

JOURNAL INTERNATIONAL

Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement

ISSN(electronic): 1737-9350

ISSN (printed): 1737-6688

Volume IV - Numéro 1 - Décembre 2019

Eau-Énergie-Climat'2019



Gestion Intégrée des Ressources en Eaux (GIRE'2019)

Rédacteur en Chef : Pr Nouredine Gaaloul

Publié par :

L'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et
l'Environnement en Tunisie (ASTEE Tunisie)

"وَجَعَلْنَا مِنَ الْمَاءِ كُلَّ شَيْءٍ حَيٍّ"

سورة الأنبياء آية 30

Et fait de l'eau toute chose vivante

(Al-Anbiya 30)

Comité Scientifique International

<i>Noureddine Gaaloul</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Mohamed Habib Sellami</i>	<i>Université de Jendouba -IRESA- ESIER (Tunisie)</i>
<i>Hechmi Belaid</i>	<i>Université de Jendouba -IRESA- ESIER (Tunisie)</i>
<i>Taoufik Hermassi</i>	<i>Université de Carthage -IRESA- INRGREF (Tunisie)</i>
<i>Rim Katlane</i>	<i>Université de Gabès ISSTEG (Tunisie)</i>
<i>Adel Kharroubi</i>	<i>Université de Gabès - ISSTEG (Tunisie)</i>
<i>Hélène Ben Khemis</i>	<i>ANME (Tunisie)</i>
<i>Abdallah Cherid</i>	<i>ASTEETunisie (Tunisie)</i>
<i>Azzedine Hani</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Larbi Djabri</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Saadane Djorfi</i>	<i>Université de Annaba (Algérie)</i>
<i>Beloulou Laroussi</i>	<i>Université Badji Mokhtar, Annaba (Algérie)</i>
<i>Mohammed Achite</i>	<i>Université de Chlef (Algérie)</i>
<i>Abdelhalim Yahiaoui</i>	<i>Université de Bechar (Algérie)</i>
<i>Mohamed Bessenasse</i>	<i>Université de Saad Dahlab- Blida (Algérie)</i>
<i>Abdessamad Merzouk</i>	<i>Université de Tlemcen (Algérie)</i>
<i>Benabadji Noury</i>	<i>Université de Tlemcen (Algérie)</i>
<i>Belkacem Bekkoussa</i>	<i>Université Mustapha Stambouli de Mascara (Algérie)</i>
<i>Guendouz Abdelhamid</i>	<i>Université de Blida I (Algérie)</i>
<i>Guergazi Saâdia</i>	<i>Université de Biskra (Algérie)</i>
<i>Khoualdia Wacila</i>	<i>Université de Souk-Ahras (Algérie)</i>
<i>Ali Essahlaoui</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>El Ouali Abdelhadi</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>Abdellah El Hmaidi</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>Imad Manssouri</i>	<i>Université Moulay Ismail Meknes (Maroc)</i>
<i>Abdelmajid Moumen</i>	<i>Université Nadour (Maroc)</i>
<i>Mhamed Amyay</i>	<i>Université de Fès (Maroc)</i>
<i>Abdelaziz Abdallaoui</i>	<i>Université Moulay Ismail (Maroc)</i>
<i>Saeid Eslamian</i>	<i>Université de Isfahan (Iran)</i>
<i>Diop Ngom Fatou</i>	<i>UCAD FST (Sénégal)</i>
<i>Gnamba Franck Maxime</i>	<i>UFR STRM (Cote d'Ivoire)</i>
<i>Soro Nagnin</i>	<i>UFR STRM (Cote d'Ivoire)</i>
<i>Koussouhon A. Leonard</i>	<i>FLLAC/ UAC (Congo)</i>
<i>Koumassi Dègla Hervé</i>	<i>LACEEDE/ UAC (Bénin)</i>
<i>Moumtaz Razack</i>	<i>Université de Poitiers (France)</i>
<i>Mohamed Taabni</i>	<i>Université de Poitiers (France)</i>

Préface



L'eau est au coeur de tous les modes de production énergétique. Pourtant, l'eau n'est pas un simple facteur de production, c'est un bien commun non substituable, un bien indispensable à la vie de toutes les espèces vivantes et essentiel au vivre ensemble. De part cet aspect vital, l'usage domestique de l'eau doit être prioritaire sur tout autre usage, notamment agricole et industriel. Cette priorité doit être reflétée dans la conception de politiques énergétiques soucieuses de limiter les impacts de la production d'énergie sur la disponibilité et la qualité de l'eau. Les grandes orientations énergétiques doivent également être élaborées en concertation avec les citoyens pour leur donner le choix de leur avenir énergétique

Le nexus eau / énergie peut être traité à travers des approches historique, économique, juridique, sociologique et sociétale. Il s'agissait d'examiner la nécessité de trouver un équilibre serein pour l'humanité et la planète, en commençant par l'eau, l'alimentation et l'énergie pour vivre au quotidien, et en mettant en évidence la variété des éléments de réponse que nos sociétés ont trouvés. Les interactions entre eau et énergie et la priorisation des usages ont été abordées en particulier sous l'angle de la gouvernance, en se référant au droit et aux politiques.

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a identifié comme cause principale des changements climatiques l'émission de gaz à effet de serre par les activités humaines à l'échelle de la planète. L'impact sur le climat dépend de l'ampleur des rejets par les industries, l'agriculture, les déplacements et le chauffage, qu'il soit urbain ou non. Il convient donc de réduire l'émission de ces gaz en agissant sur les différents secteurs émetteurs : c'est la stratégie de prévention. Malgré les accords de Paris sur le climat signés lors de la COP 21 en 2015, les rejets de gaz à effet de serre continuent d'augmenter : la satisfaction des intérêts immédiats continue de l'emporter sur les menaces du futur.

Ainsi, tout discours, mais aussi tout projet qui se revendique de l'adaptation aux changements climatiques doit démontrer qu'il n'est pas seulement dans la continuité des pratiques actuelles, responsables de la catastrophe climatique à venir, et dont nous avons un avant-goût en cette année 2019 des records. En vertu de ces principes, construire un plan « d'adaptation » de l'utilisation de l'eau aux changements climatiques doit conduire également à « l'adaptation » des usages, au réfolement des pratiques économiques néfastes qui obèrent l'avenir. Il est généralement admis que notre climat est en train de changer et que le processus pourrait s'accélérer au cours du 21ème siècle. Le terme changement climatique ne signifie pas seulement « réchauffement climatique »; il est également probable que les événements climatiques extrêmes se multiplient à l'avenir.

Mais nous devons avoir les idées claires, savoir où nous voulons aller et quel est l'objectif. C'est de parvenir à un pacte mondial sur le climat en 2020, c'est-à-dire un accord qui engagera toutes les parties prenantes sur une limitation des émissions de gaz à effet de serre pour contenir l'évolution des températures en deçà de 2°C à l'horizon de 2100."

La transition énergétique n'est pas un choix de circonstances, n'est pas un compromis, n'est pas une négociation. La transition énergétique, c'est une décision stratégique. Ce n'est pas un problème, c'est la solution. Regardons la réalité en face. Le stock des énergies fossiles – pétrole, gaz, charbon – va vers un épuisement que nous savons inéluctable. Même si de nouvelles découvertes peuvent en reporter, à un moment, l'échéance. La planète, elle, se réchauffe sous l'effet de nos émissions de gaz à effet de serre, au point que les 12 dernières années comptent parmi les années les plus chaudes jamais observées depuis 1850. Et ce n'est pas le fait du hasard."

Il est nécessaire de favoriser le dialogue entre les différents acteurs et disciplines, de co-construire une vision long terme grâce à la synergie. Climates vise à trouver des solutions innovantes, sensibiliser et former la jeunesse, avec une nouvelle manière de travailler, interdisciplinaire. De plus, il faut regarder ce qui marche dans les pays du Sud et du Nord, ne pas plonger dans le pessimisme facile. Il faut changer les comportements de chaque citoyen. Sur le lien entre eau et énergie, avec le changement de l'eau de mer en eau douce, la centrale hydro-électrique et l'industrie pétrochimique, portant atteinte à la biodiversité. Il faut aller vers une transition écologique de l'économie (pas que transition énergétique).

Nouredine Gaaloul
Professeur de l'Enseignement Supérieur Agricole (INRGREF)
Président de l'ASTEE ^{Français}
Président et Coordinateur 2EC-2019

Sommaire

Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE'2019)	8
Les effets thérapeutiques des eaux embouteillées après leur classification à partir de leurs caractéristiques physico-chimique.	9
Larbi Djabri, A. Kellil, A. Hani, H. Chaffai, N. Bougherira, S. Bouhsina, F. Trabelsi	
Estimation de l'infiltration efficace des eaux de pluies vers les aquifères poreux – Etude de cas dans les bassins sédimentaires côtiers d'Algérie et de Côte d'Ivoire	12
Ibrahima Amadou Traore, Gabriel Etienne Aké, Djida Khiati	
Evaluation comparative de la qualité des eaux brutes et traitées provenant des barrages de Boukerdane et de Bouroumi en Algérie	21
Hayet Belmeskine, Asma Chachou, Fadwa Fahem, Atika Eddaikra	
Approche de modélisation pour la conception des réacteurs UV de traitement des eaux usées	30
Evaluation des écosystèmes d'eau douce de Tunisie	
Mohamed Habib Sellami, Abd Annaceur Hassen, Ghoul Imen, Amor Boughdirii	
Simulation des crues a l'aide du modèle gr2m dans le bassin du mono a l'exutoire de athieme	34
Koumassi Dègla Hervé, Akognongbe Arsène J. S, Vissin Expédit Wilfrid,	
Impact de l'urbanisation non contrôlée sur les débits des crues dans le bassin de l'oued Boudjemaa, Annaba, NE algérien)	48
Laroussi Beloulou, Hadjer Haiahem, Selma Keziz, Salima Guechi, Saadane Djorfi	
Characterization of ironworks waste, for their industrial application; case of El-Hadjar Slag, eastern of Algeria	52
Zohir Mekti, Assia Boutemedjet, Said Berdoudi, Abdessalem Chaieb	
Eude de la persistance de la flore microbienne des eaux usées de la STEP d'Ain Temouchent)La qualité physico-chimique des eaux du Complexe Terminal (CT) dans la région d'Oued Righ (Sud-Est d'Algérie)	57
Mostafia Boughalem, Zakaria Ouzerbane, Hafida Boucherit	
Synthèse des hydrogels de poly(acide méthacrylique-co-acide maléique) pour l'élimination des métaux lourds des eaux usées	62
Soumia Belkadi, Mustapha Rechache	
Measurement of the atmospheric emission of granite dust, case of the Kef Bouacida Granit quarry (north-eastern of Algeria)Cartographie de la susceptibilité aux inondations par la méthode de l'analyse multicritère et SIG : Cas de la wilaya d'Oran Nord-Ouest de l'Algérie	67
Assia Boutemedjet, Zohir Mekti; Mohamed Bounouala, Abdelaziz Idres	
Etude de l'indice des précipitations antécédentes et son influence sur le ruissellement au nord ouest de l'Algérie	74
Mehaiguene madjid, Touhari Fadhila, Tetsbirt yasmine, Bentiba hassina	
Impact de la pollution agricole sur la qualité des eaux souterraines dans la zone du périmètre irrigué Guelma-Bouchegouf (Nord est Algérien)	78
Moussa Benhamza, Mounira Touati, Marwa Aissaoui	
Coefficient de résistance de Chézy dans le canal triangulaire	82
Imed Loukam, Bachir Achour, Messaoud Djeddou	
Contribution A L'étude De Détermination De La Charge Polluante des eaux usées (Cas De La Cuvette De Ouargla Algérie)	87
Samir Ketab, Baouia kais, Kouadri saber	
Etude comparative de la cinétique et des isothermes d'adsorption du cuivre sur charbons actifs	94
Soufiane Youcef, Saadia Guergazi, Leila Youcef	
Optimisation de l'absorption hydrominérale par la correction de pH d'une eau saline non conventionnelle en irrigation.	99
Snoussi Sid ahmed, Anissa Bouklachi	
Valorisation des Cendres d'olive dans la composition des mortiers « Etude de durabilité	106
Rachid Djebien, Houria Hebhouh, Chaher Rihia, Wassila Boughamsa, Assia Abdelouahed, Kherraf Leila	
Adaptation de l'agriculture irriguée au centre-est Tunisien aux défis du changement climatique : Une modélisation bioéconomique intégrée	113
Houcine Jeder, Emna Ben Hamza, Hatem Belhouchette	

Traitement des eaux polluées par plomb par une Smectite modifiée	122
Mazouri Belhadri, Mazouri Belhadri, Mohamed Sassi, Abdelkader Bengueddach	
Possibilité d'élimination de la matière organique et de la turbidité des eaux du barrage Koudiet Meddouar à Batna, (Algérie) par coagulation -floculation au sulfate d'aluminium	132
Guergazi Saadia, Youcef Leila, Ounoki Samira, Ouakouak Abdelkader, Masmoudi Toufik, Achour Samia	
Elimination d'un colorant azoïque(Rouge Congo) par adsorption sur charbon actif en poudre et en grain	137
Halima Setti Benammar, Saâdia Guergazi, Samia Achour	
Étude comparative des caractères pétro-sédimentaires des grès du bassin sédimentaires de Côte d'Ivoire et des beach-rock du Ghana	141
Apie Colette Akobe, Etche Mireille Amani, Fori Paul Assale, Sylvain Monde, Amma Valérie Wognin, Kouamé Aka	
Gestion et inventaire des ressources en eau du continental intercalaire. Cas : Région d'Adrar (extrême Sud-Ouest d'Algérie).	159
Sayad Lamine, Attoui Badrar, Djorfi Saadane, Mahia Mohamed, Chaffai Hicham, Hanı Azzedine, Djabri Larbi	
Possibilité d'élimination du Rouge Congo par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium	165
Sarah Goudjil, Saadia Guergazi, Samia Achour	
Essai d'un nouveau procédé bio-physique de traitement des eaux usées. Cas des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Tiaret-Algérie	170
Yamina Omar, Mohamed Bousmaha, Mohamed el amine Bezzerrouk	
Estimation des ressources en eau de surface dans le bassin de la Seybouse. Analyse des fréquences.	176
Mounia Labed, Karima Seghir, Laroussi Beloulou	
Dolomitisation des faciès cénomano-turonien de la Formation du Ghoundjaia des Monts des Ksour: une pensée sur l'origine	182
Abdeljdebar Salhi, Miloud Benhamou	
Étude de faisabilité d'un centre d'enfouissement technique dans la région de Ain Makhlouf, Nord-est algérien	188
Saadane Djorfi, Beloulou Laroussi, Samir Djorfi, Salima Guechi, Sebbagh Imad	
Analyse globale à l'échelle du périmètre par la détermination des indicateurs de performance : Cas du périmètre public irrigué de Lakhmess dans la région de Siliana	193
Amor Boughdiri, Gouider Tibaoui, Salsabil Ben Ahmed	
Effet de l'irrigation avec des eaux salées sur les comportements agro-physiologiques d'une espèce fourragère: Sulla de Sousse	197
Amor Boughdiri , Hedi Daghari , Mohamed Habib Sellami , Bennouna Béchir	
Effet de l'uniformité de la pluviométrie des asperseurs sur le rendement en grain chez une culture du blé dur cultivée dans les régions semi-arides de la Tunisie	202
Amor Boughdiri, Tibaoui Gouider, Mohamed Habib Sellami, Hassouna Bahrrouni	
Etat des ressources en eau souterraines dans le Sud Algérie: Cas de la region de Zelfana (Ghardaia).	210
Nassima Sedrati, Habiba Majour	
Etude de la dégradation solaire de l'éosine dans les eaux usées à l'aide de l'hétérosystème SnFe2O4 / ZnO	214
Souaad Douafer, H. Lahmar, M. Benamira, L. Messaadia, M. Trari	
Origines et distribution des nitrates dans la nappe phréatique d'El Oued (SE Algérie)	218
Bouselsal Boualem, Ouarekh Mohammed	
Cartographie du risque inondation de la Haute Vallée de Medjerda avec Hec- Ras	223
Sahar Abidi, Olfa Hajji, Wael Essaleh, Ahmed Ezzine, Taoufik Hermassi	
Quantification de l'érosion hydrique en contexte semi-aride méditerranéen (cas du bassin versant d'El Gouzine - Tunisie)	233
Olfa Hajji, Sahar Abidi, Taoufik Hermassi, Ikram Mekni	
Etude de la persistance de la Sécheresse dans le bassin versant de la Medjerda Nord Est de l'Algérie	243
Wacila Khoualdia, Abdellouadoud Mahfoudi, Nouredine Gaaloul	
Al2MnO4 - Un nouveau photo-catalyseur pour la réduction des ions chromates toxiques dans l'eau	249
Lahmar Hicham, S. Douafer, M. Benamira, L. Messaadia . M. Trari	
Evaluation du risque d'érosion des sols par la méthode RUSLE dans le bassin versant de M'dez, Moyen Atlas, Maroc	253
M'Hamed boufala, Abdellah El Hmaid, Ousmana Habiba, Ali Essahaloui, Khalid Chadli, Abdelhadi El Ouali, Abdelhakim Lahjouj	
Caractéristiques physico-chimiques et biochimiques de l'eau de l'oued Seybouse (extrémité nord-orientale de l'Algérie)	261
Soumeya Khaled-khodja, Semia Cherif	

Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux d'hémodialyse : cas de station de traitement de l'EHU d'ORAN Laref Nabil	267
Extraction du plomb par membrane liquide émulsionnée Benyahia Nacera, Belkhouche Nasr-Eddine	271
Modélisation et cartographie du risque d'érosion hydrique par approche SIG/RUSLE : Cas du bassin-versant Oued Souani (Nord-Ouest de la Tunisie) Arbi Chafai, Nadhem. Brahim, Najet. Slim Shimi	275
Approche Régionale des précipitations extrêmes dans le Nord-Est Algérien : Cas du Bassin Versant Medjerdah Mohammed Benaini, Mohammed Achite, Dalila Beddal	287
Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux utilisées dans les établissements hospitaliers : cas de l'EHU et du CHO d'Oran Mohammed Nadir Sidiyakoub, Nabil Laref, Lotfi Zakaria Gaouar	294
Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de Sedrata (Nord Est Algérie) Nabil Bougherira, Dounia Nechem, Hicham Chaffai, Nassima Sedrati, Azzedine Hani, Larbi Djabri, Amel Messaadia, Imen Sabri	302
Synthèse sur l'origine Minérale de la Source Thermale De Hammam N'baïl (Nord Est Algérien) Dounia Nechem, Nabil Bougherira, Bachir Saaidia, Baghdad Bouamar	306
Etude qualitative des eaux souterraines de la plaine d'El-Hadaeik wilaya de Skikda (N-E Algérien) Badra Attoui, Samia Benrabah, Lamine Sayad, Amina Ghebbache	310
Effet de la charge hydraulique appliquée sur l'élimination de l'azote de l'eau usée domestique par un marais artificiel planté avec <i>Pennisetum purpureum</i> Franck Michaël ZAHUI, Jean-Marie Pétémanagnan Ouattara, Elisée Napari Yeo, Lacina Coulibaly	330
Cartographie de la variabilité spatio-temporelle du régime pluviométrique du bassin versant de l'oued Isser, nord centre Algérien Abdelhak Bouharira, Mohammed Achite, Abderrezak Kamel Toubal	342
Cartographie des pertes en sol du bassin versant de l'Oued El-Hammam en utilisant le modèle RUSLE, nord-ouest de l'Algérie Mohammed Achite, Abderrezak Kamel Toubal, Abdelhak Bouharira	350
Apport de la télédétection et les SIG pour la cartographie du risque d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'oued Ardjem (Nord-ouest Algérien) : Une approche qualitative Mohammed Achite, Abdelhak Bouharira, Abderrezak Kamel Toubal	359
Risque d'inondation par débordement de la Medjerda (Tronçon Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem) Ichrak Khammessi, Jalel Aouissi, Hamadi Habaieb	367
Evaluation du degré de vulnérabilité à la pollution de la nappe libre Bouteldja et de délimitation des périmètres de protection Habiba Majour, Nassima Sedrai	372
Envasement des barrages en milieu semi-aride Tunisien Cas particulier du barrage Nebhana. Hechmi Belad, Hammadi Habaieb	377

An aerial photograph of an olive grove. The trees are arranged in neat, parallel rows that follow the contours of a hillside. A central, narrow channel, likely for irrigation, runs down the middle of the grove. The ground between the rows is a reddish-brown color, possibly due to soil type or mulch. The overall scene is well-organized and shows a systematic agricultural layout.

