a. Culture dont le cycle végétatif coïncide avec la répartition temporelle de la pluviométrie.

b. Moyenne des précipitations des stations de l'ONM (nord et hauts plateaux)

c. Plan national de développement agricole et rural (2000-2005)

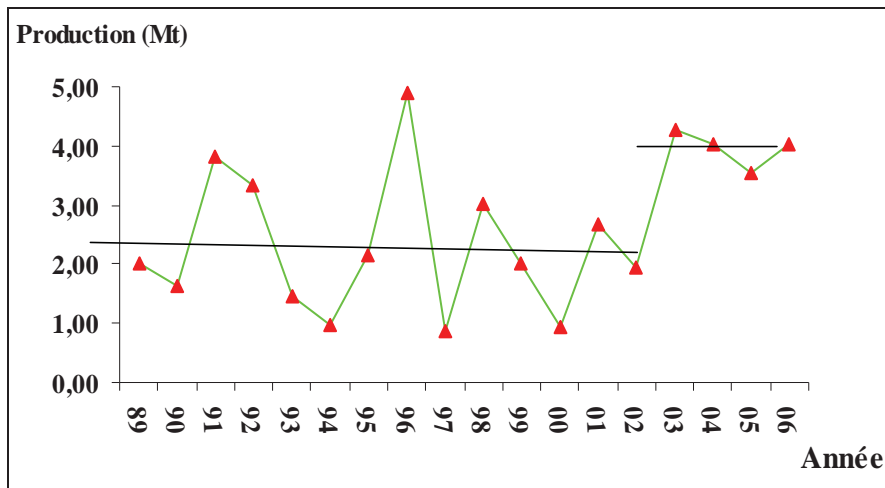


Figure 4. Évolution de la production céréalière en Algérie (Mt), période (1989-2006)

de 166% de l'eau mobilisée annuellement sur tout le territoire national. Le rendement moyen des céréales, toutes espèces confondues, durant les vingt dernières années étant de l'ordre de 1 tonne/ha, l'eau verte consommée équivaut à $3,8 \text{ m}^3$ d'eau/kg de céréale. Néanmoins, pour une efficacité des pluies de 80 %, cette consommation est estimée à $3 \text{ m}^3/\text{kg}$. Cette consommation représente plus du double du chiffre moyen donnée par la FAO, (2005). En d'autres termes, le kg de céréale produit en Algérie nécessite 2 fois plus d'eau, ou encore une surface double pour produire le même kg de céréale par rapport à la moyenne mondiale.

Importance de l'eau virtuelle des céréales importées

Si l'on prend comme référence d'importations des céréales de l'année 2007 qui sont estimées à 4,7 millions de tonnes, et si l'on considère le ratio de $1\,500 \text{ m}^3$ d'eau/tonne de céréales (FAO, 2005), la quantité d'eau virtuelle contenue dans les céréales d'importation sont de l'ordre de 7,1 milliards de m^3 , mais malheureusement, si cette quantité devait être produite en Algérie, ses besoins en eau seraient doubles, soit environ 14,2 milliards de m^3/an . Cette quantité représente malheureusement 84 % de toutes les potentialités en eau renouvelables par an. Ce qui est encore plus frappant est que les

estimations de la FAO (2005) considèrent que l'Algérie ne pourra en aucun cas utiliser plus de 6 milliards de m^3/an pour l'irrigation. Ce chiffre est revu à la hausse par le Ministère des ressources en eau, soit 8 milliards de m^3/an .

Les deux contraintes simultanées de manque de SAU et de ressources hydriques montrent à quel point il est plus que judicieux de maintenir l'option d'importation des céréales tant que les moyens financiers du pays le permettent, cela ne veut surement pas dire que l'Algérie restera l'éternel pays importateur de céréales, à la merci des aléas des marchés internationaux.

Conclusion

Bien que le concept "d'eau virtuelle" soit évoqué depuis une vingtaine d'années par les spécialistes de l'eau, et malgré son importance dans nos échanges commerciaux depuis fort longtemps, ce concept reste complètement méconnu et ignoré dans la stratégie de gestion de nos ressources hydriques.

Nous pensons qu'il est temps de commencer à y penser, car "l'eau virtuelle" a toujours été, et elle le sera encore pour longtemps, notre bouée de sauvetage, quant à notre alimentation, tant que nos moyens financiers d'importation de produits agricoles le permettent.

Malheureusement, le revers de la médaille est toujours plus douloureux qu'on ne le pense. En effet, le fait de dépendre des marchés internationaux pour un produit aussi important, en l'occurrence les céréales, met l'Algérie dans une situation d'insécurité permanente, particulièrement avec tous les aléas et les perturbations que connaissent ces derniers temps ces marchés (disponibilité, fluctuation des prix, monopole etc...)

Il est vrai que l'Algérie sera toujours dépendante, en partie, des marchés internationaux pour l'alimentation de sa population toujours croissante et plus exigeante. Néanmoins, il s'agira pour nous d'essayer toujours de diminuer au maximum cette dépendance par une meilleure gestion du peu de ressources hydriques dont nous disposons et d'utiliser en dernier recours cette «eau miracle» qui vient d'ailleurs comme palliatif à notre manque d'eau.

C'est ainsi que l'Algérie importe des quantités importantes de produits alimentaires, particulièrement des céréales qui permettent, non seulement de nourrir la population à un prix raisonnable. En effet, les céréales (par exemple) sont généralement subventionnées dans la plupart des grands pays qui les exportent. De plus, ces importations permettent d'économiser une ressource d'eau si précieuse pour un pays comme l'Algérie qui connaît un déficit en eau très intense et qui s'aggrave d'année en année, suite à la sécheresse qui sévit ces dernières années dans nos régions.

En définitive, bien que ça paraisse contradictoire et paradoxal, l'Algérie est sûrement gagnante actuellement à tout point de vue en important ces produits alimentaires qui recèlent virtuellement des quantités considérables d'eau que l'Algérie ne pourra jamais mobiliser actuellement pour produire l'équivalent en produits alimentaire importés.

Le Moyen-Orient et le Maghreb semblent donc gagner sur tous les tableaux, en important un produit largement subventionné qui, de plus, fait économiser une ressource précieuse. Mais le fait de dépendre du commerce international pour une ressource aussi vitale n'est pas socialement acceptable et ne constitue pas non plus une bonne stratégie politique.

Références

- Allan J.A., Professeur, 1999. Les dangers de l'eau virtuelle.
- ANRH, 2008. Rapport personnel non publié.
- FAO, 2005. FAO Aquastat.
- Hammiche B., 1993. Le marché des céréales et des légumes secs. *L'Economie* N° 2, 40-47.
- Kerbarat Sivakuma Sowmya 2004. Si vous n'avez pas d'eau, importez vos céréales ! *Courrier international* - 29 juil. 2004
- Mouhouche B. et Guemraoui M., 2004. Réhabilitation des grands périmètres d'irrigation en Algérie. Séminaire sur La Modernisation de l'Agriculture Irriguée dans les Pays du Maghreb 19 au 21 avril 2004 Rabat, Maroc.
- Statistiques agricoles, 2007. Commerce extérieur agricole, mars 2008.
- Sara Fernandez et Gaëlle Thivet, 2008. Les Notes du Plan Bleu. Environnement et Développement en Méditerranée, N° 8 Avril 2008.
- TURTON A.R., 2000. *A strategic decision-makers guide to virtual water*, Papier présenté à l'atelier de travail sur l'eau virtuelle en Afrique du Sud, à Maseru, <http://www.up.ac.za/academic/libarts/polsci/awiru>.

Conception d'une base de données pour la gestion des ressources en eau dans la plaine du Souss aval Chtouka (Maroc)

S. Naiha ⁽¹⁾ et *N. El Amrani Paaza* ⁽²⁾

- (1) Res Michlifen Imm 7 N° 1 Harhoura TEMARA, Rabat – Maroc;
Email : naiha_saadia@yahoo.fr.
- (2) Laboratoire des Sciences de l'Environnement et du Développement,
Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan Premier, B.P. 577,
Settat-Maroc. Email : namira_elamrani@yahoo.fr



Résumé

Depuis des années, la région de Souss Chtouka a connu un important développement économique lié aux activités agricoles, maritimes et touristiques et associé à une forte expansion démographique. Ceci a engendré une exploitation intense des eaux souterraines qui nécessite d'une intervention urgente. Pour ce faire, trois étapes ont été nécessaire : (1) une compilation de données hydrologiques, hydrogéologiques, géologiques, géophysiques et physico-chimiques a été réalisée, (2) une base de données régie par un modèle relationnel a été élaborée pour l'exploitation optimale de cet ensemble de données et (3) l'élaboration d'un outil opérationnel d'aide à la décision, qui s'appuie sur la conception d'une base de données mise en relation avec un système d'information géographique facilement consultable et actualisable, nous a fournit les données et les orientations nécessaires à la gestion des ressources en eau de la nappe côtière de Souss aval Chtouka.

Mots clés : BD, SGBD, MCD, SIG, plaine de Souss aval Chtouka, Agadir (Maroc).

Abstract

For many years, the area of Souss Chtouka has enjoyed important economic development related to agricultural, marine and tourist activities, together with significant population growth. This has generated intense exploitation of the groundwater, which is the principal water resource of the area, and thus intervention to manage groundwater resources is urgently needed. For this reason three steps were needed: (1) we compiled hydrological, hydrogeological, geological, geophysical and physicochemical data from various organizations intervening in the field of water resources in this area, (2) we create a data base governed by a relational model; this data base is defined as a collection of stored non redundant data and (3) we make an operational tool of decision-making aid, which is based on the design of a database comparison with an easily consultable and updatable geographical information system, has provides the data and the orientations to us necessary to management of the water resources of the coastal plain of Souss Chtouka.

Keywords : BD, SGBD, MCD, SIG, Souss Chtouka plain, Agadir (Morocco).



Introduction

La gestion rationnelle de l'eau est basée sur une connaissance précise des ressources en eau, du réservoir et de son environnement. Ceci implique la prise en compte d'un grand nombre de paramètres et d'informations relevant de diverses disciplines. La nappe de Souss aval Chtouka dispose d'un ensemble de données très variées. L'exploitation optimale de cet ensemble de données ne peut donc se faire que par les moyens actuels de stockage et de gestion de données. De ce fait toutes les données collectées ont été structurées de façon à pouvoir en extraire commodément des synthèses utiles à la décision grâce aux performances d'une méthode de conception et d'un système de gestion de bases de données (SGBD) relationnelle qui sont en mesure de répondre à ce souci d'une manière efficace et permanente, puisqu'ils permettent de stocker les données de façon structurée et avec le moins de redondance, d'accéder à l'information plus rapidement et facilement et, d'actualiser aussi les données à tout moment. Cette base de données sous Access est mise en relation avec un système d'information géographique (SIG) facilement consultable et actualisable, si bien que la création d'une interface conviviale va généralement de pair avec son élaboration. Une expérience précédente à échelle régionale a démontré que plus la possibilité d'analyser et de contrôler l'information utilisée pour l'intrusion marine est grande, plus les résultats finaux sont susceptibles d'être fiables (Barrocu et al., 2001). Le regroupement de toutes ces informations qui sont en relation avec les ressources en eau souterraines dans une structure uniformisée pour une exploitation optimale s'est avéré être une nécessité. A cet effet, un SIG présente l'avantage d'être un système de gestion de base de données (SGBD), où les informations sont repérées dans l'espace et organisées dans un ensemble structuré (Ponnon, 1992). Il permet l'archivage et la saisie de données géographiques et sémantiques associées, l'analyse spatiale des données et leur restitution cartographique. Le système d'information géographique ArcView utilisé est à la fois un outil exceptionnel de cartographie thématique et un logiciel performant permettant la création, la mise à jour des données géographiques et leur ana-

lyse approfondie. Sa grande ouverture vers de multiples formats d'entrée et de sortie de données en fait un outil de choix pour étendre son utilisation auprès d'un large public et constitue le SIG le plus utilisé dans le monde (Sinan, 2000) permettant de visualiser, d'explorer, d'interroger et d'analyser des données géographiques. Il est en fait, l'interface graphique vers l'utilisateur final qui est le décideur (Ouazar, 2005).

Généralités sur le site étudié

La plaine côtière de Souss aval Chtouka à orientation NW-SE, est située au Sud-Ouest du Maroc dans la province d'Agadir (Figure 1). Elle s'étend sur une superficie de 5650 km², et elle est limitée au Nord par le Haut-Atlas, au Sud et au Sud-Ouest par l'Anti-Atlas, à l'Est par le massif éruptif de Siroua et à l'Ouest par l'Océan atlantique qui la borde sur une distance de 30 km environ. La plaine est entièrement parcourue par l'Oued Souss et l'Oued Massa. Du point de vue géologique, la plaine côtière du Souss Chtouka appartient au sillon pré-africain, elle se présente comme une étroite zone d'effondrement encaissée entre le Haut Atlas et l'Anti-Atlas (Combe et El Hebil, 1977), et circule dans des terrains hétérogènes d'âge Plio-Quaternaire dont l'origine et la lithologie sont diverses (Dijon, 1969).

Le bassin hydrogéologique de la nappe de Souss-Chtouka est le mieux individualisé de tous les bassins hydrogéologiques marocains. Avec un potentiel de 400 Mm³ d'eau par an, la nappe du Souss Chtouka est l'un des réservoirs phréatiques les plus importants du Maroc et joue un rôle majeur dans le développement socio-économique de la région.

La nappe de Souss aval, située au Sud d'Agadir et prolongée au Sud-Ouest par la nappe de Chtouka, est constituée par un remplissage de terrains quaternaires et néogènes. La profondeur de l'eau est de l'ordre de 20 à 40 m au niveau des dunes littorales, inférieure à 20 m au Sud et à l'Ouest du périmètre irrigué de Chtouka. Les caractéristiques hydrodynamiques présentent des variations importantes à l'échelle de la plaine, reflétant ainsi l'hétérogénéité de l'aquifère.

Le secteur agricole constitue le principal uti-

lisateur des eaux dans le bassin du Souss Chtouka, la superficie totale irriguée s'élève à 138 844 ha, elle génère une demande en eau souterraine évaluée à 663 Mm³/an (ABHSM, 2003a). Plus de 21 000 puits sont creusés pour extraire l'eau souterraine afin de satisfaire plus de 70% des besoins exprimés. La demande très élevée en eau induit une surexploitation abusive de la nappe, et par conséquent un déficit moyen annuel de 260 Mm³ (ABHSM, 2003b). Le développement économique et social de la région a entraîné une pression croissante sur les eaux souterraines et superficielles disponibles, associée à des périodes de sécheresse qui se sont accentuées au niveau du Sud marocain. Ainsi la pluviométrie moyenne dans le bassin du Souss-Massa ne dépasse pas 271 mm dans la vallée de l'oued Souss et 258 mm dans la vallée de l'oued Massa.

L'effet conjugué de l'exploitation pour l'approvisionnement en eau potable et l'utilisation des engrais dans l'agriculture ont causé une augmentation de la salinité à l'aval de la nappe du Souss, une dégradation de la qualité des eaux due au déversement des eaux usées domestiques et industrielles au niveau des grandes agglomérations (Grand Agadir, Ouled T eima, etc.) et une dégradation de la qualité de l'eau par les nitrates au niveau de la nappe de Chtouka et ce par l'utilisation excessive des engrais chimiques à base azotée (El Amrani et al, 2007).

Conception de la base de données

Principe et méthodologie

Le choix d'une méthodologie est indispensable pour l'élaboration d'un SIG. Effectivement, si on veut réussir à organiser les données pour qu'elles puissent être gérées et traitées de façon rationnelle à long terme, il est important de découper le travail en étapes réfléchies préalablement. C'est dans ce cadre que nous avons opté pour la méthode Merise (Rochfeld et Moréjon, 1989) qui est une méthode basée sur le modèle Entité-Relation pour établir un modèle conceptuel de données (MCD). Le formalisme entité/relation utilise un langage graphique simple pour dégager une description synthétique des phénomènes et de leurs liens structurels. Son but est de dégager une structure des données qui soit indépendante des outils informatiques.

La conception de la base en vue de son implantation comprend deux phases (Bengali, 1998) :

- la modélisation conceptuelle des données, dont le résultat est le MCD qui est un schéma qui représente les données à intégrer et les associations qui les relient;
- la modélisation logique des données, qui permet de réaliser un modèle logique de données (MLD) à partir du MCD de la phase précédente. Le MLD organise les données du MCD dans des tables, tout en permettant de garder les relations existantes.

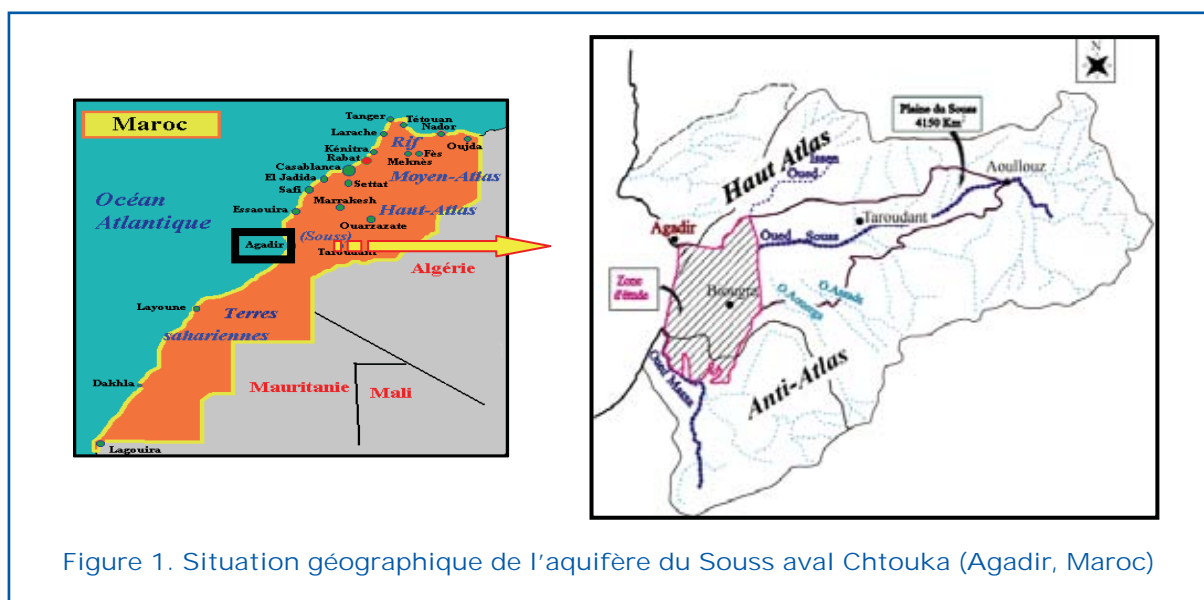


Figure 1. Situation géographique de l'aquifère du Souss aval Chtouka (Agadir, Maroc)

Il est important de souligner qu'un MCD n'est qu'une représentation simplifiée de la réalité qui est établie en fonction des informations pertinentes disponibles et des traitements (requêtes) qui vont être appliqués.