*Gestion Intégrée des
Ressources en Eaux
(GIRE'2019)*

Les effets thérapeutiques des eaux embouteillées après leur classification à partir de leurs caractéristiques physico-chimiques

L. Djabri¹, A. Kellil², A. Hani¹, H. Chaffai¹, N. Bougherira¹, S. Bouhsina³, F. Trabelsi⁴

¹ Laboratoire Ressource en Eau & Développement Durable. Université Badji Mohtar Annaba, Algérie. Email : djabri_larbi@yahoo.fr (Auteur correspondant)

² Direction de l'hydraulique de la Wilaya d'Annaba. Algérie.

³ Unité de Chimie Environnementale et Interactions sur le Vivant (UCEIV) EA 4492, Maison de la Recherche en Environnement Industriel, Université du Littoral Côte d'Opale, Dunkerque, France. saad.bouhsina@univ-littoral.fr

⁴ UR-Sustainable Management of Water and Soil Resources (GDRES) Higher School of Engineers of Medjez El Bab (ESIM), University of Jendouba, Tunisia. . trabelsifatma@gmail.com

Résumé

La ruée vers la mise en bouteille des eaux destinées à la consommation humaine pose et avec acquitté le problème de la qualité de ces eaux et les dangers potentiels pouvant en découler. En Algérie d'une seule embouteillée en l'occurrence « Saida », on est passé à une multitude de d'eau. Les agréments accordés se font sur la base des analyses effectuées lors des premiers prélèvements. Au cours de ces dernières années de nombreuses eaux embouteillées ont été désignées des doits et ont été parfois même suspendues.

Les eaux très minéralisées tel que : N'gaous, Manbaa El Gouzlen, Saida, Alma, Ayris, Baniane, Batna, Fenjel, Guedila, Lala Khedidja, Miliza, Messerghine, Qniaa, Youkous, Toudja, Sfid, Nestlé, Ifren, Dhaya, Ovitall, Arzene, Mont de Djurdgura, Ain Bouglez, Hayet, Togi, El Goléa, Benharoun, Bourached, Fezguia Hammamet, Milok, Mouzaia, Sidi Okba, Thevest, Sidi Yakoub, Arwa, Mansora, Chiffa, Daouia, Sidi El Kebir, Moza, Bir Essalem), sont riches en sodium et doivent être consommées par des personnes ne souffrant pas d'hyper tension.

Les eaux moins minéralisées, comme: Ifri, Besbassa, Djemila, Sidi Rached, Sidi Driss, sont bonnes à la consommation et ne présentent aucun danger vis à vis de l'hyper tension.

Mots clés : Eau embouteillée, Statistique, hypertendue, Algérie.

Abstract

The rush to bottling water intended for human consumption poses and with acquitted the problem of the quality of these waters and the potential dangers that may ensue. In Algeria of a single bottled in this case "Saida", we went to a multitude of water. The granted approvals are made on the basis of the analyzes carried out during the first samples. In recent years, many bottled waters have been designated and sometimes even suspended.

The highly mineralized waters such as: N'gaous, Manbaa El Gouzlen, Saida, Alma, Ayris, Baniane, Batna, Fenjel, Guedila, Lala Khedidja, Miliza, Messerghine, Qniaa, Youkous, Toudja, Sfid, Nestlé, Ifren, Dhaya, Ovitall, Arzene, Mount Djurdgura, Ain Bouglez, Hayet, Togi, El Goléa, Benharoun, Bourached, Fezguia Hammamet, Milok, Mouzaia, Sidi Okba, Thevest, Sidi Yakoub, Arwa, Mansora, Chiffa, Daouia, Sidi El Kebir, Moza, Bir Essalem), are high in sodium and should be consumed by people who do not suffer from hyper tension.

The less mineralized waters, such as: Ifri, Besbassa, Djemila, Sidi Rached, Sidi Driss, are good for consumption and presently no danger vis-à-vis the hyper tension.

Key Words: Bottled water, Statistics, hypertensive, Algeria.

INTRODUCTION

Les eaux embouteillées peuvent elles constituer un danger pour la santé humaine ou ont-elles un effet laxatif sur l'être humain. En Algérie, la mise en eau obéit à certaines règles qui malheureusement sont prises en considérations uniquement lors de l'obtention de l'agrément mais après plus rien. C'est ainsi que de temps en temps on apprend par le biais des journaux que tel ou tel marque d'eau présente des risques sur la santé humaine.

Le processus d'embouteillage des eaux minérales naturelles

Extraite de son gisement hydrominéral, l'eau minérale naturelle ne doit pas être exposée à des risques susceptibles de dégrader sa qualité originelle, d'où la nécessité de respecter la durée de conservation cette dernière se fait selon un étiquetage bien précis (DL 12/12/1992 n°54 et DL 25/01/1992 N°96-105, l'étiquetage reste valable cinq années.

Ceci implique une mise en bouteille obligatoire sur la zone d'émergence, obéissant aux règles fondamentales d'hygiène de la profession. L'eau est d'abord puisée en profondeur grâce à des équipements adéquats et parfaitement protégés (forages, puits, etc.). Les eaux sont l'aliment de première nécessité lorsqu'un incident se produit et permettent de secourir les populations. Les bouteilles, qui ont vocation à protéger la pureté et l'intégrité de l'eau jusqu'à sa consommation à la table du consommateur, sont produites sur place.

Historique de l'évolution des eaux embouteillées :

Durant le début de la période de colonisation de l'Algérie, (Olliffe 1856) met en valeur les vertus et les qualités des eaux thermo minérales explorées à travers une étude qu'il y a publiée plus d'un siècle. Durant la période postindépendance, l'intérêt aux eaux embouteillées a évolué suivant trois périodes qui sont la période de l'industrialisation de la restructuration et de la libéralisation et d'adaptation à l'économie de marché.

Les différents types d'eau : Il existe trois catégories d'eau :

1. L'eau courante du robinet, la moins fiable, souvent d'un goût douteux, issue d'un cocktail de diverses provenances (lac, rivière, bassin de retenue source) et traitée pour être plus ou moins purifiée.
2. Les eaux de table, Il s'agit d'eau du robinet (ou de puits), mise en bouteille, après traitement, stérilisation et parfois, ajout de minéraux. Elles doivent satisfaire aux prescriptions légales qui s'appliquent à l'eau de distribution.
3. Eau embouteillé, Eau potable embouteillée provenant d'une source souterraine approuvée. Cette eau contient moins de 500 mg/l de matières dissoutes au total.

Répartition des eaux embouteillées en Algérie :

Plus d'une cinquantaine de demandes d'exploitation de ces eaux ont été initiée par les services techniques, sont déclarés conformes ou en cours de mise en conformité plus de quarante cas. Le protocole de la sélection mise en oeuvre a permis de déclarer plus d'une vingtaine de sites comme étant des eaux minérales naturelles, le reste des sites est considérée comme sites d'eau de sources. Actuellement on dénombre vingt-deux (22) eaux minérale dont leur répartition indique que le bassin hydrographique de Chelif-Zahrez est dépourvu de sites d'eaux minérales, contrairement au bassin Algérois-Hodna-Soumam et Constantinois-Seybouse-Mellegue, qui sont caractérisés par un maximum des sites implantées. Vingt-sept pourcent (27%) des sites des eaux minérales se trouvent dans le bassin Algérois-Hodna-Soumam et (36%) dans le bassin Constantinois-Seybouse-Mellegue.

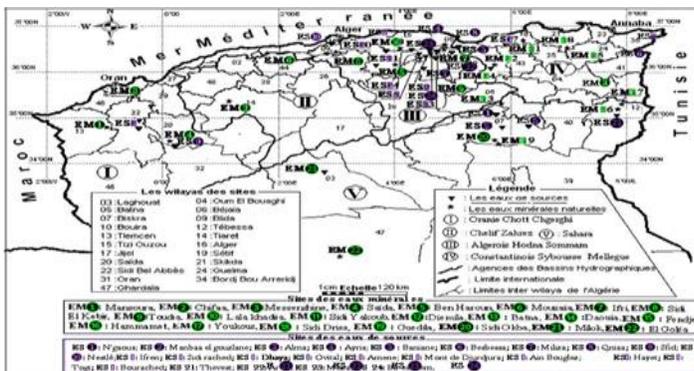


Fig.1 : Répartition des eaux embouteillées en Algérie de sources et minérales en Algérie (Hazzeb.Pb 2011. Modifier).

Matériels et Méthodes :

Pour réaliser notre travail, nous avons repris les analyses figurant sur les étiquettes des bouteilles. Parant de cela, nous avons pu dresser un classement de ces eaux.

Résultats et discussions :

Statistique élémentaire :

Le tableau suivant (01), donne un aperçu sur les caractéristiques statistiques des eaux embouteillées en Algérie. Le tableau suivant, montre la valeur moyenne des paramètres analysés reste faible et laisse supposer que les eaux ne présentent aucun danger pour la population. Le coefficient de variation reste important. Ceci est du à la diversité des eaux.

Tableau 1: Résultats de la statistique élémentaire

Elément \Paramètre	Nombre d'échantillons	Moyenne	Min	Max	Ecart type
Ca++	46	84,7	0,13	413,0	59,04
Mg++	46	24,8	0,07	65,4	17,0
Na+	46	48,2	0,14	680,0	98,4
K+	46	2,8	0,003	21,0	3,3
Cl-	46	59,1	0,15	400,0	62,9
SO4--	46	81,3	0,08	514,0	88,5
HCO3-	46	286,8	0,67	1809,0	260,2
TDS	46	556,8	1,26	3889,0	544,5

Classification des eaux embouteillées suivant leur dureté :

L'observation du tableau suivant, montre que les eaux se répartissent en cinq (05) classes, allant de très douce jusqu'à extrêmement dure. La Habibaïté des eaux appartient à la classe très dure. Les eaux extrêmement dures sont les plus riches en calcium et magnésium.

Tableau.2 : Classification des eaux en fonction de la dureté totale

Type de Dureté	CODE	TH (°F)	Eaux considérées :
Très douce	*	<	Mont de Djurdgura, Mouzaia, Daouia, Sidi El Kebir, Moza, Sidi Driss
Douce	0	5-1	El Goléa
Dure modérée	1	10-2	Ayris, Besbassa, Lala Khedidja, Milok
Très dure	2	20-4	Manbaa El Gouzlen, Ifri, Alma Batna, Djemila, Fenjel, Guedila Miliza, Messerghine, Qniaa Youkous, Toudja, Sfid, Nestlé Ifren, Sidi Rached, Ovital, Ain Bouglez, Togi, Benharoun, Fezguia Hammamet, Sidi Okba Thevest, Sidi Yakoub, Arwa, Chiffa
Extrêmement dure	3	40-80	Saida, Baniane, Amene, Hayet, Mansora

Effets thérapeutiques des eaux embouteillées Algériennes :

Chaque constituant (Calcium, magnésium, sulfates, bicarbonates, fluor...ect) même présent en faible quantité, a son propre effet sur la santé humaine. Pour cette étude nous nous intéressons aux méfaits du calcium, magnésium et des chlorures dans les eaux embouteillées. Après observation des résultats figurants sur les étiquettes, nous constatons que les eaux embouteillées peuvent être consommées sans danger pour les adultes par contre pour les hypertendus seules les eaux d'Ifri, Besbassa, Djemila, Sidi Rached, Sidi Driss et Guedila, soit (6 /46) soit environ 13% des eaux, même si certaines peuvent être utilisées les hypertendus doivent impérativement éviter Messerghine, Ain Bouglez et Mozaia. Ces eaux sont très minéralisées.

CONCLUSION

Malgré la multiplication du nombre des marques des eaux embouteillées, on constate que les effets thérapeutiques des eaux n'est pas bien pris en charge ce qui remet en cause la commercialisation de certaines marque d'eau. Nous souhaitons pour les prochaines années, les bouteilles porteront des indications quant à leurs effets thérapeutiques.

Références

- [1] ALI ABOU. S, BENMLOUKA. M. Caractéristiques physicochimiques des eaux embouteillées algériennes et vérification d'étiquetage. Mém. Master II .Dep. Phy/Chim. Univ. Oran, Algérie.
- [2] Hazzab Abdelkrim.Eaux minérales naturelles et eaux de sources en Algérie. Article in Comptes Rendus Géosciences - January 2011 DOI: 10.1016/j.crte.2010.11.007 .Univ.Taher Moulay. Saida. Algérie. 2011
- [3] Kellil Guerfi Caractéristiques physico-chimiques des eaux embouteillées en Algérie. Master en hydrogéologie. Université Badji Mokhtar Annaba. 2017, 79.
- [4] SEKIOU.F, KELLIL.A. Caractérisation et classification empirique, graphique et statistique multivariante d'eaux de source embouteillées de l'Algérie. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°20, Décembre 2014, 225-246

Estimation de l'infiltration efficace des eaux de pluies vers les aquifères poreux – Etude de cas dans les bassins sédimentaires côtiers d'Algérie et de Côte d'Ivoire

Ibrahima Amadou Traoré¹, Gabriel Etienne Aké², Djida Khiaï³

¹El Khalil2 – Rue El Mesk, Khezama, BP 4051, Sousse – Tunisie ; Tél : 00216 22 22 20 13 ; Fax : 00216 73 2413 20 ; poulo.sinde@gmail.com (auteur correspondant) ; ak_gabe@yahoo.fr

²Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières (STRM), Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement (LSTEE), 22 BP 582 Abidjan 22

³Université Scientifique et Technique Houari Boumediene d'Alger, Algérie

Résumé

L'utilisation des modèles numériques en hydrogéologie, notamment pour l'évaluation du bilan des ressources en eaux souterraines est très largement répandue et devient pratiquement "une tâche de routine". Cependant, force est de constater que le développement de la schématisation hydrogéologique n'a pas suivi celui de la schématisation numérique dans la plupart des cas, ce qui limite sensiblement l'efficacité de l'outil de "modélisation" utilisé. Au manque permanent d'information vient se greffer une méthodologie inappropriée. Ce travail vise à illustrer les erreurs qui pourraient entacher la valeur de l'infiltration efficace vers les nappes d'eau souterraines lorsqu'on se limite aux méthodes hydrologiques pour son estimation (Penman, Thornthwaite, Coutagne, etc.). L'utilisation du modèle monodimensionnel sur la base de l'équation de Fourier permet d'améliorer les résultats. Certes, cela nécessite la présence de piézomètres en zone de fluctuations naturelles des niveaux d'eau et leur suivi. Des études de cas réalisées dans des bassins sédimentaires côtiers (nappe d'Abidjan en Côte d'Ivoire, nappe d'Annaba - Bouteldja en Algérie) confortent cette opinion. Les écarts entre l'infiltration efficace des eaux de pluies estimés à partir des relevés piézométriques et celle estimée à partir des méthodes hydrologiques sont parfois importants. En outre, la corrélation établie entre les valeurs des précipitations et celles de l'infiltration efficace font apparaître des déphasages significatifs atteignant parfois 11 mois. Les résultats de la modélisation mettent également en relief la diminution de l'infiltration efficace liée au passage du climat semi-humide au climat semi-aride en Algérie et du climat équatorial au climat tropical humide dans le sud de la Côte d'Ivoire et permettent de quantifier cette diminution.

Mots clé : hydrogéologie, hydrologie, modélisation, infiltration, bassins sédimentaires, aquifères

Abstract

The use of numerical models in hydrogeology, especially for the evaluation of the balance of underground water resources is very widespread and becomes practically "a routine task". However, it is clear that the development of hydrogeological schematization has not followed that of numerical schematization in most cases, which significantly limits the efficiency of the "modeling" tool used. An inappropriate methodology is added to the permanent lack of information. This work aims to illustrate the errors that could affect the value of effective infiltration to groundwater when we reduce its assessment to hydrological methods only (Penman, Thornthwaite, Coutagne, etc.). The use of the one-dimensional model based on Fourier's equation improves the results. This however requires to have piezometers present in areas of natural water levels fluctuations and to be able to monitor them. Case studies carried out in coastal sedimentary basins (Abidjan aquifer in Côte d'Ivoire and Annaba-Bouteldja in Algeria) support this statement. There are sometimes significant differences between the effective infiltration of rainwater estimates from the piezometric surveys and the ones produced by the hydrological methods. In addition, the correlation established between the value of the precipitations and that of effective infiltrations displays a significant difference of phase, reaching up to 11 months. The modeling results based on the Fourier equation also highlight the decrease in effective infiltration associated with the transition from semi-humid to semi-arid climate in Algeria and from equatorial climate to humid tropical climate in the south of Côte d'Ivoire, allowing as well to quantify this decrease.

I. INTRODUCTION

Le développement des modèles numériques en hydrogéologie depuis un demi-siècle a abouti à une pleine reconnaissance de cet outil et à son utilisation dans la résolution de la plupart des problèmes posés en hydrogéologie. S'il est établi que la performance des modèles numériques actuellement utilisés dépasse celle des modèles analogiques précédemment utilisés (des erreurs de 0,5 à 1% pour les premiers et au moins 3% à 5% pour les seconds [3]) il y a lieu de reconnaître que la prise en compte effective des paramètres et facteurs hydrogéologiques réels dans la construction des modèles, à savoir la schématisation hydrogéologique, nécessite une amélioration. Cela concerne la transcription de l'hétérogénéité de la structure des nappes et des variations spatiales et temporelles des conditions d'alimentation, de transit et de décharge des nappes, y compris la prise en compte de l'infiltration efficace des eaux de pluies vers ces nappes.

Traditionnellement, l'estimation de l'infiltration des eaux de pluies vers les nappes aquifères se base sur les méthodes hydrologiques, en particulier celles de Turc, Coutagne, Thornthwaite, Penman, etc. Des essais d'eau in situ sont également utilisés [2]. Sans s'étendre sur toutes les difficultés d'ordre théorique et pratique d'application de ces méthodes, il y a lieu de s'arrêter sur trois contraintes liées à leur utilisation : (i) l'impossibilité de prendre en compte l'hétérogénéité de la zone d'aération ; (ii) la difficulté de prendre en compte la variation spatiale et temporelle de l'infiltration et son déphasage par rapport à celle des pluies dans un cycle annuel ; et (iii) l'ambiguïté du choix d'une valeur concrète d'infiltration estimée par les différentes méthodes du bilan hydrologique. Dans le but de pallier à ces difficultés, il est recommandé d'associer à ces différentes méthodes classiques, celle basée sur l'équation de continuité du bilan d'une nappe, dès l'instant où l'information hydrogéologique nécessaire (suivi piézométrique suffisant en zone de fluctuation naturelle, transmissivité et emmagasinement) est disponible sur cette nappe.

2. METHODOLOGIE :

2.1 EQUATION DE BASE

L'équation de base noté 1 est celle de Fourier dans le cas monodimensionnel :

$$\frac{\partial \Delta H(x, t)}{\partial t} = a \frac{\partial^2 H(x, t)}{\partial x^2} + \frac{w}{\mu} \quad (1)$$

Avec :

$\Delta H(x, t)$ = variation du niveau piézométrique ;

w = infiltration efficace ;

μ = Emmagasinement de la nappe ;

a = Diffusivité de la nappe ;

x = distance ;

t = temps.

Pour un écoulement quasi-stationnaire, on a l'équation noté 2 :

$$\frac{a \partial^2 \Delta H(x, t)}{\partial x^2} = 0 \quad (2)$$

D'où :

$$w = \mu \frac{\partial \Delta H(x, t)}{\partial t} \quad (3)$$

Disposant d'une série de relevés piézométriques, l'équation ci-dessus se résout aisément en différences finies, en tenant compte des deux contraintes suivantes [3] :

- un minimum de 5 mesures ; c'est l'intensité de variation des pentes piézométriques qui reflète l'alimentation de la nappe ;
- les piézomètres utilisés pour le traitement sont suffisamment éloignés des contours hydrogéologiques (cours d'eau, forages d'exploitation, retenues, etc.) pour minimiser l'influence de ces derniers. Ainsi, la distance du piézomètre à ces contours doit être :

$$x \geq \sqrt{12a(t - t_i)} \quad (4)$$

t = durée total de l'observation ;

τ = durée de l'intervalle considéré.

Les fluctuations de niveau d'eau de la nappe sont attribuées soit à l'infiltration (hausse de niveau) soit à l'évaporation (baisse de niveau). Les variations des apports latéraux étant considérées comme négligeables.

A. MODE OPERATOIRE

Les fluctuations (H_1, H_2, \dots, H_n) correspondant aux temps (t_1, t_2, \dots, t_n) sont représentées sur la figure 1.

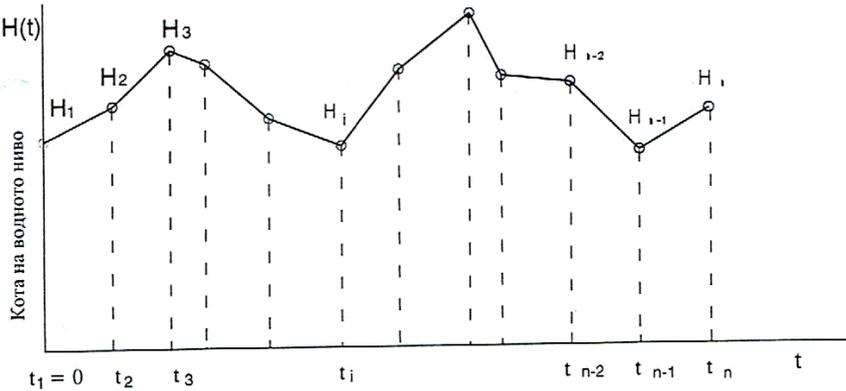


Figure 1 : Fluctuations du niveau piézométrique des nappes en fonction du temps

Pour la période entière d'observation divisée en $(n-1)$ intervalles, l'on peut calculer la vitesse d'infiltration correspondant aux gradients suivant l'équation 5 :

$$I(i) = \frac{H(i+1) - H(i)}{t(i+1) - t(i)} \quad (5)$$

La variation de cette vitesse en valeur absolue dans le temps s'exprime comme suit selon l'équation 6 :

$$\alpha(i) = \left| \frac{H(i+1) - H(i) - I(i-1)[t(i+1) - t(i)]}{t(i+1) - t(i)} \right| = |I(i) - I(i-1)|$$

Le signe et la valeur absolue de la variation du terme $\alpha(i)$ d'un intervalle de temps à un autre déterminent l'intensité et le signe de l'infiltration vers la nappe.

Soit $R(i)$ la valeur absolue de cette variation, retrouvons sa valeur minimale selon l'équation 7 :

$$R(i) = |\alpha(i+1) - \alpha(i)| \Rightarrow \min \quad (7)$$

Par convention, le point M pour lequel $R(i)$ est minimal est choisi comme repère. L'historique piézométrique sera utilisée pour calculer l'infiltration efficace à gauche et à droite du point M séparément selon que les pentes $I(i)$ et $I(i-1)$ sont du même signe ou de signes contraires. Basé sur le mode opératoire ci-dessus, le programme INF1 [3] permet de suivre la variation temporelle de l'infiltration efficace des eaux de pluies vers les nappes aquifères. Son utilisation nécessite la disponibilité d'au moins cinq (05) relevés piézométriques.

2.3 DETERMINATION DE L'INFILTRATION EFFICACE PAR LA METHODE DES DIFFERENCES FINIES

En cas d'hétérogénéité sensible de la nappe, la détermination de l'infiltration efficace grâce aux relevés piézométriques au niveau d'un seul forage peut donner des erreurs appréciables, selon le degré d'hétérogénéité. La méthode aux différences finies peut être utilisée, sous les conditions suivantes :

- (a) pour un écoulement monodimensionnel, il est nécessaire d'avoir de 3 piézomètres disposés dans le sens de l'écoulement, pour un écoulement bidimensionnel 5 piézomètres disposés en croix;
- (b) pour la stabilité de la solution, la distance (l) entre les piézomètres et l'intervalle de temps auquel on procède aux relevés piézométriques doivent satisfaire la relation suivante :

$$l \leq \sqrt{2a \Delta t} \tag{8}$$

- (c) les transmissivités entre les différentes sections de l'écoulement et le coefficient d'emmagasinement (surtout dans la zone du piézomètre central) doivent être connus. Différentes séquences synchrones des relevés piézométriques doivent être disponibles comme l'indique la figure 2.

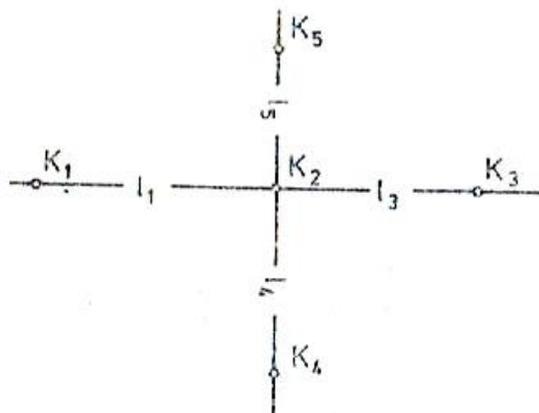
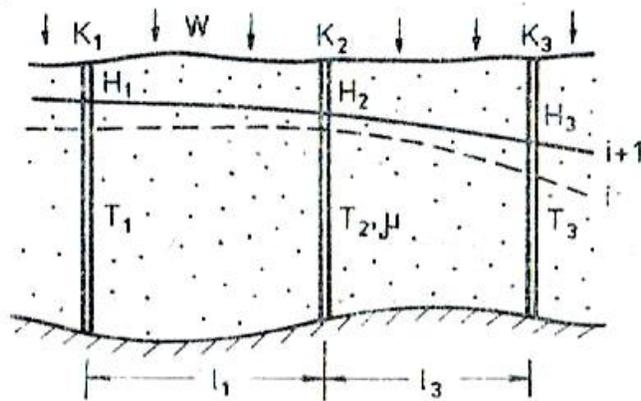


Figure 2 : Différentes séquences synchrones des relevés piézométriques

Dans le cas général d'un écoulement bidimensionnel dans une nappe hétérogène, la valeur de l'infiltration est définie par les équations 9 et 10 suivantes :

$$W(i) = \mu \frac{H2(i+1) - H2(i)}{t(i+1) - t(i)} - \frac{2}{l1+l3} \quad (9)$$

$$\left[\tilde{T}3 \frac{H3(i) - H2(i)}{l3} - \tilde{T} \frac{H2(i) + H1(i)}{l1} \right] - \frac{2}{l4+l5} \left[\tilde{T}5 \frac{H5(i) + H2(i)}{l5} - \tilde{T}4 \frac{H2(i) - H4(i)}{l4} \right]$$

Avec :

W(i), la vitesse de l'infiltration (ou de l'évaporation) durant l'intervalle de temps i ;

H1(i), H2(i), H3(i), H4(i), H5(i) – niveau piézométrique au forage donné à l'instant t(i);

H2(i+1) – niveau piézométrique au forage central à l'instant t(i+1) ;

l1, l3, l4 et l5 – distances du piézomètre central (2) respectivement aux piézomètres 1, 3, 4 et 5 ;

μ – coefficient d'emménagement au niveau du piézomètre central ;

$\tilde{T}1, \tilde{T}3, \tilde{T}4$ et $\tilde{T}5$ – valeurs moyennes des transmissivités calculées sur les différentes sections de la nappe sur la base des formules suivantes :

$$\tilde{T}1 = T2 - \frac{T1 - T3}{4} \quad \tilde{T}3 \quad (11) \quad \frac{T3}{4} \quad (12)$$

$$\tilde{T}4 = T2 - \frac{T4 - T5}{4} \quad \tilde{T}5 \quad (13) \quad \frac{-T5}{4} \quad (14)$$

Pour une nappe homogène $\tilde{T}1 = \tilde{T}3 = \tilde{T}4 = \tilde{T}5 = T$

L'infiltration totale sur la portion de nappe considérée durant l'intervalle d'observation s'exprime comme suit :

$$W_{tot}(i) = W(i) [t(i+1) - t(i)] \quad (15)$$

$$W(i) = [t(i+1) - t(i)] \quad (16)$$

Considérant qu'il y a N séquences consécutives de mesures, par conséquent (N-1) intervalles de mesures, l'infiltration efficace totale durant toute la période d'observation sera :

$$W_{efftot} = \sum_{i=1}^{N-1} W_{tot}(i) \quad (17)$$

La vitesse moyenne de l'infiltration efficace correspondante est la suivante :

$$W_{eff} = \frac{W_{e\emptyset}}{t(N) - t(1)} \quad (18)$$

Dans le cas particulier d'une nappe homogène, la valeur de l'infiltration prend la forme suivante selon l'équation notée 19 :

$$W(i) = \mu \frac{H2(i+1) - H2(i)}{t(i+1) - t(i)} - \frac{2}{l1+l3} \left[\tilde{T}3 \frac{H3(i) - H2(i)}{l3} - \tilde{T}1 \frac{H2(i) - H1(i)}{l1} \right]$$

Le programme INFD (3) permet de réaliser le schéma de calcul décrit ci-dessus. En général, 4 à 5 campagnes de mesures piézométriques sont nécessaires pour la détermination de l'infiltration efficace.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 PLAINE D'ANNABA

La plaine d'Annaba (figure 3) est constituée de sédiments du Mio-Plio-Quaternaire, comblant une zone d'effondrement. La nappe phréatique, objet de l'étude, circule dans les limons superficiels.

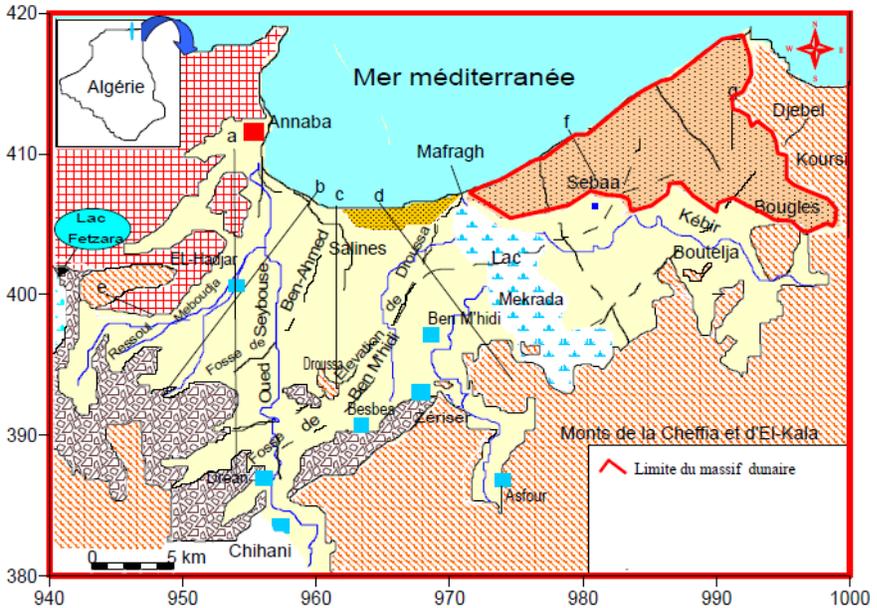


Figure 3 : plaine d'Annaba (Algérie)

La distribution des précipitations moyennes mensuelles relative à 2 stations hydro climatologiques (figure 4) est présentée comme suit (Toubal A.C.)

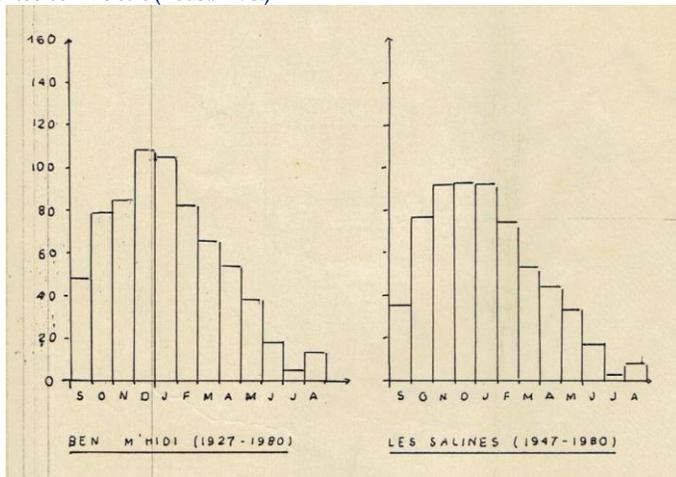


Figure 4 : Histogramme des précipitations moyennes mensuelles aux stations de Ben M'Midi (1927 – 1980) et les Salines (1947 -1980)

Sur la base des calculs réalisés grâce au programme INF1, nous avons obtenu les graphes ci-dessous.

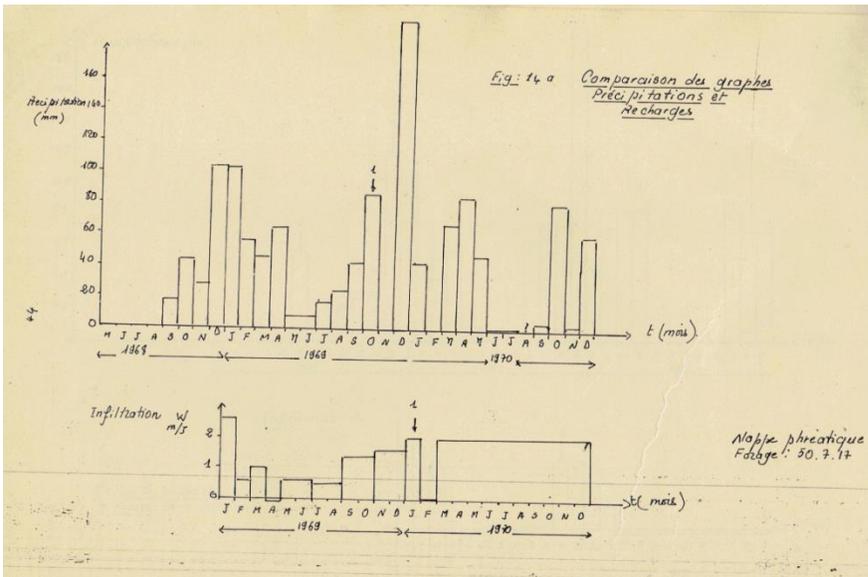


Figure 5 : Comparaison des graphes précipitations et recharges des forages 50, 7 et 17 de la nappe d'Annaba

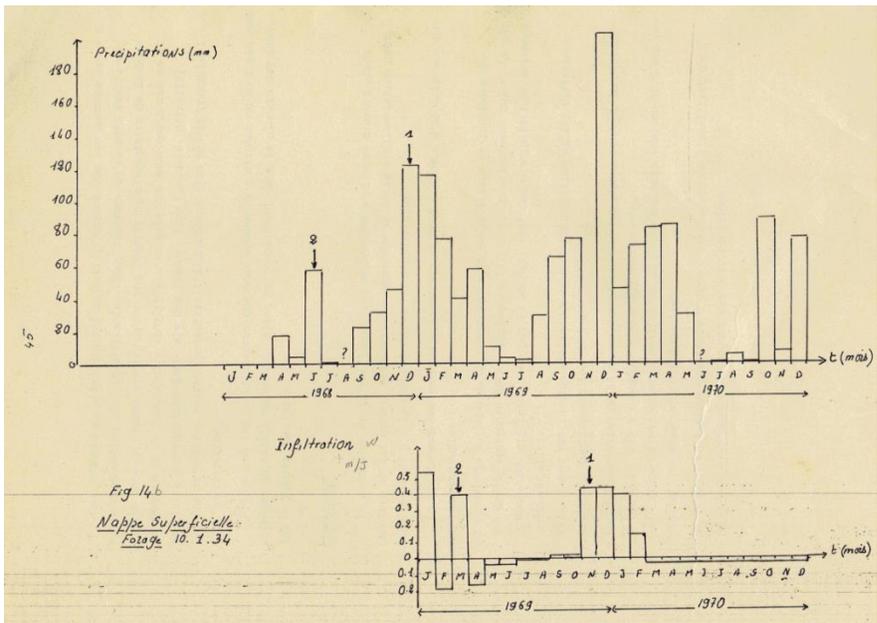


Figure 6 : Comparaison des graphes précipitations et recharges des forages 10, 1 et 34 de la nappe d'Annaba

Les résultats obtenus montrent un large éventail de valeurs d'infiltration. Celles-ci varient entre 4 mm/an et 180 mm/an, avec une moyenne de 50 mm/an. Par exemple 2 piézomètres assez proches ont eu des valeurs très différentes. La distance qui les sépare est de 500 m.

Tableau 1 : Infiltration moyenne en fonction des forages de la nappe d'Annaba

Forage	Infiltration
3 – 2 – 34	127 mm/an
43 - 2 - 34	40 mm/an

La recharge globale de la nappe profonde, la nappe des graviers, est très faible, inférieure à 4 mm/an. En outre, les valeurs d'infiltration calculées au niveau des différents piézomètres qui captent la nappe superficielle montrent une infiltration relativement importante en novembre et très faible en juillet. Un déphasage allant de 4 mois à 11 mois entre les pics de pluies et ceux de l'infiltration efficace ont été mis en évidence. La dynamique constatée confirme le caractère double de l'infiltration efficace : une intense infiltration gravitaire suivant des zones préférentielles à fortes perméabilités et une infiltration lente plus diffuse suivant la matrice (laquelle). Par exemple, il existe une corrélation plus forte entre les pluies mensuelles de l'année 1968 -1969 et l'infiltration efficace de l'année 1969 -1970 qu'entre cette dernière et les pluies mensuelles de cette même année (1969-1970).

Quant au programme INFD, il n'a pu être utilisé pour la nappe superficielle des limons par manque de données suffisantes sur les transmissivités. L'estimation de l'infiltration efficace au niveau de la nappe profonde des graviers a donné des résultats négatifs (évaporation éventuelle).

La confrontation de ces résultats avec la réalité suppose plutôt qu'il s'agit de l'effet des pompages, la nappe des graviers étant la plus sollicitée, surtout pour l'agriculture. Ainsi, la mauvaise qualité des données d'entrée n'a pas permis de suivre l'impact de l'hétérogénéité spatiale sur l'infiltration efficace.

3.2 NAPPE D'ABIDJAN

A Abidjan, c'est l'aquifère du Mio-Pliocène (Continental Terminal) qui est le principal réservoir d'eau et il est communément appelé "nappe d'Abidjan". La zone d'étude en jaune (figure 7) concernée s'étend de part et d'autre d'Abidjan sur environ 100 km de longueur et 20 à 30 km de largeur.

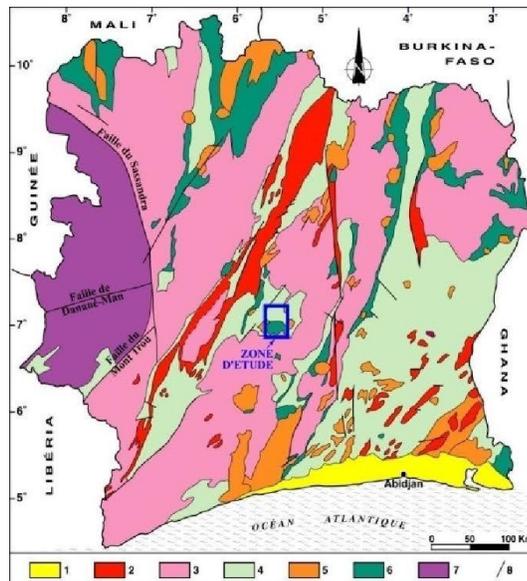


Figure 7 : Carte géologique de la Côte d'Ivoire

Les estimations de l'infiltration des eaux de pluies vers la nappe du Tertiaire à Abidjan ont donné les valeurs mentionnées dans le tableau 2 :

Tableau 2 : Différentes valeurs de l'infiltration moyenne en fonction des méthodes de calcul à Abidjan

Méthode	Valeur de l'infiltration (mm/an)
Thornthwaite	513
Turc	572
INFI	490

Les valeurs de l'infiltration efficace calculées par INF I à partir de 31 piézomètres varient entre 280 mm et 600 mm avec une moyenne de 490 mm. Dans la quasi-totalité des cas, l'infiltration par les méthodes hydrologiques ont donné des valeurs supérieures à celles calculées par le programme INFI. Le pourcentage de l'infiltration des eaux de pluies dans la région d'Abidjan, est plus important que dans le cas de la nappe d'Annaba Bouteldja, environ 10%. Ce fait mérite une analyse plus approfondie.