Le modèle conceptuel de données

Le MCD mis en place va répondre à un objectif de capitalisation de l'ensemble des données collectées, il a été établi dans le but de :

- être un outil de synthèse capable d'intégrer l'ensemble des points d'eau recensés dans le but d'avoir une meilleure connaissance sur l'exploitation des ressources en eau ;
- rendre possible certains traitements automatiques: synthèse par type points d'eau, comptage des points d'eau par type et par unité administrative; il doit ensuite inclure une référence spatiale afin d'être utilisé en liaison avec les SIG ;
- rester évolutif en prévision d'une mise en relation ultérieure avec d'autres thématiques : pollution, irrigation, etc.

D'autre part, son utilisation doit être simple, conviviale et instinctive pour être rapidement utilisable et elle doit faciliter les sauvegardes régulières des nouvelles informations.

Après la collecte des données, la première

phase d'élaboration du MCD a été de sélectionner la liste la plus complète possible des champs d'information jugée utile d'y figurer. La difficulté de cette tâche est d'identifier l'information nécessaire et suffisante pour que le système puisse remplir son rôle prévu. Le choix des objets et des rubriques pour constituer le noyau de la base est minutieusement effectué. On a utilisé une structure constituée d'une table principale permettant de décrire au mieux chaque point de mesure, autour duquel sont greffées des tables de mesures. L'ajout d'autres tables par l'utilisateur est toujours possible si les besoins et évolutions futures le justifient.

Il est primordial d'avoir ce schéma conceptuel à l'esprit lorsque l'on désire interroger la base de données de façon optimale ou lorsque l'on veut la modifier. Le modèle ainsi réalisé est illustré dans la figure 2.

Présentation des principales entités du MCD

- L'entité Points_d'eau est, en fait, la table axiale de l'application ; elle semble être au centre de la base de données de part le nombre de liens qui lui sont attribués. En effet, cette table renferme toutes les données qui concernent directement les ouvrages, en général, un puit, un forage et

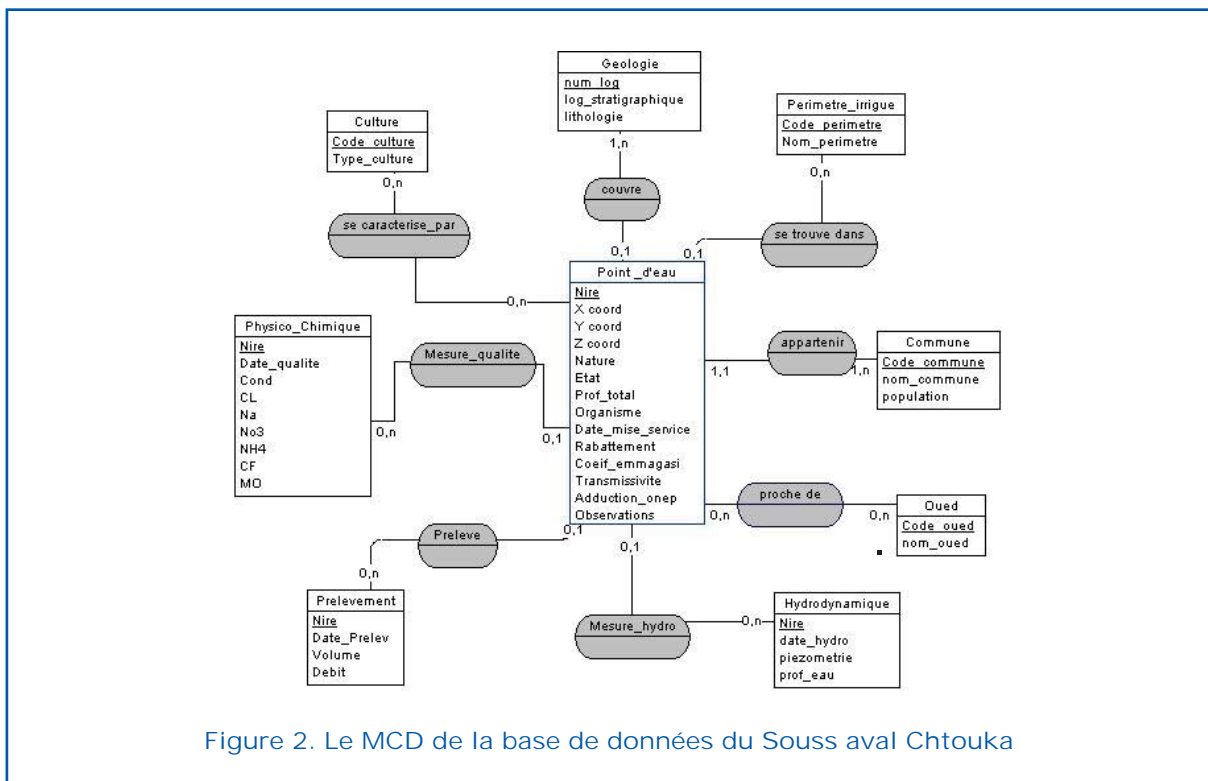


Figure 2. Le MCD de la base de données du Souss aval Chtouka



un piézomètre. C'est l'entité de base dans laquelle sont stockées toutes les informations nécessaires à l'identification des ressources en eau, soit, leur nature, leur date de réalisation, leur localisation, etc.

- Le champ NIRE est un champ clé primaire. L'efficacité d'Access provient de sa capacité à trouver et à réunir rapidement des informations stockées dans des tables séparées en utilisant des requêtes et des formulaires. A cette fin, chaque table doit inclure un champ ou un ensemble de champs qui identifient, de manière unique, chaque enregistrement stocké dans la table. Cette information est appelée clé primaire de la table. Une fois désignée, pour en garantir le caractère unique, Access empêchera que les doublons ou des valeurs nulles ne soient entrées dans le champ clé primaire.
- Les autres données relatives à ces points sont stockées dans d'autres entités, séparées et liées à la première par des relations de type un à un ou de type un à plusieurs.
- Les autres tables étant en liaison avec elle, concernent chacune une rubrique d'information spécifique.
- L'entité périmètre_irrigué et l'entité culture contiennent des informations caractérisant les périmètres irrigués et les cultures existant dans la zone aval de la plaine du Souss aval Chtouka.
- L'entité géologie rassemble les principales formations géologiques et logs stratigraphiques des points d'eau dans la plaine du Souss aval Chtouka.
- L'entité commune contient toutes les communes, provinces et douars dont appartiennent tous les points d'eau.
- L'entité oued contient les principaux oueds les plus proches de chaque point d'eau.
- Les mesures relatives aux points d'eau et leurs historiques sont stockés dans une seule et même entité pour l'ensemble des points IRE (entité Détails_mesure). Une mesure est identifiée par le numéro IRE de l'ouvrage auquel elle se rapporte, à la date de la mesure, et au type de la mesure (niveau piézométrique, débit, profondeur, paramètres physico-chimiques, prélèvements, etc.).
- Le contenu des tables est susceptible d'évoluer suivant les utilisations futures. En effet, à chaque activité de mesure, des enregistrements sont à ajouter.
- Les données peuvent être consultées et

analysées de différentes manières, par des requêtes standards ou des requêtes formulées librement par l'utilisateur, et le résultat de ces requêtes peut être envoyé dans les logiciels EXCEL ou WORD ou affiché dans une carte au format ArcView.

Les règles de gestion

Les règles de gestion qui gèrent le MCD qui sont réalisées et qui traduisent chaque lien entre ces entités sont :

- un point d'eau peut avoir au plus une seule mesure (hydrodynamique, exploitation, qualité) à une date définie,
- une mesure peut être attribuée à plusieurs points d'eau à une même date,
- une même mesure peut se répéter à un même point d'eau à des dates différentes,
- chaque point d'eau appartient à une et une seule commune,
- chaque commune peut contenir un ou plusieurs points d'eau,
- un point d'eau peut se trouver ou pas dans un périmètre irrigué,
- un périmètre irrigué peut contenir plusieurs ou aucun point d'eau,
- un point d'eau se caractérise par un et un seul log stratigraphique,
- un log stratigraphique caractérise un ou plusieurs points d'eau,
- un point d'eau, peut irriguer aucune ou plusieurs cultures,
- une culture peut être irriguée par un ou plusieurs points d'eau,
- un point d'eau peut se trouver proche d'un ou de plusieurs oued, ou d'aucun oued,
- un oued peut être près d'un ou d'aucun point d'eau.

Modélisation logique/physique des données

La phase de modélisation logique consiste à faire une représentation des données suivant le modèle de données du SGBD (Semlali et al., 2003). Le modèle logique suivi est celui du modèle relationnel. La partie niveau physique correspond à la définition des structures physiques des données en tenant compte des structures des périphériques de stockage et des méthodes d'accès. Le modèle physique exprime la structure logique de la base de données (BD) et constitue un passage de la description conceptuelle à l'implémentation physique de la BD.

Le MPD répartit les données dans des tableaux résidant sur un support informatique. Il s'agit essentiellement de définir les tableaux et les enregistrements de la BD, de spécifier les propriétés ou attributs descriptifs pour chaque objet, de créer les identifiants et d'établir les liens relationnels appropriés (Thériault, 1995). Le modèle physique des données (Figure 3) a été généré automatiquement à partir du modèle conceptuel des données en apportant les corrections nécessaires pour l'adapter aux besoins de nos objectifs.

Implémentation du MPD

L'implémentation du MPD comprend deux opérations fondamentales : la structuration de la BD selon le MLD et l'acquisition des données.

Une fois définie la structure de toutes les tables, les données ont été importées dans Access et structurées afin de gérer tous les attributs dans un véritable SGBD.

La création des tables compatible avec le MS Access est alors possible. Les entités sont traduites en tables. Il convient aussi pour ce faire d'introduire des tables permettant de faire plusieurs liaisons entre les tables de référence et la table principale.

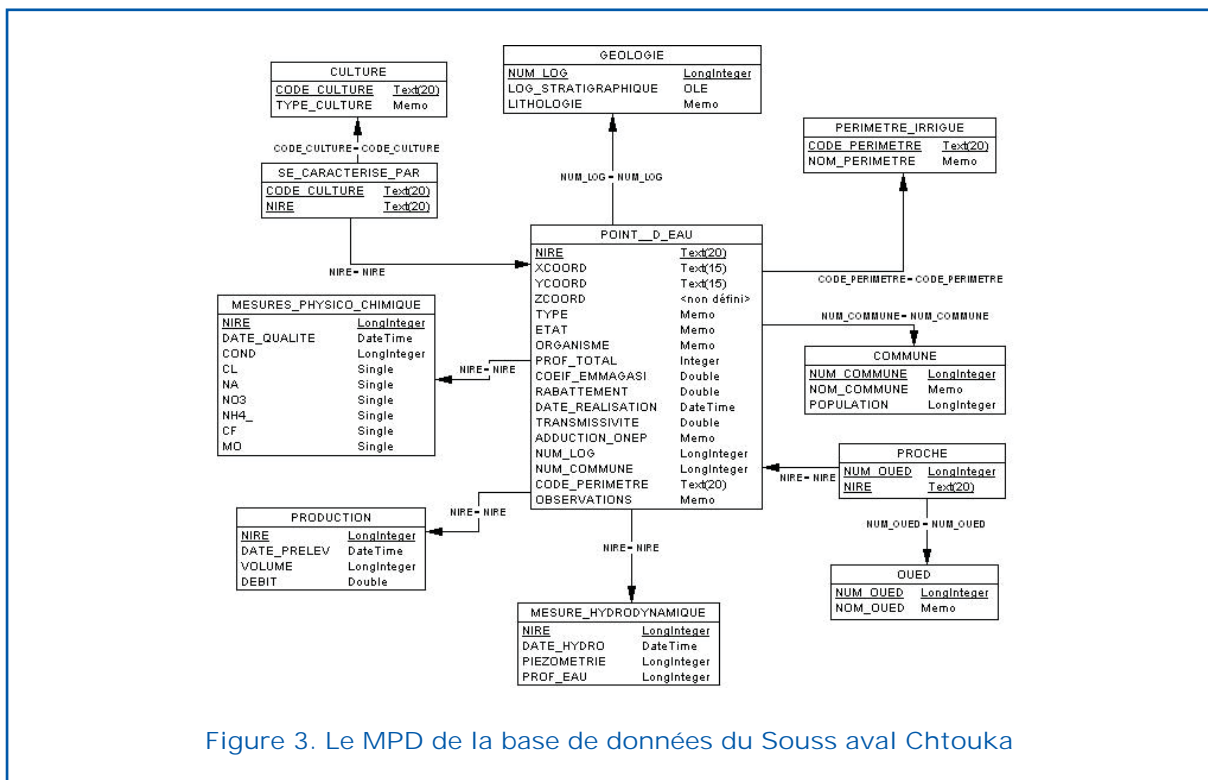
Ainsi la structure résultante est présentée dans la figure 4.

Développement de l'application SIG

La mise en place de la base de données à partir de données très hétérogènes dont dispose la nappe côtière de Souss Chtouka a nécessité rigueur et planification lors de la phase de collecte et d'analyse. Sa conception a permis une structuration informatique des données de façon à ce qu'elles puissent être manipulées ou consultées de la façon la plus fiable possible et avec moins de redondance avec la possibilité d'ajouter d'autres données en relation avec d'autres problèmes environnementaux.

Le SIG élaboré s'articule autour d'un Système de Gestion de Base de Données (SGBD) Access comportant les données sémantiques relatives à la gestion des ressources en eau et d'un logiciel ArcView comprenant les données graphiques spatialisables et comportant des informations utiles à l'élaboration des cartes thématiques (Naiha et al., 2006).

Les deux grandes bases de données constituant le SIG, la base de données cartographiques et la base de données alpha-



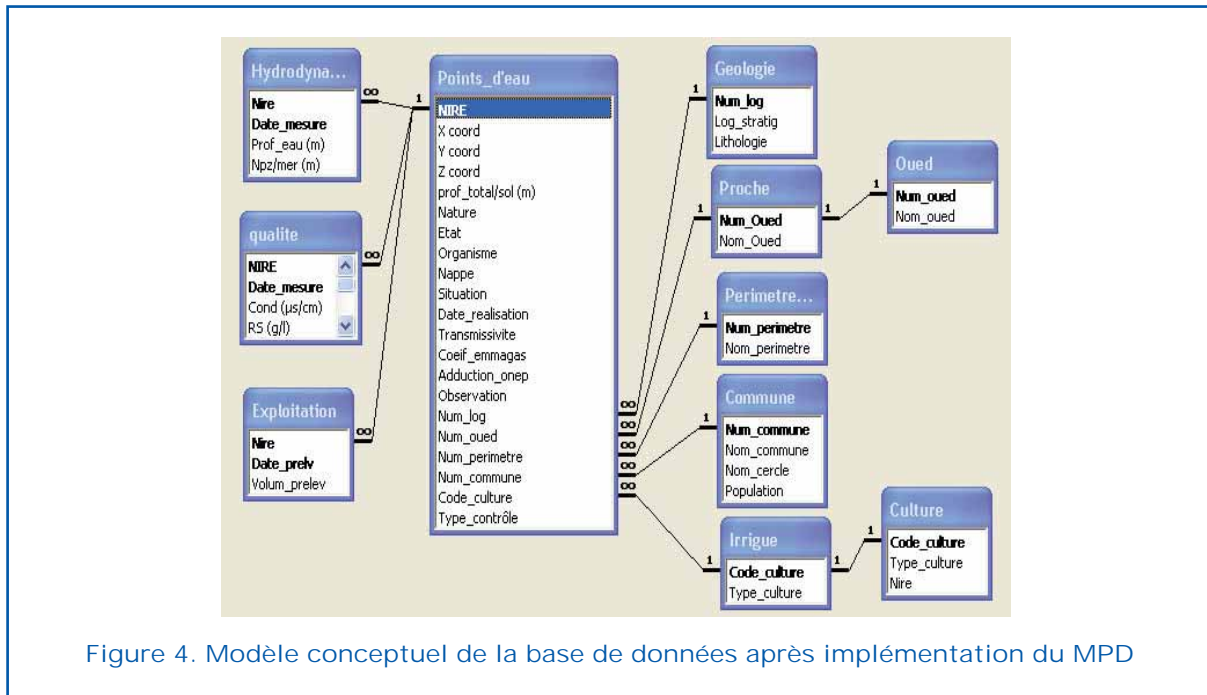


Figure 4. Modèle conceptuel de la base de données après implémentation du MPD

numérique, se complètent et sont en totale interaction (Sinan, 2000) par l'intermédiaire d'un lien ODBC (Open Data Base Connectivity).

Le développement de l'application SIG pour l'identification et l'exploitation des ressources en eaux dans la nappe côtière a permis une utilisation aisée des différentes données disponibles. Ainsi, plusieurs scripts ont été développés dans ce sens à travers le langage de programmation Avenue. L'application offre un menu qui met à la disposition des utilisateurs des outils de travail simples tel que les sous menus, les icônes et les boîtes de dialogue qui permet un certain nombre d'opérations notamment :

- Accéder à la richesse de la base de données actualisée en consultant des informations liées entre elles, et exploitant les images stockés dans la base (logs stratigraphiques; profils géophysiques).
- Communiquer en mettant à la disposition des utilisateurs un outil de consultation interactif, diffusant des informations sur des thèmes variés tels que la répartition des points d'eau, les paramètres hydrodynamiques, etc.
- Analyser une situation à une date donnée en réalisant des requêtes élaborées. Ces requêtes sont formulées en réponse à des critères bien définis et constituent un

moyen efficace pour interroger la base de données relationnelle, par exemple :

- visualiser l'évolution de la piézométrie et la conductivité dans chaque point d'eau sous forme de graphes et de cartes;
- synthétiser l'état d'avancement des prélèvements d'eau de la nappe;
- caractériser les zones sensibles aux rabattements de la nappe au niveau de la zone littorale.
- Naviguer à travers l'information en recherchant un point d'eau par son identifiant (N°IRE), par requête ou par tri sur des données. La sélection d'un objet donne accès à toutes les informations le concernant.
- Automatiser des tâches en relation avec les ressources en eau en les rendant plus faciles et pratiques aux utilisateurs de divers profils (scientifiques, décideurs, etc.), ce qui leur permet l'exploitation d'un grand volume de données géographiques et thématiques. Ainsi l'utilisateur pourra parcourir les données à la recherche de celles qui vérifient ses critères de recherche.
- Concevoir des techniques interactives d'exploration visuelle dans la perspective de maximiser la quantité et la lisibilité des informations perçues par l'utilisateur.
- Visualiser les 'Outputs' du modèle mathématique en 3D directement à partir d'Arc-

view en utilisant Paraview, qui est un logiciel de visualisation graphique.