CONCLUSION

Le traitement des relevés piézométriques sur la base de l'équation de Fourier permet d'améliorer l'estimation de l'infiltration efficace comme donnée d'entrée du calage des modèles de nappes. Le retard variable constaté entre les pluies et la recharge effective des nappes confirme le caractère double de l'infiltration efficace : une intense infiltration gravitaire suivant des zones préférentielles à fortes perméabilités et une infiltration lente plus diffuse suivant la matrice.

Références

- [1] Lomakine E.A., Pospelov AV, Traoré I.A. Conception de programmes pour la simulation numérique des problèmes d'optimisation de la prospection hydrogéologique. Actes de la conférence nationale d'URSS sur la modélisation mathématique des phénomènes hydrogéologiques. Moscou, 1981.
- [2] Klimas A.I. The spatial and temporal irregularity of groundwater recharge by infiltration. USSR Academic of Sciences Journal, Water Resources, 3, May-June 1988, p 66-72. Editions Nayka.
- [3] Lomakine E.A., Mironenko V.A., Shestakov V.M., Modélisation numérique de la géofiltration, Editions Gnédra, Moscou, 1988
- [4] Galabov M. M., Penchev P.P. Solution of applied hydrogeological problems by computers. Editions Technica, Sophia, 1986.

Evaluation comparative de la qualité des eaux brutes et traitées provenant des barrages de Boukerdane et de Bouroumi en Algérie

Hayet Belmeskine ¹, Asma Chachou ¹, Fadwa Fahem ¹, Atika Eddaikra ¹

¹ Département de Biologie et Physiologie Cellulaire, Faculté des Sciences de la Nature et de la vie, Université Saad Dahleb Blida 1, Route de Soumaa, BP270, Blida, Algérie 09000. Tél. 213(0) 25 43 36 25-30, hbelmeskine@hotmail.com

Résumé

En Algérie, en plus de la rareté de l'eau, les sécheresses s'étant accrues, la mobilisation des eaux de surface par la construction de barrages et des retenues collinaires s'impose. En effet, les stations de traitement de l'eau brute destinée à la consommation sont sous une pression croissante pour produire une eau potable, à plus faible coût et de bonne qualité. Ainsi, un contrôle constant et sévère s'impose. C'est dans cette optique que nous nous sommes proposés de réaliser une étude comparative des paramètres physicochimiques (Ex. : pH, conductivité, nitrates, nitrites) et bactériologiques (coliformes fécaux, Streptocoques fécaux) des eaux brutes provenant du i) barrage de Boukerdane et traitées au niveau de la station de Sidi Amar qui alimente les régions de Hadjout, Cherchal et Sidi Amar, ii) barrage de Bouroumi et traitées au niveau de la station de Mazafran qui alimente des régions de la wilaya d'Alger : Baba Hassen, Bouzarea et Draria. De plus, nous avons évalué les paramètres organoleptiques (Ex. : odeur, couleur) des eaux traitées.

Les résultats d'analyses des eaux brutes et traitées révèlent que les paramètres physico-chimiques représentent une conformité aux normes tolérées (JORADP, 2011) et (OMS, 1991). L'étude bactériologique a révélé que les eaux des deux barrages (eaux brutes) présentent une mauvaise qualité. Cependant, les eaux traitées indiquent une qualité bactériologique satisfaisante. Concernant la qualité organoleptique des eaux traitées, nos résultats révèlent la présence de goûts et d'odeurs.

Mots clés : Eau de surface, Barrage Boukerdane, Barrage Bouroumi, Eau brute, Eau traitée, Contrôle de qualité

Comparative evaluation of the quality of raw and treated water from the Boukerdane and Bouroumi dams in Algeria

Abstract

In Algeria, in addition to the scarcity of water, as droughts have increased, the mobilization of surface water through the construction of dams and hill reservoirs has become essential. However, raw water treatment plants for consumption are under increasing pressure to produce potable water at lower cost and good quality. Thus, constant and severe control is required. It is with this in mind that we have proposed to carry out a comparative study of physicochemical parameters (eg. pH, conductivity, nitrates, nitrites) and bacteriological parameters (eg. fecal coliforms, fecal streptococci) of raw water from i) Boukerdane dam and treated at the Sidi Amar station which feeds the regions of Hadjout, Cherchal and Sidi Amar, ii) Bouroumi dam and treated at the Mazafran station which feeds areas of Algiers such as; Baba Hassen, Bouzarea and Draria. In addition, we evaluate the organoleptic parameters (eg. Odor, color) of treated water.

Raw and treated water analysis results indicate that physico-chemical parameters represent compliance with tolerated standards (JORADP, 2011) and (WHO, 1991). The bacteriological study revealed that the waters of the two dams (raw water) are of poor quality. However, the treated waters indicate a satisfactory bacteriological quality. Regarding the organoleptic quality of treated water, our results reveal the presence of tastes and odors.

Key Words: Surface water, dam of Boukerdane, dam of Bouroumi, raw water, treated water, quality control

INTRODUCTION

L'Algérie jouit d'un important réseau d'écosystèmes aquatiques qui nous sont très utiles dans notre quotidien en termes d'approvisionnement en eau potable. Cependant, les sécheresses s'étant accrues ces dernières années, donc la mobilisation des eaux de surface par la construction de barrages et de retenues collinaires est devenue indispensable [1]. Par ailleurs, le contrôle et l'amélioration de la qualité de l'eau sont une préoccupation permanente pour la protection de l'environnement et la santé des consommateurs. De ce fait, l'eau potable doit être nécessairement analysée, surveillée et l'évaluation de sa qualité repose sur les paramètres physico-chimiques, bactériologiques et organoleptiques [2, 3]. Toutefois, la station de traitement de l'eau brute destinée à la consommation est sous une pression croissante pour produire une eau potable de bonne qualité et à plus faible coût. Ceci représente une économie en termes de coût mais aussi en termes de respect de l'environnement.

C'est dans cette optique que nous nous sommes proposés de réaliser une étude comparative des paramètres physico-chimiques, bactériologiques des eaux brutes provenant du, i) barrage de Boukerdane et traitées au niveau de la station de Sidi Amar qui alimente les régions de Hadjout, Cherchal et Sidi Amar, ii) barrage de Bouroumi et traitées au niveau de la station de Mazafran qui alimente des régions de la wilaya d'Alger : Baba Hassen, Bouzarea et Draria.

De plus, nous avons évalué les paramètres organoleptiques des eaux traitées.

PRESENTATION DES ZONES D'ETUDE

Le **barrage de Bouroumi** est situé dans la Wilaya de Blida, sur l'Oued Bouroumi (Fig. 1). Il est destiné à

l'alimentation en eau potable de Hammam Regha et Boumedfaa. Il assure l'irrigation de l'Ouest de la Mitija et transfert des eaux du barrage GHRIB pour l'alimentation complémentaire d'Alger Sud. Le bassin versant du site, s'étend sur une superficie 215 km². Il dispose d'une capacité de 181.86 millions de m³ [4].

Le **barrage Boukourdane** est situé dans la Wilaya de Tipaza, sur l'Oued El Hachem (Fig. 1). Sa capacité utile est de 97 hm³ et permet de régulariser un volume de 50 hm³. Le bassin versant de l'oued El Hachem s'étend depuis la montagne Bou-Maad au sud jusqu'à la Méditerranée au nord. La superficie du bassin versant est de 177 km². Il est destiné à l'alimentation en eau potable de Cherchel, Tipaza et Nador et à l'irrigation de la vallée de l'Oued El Hachem et des régions de Hadjout et du Sahel [4].



Figure 1 : Carte de situation géographique des barrages de Bouroumi et boukerdane (Algérie).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

En vue d'une évaluation comparative de la qualité des eaux brutes et traitées des barrages de Boukerdane (willaya de Tipasa, Algérie) et de Bouroumi (willaya Ain Defla, Algérie), nous avons suivi et déterminé des paramètres physico-chimiques et bactériologiques durant une période de quatre mois, en plus des paramètres organoleptiques des eaux traitées.

Méthodes de prélèvement

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée [5,6].

Les prélèvements ont été effectués comme suit : - Eau brute (EB) à l'entrée de chaque station de traitement,-Eau traitée (ET) à la sortie de chaque station. Pour les analyses physico-chimiques, les échantillons sont prélevés dans des flacons en plastique de 1000 ml. Parcontre, les prélèvements pour l'analyse microbiologique sont effectués dans des flacons en verre stériles de 500 ml.

Détermination des paramètres physico-chimiques

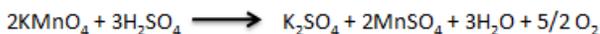
Ces paramètres sont subdivisés en quatre catégories soient ; physiques (pH, turbidité, conductivité, résidu sec), de pollution (MO, MES, NH_4^+ , Nitrates, nitrites, orthophosphates), minéralisation globale (chlorures, bicarbonates, calcium, magnésium, sulfates, TH, TA et TAC) et paramètres indésirables (Fe, Al) [6].

Paramètres physiques:

le **pH** des eaux est mesuré par une méthode potentiométrique. La **turbidité** est un indice de la présence de particules en suspension dans l'eau. Elle est déterminée à l'aide d'un néphélémètre. Cet appareil mesure la lumière dispersée par les particules en suspension d'où les résultats s'expriment en Nephelometric Turbidity Unit (NTU). La **conductivité** électrique est mesurée par un conductimètre HACH, Sension3. Le **résidu sec** représente la quantité de sel dissous dans l'échantillon après élimination des matières en suspension puis évaporation de l'eau. Le résidu desséché à 105°C est ensuite pesé.

Paramètres de pollution:

- Détermination de la matière organique (MO): elle est déterminée par volumétrie-colorimétrie en mesurant l'indice de KMnO_4 ou oxydabilité permettant d'évaluer la contamination en MO et matière inorganique oxydables, selon la réaction suivante:



- Dosage d'azote ammoniacal (NH_4^+): c'est une mesure par spectrophotométrie d'un composé verdâtre formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite. La lecture s'effectue à une longueur d'onde de 655 nm.

- Dosage des nitrites: la réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH 1,9 avec le réactif amin-4 benzène sulfonamide en présence d'acide orthophosphorique forme un sel diazoïque qui donne un complexe de coloration rose avec la dichlorhydrate de N-naphtyl-1-diamino-1,2 éthane. L'absorbance est mesurée à 540 nm.

- Dosage des nitrates: En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosionate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique. A lecture est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 415 nm.

- Dosage des orthophosphates: c'est un dosage spectrophotométrique par la méthode au molybdate d'ammonium. Le principe se base sur la formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en

un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption ; l'une vers 700 nm et l'autre plus intense à 880 nm.

Minéralisation globale

- Dosage des chlorures: il est réalisé par titrage au nitrate d'argent (AgNO_3) en utilisant du dichromate de potassium (K_2CrO_4) comme indicateur. C'est la réaction des ions chlorures avec des ions d'argent pour former du chlorure d'argent (AgCl) insoluble qui précipite. Ce précipité réagit avec l'indicateur K_2CrO_4 pour former du chromate d'argent, brun rouge (Ag_2CrO_4). La concentration en chlorures est exprimée en mg/l.

- Dosage des sulfates: En présence de chlorure de baryum, les ions sulfates précipitent sous forme de sulfate de baryum. La lecture se fait par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 420 nm.

- Dosage des bicarbonates : il consiste à déterminer l'alcalinité d'une eau par la mesure de titre alcalimétrique (TA) et de titre alcalimétrique complet (TAC).

- Dosage de calcium (Ca^{2+}) et de magnésium (Mg^{2+}) : c'est un titrage molaire des ions calcium et magnésium avec une solution de sel disodique de l'acide éthylène-diamine-tétra-acétique (EDTA) à pH=10.

3.2.4. Paramètres indésirables

- Dosage de fer : il est basé sur une méthode spectrométrique à la phénanthroline pour le dosage du fer (Fe^{2+}). Le complexe fer-phénanthroline est stable à pH entre 2,5 et 9. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité de fer présent. Le maximum d'absorbance se situe à 510 nm.

- Dosage de l'aluminium: il s'agit d'un dosage volumétrique. En présence d'aluminium, l'ériocyanine vire au rouge violacé. La lecture est effectuée par spectrophotomètre à une longueur d'onde de 560 nm.

Détermination des paramètres organoleptiques

Les paramètres organoleptiques (couleur, odeur et saveur) de l'eau traitée ont été appréciés au moment du prélèvement. La couleur a été évaluée par observation oculaire de plusieurs flacons remplis d'eau prélevée. L'odeur a été évaluée par simple sensation olfactive. La saveur est décelée par dégustation qui exige à rincer la bouche avec l'eau distillée avant chaque dégustation.

Analyse bactériologique

Une eau est dite conforme en bactériologie quand les indicateurs de contamination (*Escherichia coli* et *Entérocoques*) sont absents dans 100ml d'eau. D'autre part, l'absence de Coliformes, de spores et des bactéries Sulfito-réductrices sert de référence de qualité [7, 8]. Dans ce contexte, nous avons fait une recherche et dénombrement de coliformes totaux et fécaux, Streptocoque fécaux, Clostridium Sulfito-réducteurs, Salmonelles et Vibrio cholerae.

Analyse statistique

Les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant GraphPad version 6.01 (Software, San Diego, Californie, États-Unis). Les moyennes ont été indiquées par $\bar{x} \pm \text{SD}$ (SD est la déviation standard et \bar{x} est la moyenne de la variable). Un test unidirectionnel (ANOVA) à un facteur de Kruskal-Wallis a été réalisé pour analyser la distribution des données chimiques.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Paramètres physiques

Le pH : Les résultats de la mesure de pH sont représentés dans la figure 2.

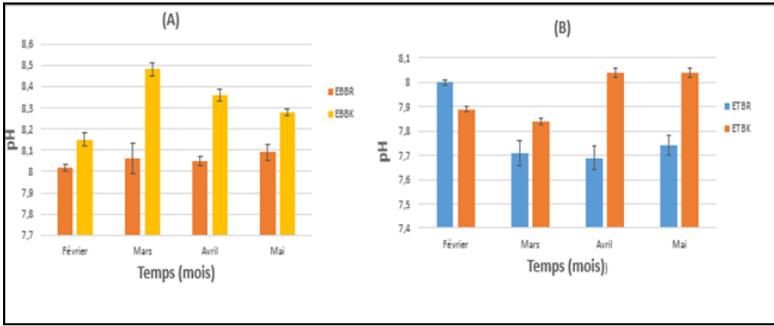


Figure 2: Variation des moyennes mensuelles du pH en fonction du temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B)

La figure (2-A) révèle que les eaux des deux barrages sont alcalines ($8.02 < \text{pH} < 8.09$). Par ailleurs, les valeurs obtenues dans la figure (2-B) pour l'eau traitée sont inférieures à celles de l'eau brute. Cette diminution est due au traitement appliqué pour l'élimination de certaines charges par l'injection de sulfate d'alumine $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. IL est à noter que le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés [6].

Turbidité : la Variation de la turbidité est illustrée dans la figure 3.

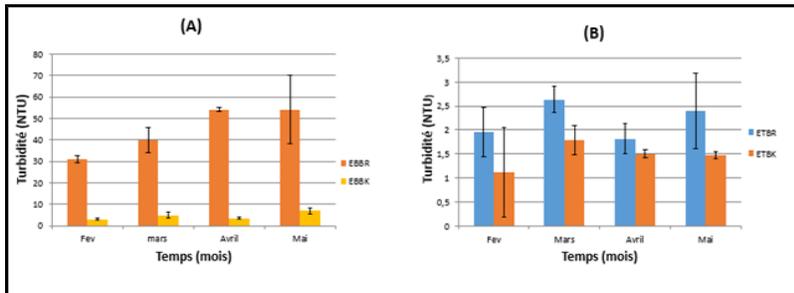


Figure 3: Variation des moyennes de la turbidité (NTU) en fonctions du temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B)

D'après la figure 3, il ressort une grande différence entre les valeurs de turbidité des eaux brutes du barrage de Bouroumi et celles du barrage de Boukerdane. Les valeurs retrouvées dans les eaux traitées (ETBR) sont inférieures à 3NTU et pour ETBK, les valeurs sont inférieures à 2NTU. Ces valeurs restent en deça du seuil toléré (<5NTU), par le JORADP (2011) [2].

Paramètres de pollution

Matière organique (MO) : la variation de la matière organique est illustrée dans la figure 4

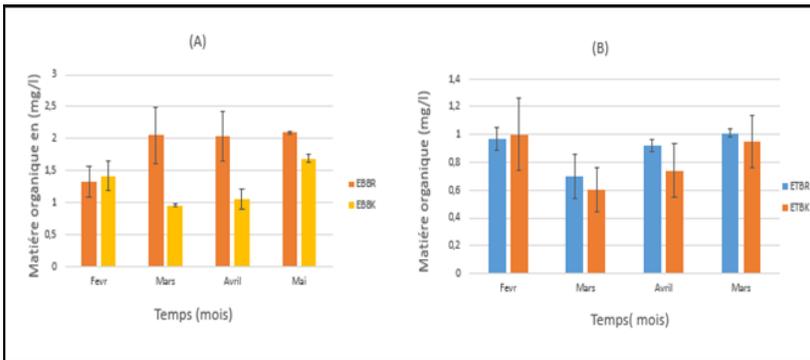


Figure 4: Variation des moyennes mensuelles de matière organique (mg/l) en fonction du temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B).

Les résultats montrent une faible teneur en matières organiques des eaux brutes des deux barrages(A) et par conséquent dans les eaux traitées (B) pour les deux stations. D'après **Harrat et Achour (2010)**, le contact entre la matière organique des eaux de surface et le chlore induit à la formation de sous-produits de chloration parmi lesquels le chloroforme dont les risques toxiques à long terme doivent être pris en considération [8, 9].

Nitrates : Les résultats de la mesure de nitrates sont représentés dans la figure 5.

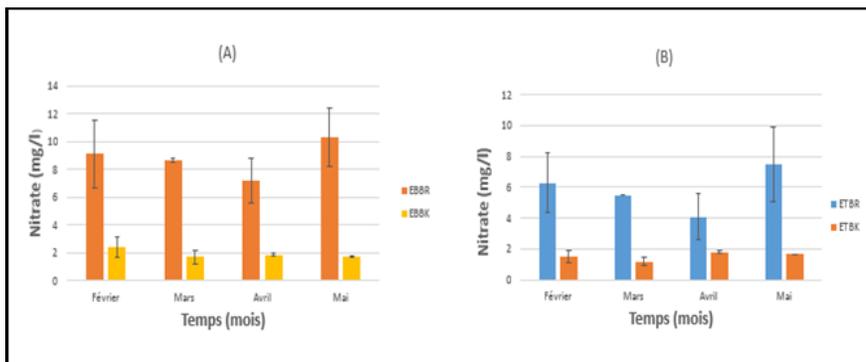


Figure 5 : Variation des moyennes mensuelles de nitrates (mg/l) en fonction de temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B).

La variation des concentrations des nitrates montre une grande différence dans l'eau brute de Bouroumi variant entre 7.19 mg/l et 10.35 mg/l. Tandis que dans l'eau brute de Boukerdane, elles sont très faibles variant entre 1.71 mg/l et 2.39mg/l. Les valeurs obtenues pour l'eau traitée au niveau des deux stations Mazafran et Sidi Amar sont inférieure à celle de l'eau brute. L'OMS recommande pour les eaux destinées à la consommation humaine une valeur limite de 50 mg/L (NO_3^-) [5].

Autres paramètres : les résultats trouvés pour l'azote ammoniacal, les nitrites et les orthophosphates soient ; <0.02, <0.02 et <0.09, respectivement, répondent tous aux normes de potabilité.

Minéralisation globale

Calcium et Magnésium : Les résultats des mesures du calcium et magnésium sont représentés dans les figures 6 et 7, respectivement.

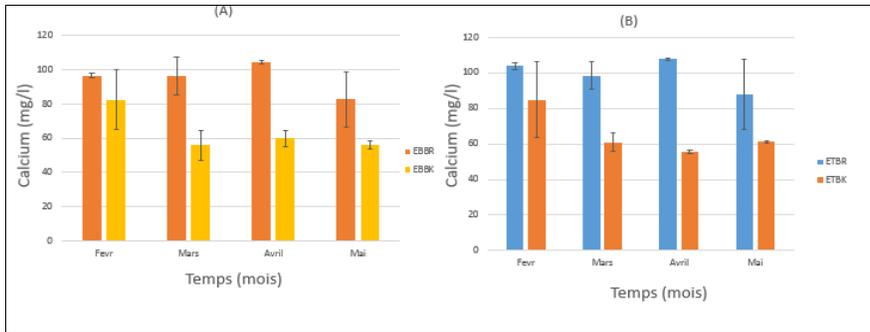


Figure 6 : Variation des moyennes mensuelles du calcium (mg/l) en fonction du temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B).

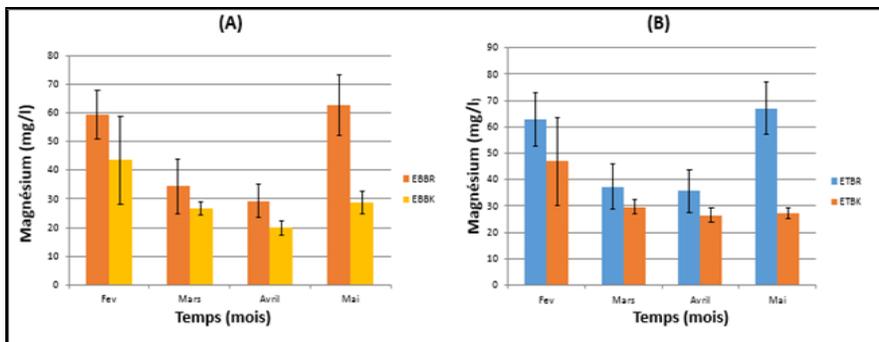


Figure 7 : Variation des moyennes mensuelles du Magnésium (mg/l) en fonction du temps (mois) des eaux brutes (A) et traitées (B).

Les teneurs en calcium et en magnésium des eaux brutes (EBBR), (EBBK) et des eaux traitées (ETBR), (ETBK) sont conformes aux normes. Nous remarquons aussi que les concentrations en calcium dans les eaux traitées sont légèrement supérieures à celles dans des eaux brutes. Cela est dû à l'injection de l'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) durant l'étape de pré-chloration. D'après **Rodier et al., (2009)**, la productivité des eaux douces est assez nettement liée à la teneur en sels de calcium et de magnésium ; son maximum correspondrait à une alcalinité totale en calcium de 25 mg/L [5]

Autres paramètres : les chlorures, bicarbonates et les sulfates des eaux brutes (EBBR), (EBBK) et des eaux traitées (ETBR), (ETBK) sont conformes aux normes.

Résultats de l'analyse bactériologique

L'ensemble des résultats bactériologiques sont illustrés dans le tableau 1. On remarque l'absence totale de tous les germes indicateurs de la contamination fécale pour l'ensemble des eaux traitées étudiées présentant ainsi une bonne qualité bactériologique et témoigne donc de l'efficacité du traitement appliqué.

Tableau 1 : Résultats des analyses bactériologiques des eaux de barrages (EBBR et EBBK) et des eaux traitées (ETBR et ETBK)

	Eaux de barrages		Eaux traitées	
	EBBR	EBBK	ETBR	ETBK
Coliformes totaux	1770-2420 /100ml	118-280/100ml	absence	absence
Coliformes fécaux	87-266/100ml	21-75/100ml	absence	absence
Streptocoques fécaux	280-410/100ml	21-75/100ml	absence	absence
Spores d'anaérobies Sulfito-réducteurs	5-10 /20 ml	1-4/20ml	absence	absence
Germes pathogènes	absence	absence	absence	absence

Résultats de la distribution des variables chimiques en fonction des stations

La distribution des paramètres chimiques en fonction des barrages et des stations de traitement est présentée dans le tableau 2. Les variables ont montré une différence statistiquement significative pour une valeur p inférieure ou égale à 0,05. En effet, il apparait une différence hautement significative pour EBBR, EBBK, ETBR, ETBK.

Tableau 2: Distribution des paramètres chimiques en fonction des stations

	Chlorure	Sulfate	Bicarbonat e	Magnésiu m	Nitrate	Aluminiu m	P- valeur
EBBR	84,74 ± 5,50	205,4 ± 11,74	92,6 ± 14,49	46,44 ± 8,48	8,784 ± 0,65	0,03 ± 0,001	0,0006
EBBK	69,14 ± 3,44	98,39 ± 10,88	197,8 ± 8,22	29,71 ± 4,94	1,914 ± 0,166	0,04 ± 0,001	0,0005
ETBR	105,6 ± 6,78	222,2 ± 10,25	180,7 ± 11,27	50,75 ± 8,29	5,56 ± 1,26	0,09 ± 0,02	0,0005
ETBK	69,92 ± 7,33	108,8 ± 10,42	189,0 ± 4,54	32,59 ± 4,82	1,57 ± 0,15	0,12 ± 0,015	0,0004

CONCLUSION

Pour une meilleure appréciation de la qualité des eaux des barrages de Bouroumi et Boukerdane (Algérie) et de leurs eaux traitées au niveau des stations de Mazafran et Sidi Amar, respectivement, on a effectué une étude comparative des paramètres physico-chimiques et bactériologiques. Les résultats obtenus montrent la conformité des eaux traitées aux normes de salubrité admises au plan national et international. Cependant, les analyses bactériologiques ont montré que les eaux brutes des Barrages de Boukerdane et Bouroumi présentent une mauvaise qualité. De ce fait, les autorités chargées de l'approvisionnement en eau doivent prendre les mesures appropriées pour la protection de la ressource en eau, de l'entretien et le nettoyage des réseaux d'eau et des réservoirs et assurer l'application correcte de la désinfection.

Références

- [1] **Habila, S.** Evaluation du risque de contamination des eaux du Barrage Beni Haroun (wilaya de Mila) par les les Polluants Organiques et Minéraux, **2002**, pp. 240.
- [2] **JORADP** (Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire). Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine, n°18, **2011**, pp 7-8.
- [3] **OMS** (World Health Organisation). Directives de qualité pour l'eau de boisson. 2 eme édition, volume 2. Recommandations. Genève, Suisse. **2000**, p 1050.
- [4] **ANBT**, Agence Nationale des barrages et transferts, **2019**/ portail...soudoud –dzair.com
- [5] **Ladel, M.** Contrôle des paramètres physico –chimiques et bactériologiques d'une eau de consommation .Centre de formation aux métiers de l'eau de Tizi Ouzou.Stage VII.Algérienne Des Eaux, Algérie (**2007**) p102.
- [6] **Rodier, J. Legube, B. Merlet, N. et Colli.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer.9ème édition. Paris : DUNOD technique, **2009**.
- [7] **ARS** (Agence régionale de la santé). Bactériologie ; nature et origine, France, **2011**, p 4.
- [8] **Rodier, J. Bazin, C.Chambon, P. Broutin, G-P. Champsaur, H. Rodi, L.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8eme édition. Paris : DUNOD technique, **2005**.
- [9] **Harrat, N., Achour, S.** Pollution physico –chimique des eaux de barrage de la région d'El Tarf : Impact sur la chloration. Larhyss Journal, **8** (**2010**) 47-54.

Approche de modélisation pour la conception des réacteurs UV de traitement des eaux usées

Mohamed Habib Sellami¹, Abd Annaceur Hassen², Ghoul Imen¹, Amor Boughdiri³

¹Département Hydraulique, Ecole Supérieure des Ingénieurs de Medjez El Bab, Université de Jendouba, 25715408, sellami.fac@gmail.com,

²Laboratoire Traitement des Eaux, CERTE, Tunisie

³Ecole Supérieure Agronomique de Mateur, IRESA, Université de Carthage, 97034834, amor.boughdiri@yahoo.fr

Résumé

La valorisation des eaux usées traitées dans le domaine agricole est une orientation choisie par plusieurs pays du monde pour aussi bien combattre la rareté des ressources en eau, protéger l'environnement contre leurs rejets et tamponner les effets du changement climatique. Seulement cette réutilisation dans l'irrigation nécessite l'adoption des normes très élevées de point de vue élimination des polluants surtout les germes pathogènes. Le traitement avec la radiation UV pour l'élimination de ces germes est une technique de traitement très demandée. L'amélioration de l'efficacité de cette technologie et la proposition des modèles de conception des réacteurs UV est un axe de recherche en développement. Nous allons dans ce travail développer un modèle, basé sur les équations de transfert radiatives et les équations de conservation de la masse et permettant de conceptualiser les réacteurs UV en générale selon les normes exigées et de calculer leurs efficacités. Une première validation de ce modèle a été faite pour les réacteurs UV annulaire et les réacteurs UV à canaux ouverts. Les résultats sont très satisfaisants.

Mots clés : Réacteur, norme, transfert radiatif, Radiation UV, Efficacité, modélisation

A modeling approach to conceptualize UV reactors for wastewater treatment

Abstract

Valorizing the treated waste water in agricultural domains is an orientation of many countries in the world in the purpose to fight the scarcity of water resources, protect the environment from the rejected waste water and minimizing the climatic change effects. Meanwhile the reuse of the treated waste water for irrigation necessitates the adoption of more developed norms in order to eliminate the pollutants and particularly the pathogen germs. The treatment with UV radiation to deactivate those germs is well asked. Ameliorating the efficiency of these techniques and developing models to conceptualize the appropriate UV reactor are research axis in progress. We are in this work proposing a modeling approach base on radiate transfer equations and the mass balance equations in order to conceptualize UV reactors with the respect of end user asked norms and also permitting to calculate their efficiencies. A first validation of the model was done for an annular reactor and an open channel reactor. Results are well satisfying.

Key Words : reactor, norm, radiate transfer, UV radiation, efficacy, modeling salinity, Sine

1. INTRODUCTION

Partout dans le monde, les ressources en eau disponibles s'amenuisent en raison des activités humaines et de facteurs naturels. Les premiers concernés par ce problème sont les pays à climat semi-arides comme la Tunisie. Dans ce cas, la recherche des ressources non conventionnelles s'avère nécessaire. La réutilisation des eaux usées se présente parmi les solutions envisageables à condition d'un traitement poussé qui ramène ces eaux aux normes requises permettant leur utilisation dans l'irrigation des cultures, des boulevards et les espaces verts des agglomérations.

La valorisation des eaux usées traitées dans le domaine agricole est une orientation choisie par plusieurs pays du monde pour aussi bien combattre la rareté des ressources en eau, protéger l'environnement contre leurs rejets et tamponner les effets du changement climatique. En effet, ces eaux si rejetées dans la nature se présentent comme des bombes à retardement pour les ressources naturelles (plantes, sol, eau), pour le cheptel et pour la santé humaine. En plus, de point de vue quantitatif, c'est une quantité énorme d'eau perdue. Actuellement, l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation est très limitée à des cultures spécifiques pour se protéger des risques sanitaires. Seulement, l'augmentation du niveau de traitement, la mise à jour des normes et l'introduction des techniques de traitement avancées dans les stations d'épuration peut nous orienter vers la diversification des spéculations végétales à irriguer avec ces eaux et aussi à l'augmentation des superficies irriguées. Le traitement avec la radiation UV pour l'élimination des germes pathogènes est une technique de traitement très demandées. L'amélioration de l'efficacité de cette technologie et la proposition des modèles de conception des réacteurs UV est un axe de recherche en développement. Nous allons dans ce travail développer un modèle, basé sur les équations de transfert radiatives et les équations de conservation de la masse et permettant de conceptualiser les réacteurs UV en générale selon les normes exigées et de calculer leurs efficacités. Une première validation de ce modèle a été faite pour les réacteurs UV annulaire et les réacteurs UV à canaux ouverts. Les résultats sont très satisfaisants

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Théorie de base

La lampe UV placée dans le réacteur de façon que tous les volumes élémentaires d'eau soient touchés par la radiation UV. Cette dernière va subir une rediffusion multiple sous l'effet des microorganismes. Ces derniers si touchés par la radiation UV pendant un temps de séjour particulier vont être désactivés puisque leurs ADN ont été affectés suite à l'absorption de la radiation UV par le volume élémentaire [1-4]. La figure suivante présente une schématisation du positionnement de la lampe UV pour une unité de réacteur :

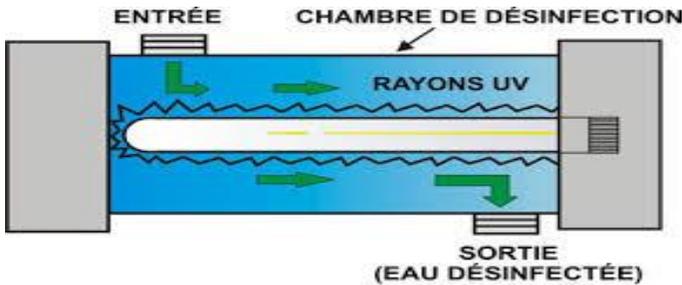


Fig. 1 :Schéma d'une unité de traitement UV

Donc la radiation UV incidente sera en partie absorbée et en autre partie réfléchié et transmise. Pour ptoposer un mod-le permettant de conceptualiser des réacteurs UV performants et effieieux nous devons chercher à exprimer les flux incidents à chaque position dans le réacteur ainsi que tout les différents catégories de flux échangés. Ces expressions doivent être en fonction des paramètres géométriques des réacteurs et en fonction desparamètres physiques caractérisant les microorganismes à désactiver. Les équations de base qui décrivent les phénomènes cités sont celles du transfert radiatif et de conservation de la masse qui peuvent s'exprimer comme suit [1, :

$$\frac{dI_{\Omega,\nu}(s,t)}{ds} + K_{\nu}(s,t)I_{\Omega,\nu}(s,t) + \sigma_{\nu}(s,t)I_{\Omega,\nu}(s,t) = J_{\nu}(s,t) + \frac{1}{4\pi} \sigma_{\nu}(s,t) \int_{\Omega=4\pi} P(\Omega \rightarrow \Omega') I_{\Omega',\nu}(s,t) d\Omega' \quad (1)$$

$I_{\Omega,\nu}$ est l'intensité spécifique spectral pour la fréquence ν et la direction Ω à la position s et le temps t .

La résolution de ces équations nous permet d'exprimer les flux de radiation UV échnagés comme suit :

$$I_v(x, \theta, \Phi, t) = I_{0,v}(\theta, \Phi, t) \exp \left[- \int_{s=xR}^{\bar{s}} K_v(\bar{s}, t) d\bar{s} \right] \quad (2)$$

Le taux d'énergie volumique absorbée peut ainsi s'exprime comme suit :

$$e^{\theta}(x, t) = K_v(r, t) \int_{\theta_1}^{\theta_2} d\Phi \int_{\theta_1}^{\theta_2} d\theta \sin \theta I_{0,v}(\theta, \Phi, t) \exp \left[- \int_{\bar{s}=sR}^{\bar{s}} K_v(\bar{s}, t) d\bar{s} \right] \quad (3)$$

L'efficacité des rayons UV est fonction de la dose absorbée par les micro-organismes. Cette dose est définie par l'équation suivante :

$$D = I \times t_s \quad (4)$$

I : l'intensité UV, t_s : le temps d'exposition des germes aux rayonnements

Pour des radiations de longueur d'onde λ , l'énergie associée est donnée par la formule de Planck

$$E\lambda = Na.h.c / \lambda \quad (5)$$

h : constante de Planck = 6,6261.10⁻³⁴ J.s , c : vitesse de la lumière dans le vide = 2,9979.108 m/s

Na : Nombre d'Avogadro = 6,02214.1023 photons/einstein (1 einstein = 1 mole de photons),

$E\lambda$ est exprimée en J/einstein.

2.2. Analyse expérimentale

Les eaux usées utilisées dans l'expérimentation sont celles issues d'une station d'épuration des eaux usées urbaines. Elles présentent les caractéristiques moyennes mensuelles suivantes :

	Entrée station				Sortie station			
	pH	MD	DBO ₅	DCO	pH	MD	DBO ₅	DCO
		ml/l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l		ml/l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l
02/2016	7,4	1	289	524	7,6	0,2	13	82
03/2016	8,5	1	270	510	8,5	0,2	15	80
04/2016	7,8	1	360	660	7,8	0,2	14	75

Tab. 1 Caractéristiques mensuelles des eaux usées issues de la station

L'analyse des paramètres physico-chimiques a été réalisée dans la station d'épuration même alors que l'analyse bactériologique par la méthode de nombre le plus probable et l'analyse de biologie moléculaire par la méthode Électrophorèse ont été réalisées dans le laboratoire. Ces deux analyses ont été effectuées suite à l'introduction des boites de pétri contenant l'échantillon d'eau de sortie de la station dans le réacteur prototype à des temps d'exposition variables pour déterminer l'effet des radiations UV sur les micro-organismes existants en fonction du temps de séjour [1, 3].

2. Résultats et discussions

Après résolution analytique des équations de transfert radiatif pour une source UV nous avons exprimé l'intensité de la radiation UV à différente position dans le milieu de réaction de même pour l'énergie IV absorbée qui nous permet d'évaluer le taux de désactivations des microorganismes. La figure suivante présente l'évolution du taux de désactivation en fonction du temps de séjour pour différentes catégories de microorganismes (Coliforme totale (CT), Sterptocoque Totale (ST), Streptocoque Fécale (SF), Eshérichia coli (EC)) [1, 2, 5]:

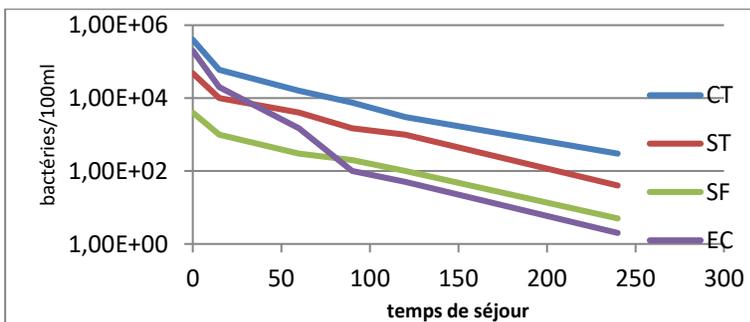


Fig.1 : La variation du nombre des micro-organismes à différents expositions aux irradiations UV

Nous remarquons que pour les différentes catégories de bactérie, le taux d'abattement augmente avec le temps de séjour. La vitesse de cette désactivation elle est la plus importante pour les CT, suivi par les ST, puis les SF et finalement les EC.

La figure suivante présente une évolution comparée entre l'énergie volumique absorbée et celle mesurée à différentes positions dans le réacteur

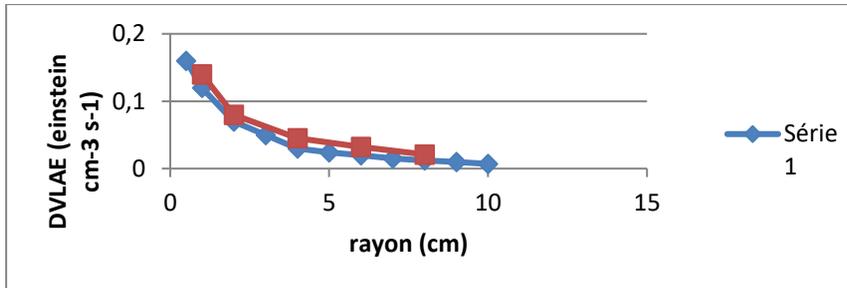


Fig.2 Evolution comparée entre les calculs et les mesures de l'énergie volumique absorbée

Nous remarquons que les valeurs calculées épousent parfaitement les valeurs mesurées avec un écart non négligeable lorsque nous s'éloignons de la lampe UV. Les courbes enregistrées ont une forme hyperbolique [6]. Cette constatation nous permet de proposer la forme simple suivante entre le taux d'énergie absorbée et la position dans le réacteur comme suit :

$$E_{LVREA} = k e^{-lx}$$

CONCLUSION

Ce modèle permet d'exploiter la cinétique d'inactivation bactérienne et de fournir la réponse de la bactérie au stress UV. Ce mécanisme est basé sur une réparation enzymatique, par monomérisation des dimères de la base pyrimidique. La réaction est catalysée par des longueurs d'onde de 320 à 500 nm, c'est à dire sous l'action de la lumière solaire. Il reste que le phénomène de photoréactivation est toujours le handicap de l'usage de cette technique. Des études avancées dans la conception des réacteurs pour minimiser l'effet de la photoréactivation sont très sollicitées.