Conclusions

La mise en place de la base de données à partir de données très hétérogènes dont dispose la nappe côtière de Souss Chtouka a nécessité rigueur et planification lors de la phase de collecte et d'analyse. Sa conception a donné une structuration informatique des données qui a permis de sauvegarder et de faciliter l'accès et le traitement des données, ainsi que d'élaborer l'information en termes de suivi, d'évaluation et d'aide à la gestion des ressources en eau de la nappe côtière. Le développement d'une application SIG pour l'aide à l'exploitation et à la gestion intégrée des ressources en eau de la nappe de Souss aval Chtouka a été réalisé au moyen d'une nouvelle extension ArcView créée par son langage de programmation Avenue. L'application SIG est dotée des techniques interactives d'exploration visuelle qui permettent de maximiser la quantité et la lisibilité des informations perçues en mettant à la disposition des utilisateurs de divers profils (scientifiques, décideurs, etc.) un outil de consultation interactif, diffusant des informations sur des thèmes variés et de divers moyens.

De même, la mise en place de l'application SIG a permis d'améliorer les connaissances de la nappe côtière, grâce à une très grande base de données riche et très variées (textes, information spatiale et/ou temporelle, image, coupes, ...) qui fournit les données et les orientations nécessaires à la gestion des ressources en eau dans la plaine de Souss aval Chtouka.

Cette application constitue également un véritable outil d'aide à la prise de décision pour les gestionnaires des ressources en eau de cette région. Les réponses aux requêtes formulées par les différents utilisateurs sont immédiates et peuvent être mises instantanément sous forme graphiques et/ou cartographique et permettent ainsi un suivi rigoureux de l'évolution de son environnement.

Références

Agence du Bassin Hydraulique de Souss

Massa (ABHSM), Rapport d'activité, (2003).

Agence du Bassin Hydraulique de Souss Massa (ABHSM), Situation hydrologique du bassin hydraulique du Souss Massa, Rapport interne, (2003).

Barrocu, G. et Sciabica, M. G et Muscas, L. (2001) *G.I.S. and modeling for studying saltwater intrusion in the Capotera alluvial plain 5Sardinia, Italy*), First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers (SWICA 3M), Essaouira, Morocco.

Bengali, C. (1998) *Conception d'un SIRS environnemental pour la gestion des réserves naturelles des Grangettes*, Département de génie rural, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, 87p.

Combe, M. et El Hebil, A. (1977) *V allée du Souss in Ressources en Eau du Maroc, T.3, Domaine Atlasique de sud-Atlasique, Notes et Mém. Serv. Géol. Maroc*, 213, 169-20.

Dijon, R. (1969) *Etude Hydrogéologique et inventaire des ressources en eau de la vallée du Souss*, Notes et Mém. Serv. Géol., MAROC, 214.

El Amrani-Paaza, N. et Naiha, S. et Larabi, A. et Benavente, J. (2007) *Effet conjugué de l'exploitation pour l'approvisionnement en eau potable et l'utilisation des engrais dans l'agriculture sur la qualité physico-chimique de l'aquifère de Souss aval Chtouka (Agadir, Maroc)*, A. Pulido Bosch, J.A. Lopez-Geta, G. Ramos Gonzalez, eds., *Coastal aquifers: challenges and solutions*. Instituto Geologico y Minero de España, Madrid, ISBN: 978-84-7840-712-5, 87-94.

Naiha, S. et Larabi, A. et Lorrain, E. et El Amrani Paaza, N. (2006) *Information System elaboration for the water resources of Souss Chtouka region (Maroc)*, 1st SWIM-SWICA, 19th Salt Water Intrusion Meeting, 3rd Salt Water Intrusion in Coastal Aquifers, Cagliari - Chia Laguna, Italy - September 24-29.

Ouazar, D. (2005) *Technologies de l'Information / Systèmes d'Information Géographique pour la Gestion des Ressources en Eau dans le Souss-Massa*, Séminaire de Promotion du SEMIDE, 14 p.

Pornon, H. (1992) *Les SIG, Mise en oeuvre et applications*, Paris, Édition Hermès.

Rochfeld, Moréjon (1989) *MERISE. Mémentos-eo*, Les éditions d'organisation, Paris, France.



Semlali, H. et Azon, S. et Elarchi, E. (2003) *Conception et développement d'un prototype SIG pour la gestion du suivi d'exécution des travaux d'une autoroute, 2nd FIG Régional Conférence, Marrakech, Morocco, December 2-5, TS8.2. 13 p.*

Sinane, M. (2000) *Méthodologie d'identification, d'évaluation et de protection des ressources en eau des aquifères régionaux par intégration du S.I.G, de la géophysique et de la géostatistique. Application à la nappe du Haouz, Thèse de Doctorat. Université Mohammed V. EMI, 371 p.*

Theriault, M. (1995) *Systèmes d'information géographique, concepts fondamen-*

taux, LATIG Notes et documents de cours N°12. Laval, Québec: Département de géographie, Université de Laval.

Remerciements

Nous tenons à remercier l'Agence du Bassin Hydraulique (ABH) du Souss-Massa à Agadir pour les données mises à notre disposition, ainsi que le Centre de Recherche Scientifique (CRS4) pour sa collaboration. Ce travail de recherche a été réalisé dans le cadre du Projet SWIMED (Contrat ICA3-CT -2002-10004) financé par l'Union Européenne.



Assessment of Water Resources in and around Eco-City, Tirupati, India

K.L. Narasimha Rao ⁽¹⁾, *T.V.KrishnaReddy* ⁽²⁾ and *V. PushpaKumari* ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Professor and Head (Retd.), Dept. of Geology, S.V. University Tirupati – 517 502, India
Email: kodalinarasimha@rediffmail.com

⁽²⁾ Professor and Head, Dept. of Geology, S.V. University Tirupati – 517 502, India,
Email: tvkreddy@yahoo.co.in

⁽³⁾ Professor and Head(Retd.), Dept. of Social Work, Mizoram University, Aizwal –
796 012, India; Email: pushpa1940@yahoo.com



Abstract

Eco-City, Tirupati and its environs form a part of Swarnamukhi river sub-basin in Chittoor District, A.P., India. Apart from finding out water of adequate amounts for the ever -budgeoning population of the study area on a sustainable basis, and also to increase groundwater potential for meeting future water demands, 16 sub-surface dams across the dry Swarnamukhi river were taken up to maximize groundwater utilization, *during 2002, at a cost of around a million Euros, with our technical expertise.* The authors' studies, after careful monitoring, have however indicated that the sub-surface dams did arrest enormous quantities of groundwater from flowing downstream. It was also felt to find out the chemical quality of natural waters by determining the spatial and temporal variations in the concentration of major and trace constituents, for assessment of present status of water quality Further, there was a need to examine the relationship between the chemistry of surface and groundwaters in their natural or modified state and human health. The water quality analyses have indicated that the water samples represent good water quality and found fit for drinking water supply This paper aims at achieving greater water security and quality of water for a clean and healthy environment.

Keywords: Alkalisiation of Soils, Chemical Quality of Waters, Hydrocide development, Recharge structures, Sub-surface dams, Swarnamukhi River.

Introduction

Water is of fundamental importance for sustainable development. World population is expected to increase from the present about 6 billion to 8 billion by 2025, yet growth in food production slowed by an estimated 1.3

percent in 2000, because of inadequate water resources (quantity and quality wise), and thus a majority of the world population could experience a food crisis. Already today 1.2 billion people lack access to safe drinking water, roughly one-sixth of the world's population, leading to serious health disorders.



Some 6000 children die every day from diseases associated with unsafe water and poor sanitation and hygiene. Unsafe water and poor sanitation cause an estimated 80% of all diseases in the developing world. Plants, animals and humans are composed of 50-80% water, and are stressed, fall ill or die from water scarcity or polluted water. Clean water is therefore an important cross-cutting theme within the United Nations' Millennium Development Goals. In some areas, water may contain enhanced levels of natural substances, that can restrict its use — like sea water intrusion, presence of arsenic, fluoride, nitrate or sulphate etc. Failure to link water-borne diseases (Fluorosis, Genu V algum, Arsenocosis etc.) to water pollution has led to wide-spread abuse of water bodies, leading to 'Hydrocide Development' (i.e., deterioration of quality of any natural water source, which is treated as almost dead), becoming unsafe for human consumption. The demand for water in India, over the last 50 years is rising as population, economic activity and agricultural irrigation grow, and also world-wide resources of accessible water are decreasing, due to overuse or pollution. If the present consumption patterns continue, 2 out of every 3 persons on Earth will live in water-stressed conditions — moderate or severe water shortages — by the year 2025. Hence, there is an urgent need both from industry and academia, for a time bound action plan for water resources. The challenge of ensuring sustainable management of the water resources is the collective responsibility of government and the civil society.

Chittoor District A.P., India in which study area (Tirupati) lies, has a drainage area of 2,225 km² and comprises mainly hilly and forest area (46%), cultivable land (32%) and land used for other purposes (22%). The climate is hot and semi-arid with annual rainfall showing a high spatial and temporal variation ranging from 332 to 2,188 mm, with a mean of 936 mm. The rainfall is highly erratic and most of it concentrated to a few days in a year making the rivers mostly dry but for flash floods of short duration. Despite this, irrigation water could be made available on a sustainable basis in the past owing to construction of a large number of spring channels, minor reservoirs (tanks) and shallow open wells.

Eco-city (N.Lat.13°37'40" and E.Long.79°25'49"), Tirupati is a rapidly urbanizing pilgrim centre in Chittoor District, A.P., India. It is well connected with the rest of India through rail, road and air. It has a sub-humid to semi-arid hot climate, characterized by cloudburst rains for a few days in a year under the influence of cyclones in the Bay of Bengal, leading to short-duration floods and general absence of rainfall in the rest of the year, leading to long-duration drought. Apart from finding out water of adequate amounts to meet the water requirements of the growing town and the rapidly increasing pilgrim population on a sustainable basis, there has been, in addition, the need to find out the chemical quality of natural waters by determining the spatial and temporal variations in the concentration of major and minor constituents under varying conditions, besides interpreting the data in relation to geology, geochemistry, physiography, climate and anthropogenic interventions. The manmade factors determining the chemistry of natural waters include various agricultural practices, irrigation and drainage, rapid urbanization and industrialization involving excessive exploitation of water, import of water and disposal of treated and untreated municipal and industrial wastes. In addition, there is need to examine the relationship between the chemistry of surface and groundwaters in their natural or modified state and human health.

Area Description

Eco-City, Tirupati (Fig.1), attracts a floating population of about 50,000 every day into the City. The Urban population has increased from less than 40,000 in 1947 to over half-a-million now. The large number of sugar factories which sprang around the basin led to sugarcane cultivation in the place of dry crops, leading to further stress on water availability. The city and its environs form a part of Swarnamukhi river sub-basin (Fig. 2) in Chittoor District, Andhra Pradesh, India.

Materials and Methods

Groundwater dams (sub-surface and sand storage dams) have been used in several

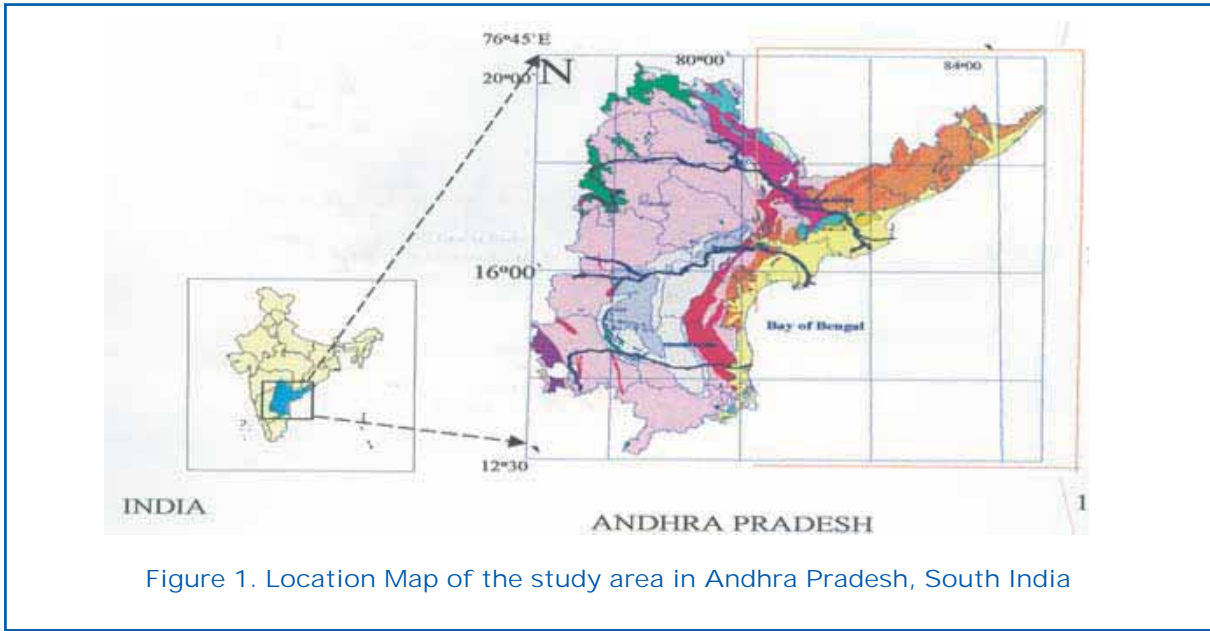


Figure 1. Location Map of the study area in Andhra Pradesh, South India

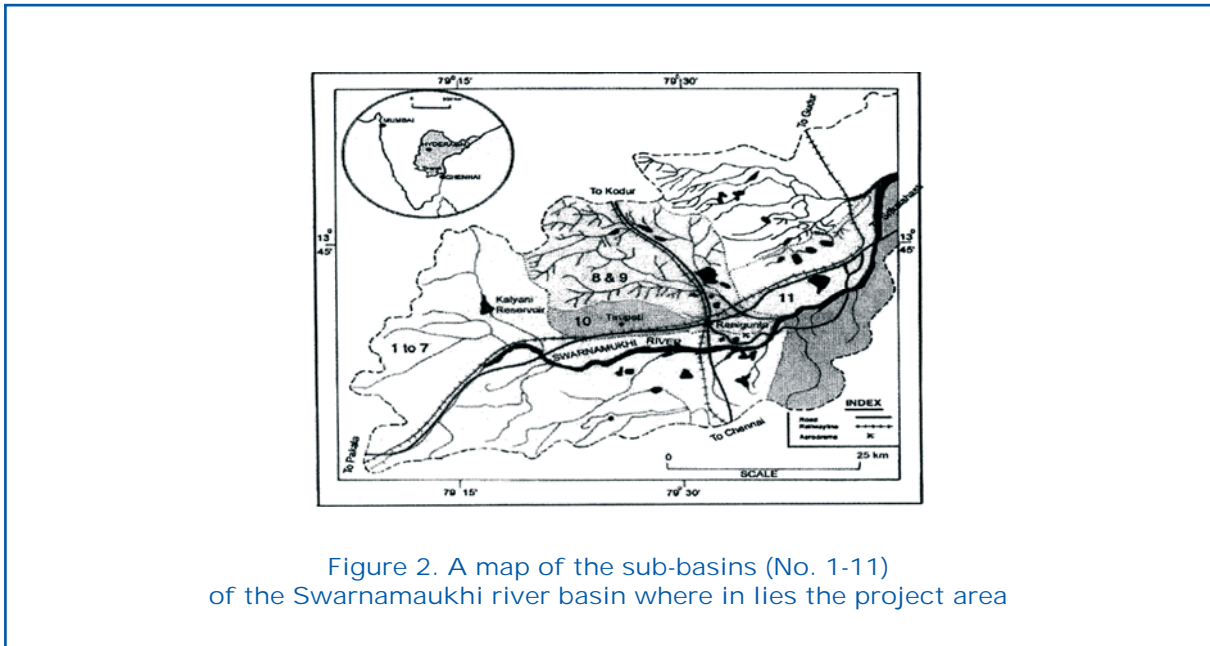


Figure 2. A map of the sub-basins (No. 1-11) of the Swarnamukhi river basin where in lies the project area

parts of the world, notably India, Africa, Brazil and Japan (Nagata et al, 1993; and Ishida et al, 2003). Construction of 16 sub-surface dams (Narsimha Rao et al., 2008) has been taken up, which can force untapped waters to the surface, making more water available downstream without major ecological and human costs. Rashtriya Seva Samithi (RASS) and 9 other NGO' s in and around T irupati appear to be almost the first consortium in the entire world for taking up construction of subsurface dams on such a large scale to

maximize groundwater utilization, with our technical expertise, across the dry Swarna - mukhi River , near T irupati in A.P ., India, during 2001-2002 (Fig. 3), at a cost of around a million Euros, to make the river perennial.

The major and trace metals in the water samples have been determined in the Geochemistry division of the ICP-MS laboratory of the National Geophysical Research Institute (NGRI), Hyderabad, A.P., by making use of PerkinElmer Sciex ELAN DRC II instru-

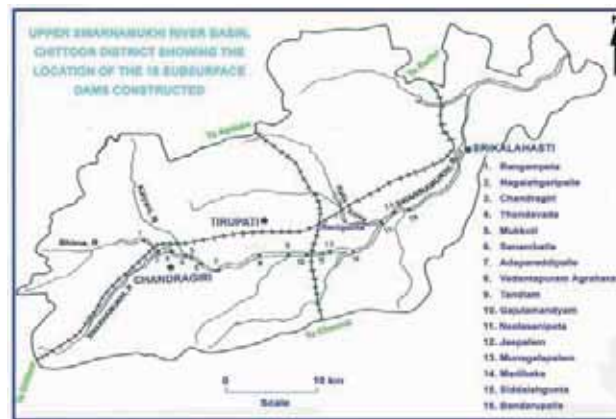


Figure 3. Upper Swarnamukhi River Basin, Chittoor District, A.P., India, showing the location of the 16 subsurface dams constructed

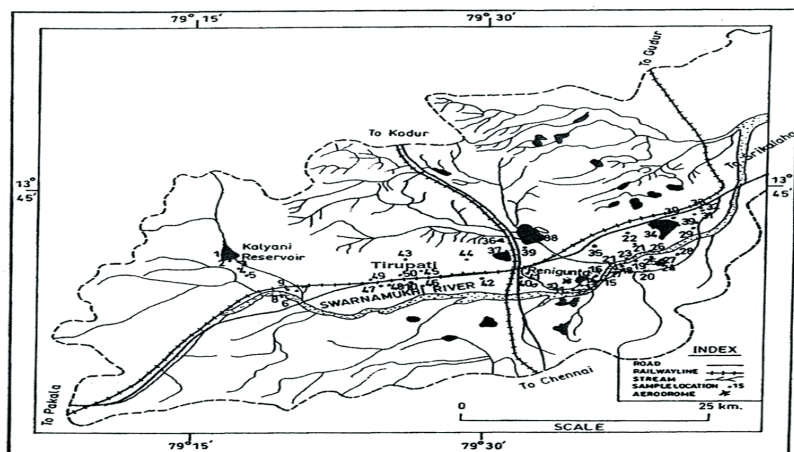


Figure 4. Location of water samples (no. 1-50) in the study area

ment. A total of 27 metals have been analysed, of the metals analysed, calcium, magnesium, potassium and sodium are the major metals, while aluminum, antimony, arsenic, barium, beryllium, boron, cadmium, chromium, cobalt, copper, iron, lead, lithium, manganese, molybdenum, nickel, rubidium, selenium, silicon, silver, strontium, vanadium and zinc are the trace metals (Narsimha Rao and Krishna Reddy, 2007). Fluoride was determined using a fluoride meter of Orion make (USA). A total of 50 water samples were collected (Fig. 4) and analyzed, and the

ranges of the values determined, are given in Table 1.

Results and Discussion

Water is also of crucial importance for the eradication of poverty, economic and social development, and environmental security. In developing countries, as much as 90% of waste water is discharged without treatment. The measures taken up to meet the water shortages include large scale pumping of deep groundwater and import of water from

Metal	Symbol	Minimum (mg/l)	Maximum (mg/l)	Mean (mg/l)	Standard Deviation	Recommended Limit (mg/l)	Tolerance Limit (mg/l)
Aluminium	Al	0.138	8.596	0.54	1.1891		
Antimony	Sb	0.00015	0.08136	0.00297	0.0114	0.01	0.05
Arsenic	As	0.02	0.083	0.007	0.012		1.0
Barium	Ba	0.027	0.407	0.115	0.09244		
Beryllium	Be	0	0.00072	0.00011	0.0001		
Boron	B	0.369	1.022	0.508	0.1043		0.01
Cadmium	Cd	0	0.00532	0.00158	0.0011		
Calcium	Ca	8.8	203	62.5	38.9		0.056
Chromium	Cr	0.017	0.156	0.047	0.0339		
Cobalt	Co	0.00022	0.001292	0.00053	0.0004		
Copper	Cu	0.011	0.131	0.024	0.0206	1.0	
Iron	Fe	0.305	3.227	0.583	0.4171	0.3	0.05
Lead	Pb	0.015	0.224	0.044	0.0358		
Lithium	Li	0.154	0.22	0.177	0.0136		
Magnesium	Mg	4.5	162	38.5	27.5		
Manganese	Mn	0.006	1.004	0.059	0.1483	0.05	
Molybdenum	Mo	0.0006	0.025	0.0058	0.0068		
Nickel	Ni	0.009	0.07	0.021	0.0113		
Potassium	K	2.7	177	10.5	24.3		
Rubidium	Rb	0	0.1	0.007	0.0151		
Selenium	Se	0.004	0.145	0.014	0.002		0.01
Silicon	Si	0.0056	0.05	0.027	0.0118		
Silver	Ag	0.00006	0.00756	0.00068	0.0013		0.05
Sodium	Na	12	664	150	149		
Strontium	Sr	0.042	1.859	0.545	0.3845		
Vanadium	V	0.005	0.043	0.018	0.0095		
Zinc	Zn	0.08	11.803	0.695	1.9168	5.0	

Table 1. Ranges of values determined for the metals in the watersamples

other river basis. Groundwater within sandy/bouldery alluvium underlying the Swarnamukhi River bed, near Tirupati, A.P., India flows at a rate of around 100 meters a day as against a flow rate of fraction of metre a day within clay or rock surrounding it. Natural subsurface flow together with excessive pumping of groundwater through wells

in the sandy alluvium may often result in drastic reduction of groundwater yields particularly during summer. The earlier efforts to conserve water through construction of a large number of masonry check dams across the river did not serve any useful purpose owing to their breaching by flash floods. Owing to high budgetary allocations by the



government towards artificial recharge of groundwater through involvement of NGOs and local people using microbasins of as small as 500 ha as units, there have been several cases of reported successes with locally raised water tables and streams and wells becoming perennial in several isolated semi-arid tracts of India. The various water harvesting structures constructed included contour bunds, gully control works, gabion structures, check dams, check walls, supply channels, diversion channels, farm ponds, dug-out ponds, subsurface dams and sand dams (Narsimha Rao et al, 2008).

Apart from finding out water of adequate amounts for the inhabitants and the rapidly increasing pilgrim population on a sustainable basis, there has been, the need to find out the chemical quality of natural waters by determining the spatial and temporal variations in the concentration of major and minor constituents under varying conditions. Water quality analyses in this pilgrim city has been carried out through sampling of surface water and ground water at 50 locations. The water quality analyses were made for major ions and trace elements for assessment of present status of water quality during Jan. 2007, which indicated that all the water samples represent the good water quality. As regards trace element concentration at one or two places, arsenic has been found slightly elevated and may be attributed to mineral properties of *in situ* rocks. Rest of ground water samples were found fit for drinking water supply. In future, the industrial effluents, if any, have to be disposed off cautiously, in letting into the environment to protect the drinking water sources in the study area.

It is felt that under such a scenario a greater water security with in the basin could be achieved by arresting natural subsurface flow in sand and boulders deposited by ancient and present rivers, through construction of sub-surface dams and recharge structures/water harvesting structures, to prevent groundwater seepage from sandy/bouldery alluvium in the ephemeral rivers in the semi-arid tracts of India.

As per A.P. State Groundwater Department, the groundwater development in the project area is semi-critical with a stage of development of 70.3% and is computed to be safe with a stage of development of 54%. The

present investigation is aimed at initiating some work to find out the chemistry of natural waters with regard to both major such as total dissolved solids, calcium, magnesium, sodium, potassium, carbonate, bicarbonate, sulphate, chloride, fluoride and silica and minor constituents in them. From the distribution of major constituents in natural waters, it can be known that most waters are suitable for both drinking and irrigation. Because of high salinity hazard and sodium hazard of local groundwater, there has been reduced crop yields and reduced land fertility in several parts of the project area. At places the land has changed into an alkaline piece of land barren of any vegetation.

The chemical quality of surface and natural waters as reflected from the occurrence of various major and trace constituents is determined by various natural and artificial factors (good quality). Between surface and groundwaters, surface waters show a higher degree of chemical quality compared to groundwaters. The natural factors are determined by the chemical composition of the rock and soil formations under the prevailing climatic conditions. The artificial factors include release of solid and liquid wastes of biological origin discharged by people living in both urban and rural settings. Industries release solid and liquid wastes influencing the chemistry of natural waters.

The rock formations in the project area include granitic rocks, dyke rocks, orthoquartzites, shales and alluvium. The chemistry of natural waters is influenced greatly by the rock type in which they occur. This is particularly true with the trace metals occurring within the natural waters. As orthoquartzites are extremely resistant to chemical weathering, the natural waters in association with them are remarkably pure. Contrary to this, the natural waters in association with shales, granitic rocks and dyke rocks carry higher concentration of dissolved constituents. Apart from this, the degree of weathering to which rocks are subjected again influence the chemical quality of waters. Thus the chemical quality of waters associated with unweathered rocks is better than those associated with weathered rocks.

Sewage water and wastewater discharged from households influence the chemical quality of natural waters and the rapidly urbanizing city of Tirupati contributes substantial

untreated and treated wastewater direct to the environment.

Alkalisiation of soils and groundwater with increased pH takes place with a hot semi-arid to arid climate with poor soil drainage, where groundwater is not put to use owing to easy availability of surface water. However, alkalization of groundwater in areas occupied by fluorine-bearing granitic rocks gradually pick up fluoride in soluble state. Although fluoride content of groundwaters in the project area was fairly low in the past, the present work revealed the occurrence of fluoride as high as 1.8 mg/l. Prolonged drinking of this water causes dental fluorosis among children. It is further noted that high-fluoride groundwater shows a high positive correlation to total dissolved solids, specific conductance, sodium and alkalinity and a high negative correlation to total hardness, calcium and magnesium.

Conclusions

The authors' studies, after careful monitoring since 2002, have however indicated that the sub-surface dams did arrest enormous quantities of groundwater from flowing downstream. The water arrested and stored in the up-stream of sub-surface dams across the Swarnamukhi river is estimated at 3 million cubic meters a year, which will benefit about 42,000 small and marginal farmers.

Finally it can be concluded that most of the heavy metal concentrations reported from the study area, in the absence of any anthropogenic sources, may be attributed to local geological sources. The water samples which are exceeding US EPA standards may be investigated further for ascertaining background geological environment and their leaching properties. The high concentration of Cr and Se do not corroborate with any of the industrial sources (metallic industries). Further arsenic has been found slightly elevated and may be attributed to mineral properties of *in situ* rocks. Rest of the groundwater samples were found fit for drinking water supply. In future, the industrial effluents, if any, have to be disposed off cautiously, in letting into the environment to

protect the drinking water sources in the study area.

In general, the drinking water sources (including surface and subsurface water in and around Tirupati) are free from heavy metal contamination, and most water are suitable for both drinking and irrigation.

Acknowledgements

Grateful thanks are due to Ministry of Water Resources, Govt. of India, for having provided financial assistance.

References

- Ishida Satoshi, Kotoku Motoi, Abe Ehchi, Fazal M.A., Tsuchihara T. Akeo and Imaizumi Masayuki. (2003). Construction of sub-surface dams and their impact on the environment, RMZ – Materials and Geoenvironment, 50, (1), 149-152.
- Nagata, S., Azuma, K., Asano, M., Nishijima, T., Shiiba, H., Yang, D.S., Nakata, R. (1994). Solving the Problems, Proceedings of the 21st Annual Conference. Sponsored by the Water Resources Planning and Management Div./ASCE, May 23-26, 1994, Denver, Colorado.
- Narasimha Rao, K.L. and Jagadiswara Rao, R. (2003). Poster presentation on 'Water Management through Sub-surface Dams in the Rapidly Urbanizing Upper Swarnamukhi river Basin, Chittoor District, Andhra Pradesh, India', in the 13th Stockholm Water Symposium held in Stockholm, Sweden, Aug 10-14, 2003.
- Narasimha Rao, K.L., Jagadeswara Rao, R., Krishna Reddy, T.V., and Pushpa Kumari, V. (2008). Postal presented on "Groundwater Management in Vulnerable Areas – A Case Study from India", in the IAHR International Groundwater Symposium held in Istanbul, Turkey, June, 18-20, 2008.
- Narasimha Rao, K.L. and Krishna Reddy, T.V. (2007). A CGWB Project Report on "Study of Trace Metals in Surface and Subsurface Waters in and around Tirupati", submitted to Indian National Committee on Hydrology, Roorkee, Uttaranchal, India.

Role of the Information Technology in Water Quality Management and Social-Economical Estimation of the Flood Impacts in Mountain Regions of the Central Asia

P.I. Normatov, O.S. Bokiev, K.F. Emomov and I.Sh. Normatov

Water Cleaning Department, Institute of Water problems, Hydropower and Ecology
Academy of Sciences Republic of Tajikistan, Dushanbe, Tajikistan



Abstract

The scheme of the uniform regional centre on the control and monitoring of quality of waters of the Transboundary Rivers of Central Asia is developed.

Introduction

The aspects of water allocation between the countries of Central Asia are considered from the point of view of river drain ecology. For the decision of ecological problems the creation of Interstate Water Quality Control Commission of Transboundary Rivers is offered in the region.

Water relations between Central Asia republics during the Soviet Union time were regulated by 'Complex Use and Protection of Water Resources Schemes' in Amudarya and Syrdarya basins. The main purpose of working out basin 'Schemes' was to define real volumes situated within the Amudarya and Syrdarya basins and available for using water resources. It was also providing their fair allocation among region republics, meeting all the water users' interests. It should be noticed, that the number of important aspects were not considered and included in

'Schemes', for the situation has greatly changed after 1980 (years of the last 'Schemes' specification and completion of hydraulic range composition). Mainly it concerns the ecologic acquirements and sanitarian clears thrown into rivers and channels. Overusing basin water in irrigational lands planned as maximum use by 'Scheme' resulted in exhausting water resources and appearing new problems. They are:

- Deterioration of ecological condition sometimes leading to ecological disaster in downstream of rivers of Aral Sea Basin;
- Great pollution of river water with pesticides, herbicides, other harmful elements and increasing of water mineralization.

According to Chembarisov (2001) water of the Amudarya rivers after coming out from Tuyamuyun Reservoir is characterized by margin concentration (MC) of sodium and nitrites (NO₂) exceeding in 1.2 and 2.3 times accordingly and in Nukus region MC exceeding of heavy metals is observed.



Among all the regions of Tajikistan 93% of territory which borrow mountains in the Zarafshon River Basin the formation of floods is observed most often (almost 7% of the total across Tajikistan) and their average number in a year reaches 150. More than 300 thousand inhabitants live in the Zarafshon River Basin located in the Ajni and Penjikent regional centers. The local population is

affected almost annually with great economic losses (Fig.1- Fig. 3). Nowadays one of the most polluted rivers of Central Asia is Zarafshon River. The capacity of this water is changed under the influence of collector drainage water of irrigating basin zone and wastewater of Samarqand, Kattakurgan, Navoi, and Bukhara cities. Mineralization of water exceeds from origin to estuary from 0.27-0.30g/l to 1.5-1.6 g/l.

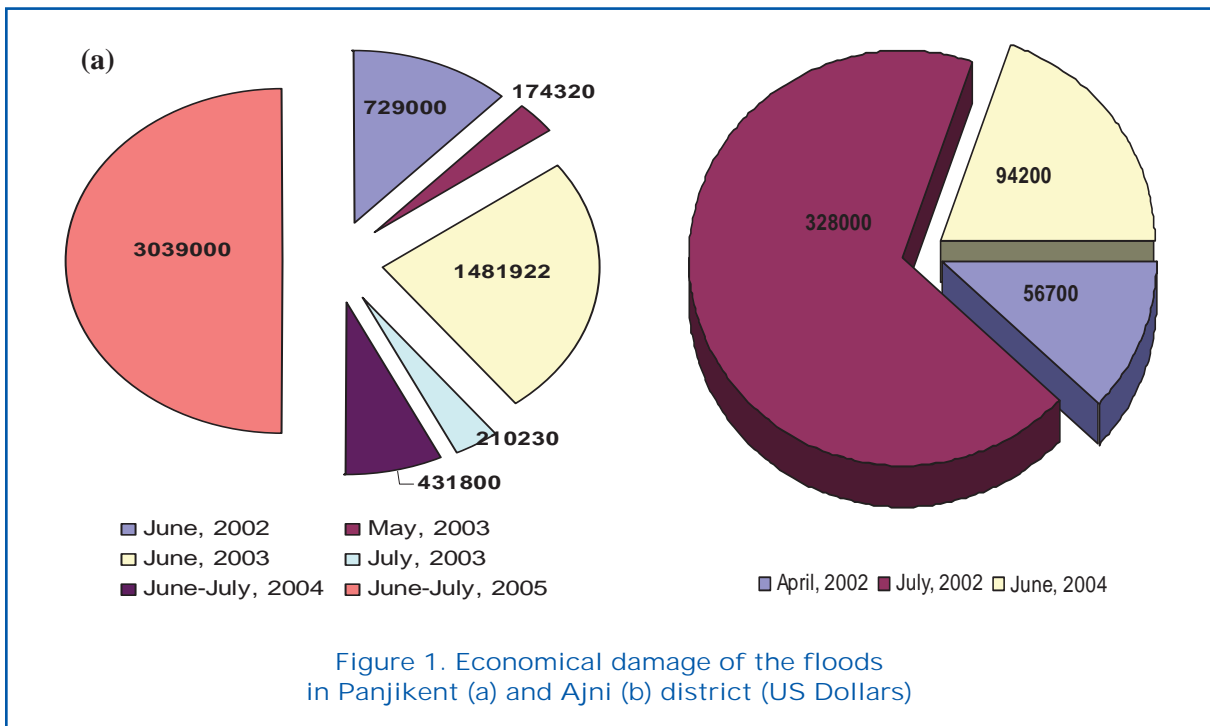


Figure 1. Economical damage of the floods in Panjikent (a) and Ajni (b) district (US Dollars)

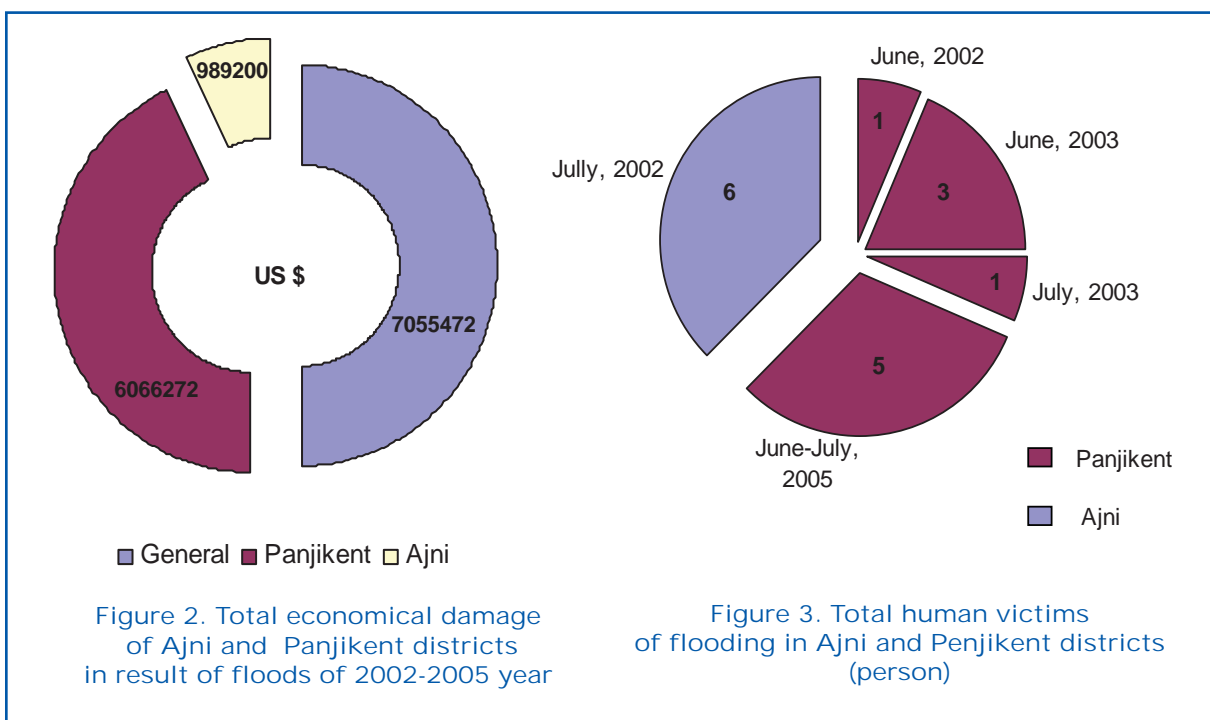


Figure 2. Total economical damage of Ajni and Panjikent districts in result of floods of 2002-2005 year

Figure 3. Total human victims of flooding in Ajni and Panjikent districts (person)



The most exceed of MC among heavy metals is observed in Cr and Zn. Moreover in Zarafshon river high contain of antimony was found out and it's phenol pollution composes 3-7.5 MC, as Chembarisov (2001) gives. In spite of convincing indexes of pollution influence on human health (use of bad-quality water caused 80% of all the world diseases, sick rate of about 2 billion people is connected with water factors) ecological tragedy of Aral still proceeds. Every year 12-14 km³ of unclean used water overfilled with pesticides and toxic chemicals is thrown into Syrdarya River.