Références

- [1] M. H. Sellami, M.S.Sifaoui et H.A. Annaceur "Modelling of UV radiation field inside a photoreactor designed for wastewater disinfection. Experimental validation" Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer 78 (2003) 269-287.
- [2] Abdennaceur.H, Mahrouk.M, Ouzari.H, Cherif.M, Boudabous.A, Damelincourt.J.J. UV disinfection of treated waste water in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. Bioresource Technology. 2000; 0000.p.1-10
- [3] Sellami M.H « Evaluation des impacts des projets par modélisation. Aspects théoriques et Etudes des cas. Quantification pour les inondations et la réutilisation des eaux usées traitées » Editions Universitaires Européennes 978-3-639-80672-4, 2016, 104 page
- [4] Moreno.B, Goni.F, Fernandez.O, Martinez.J.A, Astigarraga.M. The disinfection of wastewater by Ultraviolet light. Wat. Sci. Tech. 1997; 35(11-12).p. 233-235
- [5] Ghoul I " Etude expérimentale et par modélisation de l'efficience d'un réacteur UV à Ciel Ouvert" Projet de Fin d'Etuden ESIM, Tunisie, 2015.
- [6] Sellami M.H. 2015 " Hydraulique: De la théorie à l'application. Hydraulique Agricole : Mise en équation, conception et dimensionnement » EdLivres, France, ISBN: 978-2-332-98572-9 142 pages, 2015

Simulation des crues à l'aide du modèle GR2M dans le bassin du Mono à l'exutoire de Athiémé au Bénin

Dègla Hervé KOUASSI, Arsène J. S AKOGBONGBE, Expédit Wilfrid VISSIN

Laboratoire Pierre Pagney « Climat, Eau, Ecosystèmes et Développement » (LACEEDE/UAC), BP 922, Abomey-Calavi, Bénin ;
Tél : (00229) 95373824, kharidad1@gmail.com

Résumé

Les inondations constituent le risque naturel qui cause le plus de catastrophes dans le monde. Au Bénin et plus précisément dans la commune d'Athiémé, les inondations, occasionnées par de fortes crues ou par le débordement du fleuve Mono comme ce fut le cas en septembre 2016, entraînent de grands dommages d'ordre social et économique. Ce travail a pour objectif principal l'étude des crues dans le bassin du Mono à l'exutoire d'Athiémé grâce au modèle GR2M. Les tests de Pettitt et de significativité appliqués aux données climatologiques et hydrométriques collectées, ont permis de retenir les sous-périodes 1965-1968, 1969-1986 et 1987-2011. L'étude de la variabilité climatique a montré qu'il y a une baisse pluviométrique de 25,70 % en passant de la première sous-période à la deuxième, puis une hausse pluviométrique de 13,14 % en passant de la deuxième à la troisième. Aussi, 1968 est l'année au cours de laquelle de fortes crues ont été enregistrées. Il y a également une interdépendance entre la pluie et chacun des autres paramètres du bilan. Les valeurs du Nash obtenus lors de l'application du GR2M sur le Mono à Athiémé, varient de 73 % à 88,6 % en calage, et de 67,9 % à 93,7 % en validation. Cette étude a permis donc de constater que les fluctuations hydrologiques sont sensibles au forçage pluviométrique, et que la variabilité pluviométrique a un grand impact tant sur l'écoulement que sur la recharge et l'évaporation. De plus, le modèle GR2M est efficace dans la simulation des crues sur le Mono à Athiémé.

Mots clés : Bassin, crues, modèle, simulation, écoulement, recharge, évaporation.

Flood simulation in Mono and Athiémé outlet using the GR2M model

Abstract

Floods are the natural hazard that causes the most disasters in the world. In Benin and more precisely in the commune of Athiémé, the floods, caused by strong floods or by the overflow of the Mono River as it was the case in September 2016, involve great damages of social and economic order. The main objective of this work is the study of floods in the Mono basin at the Athiémé outlet using the GR2M model. The Pettitt and significance tests applied to the climatological and hydrometric data collected made it possible to use the 1965-1968, 1969-1986 and 1987-2011 subperiods. The study of climatic variability has shown that there is a decrease of 25.70% in rainfall from the first sub-period to the second, then a rainfall increase of 13.14% from the second to the second. third. Also, 1968 is the year during which strong floods were recorded. There is also an interdependence between the rain and each of the other balance sheet parameters. The Nash values obtained during the application of GR2M on Mono at Athiémé vary from 73% to 88.6% in calibration, and from 67.9% to 93.7% in validation. This study has made it possible to observe that hydrological fluctuations are sensitive to rainfall forcing, and that rainfall variability has a large impact on flow, recharge and evaporation. In addition, the GR2M model is effective in flood simulation on the Mono at Athiémé.

Key words: Basin, floods, model, simulation, flow, recharge, evaporation

I- Introduction

Le risque d'inondation est un des plus importants risques naturels en termes de pertes humaines, environnementales et économiques. Les inondations fluviales consistent en une augmentation rapide du niveau d'eau dans un cours d'eau, résultant de précipitations intenses et localisées, provoquant des courants extrêmement violents et des inondations importantes (Darra, 2015). En 2011, les inondations ont représenté une catastrophe naturelle sur deux et ont été responsables de 20,4 % des décès liés aux catastrophes naturelles dans le monde (Guha-Sapir et al., 2012).

La croissance des populations riveraines et les systèmes d'occupation du sol engendrent un accroissement de la vulnérabilité de nos sociétés aux inondations donc une forte demande sociale pour prévenir et prévoir ces catastrophes naturelles. Face à la récurrence des inondations dans le monde, La disposition d'outils de prévision des crues, opérationnels et fiables, est primordiale (Koumassi, 2014). La prévision des phénomènes météorologiques et hydrologiques susceptibles de générer des inondations constitue un élément crucial pour anticiper la crise, s'y préparer et mettre en œuvre au niveau local les mesures individuelles et collectives de mise en sûreté des personnes et des biens. Mais la prévision des crues demeure un exercice loin d'être évident. D'une part, parce que les exigences en matière de prévision (précision et délai d'anticipation) sont de plus en plus fortes et d'autre part, parce que les outils physiques de prévisions des crues sont limités par les connaissances relatives de l'hydro-système.

Dans le bassin-versant du Mono à Athiémé, les crues du fleuve Mono et de ses affluents créent des inondations dévastatrices (Montin, 2012). En conséquence, chaque année, des terres, au demeurant fertiles, sont inondées par les pluies et les débordements du fleuve et les rivières. C'est dans le but d'apporter notre contribution à la résolution de cette question, cette recherche le sujet : « Simulation des crues à partir du modèle GR2M dans le bassin du Mono à l'exutoire d'Athiémé au Bénin » a été choisi.

Le Bassin versant de Mono à l'exutoire d'Athiémé au Bénin est situé entre 6°14'30" et 7°41'14" de latitude nord et entre 1°32'57" et 2°11'11" de longitude est. Il jouit d'un climat de type subéquatorial (Boko, 1988 ; Adam et Boko, 1993). Ce climat est caractérisé par une grande saison de pluie s'étend d'avril en juillet et une petite saison de pluie qui s'étend de septembre en octobre. Ce contexte climatique a modelé plusieurs facette pédologiques notamment des sols modaux dans les milieux marins littoraux, des sols à pseudogley, des vertisols, des sols ferrallitiques, des sols ferrugineux et des lithosols (Volkoff, 1965 ; Azontondé, 1988).

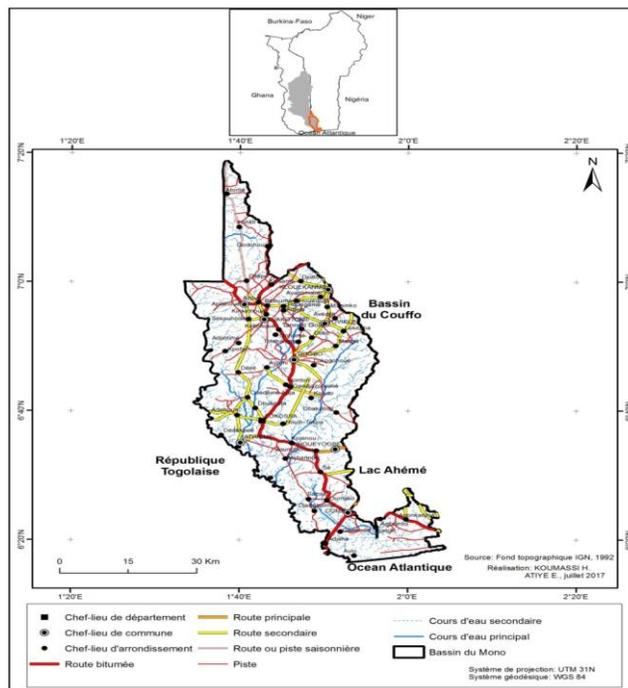


Fig 1: Situation géographique du bassin versant du Mono au Bénin

2- Approche méthodologique

2.1. Données utilisées

Des données climatologiques et hydrométriques ont été utilisées dans le cadre de cette étude. Elles concernent les données climatologiques (pluie et ETP) ont été collectées à l'Agence de Météorologie Nationale (AMN-Bénin) sur la période de 1965 à 2014 tandis que celles hydrologiques (lames écoulées) ont été collectées à la DG-Eau sur la période 1944 à 2011. Ceci à cause des lacunes observées au niveau de ces données.

Pour retenir une période homogène, on a choisi une période commune allant de 1965 à 2011, soit 47 ans de données pour harmoniser les périodes que ce soit pour les données pluviométriques que pour les données hydrologiques.

Les données climatologiques prennent en compte les stations d'Athiémè, d'Aplahoué, de Grand-popo, de Bopa, de Lokossa, de Dogbo, et de Ouidah. Les données d'ETP et de températures (maximales et minimales) concernent la station de Cotonou-Aéroport.

2.2. Méthode d'application du modèle GR2M sur le bassin du Mono à Athiémè

2.2.1. Description, fonctionnement et utilité du modèle GR2M

D'après VISSIN (2007), le modèle GR2M est un modèle conceptuel et empirique global qui a été élaboré par Michel du CEMAGREF en 1983. Il n'exige que deux paramètres X_1 (capacité de rétention en eau du sol) et X_2 (coefficient d'échange souterrain). Il dispose de deux réservoirs : un réservoir sol qui régit la fonction de production et qui est caractérisé par sa capacité maximale X_1 , et un réservoir d'eau gravitaire qui régit la fonction de transfert caractérisée par X_2 . Comme données d'entrée, on a la superficie du bassin en km², les données mensuelles de pluie (P) en mm, celles d'évapotranspiration potentielle (E) en mm, des valeurs initiales des taux de remplissage du réservoir de production (X_1). Les données estimées sont celles du débit à l'exutoire (Q). Ce modèle est très utile, car il permet de vérifier son efficacité dans la simulation des débits mensuels. De plus, grâce à sa fiabilité, beaucoup ont eu à l'utiliser lors de leurs travaux de recherche.

2.2.1.1. Description de la structure du modèle

La figure 2 présente le schéma du fonctionnement du modèle GR2M.

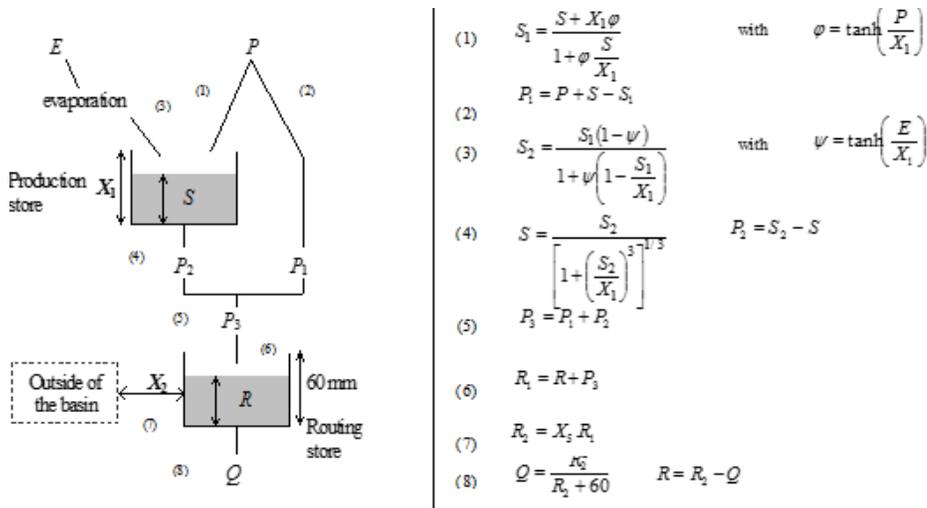


Fig 2: Fonctionnement du modèle GR2M

Source : Mouelhi et al. (2006)

La version du modèle utilisée dans ce travail est celle faite par MOUELHI actualisée en 2006. Ce modèle dispose d'une fonction de production qui repose sur un réservoir de suivi d'humidité du sol, très similaire à celui existant dans le modèle GR4j.

2.2.1.2. Méthode de calage / validation du modèle

Pour caler et valider le modèle GR2M, des sous-périodes de deux ans ont été utilisées. Ainsi donc, les sous-périodes de calage obtenues sont : 1965 – 1966, 1969 – 1970, 1973 – 1974, 1977 – 1978, 1981 – 1982, 1985 – 1986, 1989 – 1990, 1993 – 1994, 1997 – 1998, 2001 – 2002 et 2005 – 2006. Celles de validation sont donc : 1967 – 1968, 1971 – 1972, 1975 – 1976, 1979 – 1980, 1983 – 1984, 1987 – 1988, 1991 – 1992, 1995 – 1996, 1999 – 2000, 2003 – 2004 et 2007 – 2008.

Dans le but de tester l'efficacité du modèle, on aura d'abord à déterminer les paramètres par optimisation d'un critère de qualité des débits générés par ces modèles. Ainsi, a-t-on découpé la période totale en de petites sous-périodes de calage et de validation de deux ans chacune. En vue de l'optimisation des paramètres des modèles, la fonction critère retenue est celle proposée par Nash et Sutcliffe (1970). Le Nash se définit par :

$$Nash(Q) = 100 \left[1 - \frac{\sum_i (Q_{obs}^i - Q_{cal}^i)^2}{\sum_i (Q_{obs}^i - Q_{moy}^i)^2} \right] \text{ en \%} \quad (1)$$

avec : Q_{obs}^i débit mensuel ou journalier observé, Q_{cal}^i débit mensuel ou journalier calculé, Q_{moy}^i débit moyen mensuel ou journalier observé.

Une caractéristique de ce critère de « Nash » est de donner une importance prépondérante aux périodes de hautes eaux. Pour avoir un critère donnant un poids plus important aux périodes de basses eaux, on a utilisé une transformation logarithmique sur les débits :

$$Nash(\ln(Q)) = 100 \left[1 - \frac{\sum_i \left(\ln(Q_{obs}^i) - \ln(Q_{cal}^i) \right)^2}{\sum_i \left(\ln(Q_{obs}^i) - \ln(Q_{moy}^i) \right)^2} \right] \text{ en} \quad (2)$$

➤ Evolution des paramètres de calage/ validation du modèle

Le modèle GR2M est un modèle empirique. Ses paramètres X1 (capacité du réservoir de production) et X2 (coefficient d'échanges souterrains) ne doivent donc pas être interprétés en tenant compte des caractéristiques physiques des sous bassins versants. Dans le but d'étudier leur évolution, l'analyse de leurs fluctuations temporelles et spatiales en calage sera faite afin d'identifier leur intervalle de variation sur la période d'étude 1965-2011.

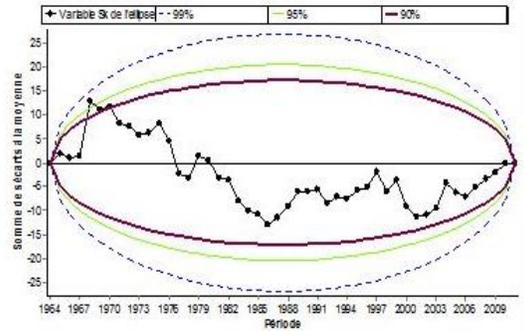
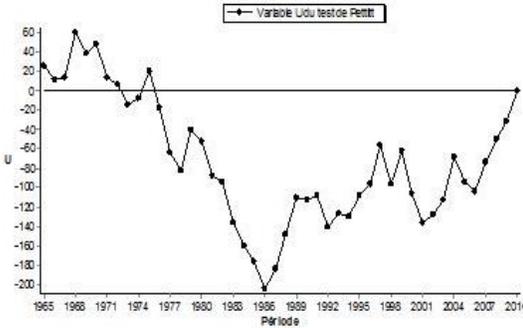
Après l'optimisation grâce à la fonction solveur de la feuille Excel, les paramètres X1 et X2 donnant plus de performance et de robustesse au modèle ont été retenus. La corrélation entre ces deux paramètres est faite afin de voir s'il y a un lien significatif entre eux. L'analyse des valeurs de « Nash » a permis de mettre en évidence la capacité du modèle GR2M à simuler les écoulements du bassin. L'étude de la variabilité des valeurs du Nash optimisées sur les sous-périodes retenues est également faite.

3. Résultats

3.1. Evolution interannuelle de la pluviométrie dans le bassin du Mono à Athiémé

3.1.1. Recherche de rupture de stationnarité dans les séries de pluie

Les figures 3 et 4 présentent les résultats des tests de détection de rupture de stationnarité pluviométrique à l'échelle du bassin du Mono à Athiémé de 1965 à 2011.



Rupture de la pluviométrie sur la station d'Athiémé suivant [fig 4](#) : Test de significativité pour la rupture pluviométrique à Athiémé de Pettitt

L'analyse de la figure 3 montre qu'il y a une phase de fortes précipitations jusqu'en 1968. Mais à partir de 1969 commence une phase de baisse pluviométrique. Cette période s'étend jusqu'en 1986. A partir de 1987 commence donc une autre phase caractérisée par une reprise pluviométrique. La figure 4, quant à elle, montre que les différentes ruptures de stationnarité pluviométriques détectées en 1968 et 1986 sur la station d'Athiémé sont significatives à 90 %, 95 % et 99 %. L'étude de l'évolution interannuelle des hauteurs de pluie sur le bassin du Mono à Athiémé a été donc faite sur les sous périodes 1965-1968, 1969-1986 et 1987-2011. L'étude de l'évolution mensuelle de la pluie a été faite en vue d'apprécier la variabilité pluviométrique à l'échelle du bassin versant.

3.1.2. Recherche de rupture de stationnarité dans les séries de débits dans le bassin

Les figures 5 et 6 présentent les résultats des tests de détection de la rupture de stationnarité dans la série de débit.

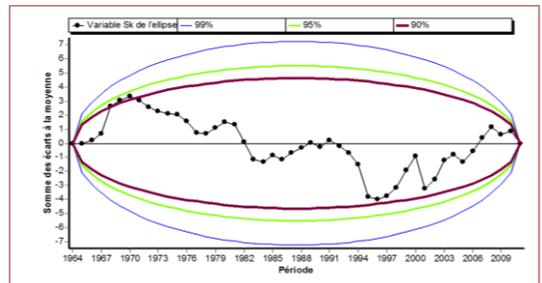
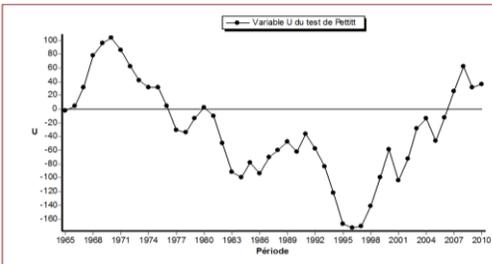


Fig 5 : Rupture dans la série de débit à Athiémé suivant le test de Pettitt

Fig 6 : Test de significativité pour la rupture dans la série de débit à Athiémé

L'analyse de la figure 5 montre qu'il y a une augmentation des débits jusqu'en 1968. Mais à partir de 1969, commence une phase de diminution qui s'achève en 1986. A partir donc de 1987, une autre phase débute avec une augmentation des débits. La figure 6, quant à elle, montre que les différentes ruptures de stationnarité en 1968 et en 1986 sur la station d'Athiémé sont significatives à 90 %, 95 % et 99 %. L'étude de l'évolution interannuelle des écoulements sur le bassin du Mono à Athiémé a été donc faite sur les sous périodes 1965-1968, 1969-1986 et 1987-2011, afin de voir la variabilité des écoulements moyens mensuels et interannuels.