Kizil-Orda Regional Administration of Environment Protection in Syrdarya informed that MC exceeds containing nitrogen in 2.5; sulfates in 3.0-7.7; biological use of oxygen in 5-3.1; oil products in 7; copper in 10; iron in 2 times.

Mineralization of water coming from Chardarin Reservoir increased to 1.4g/l and in Kazalinsk region up to 2 g/l, which exceeds the norm twice (Nurgisaev, 2002).

Finding out of heavy metals (Pb, Zn, Cr, Ni, Cd and Hg) with concentration in tens and hundreds times exceeding MC in Syrdarya water and it's tributaries first of all is connected with conditions of narrow-department approach to assimilation entrails using not modernized technological working out schemes.

In water gathering areas of Naryn-Syrdarya basin only in the territory of Kyrgyzstan there are situated 14 suspended and working mining industry objects, and volume of solid waste materials exceeds 550-mln m³.

Downwards of Syrdarya there are Sumsar and Alabuka rivers running down from mountain frames of northern part of Fergana valley. Concentration of lead there is from 3 to 100 MC, zinc more than 10 MC, and copper more than 30 MC.

To potentially dangerous sources of Syrdarya and Naryn radioactive water pollution refer 3 depots and dumps in Min-Kush region. These reservoirs with total amount of radioactive waste materials of about 2 mln tons and summary activity of 10¹⁵ Bq are situated in the valley of river. Natural disasters can destroy water reservoir dam, cause the flood of radioactive waste materials and infect the water on a big territory, as Aitmatov et al. (2001) state.

However, the main purpose is not in ascer-

taining the existing facts, promoting, originating and spreading ecological disasters, but in adopting cardinal decisions for improvement of ecological system.

The analysis of the publications of the last five years, as well as the resolutions of regional, international meetings and conferences demonstrate that the problem of quality of water arteries in the region becomes a subject of deep researches and analyses.

The International Fund for Aral Salvage, for example, published the booklet (September, 1997), in which there is submitted the enumeration of the basin projects requiring additional donor support. It is remarkable, that the majority of these projects concern investigations of water arteries quality of the Aral basin.

The problem of studying the water quality change and development of mechanisms of its control is actual and concerns not only the separately taken country of Central Asia, but all the states of the region.

Here it would be possible to recommend development of bilateral and multilateral legal mechanisms for strict adhering to 13 and 16 principles of Rio Declaration, concerning the duty and compensation for ecological damage and approach, that the contaminant pays for contamination.

For stabilization of an ecological situation in the region a number of measures is offered, for example, by Jalalov (2001). According to one of them it is necessary to make as a principle the limited water intake with some changes allowing the water users down the river flow to intake the greater water volume in percentage terms. The adoption of this limited water intake system, according to same Jalalov (2001), will allow regulating water intake from the rivers not only in view of irrigated lands, but also in view of water quality, degree of its mineralization.

Let's assume that Transboundary River taking its beginning in the country – the Upper (A) runs through the territory of the next state (B) into the country of Lower (C). According to limited water system if mineralization degree of a river drain exceeds, (C) shows (B) the demand for super limited water intake as compensation.

Two versions in this case are possible:

1. (B) which was asked to keep to the limited water intake, should address (A) with the similar demand.

2. (B) should decrease its own limit of a water intake to meet the demand of (C). As the author of limited water intake system states, the river drains going from mountainous territories of their forming are polluted almost with nothing and differ by its small mineralization degree. Therefore, the demand of (B) will be automatically rejected by (A).

It goes without saying that the version 2 neither is appropriate; for it defines the main source of several hundred thousand people's lives.

The penetrating comprehension of water importance in the region and social responsibility for steady water supply, for example, called immediate reaction of 5 Governments in Central Asia. In February 1992 there was founded Interstate Coordination Water Commission (ICWC). The foundation of ICWC in difficult and unpredictable post-Soviet time enabled the countries of the region to pass painlessly the period of water 'anarchy', to ensure equilibrium and consent in the region

and has shown strategy of all countries to ensure today and in future mutual understanding and respect in fruitful cooperation. It gives the ground to hope, that the problem of contamination and ascending of a degree of water arteries mineralization can be solved with the same success by creating (similar ICWC) Interstate Coordination Water Quality Commission (ICWQC) (Table 1). Structural subdividing 'The interstate experts' unite the leading technicians in valuating the quality and composition of waters from all five states of Central Asia. The main function of this body is to compare the republican experts' information about water composition and to solve disputable questions by carrying out the independent expert appraisals of water quality of Transboundary Rivers. ICWQC Secretary appoints the stuff and sets terms of power of the interstate experts. In Information Center established in each country of Central Asia the water quality control statistics in industrial, agricultural, municipal sectors and

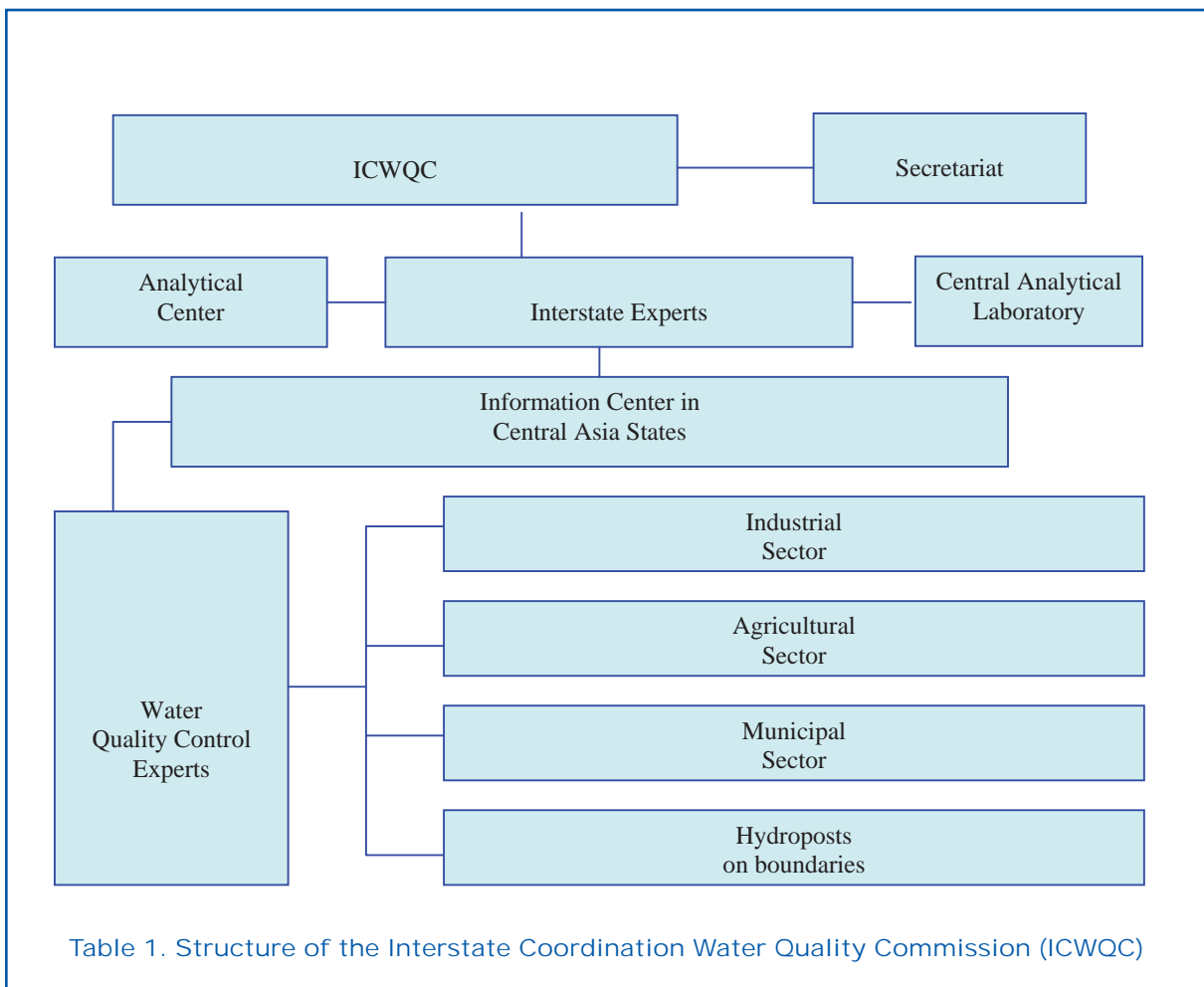


Table 1. Structure of the Interstate Coordination Water Quality Commission (ICWQC)



hydroposts are gathered, generalized and systematized. Thus, the data concerning water arteries quality from each country come to Analytical Center of ICWQC. It should be noted that after reaching the complete transparence of relative composition and quality of all water arteries in Central Asia the next stage is the development of mechanisms to encourage and take measures to the states polluting water environment. These problems together with other questions should be studied in ICWQC Secretariat for considering at Meeting of Central Asia Heads of Governments.

Acknowledgments

This research carries out in framework of the project funding by Volkswagen Funds.

References

- Aitmatov, I. , Torgoev, I. and Aleshin U.G. (2001) Water and steady development. Bishkek. Publ. Center FPOI, 25.
- Jalalov, A.A. (2001) Ecological aspects of water resources management in the rivers: limiting and regulating mechanisms. Tashkent: ICWC Research Center. 24.
- Nurgisaev, S.U. (2002). Social-economic and water situation in lowers of the Syrdarya. Coll. Reports of Scientific Practical Conference 'Water resources of Central Asia'. Tashkent. ICWC Research Center, 23.
- Scientific and Practical Conference 'Water resources of Central Asia'. Tashkent. ICWC Research Center, 23.
- Chembarisov, E.I. (2001) Modern hydrological problems of water resources of Central Asia and ways of their decision. Water and steady development. Bishkek. Publ. Center FPOI, 82.

Application of WEAP in Simulation of Water Resources Management Scenarios in Dinajpur Sadar Upazila

M.S. Rahman ⁽¹⁾ and *M. Salehin* ⁽²⁾

⁽¹⁾ Environmental Specialist, SMEC Bangladesh, Dhaka-1206, Bangladesh

⁽²⁾ Associate Professor, Institute of Water and Flood Management (IWFM),
BUET, Dhaka-1000, Bangladesh



Abstract

In Bangladesh, with the growing population and economic development, demand of water has also grown considerably creating stress on this finite resource. Decision Support Systems (DSS) can play important roles in planning of water resources management, including demand management strategies. Water Evaluation and Planning System (WEAP) is such a DSS that is being increasingly used in integrated water resources management (IWRM) across the world. The major water uses in the study area are irrigation, domestic and industrial water use. The study area is the Dinajpur Sadar Upazila, which is characterized as having a crisis for agricultural production during the dry season because of unavailability of surface water in the river. Groundwater of the basin is extensively used for irrigating agricultural lands. With the current cropping pattern and its irrigation demand, the existing distribution of deep tube wells (DTWs) is not able to cover the entire study area. Meeting demand of various water uses, especially irrigation is a critical issue of the study area. Demands of water for agriculture (irrigation), urban use, rural use, industrial use, and in-stream requirements were estimated as accurately as possible for the study area. The river water source was allocated, after meeting the environmental or in-stream flow demand. Increased irrigation efficiency through the application of irrigation efficiency management tools would reduce unmet demands significantly. Irrigation efficiency management tools do not reduce the unmet demands fully especially in later years; use of DTWs is an alternative strategy to meet the demand fully. However, combination of expansion of DTWs and irrigation efficiency management tools would substantially reduce the required number of DTWs in the study area. Implementation of rubber dam in the study area could be a strategy, which would meet water unmet water demands in the command areas in study areas unions all months till 2045.

Key word: WEAP model, IWRM, Water demand, Water allocation, Water demand management

Introduction

Managing water resources in the current world climate is a major challenge for many countries. The management of water resources has become a critical need for Bangladesh due to growing demand and

increasing conflict among alternative uses (e.g. irrigation, water supply, sanitation, industry, fisheries plus environmental and other in-stream demands) because of the rapid increase of population. There is water stress in many parts of the country. Mondal and Wasimi (2005, 2007) shows that with



flow augmentation in major rivers, the demand of water can just be met with the water available provided the groundwater remains useable and adverse impacts due to climate change and upstream water diversion do not take place. Demands in future will be high for many uses, more so in the agricultural sector. Irrigation demands are expected to increase potentially by at least a quarter by 2025 and it would be a major determinant in overall demand (WARPO, 2001b). Irrigation water requirement is continuously on the rise because of increasing coverage of boro rice. Moreover, continuous cropping during dry season in all agricultural lands has been envisaged in National Water Management Plan (NWMP). A burning question now is how the water needs will be satisfied in a secure manner in the coming years. This is where the concept of integrated water resources management comes into play. The decision support tool used was the Water Evaluation and Planning System (WEAP) (SEI, 2007). WEAP is increasingly being regarded as a useful planning tool, as evidenced by its use across many parts of the world.

Presentation of the WEAP Model

The WEAP model was developed by the Stockholm Environment Institute (SEI). WEAP operates on the basic principle of a water balance and can be applied to municipal and agricultural systems, a single watershed or complex transboundary river basin systems. WEAP can address a wide range of issues, e.g., sectoral demand analyses, water conservation, water rights and allocation priorities, groundwater and stream flow simulations, reservoir operations, hydropower generation, pollution tracking, ecosystem requirements, scenario analyses in understanding the effects of different development choices, and project benefit-cost analyses.

WEAP applications generally involve the following steps (SEI, 2007):

- Problem definition including time frame, spatial boundary, system components and configuration;
- Establishing the 'current accounts', which provides a snapshot of actual water

demand, resources and supplies for the system;

- Building scenarios based on different sets of future trends based on policies, technological development, and other factors that affect demand, supply and hydrology;
- Evaluating the scenarios with regard to criteria such as adequacy of water resources, costs, benefits, environmental impacts, etc.
- Scenarios are used in WEAP to explore the model with an enormous range of "what if" questions, such as: What if population growth and economic development patterns change? What if reservoir operating rules are altered? What if groundwater is more fully exploited? What if water conservation is introduced? What if ecosystem requirements are tightened? What if new sources of water pollution are added? What if a conjunctive use program is established to store excess surface water in underground aquifers? What if a water recycling program is implemented? What if a more efficient irrigation technique is implemented? What if the mix of agricultural crops changes? What if climate change alters demand and supplies?

The Dinajpur Sadar Upazila

This study presents a pilot attempt in the development and application of an integrated water management decision support system using WEAP in Dinajpur Sadar Upazila in the northwest region of Bangladesh. The major consumptive water requirements for the study area are irrigation, domestic and municipal, and industrial water use. The present water requirement for the Dinajpur Sadar Upazila area is 144.16 Mm^3 among that of which irrigation water requirement is 136.59 Mm^3 and domestic and municipal requirement is 7.57 Mm^3 (IWM, 2005). The Dinajpur Sadar Upazila is formed by Upper Atrai River. Many of the off-takes of the distributaries of this river, which are major sources of surface water, become dry during later part of the dry season. This causes a stress, on agricultural production during the dry season. The situation is aggravating day by day. Groundwater of the basin is used for drinking water supply and for irrigating agri-

cultural lands. A reconnaissance visit was made to the study area in the beginning of the study. Discussions with the farmers and officials of related organizations revealed that changing cropping pattern over time resulted in increased irrigation water requirement and existing system of STWs and DTWs are not able to meet the demand. The change in water availability due to climate change will add to the problem. The location map and schematic representation of the study area are given Figure 1.

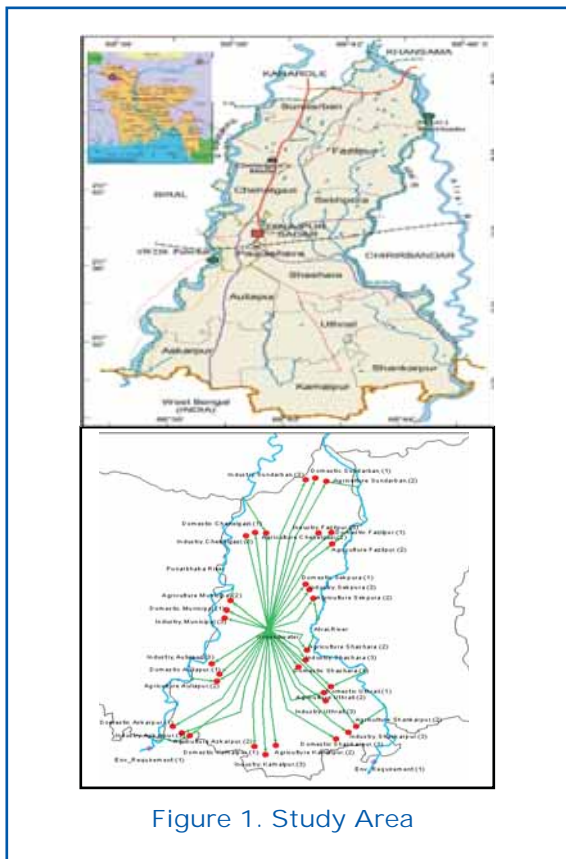


Figure 1. Study Area

Setting Up the WEAP Application for the Dinajpur Sadar Upazila

In the study, the WEAP model was applied to the Dinajpur Sadar Upazila which incorporated sectoral demand analyses, setting up supplies and imposing allocation priorities. To allow simulation of water allocation, the elements that comprise the water demand-supply system were characterized for the study area and their spatial relationships were also established. The system was represented in terms of its various water

sources (e.g., surface water and groundwater) and water demands (domestic, irrigation, and industry). The base accounts year is usually the most recent year for which reasonably reliable and complete data are available and from which future demand projections can be made. The year 2007 is chosen as the base year for this study and the entire study period is set from 2007 to 2045.

Demand Sites: In the present application of WEAP, the demand sites were divided into eleven sites, which are the eleven unions of Dinajpur Sadar Upazila, viz., Dinajpur Municipal, Sundarban Union, Fazilpur Union, Chelgazi Union, Shekpura Union, Shashara Union, Auliapur Union, Uthrail Union, Askarpur Union, Shankarpur Union and Kamalpur Union. The study area had three demand sectors: domestic, industry and agriculture. Each water demand sector was thus divided into demand for individual unions. After defining the demand sites, the configuration of the entire demand and supply system, including the links between supplies and demands was established. Each demand site had a transmission link from its source. The monthly water demand percentage was included in the system. The environmental flow requirement or in-stream requirement was set as nodes on the two rivers, in which the percentage of flows to remain in-stream for meeting environmental requirement was defined.

Local Supplies (Groundwater): Local supply (groundwater) was linked to 33 numbers (11 unions, each having three types of demands, viz., domestic, industrial and agricultural) of demand sites.

River and River Nodes: Rivers in WEAP are made up of river nodes connected by river reaches. There was two types of river nodes: flow requirement nodes, which defines the minimum in-stream flow required at a point on a river or diversion to meet water quality, fish & wildlife, navigation, recreation, downstream or other requirements; and withdrawal nodes, which represent points where any number of demand sites received water directly from a river.

Transmission Link: Transmission links deliver

water from local supplies, and withdrawal nodes to satisfy final demand at demand sites. The water allocation along each transmission link in each month, as described in supply priority, demand preferences and allocation order.

Priorities for Water Allocation: Two priority systems were used to determine monthly allocations from local supplies and river nodes to demand sites, and for in-stream flow requirements. Competing demand sites and flow requirements were allocated water according to their supply priorities. Priorities were ranging from 1 to 3, with 1 being the highest priority (domestic demand) and 3 the lowest (agriculture demand). These priorities are useful in representing a system during a water shortage, in which case higher priorities are satisfied as fully as possible before lower priorities are considered. If a demand site is connected to more than one supply source (e.g. surface water and groundwater), supply sources are assigned priorities against the demand. For example, water is available from both river (although very low compared to groundwater) and groundwater in some unions. In such cases, groundwater use was assigned the first priority for domestic water and also for industrial use (present practice is 100% use of groundwater, and it is anticipated that this practice will continue), while surface water use was assigned the first priority for irrigation water. WEAP uses these priorities in allocating the water among different sectors from the available supply sources.

Estimation of Demand

The purpose of this section is to describe the data used in the development of water demand management and allocation system for study area. Present water demand for irrigation, domestic and industrial use has been estimated based on standard methodology and data collected from the concerned organizations as well as field survey. Domestic water use per capita varies substantially between urban and rural areas, and depends on standard of living, mode of water supply, availability and quality of water, etc. In the NWMP approach, weighted average per capita consumption in metropolitan, town

and rural areas was found to be 139 litres per day (l/d), 118.9 l/d and 101.5 l/d, respectively, which according to Mondal and Wasimi (2005) very high particularly for rural areas. They reasoned that in rural areas, pond water is usually used for domestic purposes other than drinking and cooking. Domestic use of groundwater in rural areas is about 25 l/d per person. Therefore, Mondal and Wasimi thought it would be appropriate to assume a per capita consumption of 110 l/d and 25 l/d for urban and rural areas, respectively. These figures were used in the present study. Domestic demand will progressively increase in future with the anticipated growth in population. In Bangladesh, the population census is carried out in ten years interval. The population data used was the last census enumerated in the year 2001 and published by the BBS (2006). The decadal (1991-2001) population growth rate is 18.69% and annual compound growth rate is 1.73% (BBS, 2006a).

The irrigation water demand estimated by IWM (2005) was used in the present study. The total irrigation water requirement for the present condition for the entire area depends mainly on the cropping pattern and types of crop, growing season of the crop and crop water requirement and area under each crop. The following steps were followed: Monthly irrigation requirement was calculated simply multiplying the daily requirement by the number days in the months; The irrigation requirement for the entire growing season of each crop was calculated by summing up the monthly requirements; The volume of water requirement of each crop was obtained by multiplying the seasonal irrigation requirement by the crop coverage; and Finally, total irrigation water requirement in volume was obtained by summing up the water requirement of all the crops and depth of water requirement was calculated by dividing volume of water by the total cultivated area. Industrial data sources which was collected through direct questionnaire survey. Roughly 95 percent industries are rice mills of different sizes and categories. Rice mills are being established every year. In order to estimate industrial water use, purposive interviews were conducted with employees of 40 rice mills.

The minimum downstream requirement, which is specified at the end of the river, is

the only in-stream requirement for the river flow. There have not been much systematic studies conducted for defining environmental flow requirement. The in-stream requirement set forth in different plans (e.g. NWMP) until now has been on ad-hoc and empirical basis. The NWMP estimates consumptive demands in Bangladesh to be about 44% of the total water demand and in-stream demands the balance of 56% (W ARPO, 2001b). BUET-DUT (2006) has been one systematic study conducted for defining environmental flow requirement for a few (three) river systems. A number of approaches (hydrologic, habitat rating and ecotope methods) were used to estimate and compare environmental flows. However, the report emphasizes that the results were preliminary in nature, and it was not the objective of the report to recommend flow regimes for the selected rivers; rather the results presented only illustrated the possible applications and use of habitat-flow functions to recommend seasonal flows. A conservative figure of 56% of flows, as generally suggested in the NWMP, as environmental flows in each month was used in the present study.

Scenario Construction

The Dinajpur Sadar Upazila is one of the fastest growing upazila in the Dinajpur District. Both municipal and rural domestic water demand will be influenced by changes in population. This will also affect the agricultural water demand, as more irrigation water will be required to produce food for the increased population. It will also be associated with increased economic activity; there is also an expected change in industrial water demand. So, scenario-1 represents the changes in future water demands for domestic, industrial and agricultural uses because of population growth. This may also be considered as a "Reference Scenario". In scenario-2, it is assumed that water demand management tools (e.g. pricing, subsidies) would be used in future that will help create better farm water management by the farmers such that they will reduce wastage of water by introducing better irrigation water management structure and efficient irriga-

tion methods. Two cases of increased irrigation efficiencies were considered: a 10% increase in irrigation efficiency and a 20% increase in irrigation efficiency. These two cases were considered as reasonable after expert consultation with knowledgeable local professionals. Scenario-3 considers that groundwater is exploited more fully through the use of DTWs as required. Scenario 3 is the combination of scenario-2 and scenario 3. Construction of a rubber dam is considered as Scenario-5.

Results and Discussions

Unmet Demand

The water demand domestic and industrial uses were fully covered in because for domestic use was the first priority and industrial use was the second priority. There is no unmet demand in the base year; there is no unmet demand in the whole analysis period either. Agriculture is the only sector where water demand is not covered completely because of low water availability from the sources. Also, agriculture was the third priority in the demand sector. As it can be seen in Figure 2, the highest agricultural water demand in all unions in March but highest unmet demand in April. The highest unmet demand was in April because of maximum water was used in March.

The average annual irrigation unmet demands for the years 2007, 2025 and 2045 are 33.8 Million m³, 55.6 Million m³ and 83.8 Million m³ (19%, 28% and 37% of the total annual water demand), respectively. The unmet agricultural water demands for the month April of the years 2007, 2025 and 2045 are 20.4 Million m³, 24.2 Million m³ and 29.2 Million m³ (11.6%, 12.3% and 13% of the total annual water demand). Unmet demands for the years 2007, 2025 and 2045 for the month of March are 10.3 Million m³, 26.3 Million m³ and 43.5 Million m³ (6%, 13% and 19% of the total annual demand), respectively. In all cases, the agriculture sector is the most affected because of low availability of groundwater through the use of STWs; surface water availability is very low compared with the total demand, which thus has to be met from groundwater unless other measures are taken up.

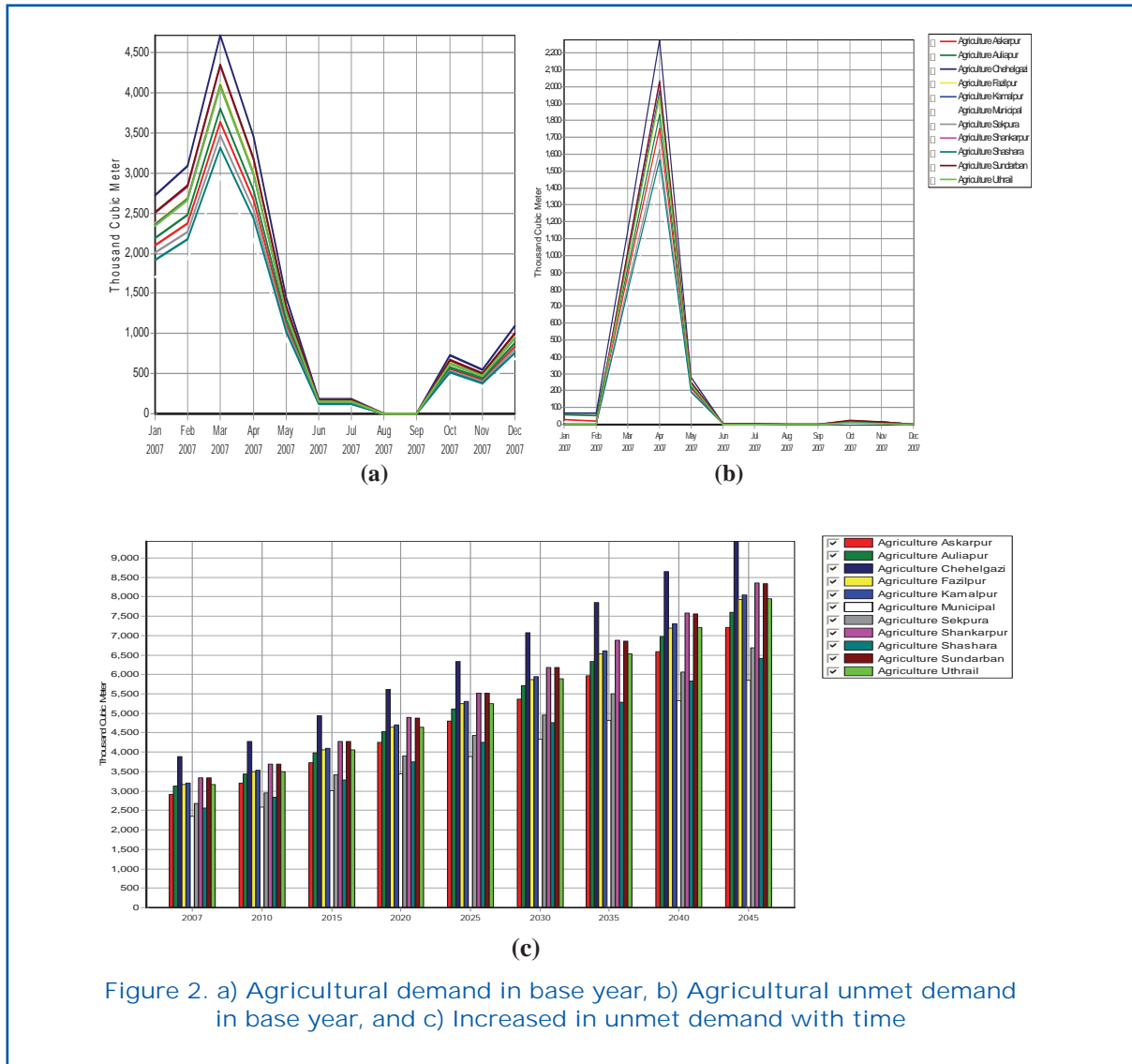


Figure 2. a) Agricultural demand in base year, b) Agricultural unmet demand in base year, and c) Increased in unmet demand with time

Water Allocation by Sources

The study area has three sources for water allocation such as ground water , Atrai River and Punarbhaba River, of which groundwater is the major source throughout the year , including the dry season. The groundwater source was set as the first priority for the domestic demand as well as for industrial demand and second priority for the agricultural demand. The river water source, after meeting the environmental or in-stream flow demand, was set as the first priority for the agricultural demand, but it is a limited resource during the irrigation season. The maximum water allocations are in January through April throughout the period of analysis, because it is the main irrigation season. On average, 98.6% of water is allocated from

groundwater and 1.4% is covered from the Atrai and Punarbhaba River in a year . As it can be seen in Figure 3, Punarbhaba River has limited resources, compared to the Atrai River, and the latter was able to contribute more water during the irrigation season. In the study area, the number of low lift pumps (LLP) used is very few because of shortage of water in the rivers during the irrigation season.

Unmet Demand Increased Irrigation Efficiency

Two cases of increased irrigation efficiencies were considered: a 10% increase in irrigation efficiency and a 20% increase in irrigation efficiency. These two cases were considered as reasonable after expert consultation with

knowledgeable local professionals. Irrigation efficiency management strategies reduce the unmet demands in all months. Greater impact would be in the seven unions (Fazilpur, Kamalpur, Sekpura, Shankarpur, Shashara, Sundarban and Uthrail) which are adjacent to the river and hence have both surface water and groundwater sources to supply water with, for which demands would be met till the year 2025, but remains unmet in later years as demands grow further (see Figure 4). However, with 20% increased irrigation efficiency as in case-2, unmet demand remains in the months of March and April. However, compared to the reference scenario, unmet demands are reduced by 97%, and 24% for March and April for case-1 and 97.4%, and 2.2% for the some months for case-2. The highest monthly unmet demand in 2045 recorded in the month of March, April and May amount to 4.95 million m³, 5.83 million m³ and 0.30 million m³ respectively.

More Utilization of Groundwater

The alternative strategy of Deep T ube wells (DTWs) expansion in the study area was considered. During the recent past years, the number of Deep Tube wells (DTW) has significantly increased. In 2007, about 114 DTWs were in use compared to 85 DTWs in 2003.

IWM (2005) was proposed DTWs expansion for meet unmet water demand for the study area (e.g. 119 nos of new DTWs were proposed for 2003). The need for using DTWs will increase from 193 nos in the base year to 318 nos in 2025 and 478 in 2045. (Figs. 3 and 4).

Increased Irrigation Efficiency along with DTWs Expansion

The possibility of affecting domestic water supply through DTWs might be reduced if irrigation efficiency is implemented along with the expansion of DTWs. This strategy will also reduce costs. It may be noted that costs and/or benefit analysis was not performed in the study, although WEAP allows for analysis of scenarios also in terms of costs and benefits. The significant numbers of required DTWs are significantly reduced if irrigation efficiency management is carried out in conjunction with expansion in DTWs.

Unmet Demand Using Rubber Dam

The rubber dam strategy was considered for meet unmet demand of Dinajpur Sadar Upazila. It is observed in 4 unions (Dinajpur Municipal, Chehelgazi, Aliapur and Sundarban unions) that no unmet water demands

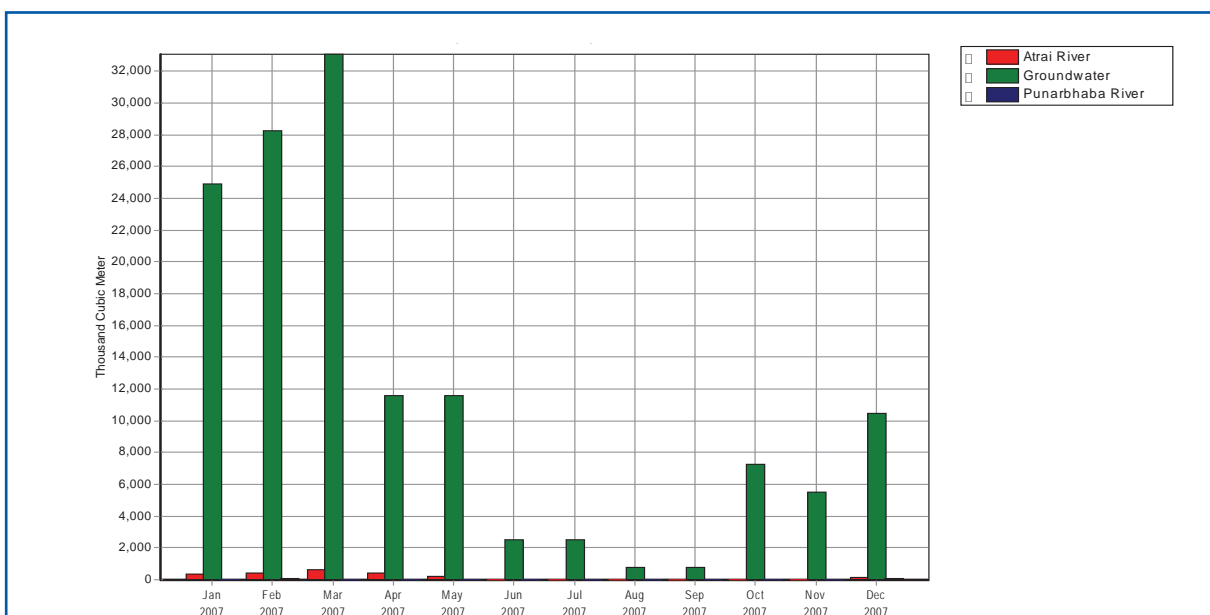


Figure 3. Monthly water allocation by sources in base year (allocation from Atrai and Punarbhaba rivers are made after satisfying the demand for environmental flow).