3.1.3. Variabilité des pluies et écoulements à Athiémé sur les sous-périodes

Les figures 7 et 8 présentent la variabilité pluviométrique mensuelle et celle de l'écoulement mensuel dans le bassin du Mono à Athiémé sur les sous-périodes d'étude.

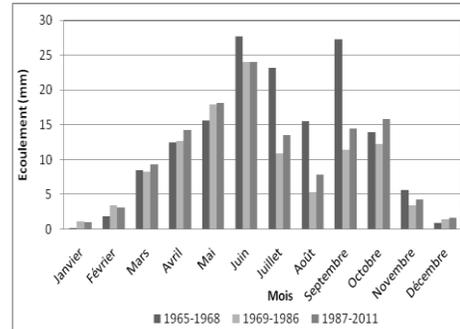
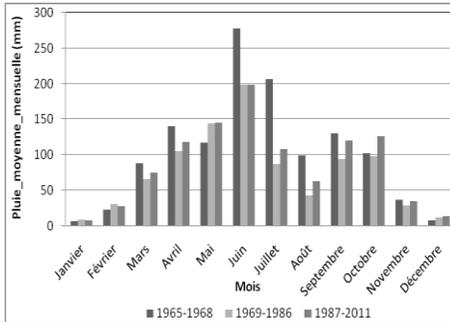


Fig 7 : Variabilité pluviométrique mensuelle à Athiémé sur les sous-périodes

Fig 8 : Evolution mensuelle de l'écoulement moyen à Athiémé

La figure 7 révèle que les maxima pluviométriques sont observés en novembre, mars, avril, puis de juin à septembre sur la sous-période 1965-1968. C'est seulement en janvier et en février que ces maxima sont observés sur la sous-période 1969-1986. Sur la sous-période 1987-2011, ils sont plutôt observés en octobre à décembre et mai. Les déficits estimés entre les sous-périodes ont permis de constater qu'il y a une baisse pluviométrique de 25,70 % en passant de la première sous-période à la deuxième, puis une hausse pluviométrique de 13,14 % en passant de la deuxième sous-période à la dernière.

Quant à la figure 8, elle révèle que pour toutes les sous-périodes, c'est en juin que les maxima ont été obtenus. En effet, l'écoulement maximal est de 27,71 mm pour la sous-période 1965-1968, 24,03 mm pour la sous-période 1969-1986, et 23,98 mm pour la sous-période 1987-2011. Les fortes crues ont donc été enregistrées dans le mois de juin.

Ces résultats montrent que la première sous-période est plus humide que la deuxième qui à son tour, est moins humide que la troisième. Les mois de novembre à mars sont les plus secs, et par conséquent, les mois d'avril à octobre sont les plus humides. De plus, les maxima sont tous observés en juin et sont respectivement de 278,25 mm pour la sous-période 1965-1968, 199,09 mm pour la sous-période 1969-1986 et de 198,67 mm pour la sous-période 1987-2011. La valeur maximale (278,25 mm) obtenue sur la première sous-période fait d'elle la plus humide. Dans le but de mieux comprendre l'évolution du climat, une analyse de l'évapotranspiration potentielle a été faite.

3.1.4. Variation du déficit d'écoulement à Athiémé de 1965 à 2011

Les figures 9 et 10 présentent l'évolution mensuelle du déficit d'écoulement dans le bassin du Mono à Athiémé.

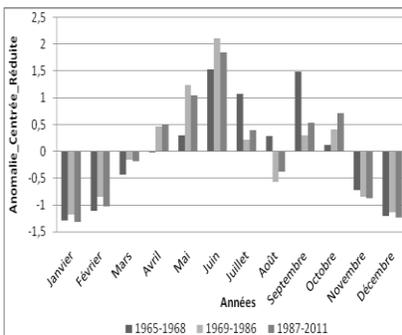


Fig 9 : Variation mensuelle du déficit d'écoulement centré réduit à Athiémé

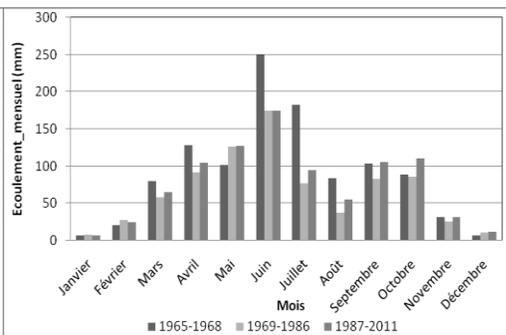


Fig10 : Variation mensuelle du déficit d'écoulement moyen à Athiémé

L'analyse de la figure 9 montre que le déficit d'écoulement est excédentaire au cours des mois d'avril à octobre sur toutes les sous-périodes, sauf en août. En réalité, le déficit d'écoulement est déficitaire pendant ce mois sur les deux dernières sous-

périodes. Les mois de novembre à mars sont donc ceux au cours desquels le déficit d'écoulement est déficitaire. Les deux figures révèlent que le mois de juin est celui au cours duquel toutes les valeurs optimales sont enregistrées. En effet, le déficit d'écoulement est de 250,54 mm pour la première sous-période, 175,06 mm pour la deuxième et 174,70 mm pour la dernière. En passant de la première sous-période à la deuxième, il y a diminution du déficit d'écoulement de 26,44 %, tandis que de la deuxième sous-période à la dernière, il y a augmentation du déficit d'écoulement de 4,74 %.

Cette variation du déficit d'écoulement serait due au rôle primordial joué par la pluie. En fait, l'eau de pluie n'alimente l'écoulement qu'en saison pluvieuse. Ce qui fait que la pluie constitue un paramètre capital pour que l'écoulement soit fortement prononcé. La variation du coefficient d'écoulement a été donc étudiée dans le but de mieux comprendre la dynamique hydrologique du bassin, plus particulièrement l'influence de la lame d'eau précipitée sur l'écoulement.

3.1.5. Variation interannuelle du coefficient d'écoulement dans les sous-périodes

D'après (Mahé et Olivry, 1995), le coefficient d'écoulement évolue suivant les variations du climat et montre les écarts de variation entre les écoulements et la pluie. Rappelons que le coefficient d'écoulement, paramètre traduisant la capacité de ruissellement d'un bassin, est le rapport de l'écoulement à la hauteur de pluie. Les figures 11 et 12 présentent respectivement la variation annuelle du coefficient d'écoulement moyen à Athiémié ainsi que du coefficient d'écoulement centré réduit de 1965 à 2011.

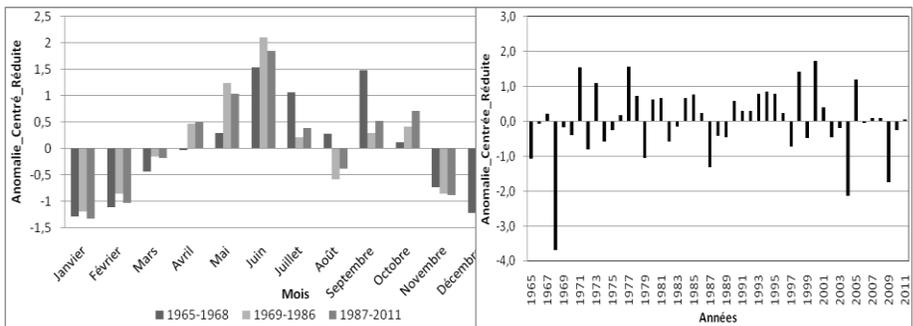


Fig 11 : Variation annuelle du coefficient d'écoulement à Athiémié

Fig 12 : Variation annuelle du coefficient d'écoulement centré réduit

La figure 11 révèle donc que le coefficient d'écoulement est important au cours des mois d'avril à octobre sur toutes les sous-périodes, sauf en août. Le coefficient d'écoulement est en fait déficitaire pendant ce mois sur les deux dernières sous-périodes. Les mois de novembre à mars sont alors ceux au cours desquels le coefficient d'écoulement est déficitaire. Comme précédemment, les valeurs remarquables ont été observées en juin. L'analyse de la figure 12 révèle que le coefficient d'écoulement est excédentaire au cours des années 1967, 1971, 1973, 1976 à 1978, 1980, 1981, 1984 à 1986, 1990 à 1996, 1998, 2000, 2001, 2005, 2007, 2008 et 2011, soit une année pour la première sous-période, 10 pour la deuxième sous-période et 14 pour la dernière sous-période. Ces années sont donc des années humides. C'est au cours de ces années que de fortes crues ont été enregistrées. Afin de mettre en relief l'impact des fluctuations climatiques sur l'écoulement et la recharge, l'étude du bilan hydrologique dans le sous bassin du Mono à Athiémié a été effectuée.

3.1.6. Evolution interannuelle des termes du bilan hydrologique à Athiémié

La figure 13 présente la variabilité interannuelle des termes du bilan hydrologique à Athiémié de 1965 à 2011.

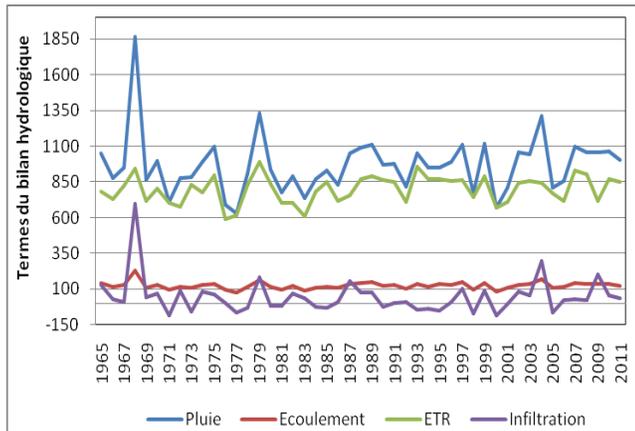


Fig 13 : Variabilité interannuelle des termes du bilan hydrologique à Athiémé de 1965 à 2011

L'analyse de la figure 13 révèle que la lame d'eau précipitée est un paramètre capital de tel sorte qu'il influence les autres termes du bilan hydrologique dans le bassin du Mono à Athiémé. Ainsi pour une pluie de 1855,12 mm, il est enregistré un écoulement de 227,78 mm en 1968 ; en 1986 pour une lame d'eau précipitée de 871,30 mm, l'écoulement enregistré est de 106,58mm. Pour une pluviométrie de 621,34 mm, il est enregistré un écoulement de 75,88 mm en 1977. Ceci confirme que l'écoulement est sensible au forçage pluviométrique. Cette figure laisse donc remarquer que l'ETR évolue presque au rythme de la pluie. D'ailleurs, elle est d'une importance non négligeable et représente 78,97 % de la pluie à Athiémé. Toute eau précipitée se dissiperait donc par évaporation suivant le cycle de l'eau. La lame d'eau écoulee, quant à elle, a tendance à garder une certaine constance durant toute la période et varie très peu tandis que l'infiltration affiche presque la même dynamique que l'évolution de la pluie sur le bassin du Mono à Athiémé. En effet, l'écoulement représente 12,26 % de la pluie, tandis que l'infiltration représente 8,76 % de la pluie. Pour mieux cerner la dépendance qui existe entre les différents paramètres du bilan hydrologique, on a eu à étudier la corrélation qui existe entre eux.

3.1.7. Analyse de la corrélation entre les différents termes du bilan hydrologique

Le tableau I présente les valeurs du coefficient de corrélation entre les termes du bilan hydrologique.

Tableau I : Coefficient de corrélation entre les termes du bilan hydrologique

	Pluie	ETR	Lame écoulee	Infiltration
Pluie	1			
ETR	0,73	1		
Lame écoulee	0,99	0,72	1	
Infiltration	0,85	0,26	0,85	1

L'analyse du tableau I montre qu'il y a une interdépendance aussi bien entre la pluie et l'écoulement, entre la pluie et l'ETR qu'entre la pluie et l'infiltration. En effet, le coefficient de corrélation est de 73 % entre la pluie et l'ETR, 99 % entre la pluie et la lame d'eau écoulee, 85 % entre la pluie et l'infiltration, 72 % entre l'ETR et la lame d'eau écoulee, 26 % entre l'ETR et l'infiltration, et 85 % entre la lame d'eau écoulee et l'infiltration. La corrélation entre la pluie et la lame d'eau écoulee implique que la pluie est un facteur déterminant qui influence l'écoulement. Par ailleurs, l'infiltration dépend de la nature du couvert végétal. Afin de voir l'influence des fluctuations pluviométriques sur les termes du bilan hydrologique, une étude de leur tendance a été réalisée.

3.1.8. Tendance des fluctuations pluviométriques sur les termes du bilan hydrologique

Le tableau II présente les déficits engendrés, sur les trois sous-périodes, par la variation de la pluie au niveau des autres termes du bilan hydrologique.

Tableau II : Déficit des différents termes du bilan hydrologique à Athiémé

	Sous-périodes	Athiémé
Pluie (mm)	1965-1968 (P1)	1238,45
	1969-1986 (P2)	920,16
	Ecart P1-P2	318,29
	Déficit P1-P2 (%)	-25,70
	1987-2011 (P3)	1041,1
	Ecart P2-P3	-120,94
	Déficit P2-P3 (%)	13,14
Ecoulement (mm)	1965-1968 (P1)	153,16
	1969-1986 (P2)	112,67
	EcartP1-P2	40,49
	Déficit P1-P2 (%)	-26,44
	1987-2011 (P3)	118,01
	Ecart P2-P3	-5,35
	Déficit P2-P3 (%)	4,74
ETR (mm)	1965-1968 (P1)	817,46
	1969-1986 (P2)	756,43
	Ecart P1-P2	61,03
	DéficitP1-P2 (%)	-7,46
	1987-2011 (P3)	826,48
	EcartP2-P3	-70,04
	DéficitP2-P3 (%)	9,26
Recharge (mm)	1965-1968 (P1)	267,83
	1969-1986 (P2)	51,06
	EcartP1-P2	216,77
	DéficitP1-P2 (%)	-80,73
	1987-2011 (P3)	96,61
	Ecart P2-P3	-45,55
	Déficit P2-P3 (%)	89,21

L'analyse du tableau II révèle une diminution de 25,70 % en passant de la première sous-période à la deuxième. Par contre, il y a une augmentation de 13,14 % en passant de la deuxième sous-période à la dernière. La première sous-période est donc plus humide que la deuxième qui, à son tour, est moins humide que la dernière. La variabilité pluviométrique enregistrée au cours de ces sous périodes a ainsi des répercussions sur les autres termes du bilan hydrologique dont l'écoulement. En effet, l'écoulement subit une diminution de 26,44 % quand on passe de la sous-période 1965-1968 à la sous-période 1969-1986, et une diminution de 4,74 % lorsqu'on passe de la sous-période 1969-1986 à la sous-période 1987-2011.

Quant à l'ETR, elle a subi une diminution de 7,46 % en passant de la sous-période 1965-1968 à la sous-période 1969-1986, et une augmentation de 9,26 % en passant de la sous-période 1969-1986 à la sous-période 1987-2011. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'augmentation croissante de la température durant les sous-périodes caractérisées par la sécheresse. Cela a été déjà attesté par des études antérieures qui ont eu à relever la persistance de la sécheresse au cours des années 70 et 80, confirmant ainsi les conditions déficitaires sur la zone ouest africaine d'après (Olivry, 1993). Ces modifications climatiques ont ainsi de fortes répercussions sur les ressources en eau. Ce qui a conduit donc à une modélisation hydrologique grâce au modèle GR2M afin de mieux simuler les débits sur le bassin versant du Mono à Athiémé, en vue de faire une bonne gestion intégrée des ressources, surtout à cause du lien observé entre la lame d'eau écoulée et celle précipitée.

3.2. Analyse de l'efficacité du modèle GR2M à simuler les crues dans le bassin du Mono à Athiémé

3.2.1. Présentation des valeurs optimisées en calage et validation

Les tableaux III et IV présentent les valeurs optimisées respectivement en calage et en validation pour un pas de temps de 2 ans sur toute la période d'étude.

Tableau III : Valeurs optimisées en calage pour un pas de temps de 2 ans de 1965 à 2011

Sous-périodes	<i>Nash (ln(Q))</i>			Bilan
	X1	X2	Nash	
65-66	6,5	0,51	83,4	27,2
69-70	6,6	0,48	73	64,4
73-74	6,59	0,36	81,5	68,9
77-78	6,63	0,46	88,6	58,8
81-82	6,78	0,38	82,7	97,1
85-86	6,29	0,51	86,6	75,3
89-90	4,22	0,54	86	125,7
93-94	6,1	0,54	87,8	62,8
97-98	6,26	0,7	85,9	43,2
01-02	5,91	0,66	80,9	184,8
05-06	6,18	0,66	86,6	72,5

Tableau IV : Valeurs obtenues en validation pour un pas de temps de 2 ans de 1965-2011

Sous-périodes	<i>Nash(ln(Q))</i>			Bilan
	X1	X2	Nash	
67-68	6,5	0,51	82,8	150,6
71-72	6,6	0,48	93,7	150,7
75-76	6,59	0,36	73,7	16,5
79-80	6,63	0,46	83,7	29,8
83-84	6,78	0,38	75,9	50,5
87-88	6,29	0,51	87,3	87,9

91-92	4,22	0,54	72,9	445,4
95-96	6,1	0,54	73,2	47,4
99-00	6,26	0,7	79,6	12,2
03-04	5,91	0,66	67,9	531,9
07-08	6,18	0,66	87,3	194

Les valeurs minimales, moyennes et maximales sont donc regroupées dans le tableau IV

Tableau V: Valeurs obtenues en calage et en validation sur la période globale 1965-2011

Valeurs	X1		X2		Nash(ln(Q))	
	Cal.	Val.	Cal.	Val.	Cal.	Val.
Minimales	4,22	4,22	0,36	0,36	73	67,9
Moyennes	6,19	6,19	0,53	0,53	83,91	79,82
Maximales	6,78	6,78	0,7	0,7	88,6	93,7

L'analyse du tableau V révèle que les valeurs du Nash varient de 73 % à 88,6 % en calage, et de 67,9 % à 93,7 % en validation. En moyenne le Nash est de 83,91 % en calage et de 79,82 % en validation. Ces valeurs optimisées du Nash (en calage comme en validation) sur le bassin-versant du Mono à Athiémé illustrent bien l'efficacité du modèle GR2M qui est ainsi performant dans la simulation des écoulements de hautes eaux. On remarque d'ailleurs que les valeurs des Nash sont nettement supérieures à 67 %. L'analyse de la corrélation entre les deux paramètres du modèle GR2M a été faite.

3.2.2. Variation des coefficients de corrélation suivant le modèle GR2M

Le tableau VI présente les valeurs du coefficient de corrélation existant entre les différents paramètres du modèle GR2M.

Tableau VI : Corrélation entre les différents paramètres du GR2M

	X1	X2
X1	1	0,72
X2	0,72	1

L'analyse du tableau VI montre que le coefficient de corrélation entre les paramètres X1 et X2 du modèle est de 72 %. Ce résultat atteste qu'il y a une bonne relation entre les deux paramètres. Il est alors important de tester l'efficacité du modèle GR2M à simuler l'écoulement des crues sur le bassin du Mono à Athiémé, en faisant l'analyse de la simulation des débits moyens relatifs à l'efficacité du modèle à simuler les écoulements des hautes eaux.

3.2.3. Calage et validation du modèle GR2M sur le bassin du Mono à Athiémé

Deux sous-périodes ont été retenues pour présenter les graphes obtenus pour le calage et la validation. Le choix a été fait en tenant compte de la meilleure valeur obtenue pour le Nash en validation. Ainsi donc, les sous-périodes 1977-1978 et 1979-1980 ont été retenues pour la période sèche, tandis que les sous-périodes 2005-2006 et 2007-2008 ont été retenues pour la période humide. La figure 14 présente la dynamique des débits observés et simulés après optimisation sur les sous périodes humides en calage et en validation sur le Mono à Athiémé.