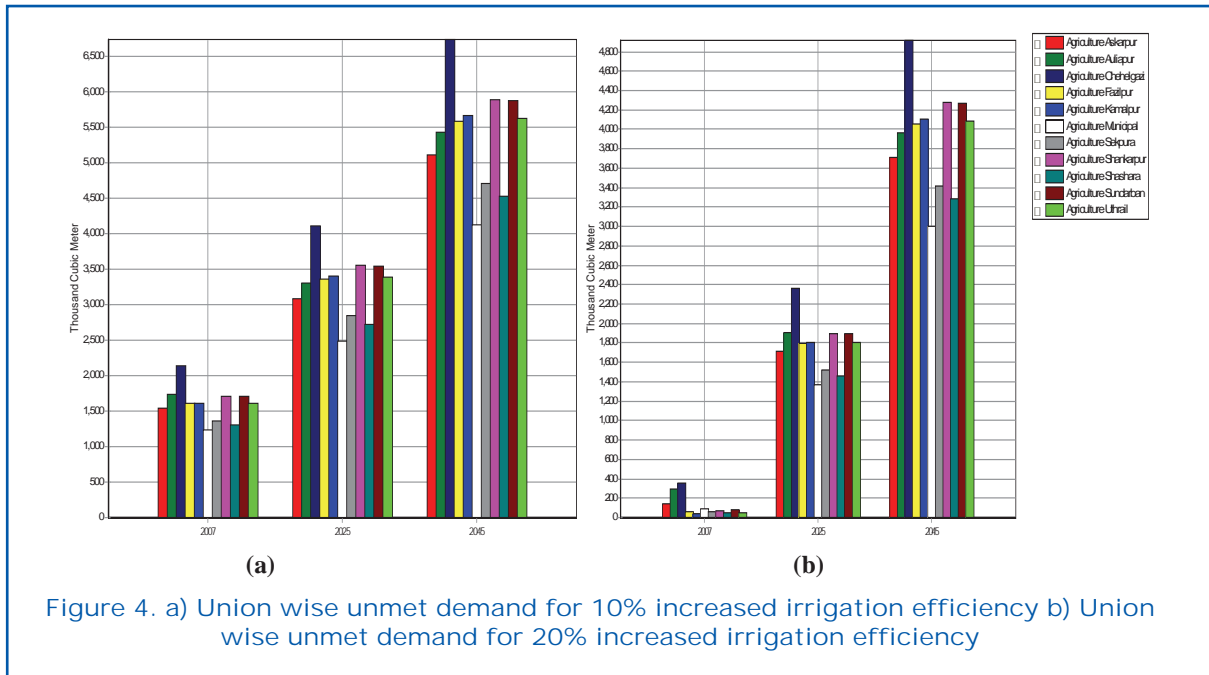


Figure 4. a) Union wise unmet demand for 10% increased irrigation efficiency b) Union wise unmet demand for 20% increased irrigation efficiency

were exposed in all months till 2045 as per use of rubber dam. The average annual irrigation unmet demands for the years 2007, 2025 and 2045 are 16.69 Million m^3 , 28.83 Million m^3 and 44.23 Million m^3 (9.5%, 14.6% and 19.6% of the total annual water demand), respectively. The unmet agricultural water demands for the month April of the years 2007, 2025 and 2045 are 20.4 Million m^3 , 24.2 Million m^3 and 29.2 Million m^3 (7.04%, 7.4% and 7.7% of the total annual water demand). Unmet demands for the years 2007, 2025 and 2045 for the month of March are 3.18 Million m^3 , 12.14 Million m^3 and 23.44 Million m^3 (1.8%, 6.15% and 10.4% of the total annual demand), respectively.

Conclusion

The study represents a first attempt at applying and testing the WEAP model as a means of addressing how to meet demands and water allocation in an administrative Upazila in the northwest region of Bangladesh. Efforts were made to collect and represent data in the WEAP set-up as accurately and reliably as possible. The study provided a good insight about the water management and allocation problems in the study area, and how WEAP can be effectively used in analyzing different scenarios of the issues,

including different policy strategies. While the effectiveness of the use of WEAP in the current study is found very good, and possibility of its application in other, more complex systems in Bangladesh is found to be very bright, the investigator, however, is not yet in a position to make 'firm' recommendations with regard to the management of demands in the study area, which was used as a study example. The model was made simplified for this pilot application. A number of assumptions need to be verified and some of the data and hypotheses require refinement in consultation with principal actors in the study area. For example, hydrologic variability in the supply sources was not considered, which could influence the results of the study. Data on variability of groundwater storage potentials among different unions was not available, and a conservative estimate of environmental flow was used. Nevertheless, the study has revealed some reasonable and very useful estimates of demands and unmet demands in different scenarios, and provides a clear indication about the realities and possibilities about future for the study area.

References

BBS (2006a). Population Census 2001, Community series. Zila: Dinajpur, Bangladesh

- Bureau of Statistics, Government of the People's Republic of Bangladesh.
- BBS (2006b). Statistical Yearbook of Bangladesh. Bangladesh Bureau of Statistics, Government of the People's Republic of Bangladesh.
- IWM (2005). Groundwater Management and Zoning Study for Repair and Rehabilitation of Deep Tubewell Project in Greater Dinajpur District under Post Drought Agricultural Rehabilitation Program. Institute of Water Modelling. Draft Final Report, Volume 1.
- Mondal, M.S., and Wasimi, S.A. (2007). Evaluation of Risk-Related Performance in Water Management for the Ganges Delta of Bangladesh. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, Vol. 133, No. 2, pp. 179-187.
- Mondal, M.S., and Wasimi, S.A. (2005). Estimation of Dry Season Water Demand and Availability for the Ganges Delta within Bangladesh up to the Year 2050. *Bangladesh Journal of Water Resources Research*, Vol. 20, pp. 2-20.
- SEI (2007). Water Evaluation and Planning System. Stockholm Environment Institute, Boston, USA.
- WARPO (2001a). National Water Management Plan (NWMP). Development Strategy, Ministry of Water Resources, Government of the People's Republic of Bangladesh.
- WARPO (2001b). National Water Management Plan (NWMP). Main Report, Ministry of Water Resources, Government of the People's Republic of Bangladesh.

Participation et conflit : comment peut-on relativiser ces deux concepts pour une meilleure gestion de la ressource naturelle?

M. Sayah et M. Guenet

Faculté de l'aménagement, Université de Montréal, Montréal, Canada



Résumé

La dégradation accélérée des ressources naturelles révèle des mutations très significatives et des effets considérables tant sur le plan sociodémographique, politique et économique, qu'environnemental. Le changement de l'organisation territoriale et l'évolution des pratiques suscitent ainsi une réaction de réprobation et d'intérêt par rapport à l'exploitation de ces milieux. Cependant, la complexité des usages et l'émergence des situations conflictuelles sont de plus en plus importantes à l'échelle locale. Malgré l'élaboration des plans d'aménagement et de gestion au niveau de certains écosystèmes, les diverses actions mises en place demeurent tributaires de la capacité des acteurs territoriaux à coopérer ensemble afin d'établir un consensus suffisant pour préserver leur milieu naturel. La première partie de cet article traite particulièrement les contraintes associées à la participation sociale dans la gestion des conflits, en abordant les modalités développées pour réduire les problèmes qui en découlent. La seconde partie est consacrée à l'exploration du concept du conflit et celui de la participation. La troisième partie présentera un cadre conceptuel du rapport territorial comme une relation de coopération conflictuelle définie par ses dimensions et ses indicateurs. Cette approche permettra de développer le concept d'*acteur socio environnemental* pour visualiser auprès des participants la manière avec laquelle se structure le rapport territorial et se déroule le processus de concertation pour une meilleure préservation des ressources naturelles.

Mots clés: conflit, participation, acteur, usage, ressources naturelles.

Abstract

The accelerated degradation of natural resources reveals very significant change and huge impacts on socio-demographic, political, economic and environmental levels. The change in territorial organization and development of practices generate a reaction of condemnation and concern over the exploitation of these environments. However, the complexity of practices and the emergence of conflict situations are more important locally. Despite the development of management plans and management in some ecosystems, the various measures put in place remain dependent on the ability of local and regional players to cooperate together to establish a sufficient consensus to preserve their natural environment. The first part of this article deals specifically with associated constraints to social participation in conflict management, addressing the procedures developed to reduce the problems arising therefrom. The second part is devoted to exploring the concept of conflict and participation. The third part will present a conceptual framework of the territorial report as a cooperative conflictual relationship defined by its dimensions and indicators. This approach will develop the concept of socio-environmental actor in order to visualize, for participants, the manner in which the territorial report is structured and the consultation process is implemented for better preservation of natural resources.



La participation : nouvelle approche dans la décision politique ou un outil d'intervention pour la gestion des ressources naturelles

Problématique

La thématique de « gestion intégrée » des ressources naturelles a été mise en place afin d'assurer une bonne gouvernance environnementale. Afin d'éviter l'empiètement de la gestion sectorielle et fragmentée des divers usages de ces ressources, le bassin versant a été défini en gestion intégrée non comme une surface ; il constitue également un niveau de réflexion et une échelle d'intervention de toutes les instances locales, régionales, ainsi qu'Étatiques. Les diverses politiques interdépartementales ou interrégionales affirment sa réalité administrative. Or, la mise en œuvre concrète de ce mode de gestion représente un défi de taille. Il s'agit de pouvoir obtenir une implication de tous les acteurs du territoire en question tout en arrivant à un consensus sur les actions à y établir, au lieu d'imposer des réglementations difficiles à faire respecter. En effet, le découpage administratif des bassins versants, jusqu'à une période récente, rend souvent difficile toute gestion globale et cohérente du sous-espace territorial dans une perspective de développement durable. Les questions de rationalité et de perception de chaque acteur peuvent être, entre autres, à l'origine des conflits institutionnels. De plus, les mutations territoriales, la multiplicité des acteurs et de leurs intérêts souvent divergents, et la concurrence sur l'usage des espaces naturels, sont des facteurs qui accroissent la complexité de la gestion des ressources naturelles. Ces conflits d'intérêt se transposent de façon systémique sur le territoire entraînant des conflits sociaux autour de l'usage de ces ressources. Le recours aux approches participatives vise à réduire la présence des conflits. La concertation, ou le dialogue horizontal, vise une gestion commune des biens de plusieurs catégories d'acteurs à partir d'une collaboration volontaire; pour résoudre un problème ou construire collectivement des questions, des visions, des objectifs et des projets communs. Les autorités politiques élues sont souvent les « moteurs » de cette approche

(Blondiaux 2008). Les éléments qui ont fait objet des contestations politiques se rapportent surtout aux questions d'accès, de pratique et de limites du pouvoir (Winter 2006; Raik, Wilson et al. 2008). De ce fait, la gestion des ressources naturelles est considérée intrinsèquement politique (Dryzek 1997; Bryant 1998; Brechin et al. 2003; Raik, Wilson et al. 2008). Bien que des procédures de concertation de grande pertinence aient été élaborées, elles ne font pas d'emblée une bonne concertation ; le mode de gestion intégrée des écosystèmes naturels garde encore une attitude classique. Le résultat attendu de la concertation n'est pas optimal ni par son contenu, ni par sa forme, mais plutôt par le processus dont il résulte. De multiples constats ont été soulignés lors de la mise en œuvre d'actions d'aménagement territorial, et qui peuvent expliquer le dysfonctionnement des processus participatifs, il s'agit :

- D'une ambiguïté dans la signification réelle de l'approche participative ;
- D'une connaissance insuffisante de l'espace géographique (physique et humain) qui constitue un cadre référentiel important des politiques environnementales ;
- D'une incohérence des principes directeurs de gestion intégrée des ressources naturelles avec les valeurs des populations locales ;
- De l'absence d'une approche participative de l'échelle locale à l'échelle globale du bassin versant, ce qui complexifie la mise en œuvre des principes de gestion intégrée des ressources ;
- D'une non intégration des particularités historiques, socioculturelles, économiques, ainsi que les perceptions des individus au changement de leur espace.

En partant de ces différents constats, il est à noter que chaque communauté se distingue par ses valeurs culturelles et spirituelles. La non considération de ses convictions et de son savoir local dans les différentes interventions territoriales l'exclut dans l'élaboration des plans d'aménagement de son territoire. Cet état de fait engendre de nouvelles structures sociales et institutionnelles basées sur les intérêts sectoriels. Les rapports entre les groupes et les individus reflètent une situation conflictuelle par rapport à l'usage des ressources naturelles. Cela crée des inégalités sociales qui limitent la partici-

pation de certains groupes marginalisés pour modifier ou décider les nouvelles règles de gestion de leur territoire. Alors, la mise en cohérence des différentes démarches reste encore problématique sachant que « les nouveaux principes (de la gestion du territoire) mettent du temps à être adoptés et adaptés par les praticiens. (...) Cet état de fait conduit à un décalage entre progrès de la connaissance et transfert au terrain (...). Comme le note Kusler et al. (1994), les ressources naturelles sont le lieu par excellence de l'amplification des conflits entre conservation et développement ». (Fustec, Lefleuve et al. 2000)

Malgré toutes les mesures prises pour rapprocher les principes théoriques de ce mode de gestion intégrée de la pratique, le phénomène de décalage est de plus en plus observé. Dans ce sens, il sera pertinent de comprendre la manière dont ils sont structurés ou déstructurés les rapports territoriaux; dont les acteurs concernés sont parties prenantes et au travers desquels ils se constituent comme des *acteurs socio-environnementaux*.

Hypothèses

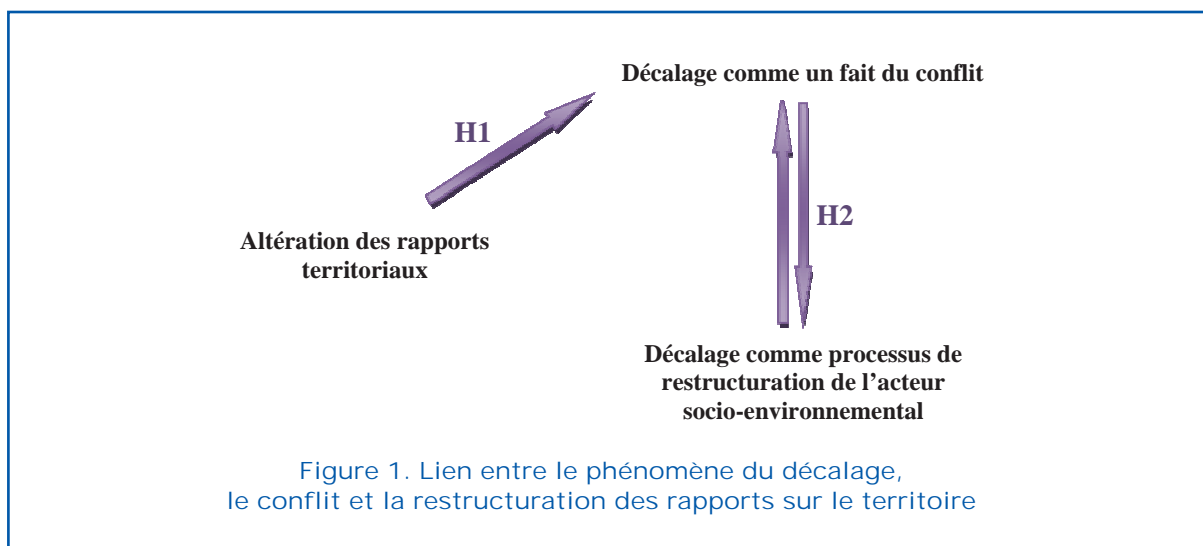
La problématique de gestion des ressources naturelles présentée précédemment conduit à la formulation de deux hypothèses qui mettent en relation deux groupes de concepts fondamentaux : d'une part, ceux de rapport territorial et d'acteur socio-environnemental, d'autre part celui du décalage en tant qu'un « fait du conflit » et en tant que

« processus de restructuration ». L'hypothèse (H1) suppose que le décalage susmentionné met en relation et en évidence deux dimensions du concept de l'acteur socio-environnemental, soient la participation et le conflit. L'hypothèse (H2) présume que les conflits sociaux contribuent à la restructuration des acteurs socio-environnementaux. La figure 1 illustre le lien entre ces deux hypothèses :

Modèle de l'acteur socio-environnemental

Depuis quelques temps, l'organisation des mécanismes de prise de décision et de gestion territoriale consiste à impliquer les citoyens et à diffuser les procédures de délibération dans les actions de conservation et de protection du milieu naturel. La mise en place des dispositifs participatifs vise à prioriser le dialogue et la communication entre les acteurs concernés lors du processus de planification. L'objectif est d'assurer une « démocratie participative » (Blondiaux et Sintomer 2002) en favorisant l'émergence d'un « nouvel impératif délibératif » (Blondiaux 2008). Ceci repose sur la nature des rapports établis au sein de chaque structure et qui réfèrent à des orientations produisant une certaine organisation du territoire. Ces rapports se construisent à partir des réflexions et des représentations de chaque acteur.

Les rapports sociaux constituent l'historicité de l'action sur le territoire. Leur pertinence réside dans le fait de considérer les sujets



comme de véritables acteurs et non comme de simples supports intériorisant leurs conditions d'existence; celles-ci sont transformées ensuite en règles institutionnalisées par une partie des membres de la société. Le concept d'« acteur » réfère à une personne abstraite, individuel ou collectif qu'elle soit, qui est saisie en situation de faire une action ou de la subir; (Bélanger et Lemieux 2002). Cette définition peut être interprétée par la capacité de l'acteur à participer à une action ou être partie prenante d'un conflit. Alors, il est d'une grande importance de comprendre et de reconnaître formellement les rôles des acteurs, ainsi que les processus mis en place pour la gestion de leurs conflits sociaux. Autrement dit, il s'agit d'identifier l'ensemble des comportements attendus dans l'accomplissement d'une fonction. Le rôle attribué à un acteur dans un système donné lui confère une identité et le constitue en tant qu'un acteur actif, valorisé, pouvant s'exprimer et se faire entendre. Cette réflexion démontre la complémentarité entre le concept du rapport social et celui de l'acteur social. Par ailleurs, l'acteur a également des interactions constantes avec son territoire en termes d'espace physique. Cela développe chez lui un sentiment d'appartenance et d'appropriation très fort à la terre, d'où un intérêt particulier aux ressources naturelles qui s'y trouvent. Ces écosystèmes représentent des lieux de développement socio-économique, incitant les acteurs du territoire à l'exploiter et/ou à les détériorer, consciemment ou non, lors de leur usage abusif ou la mise en place de pratiques de conservation de ces milieux. De ce fait, l'acteur joue un rôle social lié à son comportement au sein de l'organisation sociale, dans un même moment où il est orienté vers l'environnement naturel en tant qu'utilisateur et protecteur de ces ressources. La gestion des conflits implique la mise en place de stratégies reconnaissant que la coopération est plus avantageuse que le conflit pour l'ensemble des parties en présence. La conception d'une stratégie commune repose sur des approches collectives pour effectuer un diagnostic des problèmes et proposer des alternatives et des accords possibles. Les méthodes les plus couramment utilisées pour la gestion alternative des conflits adoptent une forme de participation des acteurs concernés et de médiation. Cependant, la difficulté ne réside pas dans la négligence du

conflit comme un problème à résoudre, mais plutôt dans la capacité de développer des « rapports » entre les acteurs pour gérer leurs conflits. D'une manière, comment un acteur doit se comporter dans une structure existante pour une meilleure compréhension réciproque des intérêts des autres parties prenantes du problème. Comme le note Delli Priscoli (1996), le résultat final d'une résolution des conflits reste sans valeur s'il ne s'accompagne pas par la mise en œuvre d'une relation (Desloges et Gauthier 1997). La combinaison du rapport social et celui au territoire permettent d'obtenir un type de rapport que nous désignons par *territorial*. Ce *rapport territorial* est établi entre les *acteurs socio-environnementaux* impliqués dans une démarche de conservation des ressources naturelles. La caractéristique socio-environnementale vise à resituer l'acteur environnemental dans la sociologie de l'action. Cette approche réfère aux transformations sociologiques qui peuvent avoir lieu au cours de l'histoire de l'organisation sociale.

La construction du concept de l'acteur socio-environnemental et du modèle qui en découle est inspirée de la perspective générale de la sociologie de l'action en s'appuyant sur le modèle d'analyse de Luc Van Campenhoudt concernant le phénomène de la délinquance (Quivy et Campenhoudt 1995). Le concept de l'acteur socio-environnemental se déduit de celui du rapport territorial. Nous le définissons selon la nature du rapport dans lequel il est engagé; il se présente comme une relation entre les acteurs dont ils sont parties prenantes, et aussi comme une forte interaction de chaque acteur avec l'espace qu'il occupe. La nature de ce rapport détermine le rôle que l'acteur peut jouer sur le territoire : il peut se comporter comme participant à l'objet de l'action, ou bien il peut être partie prenante du conflit social déclenché. Alors, nous définissons le « rapport territorial » comme :

« Une relation de coopération conflictuelle de ces acteurs qui participent à une action collective, mais qui entrent inévitablement en conflit en raison de leurs positions inégales par rapport à leur participation ou l'emprise inégale sur les enjeux de celle-ci »

Dans ce sens, le concept de l'acteur socio-

environnemental prend deux dimensions définies l'une par son degré de participation, l'autre par sa capacité d'influencer la gestion des ressources naturelles dans le cadre d'une relation conflictuelle.

La dimension « participation »

La participation est une relation d'échange caractérisée par l'inégalité des parties. Le degré de participation de chaque acteur est relatif à la puissance de sa structure selon laquelle il est capable d'infléchir ou non les orientations, les modalités et les résultats; en d'autres termes, il s'agit de la capacité de son pouvoir décisionnel. Selon la catégorisation des formes de participation réalisée par Beuret (2006), nous retenons celle de la concertation qui permet des interactions horizontales entre les acteurs possédant la même position de participant. Le but est de construire collectivement une proximité pour le dialogue, une vision, des objectifs et des actions communes pour la concertation, et aboutir à une décision pour la négociation. La concertation constitue ainsi « une approche comprenant les mécanismes de régulation qui sont principalement fondés sur la contribution plus ou moins directe, plus ou moins formelle de différents acteurs au processus de décision. La reconnaissance du partage de responsabilités entre les institutions nationales et les populations locales permet d'intégrer une vision dynamique des rapports du citoyen à l'action publique », (Barrière, D'Herbès et al. 2003). À cet effet, dans un espace de concertation, les acteurs s'échangent des ressources et des atouts pour la réalisation de leur démarche collective ou individuelle dans une perspective durable. La durabilité de l'action est régie par des règles formelles et informelles contraignantes. Par conséquent, en raison de l'inégalité des ressources et des positions de chaque acteur, ces règles donnent l'avantage à celui qui possède plus d'atouts. Ce déséquilibre engendre un conflit qui limite la participation de certains acteurs à la prise de décision.

Pour caractériser les acteurs qui existent en réalité à l'aide du concept de l'acteur socio-environnemental, des propriétés correspondantes aux indicateurs de ce concept leur seront attribuées en précisant les composantes de la dimension « participation ».

Première composante : les ressources

Chaque acteur dispose des ressources, des atouts et des moyens qui lui facilitent l'échange. Cela correspond à des indicateurs tels que les capitaux, ressources matérielles, les qualifications, les diplômes, les compétences ou les capacités personnelles, etc.

Deuxième composante : la pertinence et la reconnaissance de la valeur des ressources

L'acquisition des ressources et des atouts n'est pas toujours suffisante pour participer. Les autres parties de l'espace de concertation doivent manifester un intérêt par rapport à ces moyens et ces atouts. De plus, la qualité de ces derniers doit être validée et reconnue par les acteurs concernés. Les notions de pertinence et de reconnaissance représentent des conditions de validité de la première composante.

Troisième composante : le respect des normes

Les acteurs doivent mobiliser leurs ressources conformément aux règles qui organisent la démarche de la concertation par rapport à l'objet de l'action collective. Le respect de la hiérarchie, les normes et les usages constituent des indicateurs de cette composante. En cas de désaccord et du non-respect de ces règles du jeu, les indicateurs se rapportent à la dimension conflictuelle.

Quatrième composante : le degré d'implication dans l'action collective

Le respect des normes du système susmentionnées peut se faire selon deux manières extrêmes : « la conformité passive » qui soumet le participant aux règles sans se demander sur leur pertinence. À l'opposé, dans la « coopération active », l'acteur s'investit au maximum afin d'atteindre au mieux les objectifs de l'action collective. Les indicateurs de cette composante dépendent de chaque organisation et de chaque position au sein de celle-ci. À titre d'exemple, pour un responsable politique, un indicateur de cette composante sera le fait de son implication dans des activités extra-professionnelles (vie associative).

La combinaison des informations, qualitative ou quantitative, obtenues à travers les différents indicateurs des composantes précédentes permettra d'évaluer le degré de participation de chaque acteur.

La dimension « conflit »

L'approche participative met en relation des acteurs ayant des atouts inégaux. Les règles de l'espace de concertation résultent d'un rapport de force donnant au plus fort en atout et en habilité à négocier d'imposer ses règles. Alors, le conflit est inhérent à la concertation et constitue également une deuxième dimension au rapport territorial (Quivy et Campenhoudt 1995). Il est généré par l'inégalité des parties et institué par les règles qui organisent cette participation. Le conflit est conçu comme un processus par lequel chaque acteur essaie d'améliorer sa position et sa maîtrise des enjeux, tout en assurant l'implication nécessaire. Il s'agit d'une sorte de conduite de pression sur d'autres acteurs pour modifier une situation jugée insatisfaisante. Malgré que cette pression puisse être forte, elle ne peut compromettre un minimum de participation au fonctionnement de l'organisation à laquelle ces acteurs font parties. Dans le cas de la forme extrême du conflit, nous parlerons d'une non-participation lorsqu'une rupture du rapport territorial se produit. À ce moment, un des acteurs estime qu'il ne retire plus rien de sa participation telle qu'elle est conçue suivant les règles en vigueur. Ces règles formelles ne sont pas considérées neutres. Elles sont à l'origine de ce conflit. Selon Crozier et Friedberg dans leur ouvrage *L'acteur et le système*, elles sont la codification partielle, provisoire et contingente des règles du jeu : partielles car elles ne peuvent pas tout prévoir et les acteurs évitent de s'enfermer dans un système trop contraignant; provisoires car le système avec toutes ses composantes est sujet à un changement pouvant modifier les rapports de force entre les parties prenantes à la concertation; contingentes car elles dépendent des perceptions et des anticipations de chaque acteur par rapport à l'autre. Somme toute, le conflit porte principalement sur l'enjeu central constitué par les résultats de l'échange, ainsi que sur les règles du jeu à travers lesquelles chacun peut améliorer ou consolider les gains qu'il retire de sa participation. Les composantes et les indicateurs suivants permettront de situer l'acteur socio-environnemental sur la dimension conflictuelle.

Première composante : la capacité de repérer les acteurs et les enjeux de leur rapport territorial

Pour qu'un acteur puisse se structurer comme un acteur socio-environnemental dans un rapport donné, il doit être capable de repérer lui-même les acteurs en conflit. Cela veut dire qu'il doit être capable de percevoir l'acteur socio-environnemental dont il est partie prenante et en même temps l'acteur antagoniste (opposé) avec lequel il entretient des relations à la fois concertées et conflictuelles. Par ailleurs, la capacité d'identifier et de définir les enjeux liés aux rapports constitués entre les acteurs, contribue fortement au repérage des acteurs. Par conséquent, le degré de structuration d'un acteur socio-environnemental repose sur la capacité de découvrir les enjeux du conflit; qui peuvent être d'ordre économique (sécurité d'emploi), politique (nouvelles normes), social (système hiérarchique), ou culturel (identité, coutumes). Les indicateurs de cette composante dépendent du cadre de l'action dans laquelle sont engagés les acteurs (État, association, etc.). Il est possible de les cerner dans le discours des acteurs concernés soit sous forme de revendication ou opposition à des idées, soit sous forme d'action (mise en place de barrière, manifestation).

Deuxième composante : la capacité de repérer les règles de jeu et les remettre en question

Cela est lié à l'évaluation de la perspicacité et la capacité critique de l'acteur vis-à-vis des normes écrites et non écrites, les usages et les interdits qui circonscrivent les enjeux qui induisent au conflit.

Troisième composante : l'utilisation de l'acteur de sa marge de liberté

Chaque acteur dispose d'une marge de liberté. Si l'acteur retient son opinion et ne le partage pas avec les autres parties, il s'agit d'une faible capacité conflictuelle; en cas où il engage un débat ou proteste verbalement ou en signant une pétition, il s'agit d'une réelle capacité conflictuelle.

Quatrième composante : la tendance de l'acteur à utiliser ses atouts pour faire valoir son opinion

En addition des composantes précédentes, l'acteur doit être capable d'utiliser

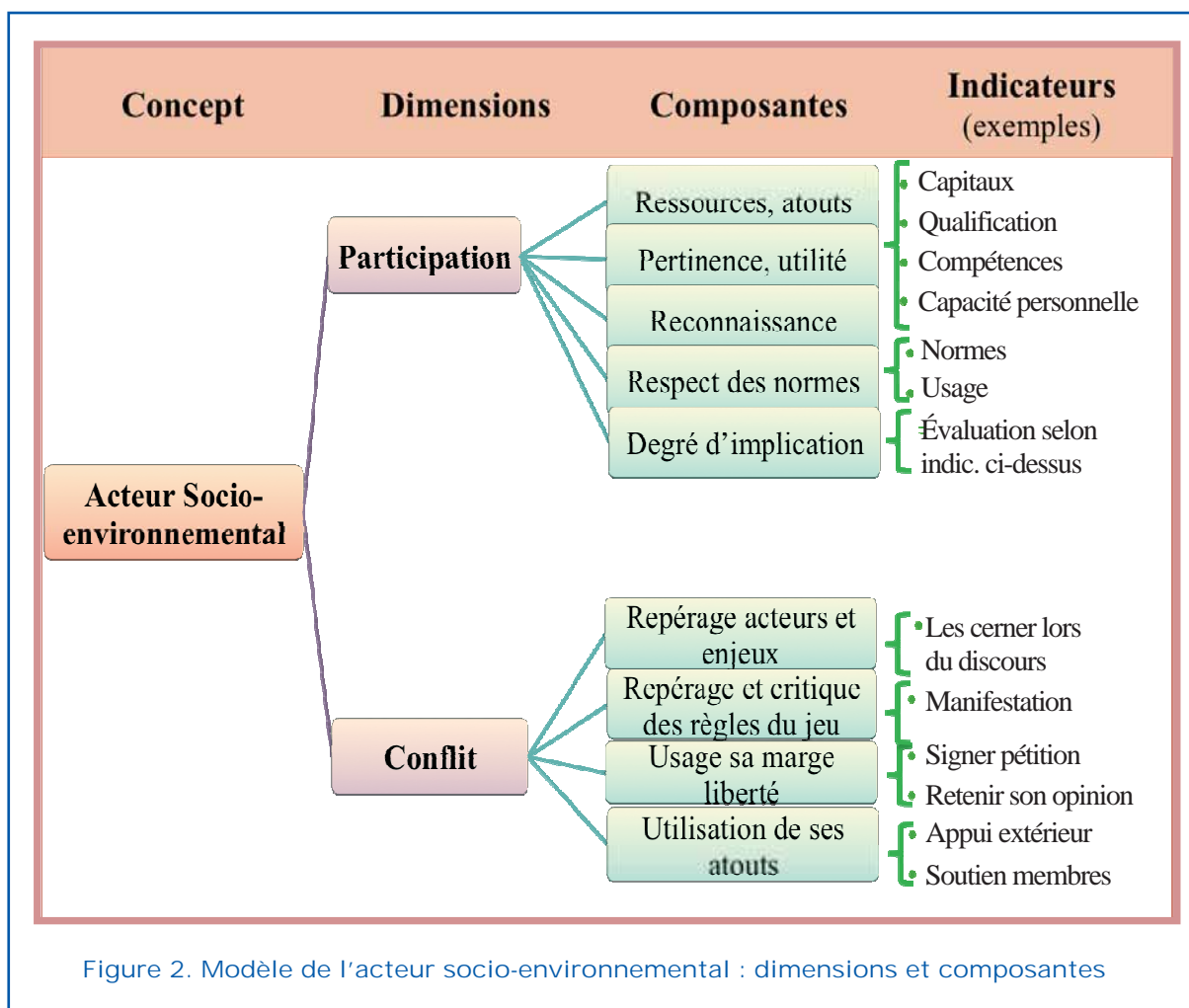
ses atouts pour se faire entendre et amener les autres parties à négocier. À ce propos, le fait de bien connaître les règles du jeu et d'établir des contre-propositions constructives qui rentrent dans le cadre de la logique du système, représente un indicateur d'une forte capacité conflictuelle. D'autres indicateurs possibles peuvent constituer des exemples de cette composante : avoir des appuis extérieurs puissants, avoir le soutien de certains membres de l'organisation ayant des intérêts convergents.

L'élaboration des indicateurs des composantes de la dimension conflictuelle dépendra du type d'action entretenue par l'acteur socio-environnemental. Pour cette raison, les indicateurs ne peuvent être précisés d'avance. Par conséquent, la construction conceptuelle de l'acteur socio-environnemental fera l'objet d'une observation systématique. La figure 2 illustre l'ensemble des composantes des

deux dimensions du rapport territorial en donnant à titre d'exemple quelques indicateurs qui en correspondent.

Vers une évaluation du processus de la concertation

Le succès d'une approche concertée réside dans la combinaison entre la façon dont l'initiative a émergé et a été appropriée par les participants, l'existence d'acteurs en situation de médiation, le temps alloué pour la démarche, la capacité de mobiliser de nouveaux participants, etc. (Beuret, Dufourmantelle et al. 2006). Les outils d'évaluation de la concertation actuels ne sont pas nombreux. Ils reposent sur des critères principalement quantitatifs simples, essentiellement « visibles » et objectivement vérifiables, tels que le nombre de contrats et des réunions, leur fréquence, etc. Afin d'obtenir un portrait



complet sur le processus de la concertation et comprendre ce dont il est porteur dans le temps et l'espace, nous avons opté pour l'outil RELIEF (REseau support de la concertation, Llens inter catégoriels, Espaces d'action collective, Effets) ; il permet d'intégrer aux critères quantitatifs des critères qualitatifs basés sur le ressenti des acteurs (Beuret, Dufourmantelle et al. 2006).

Notre recherche se concentre sur l'évaluation de la concertation dans une démarche de conservation d'une zone humide au Maroc en présence de conflits autour de l'usage de la ressource. Nous nous intéressons particulièrement à un site d'intérêt écologique et biologique, déclaré un site RAMSAR afin de voir l'impact des interventions extérieures sur la gestion de ces milieux. Nous serons confrontés à trois principaux défis : un défi culturel, ayant trait à la compréhension de la signification des réalités contextuelles à partir de l'expérience, des connaissances et du vécu des populations locales; un défi éthique lié au fait de considérer la préservation des zones humides devra s'inscrire dans une perspective de gestion socio-environnementale globale intégrant systématiquement une approche participative réelle; et finalement un défi stratégique pour développer une relation de confiance mutuelle et de susciter l'implication des acteurs concernés incluant la communauté locale dans un projet de recherche partagé.

Références bibliographiques

- Barrière, O. e., J.-M. D'Herbès, et al. (2003). Foncier et désertification, quelle gestion patrimoniale?: approche foncière environnementale pour un développement durable au Sahel. Paris (FRA), Montpellier : IRD, CSFD.
- Bélanger, A.-J. and V. Lemieux (2002). Introduction à l'analyse politique, Gaëtan morin éditeur ltée.
- Beuret, J.-E. (2006). La conduite de la concertation : Pour la gestion de l'environnement et le partage des ressources. Paris, Harmattan.
- Beuret, J.-E., N. Dufourmantelle, et al. (2006). L'évaluation des processus de concertation: RELIEF, une démarche, des outils. Paris, Paris: Documentation française.
- Blondiaux, L. (2008). Le nouvel esprit de la démocratie, Seuil et la République des Idées.
- Blondiaux, L. and Y. Sintomer (2002). "L'impératif délibératif." *Politix* 15(57): pp. 17 - 35.
- Brechin, S. R., P. R. Wilshusen, C. L. Fortwangler, and P. C. West, eds. (2003). *Contested nature: Promoting international biodiversity with social justice in the twenty-first century*. Albany: State University of New York Press.
- Bryant, R. L. (1998). Power, Knowledge and political ecology in the third world: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 22 (1): 79-94.
- Delli Priscoli (1996). Draft Notes. in RECOFTC: Conflict Resolution in Forest Resource Management. Notes for the Training Course. Regional Community Forestry Training Centre.
- Desloges, C. and M. Gauthier (1997). *Foresterie communautaire et conflits portant sur les ressources forestières*. Volume 5: 20.
- Dryzek, J. S. (1997). *The politics of the earth : Environmental discourses*. New York : Oxford University Press.
- Fustec, É., J.-C. Lefleuve, et al. (2000). *Fonctions et valeurs des Zones Humides*.
- Quivy, R. and L. Van Campenhoudt (1995). *Manuel de recherche en sciences sociales*.
- Raik, D. B., A. L. Wilson, et al. (2008). "Power in Natural Resources Management: An Application of Theory." *Society & Natural Resources* 21(8): 729 - 739.
- Winter, S. L. (1996). The 'power' thing. *Virginia Law Rev.* 82(5):721-835.

INTEGRATED WATER RESOURCES MANAGEMENT AND CHALLENGES OF THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Second International Conference
Agadir, 24– 26 March 2010

Organized by



In collaboration with



With the support of



Sponsored by



Contact information

INTERNATIONAL HYDROLOGICAL PROGRAMME (IHP)
UNESCO/Division of Water Sciences (SC/HYD)
1 rue Miollis
75732 Paris Cedex 15
France
Tel: (+33) 1 45 68 40 01
Fax: (+33) 1 45 68 58 11
Email: ihp@unesco.org
<http://www.unesco.org/water/ihp>