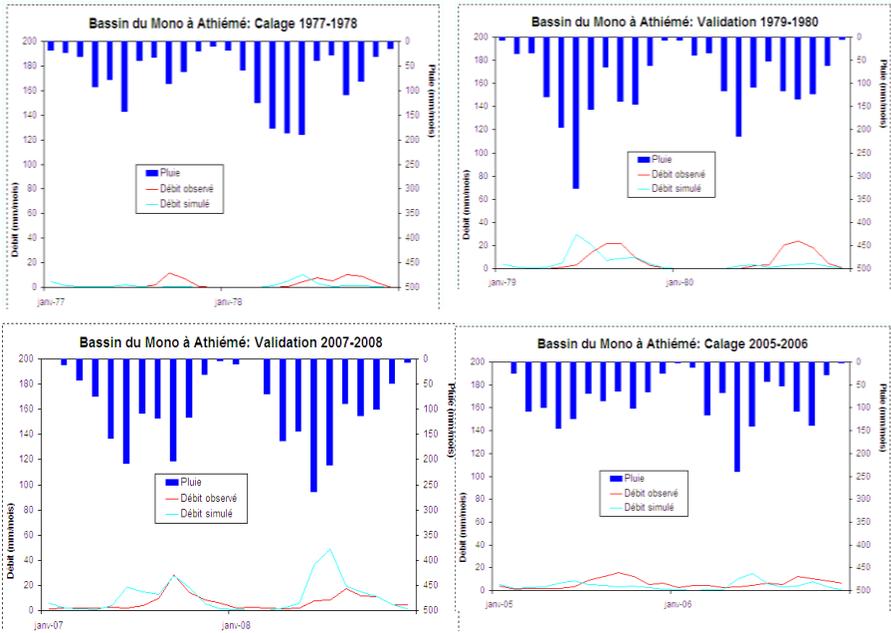
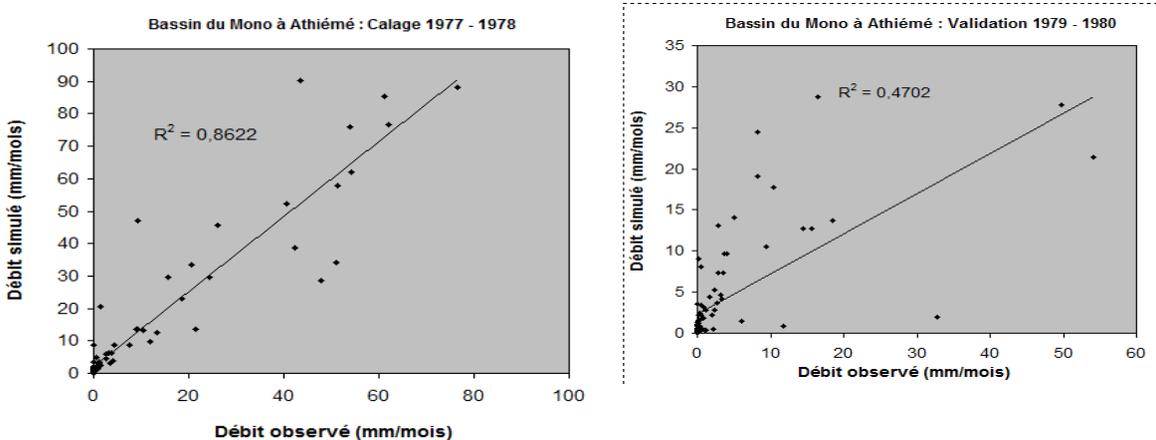


Fig 14: Variabilité des pluies et des débits observés et simulés à Athiémé

L'analyse de la figure 14 montre que les débits observés et ceux simulés ne présentent pas totalement la même allure. Le maximum est obtenu tantôt au niveau des débits observés, tantôt au niveau de ceux simulés. On observe ainsi un décalage entre les maxima des débits simulés et ceux des débits observés. Ceci pourrait être dû au temps de réponse du bassin-versant aux événements pluvieux du Mono à Athiémé. En comparant l'évolution des débits et celle des pluies, on remarque qu'il y a une harmonie, c'est-à-dire que les débits évoluent presque au rythme de la pluviométrie et leur maximum est atteint en saison pluvieuse. Il est à noter également que les différents calages effectués ont été tous validés. La figure 15 présente la corrélation entre les débits observés et simulés.



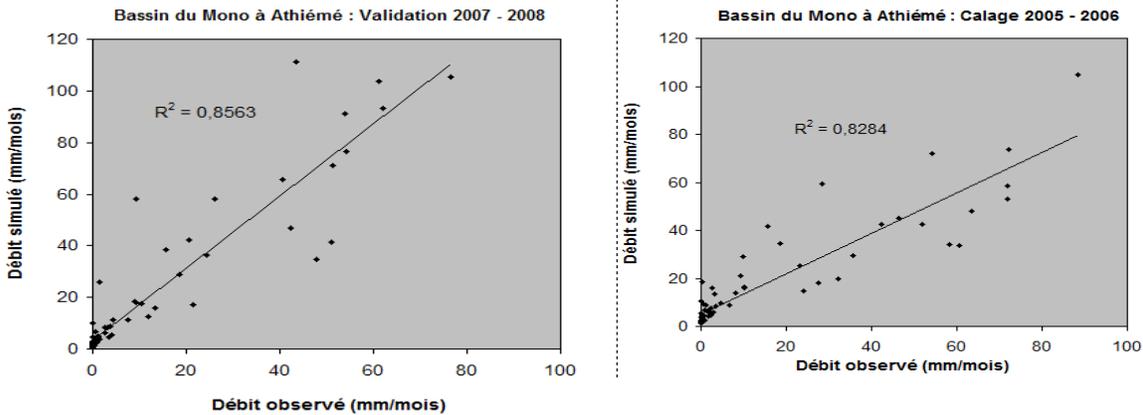


Fig 15: Corrélation des débits observés et simulés en calage et en validation

L'analyse de la figure 15 montre que les coefficients de corrélation entre les débits observés et ceux simulés sont importants. En effet, le coefficient de corrélation est de 0,86 sur la sous-période 1977-1978 et 0,83 sur la sous-période 2005-2006 en calage. En validation, il est de 0,47 sur la sous-période 1979-1980 et 0,86 sur la sous-période 2007-2008. Ces fortes valeurs du coefficient de corrélation confirment la robustesse.

3.3. Discussions des résultats

Les résultats issus de l'application du modèle GR2M sur le bassin ont été très acceptables. En effet, les valeurs du Nash varient de 73 % à 88,6 % en calage, puis de 67,9 % à 93,7 % en validation. Ceci permet de dire que le GR2M est efficace dans la simulation de l'écoulement des hautes eaux. Ce qui confirme les résultats des études antérieures faites par (Le Lay, 2002), (Vissin, 2007), (Kodja, 2011) et (Amoussou, 2010) qui ont eu aussi à tester l'efficacité du modèle GR2M pour la simulation des écoulements sur l'OHHVO, l'analyse du critère de Nash appliqué aux écoulements moyens dans les sous-bassins du Niger au Bénin, sur la prévision des crues sur le bassin du Zou à Atchérigbé, puis l'étude des crues sur le bassin versant du Mono à Athiémé avec le modèle GR2M. Dans le bassin versant du Bandama blanc en Côte d'Ivoire, Koffi (2007) avait aboutir au même résultat de performance du modèle GR2M. En effet, sur ce secteur d'étude, En calage, les Nash obtenus aux stations de Bada, Tortiya et Bou sont supérieurs à 60 %. A la station de Marabadiassa, elle n'est que de 51 % (juste la moyenne). En validation, tous les Nash sont supérieurs à 60 % sauf celui déterminé à la station de Bou qui est de 21 %. Les coefficients de corrélation (R) déterminés sont positifs et proche de 1 à toutes les stations. En validation par exemple, ce coefficient est de 0,81 ; 0,85 ; 0,85 et 0,63 respectivement à Bada, Marabadiassa, Tortiya et à Bou. Ces résultats, selon l'auteur signifient que les relations entre les débits mesurés et les débits calculés par le modèle GR2M sont de type linéaire à toutes les stations hydrométriques d'étude

Conclusion

Le modèle GR2M a été testé pour la simulation des crues sur le bassin du Mono à Athiémé. La variation des valeurs du Nash en calage comme en validation a été donc observée. Le calage et la validation ont été faits sur la période globale, mais en choisissant des sous-périodes de 2 ans chacune. Les valeurs optimisées du Nash (en calage comme en validation) sur le bassin-versant du Mono à Athiémé illustrent bien l'efficacité du modèle GR2M qui est ainsi performant dans la simulation des écoulements de hautes eaux. Aussi, les débits évoluent-ils presque au rythme de la pluviométrie et leur maximum est atteint en saison pluvieuse. De plus, non seulement les facteurs physiques influencent la dynamique de l'écoulement, mais aussi les débits simulés sont plus sensibles aux variations des données de pluie et d'ETP. Le modèle GR2M est donc efficace dans la simulation des crues sur le bassin du Mono à Athiémé.

Références

- [1] T. Darras, Préviation de crues rapides par apprentissage statistique, Hydrologie. Université Montpellier., Français. NNT : 2015MONTSI00. (2015) tel-01816929
- [2] Guha-Sapir, D., Vos, F., Below, R., and Ponserre, S, the numbers and trends. Technical report, Centre for Research on the Epidemiology of Disaster, (2010). 50p.
- [3] H. D. Koumassi, Risques hydroclimatiques et vulnérabilités des écosystèmes dans le bassin versant de la Sota à l'exutoire de Coubéri. Thèse de Géographie de l'Université d'Abomey-Calavi, EDP/UAC, (2014),246p.
- [4] M.G. Montin, Effets des crues sur la production agricole dans l'arrondissement de Ouédème-Adja (commune de Lokossa), mémoire de maîtrise, DGAT/FLASH/UAC, (2012). 86p.
- [5] K. S. Adam et M. Boko,« Le Bénin », édition du flamboyant,Cotonou, (1993), 96p
- [6] B. Volkoffo, Les sols de la zone littorale du Dahomey. Etude préliminaire. Notice explicative de la carte pédologique de reconnaissance au 1/50.000 Ouidah et Porto-Novo, ORSTOM, Cotonou (1965),23 p + 1 carte.
- [7] H.A. Azontondé, Propriétés physiques et hydrauliques des sols du Bénin. Soil Water Balance in the Sudano-Sahelian Zone, IAHS, N° 199, (1998),pp 249-258.
- [8] E.W, VISSIN , Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du fleuve Niger. Mémoire de thèse de doctorat (Université de Bourgogne) (2007), 310p,
- [9] G.MAHE, J-C. OLIVRY, Variation des précipitations et des écoulements en Afrique de l'ouest et centrale de 1951 à 1989. In Sécheresse, Paris, (1995), pp. 109 - 117.
- [10] J. C. OLIVRY., Evolution récente des régimes hydrologiques en Afrique intertropicale. In L'eau, la terre et les hommes, hommage à René Frécaut Ed. Presses Universitaires de Nancy, (1993), pp. 181-190.
- [11] M, Le LAY., Caractérisation hydrologique et simulation numérique des écoulements sur le bassin de la haute vallée de l'Ouémé (Bénin). Rapport de DEA/MMGE, Université Joseph Fourier, (2002), 56p.
- [12] D. J, KODJA, Préviation des crues dans le bassin versant du Zou à Atchérigbé avec le modèle GR2M. Mémoire de maîtrise (FLASH/UAC), (2011), 104p.
- [13] E, AMOUSSOU., 2010, Variabilité pluviométrique et dynamique hydro-sédimentaire du bassin-versant du complexe fluvio-lagunaire Mono-Ahémé-Couffo (Afrique de l'ouest). (2010), (http://armspark.msem.univ-montp2.fr/medfriend/Hammamet2015/3-CoastalEcohydrology/AMOUSSOU_3_article.pdf ; consulté le 27 avril 2016).
- [14] S. MOUELHI, (2003). Vers une chaîne cohérente de modèles pluie-débit conceptuels globaux aux pas de temps pluriannuel, annuel, mensuel et journalier. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, CEMAGREF, France, 263 p.
- [15] S. MOUELHI, C.MICHEL, C.PERRIN, et V.ANDRÉASSIAN, (2006). Linking stream flow to rainfall at the annual time step: the Manabe bucket model revisited. Journal of hydrology, (sous presse).
- [16] Y B KOFFI (2007) : Etude du calage, de la validation et des performances des réseaux de neurones formels à partir des données hydro-climatiques du bassin versant du Bandama blanc en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody Abidjan, 219p

Impact de l'urbanisation non contrôlée sur les débits des crues dans le bassin de l'oued Boudjemaa, Annaba, NE algérien.

Laroussi Beloulou, Hadjer Haiahem, Selma Keziz, Salima Guechi, Saadane Djorfi
Laboratoire Ressources Naturelles et Aménagement, Université Badji Mokhtar, Annaba
E-mail: laroussi.beloulou@univ-annaba.dz

Résumé

Couvrant une superficie révisée de 54 Km² à Boukhadra, le bassin versant de l'oued Boudjemaa se démarque par un terrain plat, en partie marécageux, bordé par une série de collines (Dj. Bougantas au nord-ouest et Dj. Beleilita et Bouhamra au Sud). Ce bassin est situé à l'entrée Ouest de la ville d'Annaba, le long d'un axe autoroutier très dynamique, la RN 44 reliant Constantine à Annaba. Les inondations dans cette zone sont principalement liées aux crues (débordement d'oueds), aux ruissellements urbains et probablement à la remontée de la nappe phréatique suites à des épisodes pluvieux abondants, généralisés, un ruissellement important dû à des versants élevés à pentes fortes et un couvert végétal protecteur de plus en plus dégradé mais aussi aggravées par une extension urbaine non réfléchie. Durant la dernière décennie, le taux d'imperméabilisation des terrains est passé de 14 % en 2008 à 23% en 2018. Cet accroissement s'est traduit par une augmentation des indices de ruissellements et les débits prévus décennaux et centennaux estimés par la méthode du NRCS auraient passé de 27 et 50 m³/s à 32 et 77 m³/s, respectivement. Les inondations meurtrières du 24 et 25 janvier 2019 générées par des pluies exceptionnelles (136 mm en 24h à la station de l'université), sont en partie la conséquence de la hausse du taux d'imperméabilisation des sols.

Mots-clés : , Oued Boudjemaa, Annaba, taux d'imperméabilisation, débit de crue, méthode du NRCS.

Impact of uncontrolled urbanization on flood flows in the Boudjemaa wadi basin, Annaba, NE Algeria

Abstract

Covering a revised area of 54 km² in Boukhadra, the Boudjemaa wadi watershed is characterized by flat, partly marshy land bordered by a series of hills (Dj Bougantas to the north-west and Dj. Beleilita and Dj. Bouhamra to South). This basin is located at the western entrance of the city of Annaba, along a very dynamic highway axis, the RN 44 connecting Constantine to Annaba. In this area flooding is mainly related to watercourse overflows, urban runoff and, probably, water table rise following abundant and widespread rainfall events. It is also affected by an important runoff from high slope hill sides and a weak protective vegetation cover. Furthermore, unplanned and non structured urbanization has serious implications on the flooding processes. During the last decade, the rate of ground waterproofing has increased from 14% in 2008 to 23 in 2018. This increase has resulted in an increase of the runoff indices and the estimated 10-year and 100-year flow rates would have increased from 27 and 50 m³/s to 32 and 77m³/s, respectively. The deadly floods of 24 and 25 January 2019, generated by exceptional heavy rains (136 mm in 24 hours at the Badji Mokhtar University station), are partly the result of the increase in the soils waterproofing rate.

Key words: flood, Boudjemaa wadi, Annaba, waterproofing rate, flood discharge, NRCS method.

1. INTRODUCTION

De nos jours, l'homme continue à conquérir les zones d'expansion des crues en introduisant des aménagements parfois inappropriés et mal réfléchis au fonctionnement naturel de cet écosystème aussi bien vital que dangereux. Ces pratiques, imputées à l'homme d'aujourd'hui ont fait augmenter la vulnérabilité et par conséquent le risque d'inondation dont les dommages ne cessent de s'accroître aussi bien dans les pays développés que dans les pays pauvres. En Algérie, la ville d'Annaba et ses banlieues sont confrontée aux phénomènes de crue et d'inondation qui deviennent plus récurrents ces dernières années. Ce travail a pour objet d'évaluer l'impact des activités humaines, notamment l'accroissement de l'urbanisation sur le comportement des crues dans le bassin de l'oued Boudjemaa, situé à l'entrée Ouest de la ville d'Annaba. Ce dernier constitue une zone d'expansion des crues dont les enjeux sont exposés au risque d'inondation. Il s'agit de mettre à jour les connaissances sur les causes des inondations et l'augmentation du risque dans la plaine de Kherraza et d'apporter de nouveaux éléments servant d'appui aux collectivités locales et territoriales pour accompagner les différents projets d'aménagement dans la ville d'Annaba.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Situation de la zone d'étude

Le bassin versant de l'oued Boudjemaa à Boukhadra, connu sous le nom de Plaine de Kherraza, est situé à l'extrémité Sud du massif de l'Edough et plus précisément à l'entrée Ouest de la ville d'Annaba le long de la RN 44 ; un axe autoroutier très dynamique et aux enjeux très attractifs (Fig. 1). Cette zone de 54 km² se présente sous forme d'une dépression submersible durant la période pluvieuse où d'innombrables ravines évacuent rapidement les eaux des pluies tombées sur les versants à pentes raides vers la plaine qui occupe le centre de ce bassin versant.

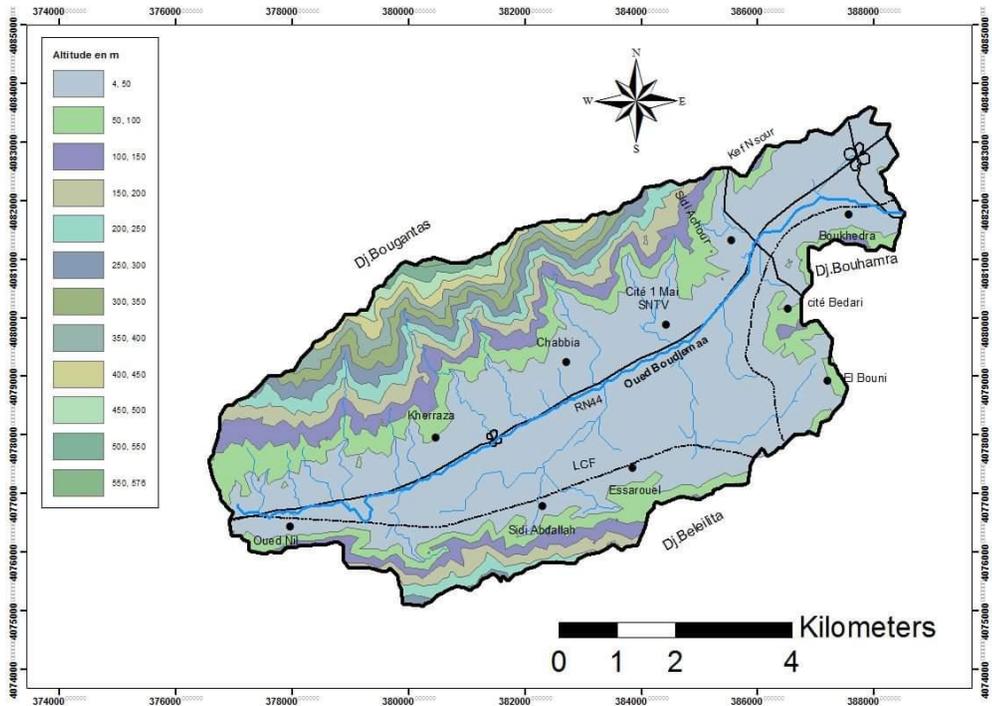


Fig. 1- Bassin de l'oued Boudjemaa. Situation et relief

Au niveau de cette plaine à pente très faible, les eaux pluviales sont drainées vers l'exutoire (canal de ceinture) via un drain principal de 15 km de long, en grande partie artificiellement aménagé, l'oued Boudjemaa. Ce dernier fait partie des sous-bassins du versant Sud de l'Edough dont les eaux de ruissellement se déversent dans le canal de ceinture avant de se jeter dans la méditerranée au niveau de la Cité Seybouse. La combinaison des facteurs géomorphologiques confèrent au bassin de l'oued Boudjemaa un temps de concentration très lent; 8 h selon la formule de Passini.

Le bassin versant de l'oued Boudjemaa est exposé à des crues rapides et dévastatrices, dont les conséquences peuvent être catastrophiques (mise en danger des vies humaines et des infrastructures). L'eau de l'oued, très chargée en matières en suspension, peut monter et déborder en quelques heures, sous l'effet de précipitations torrentielles dépassant parfois plusieurs dizaines de mm en 24 h (cas des inondations de Janvier et Mars 2019).

2.2. Procédure de calcul des crues décennale et centennale

Pour protéger les populations, les stratégies relèvent souvent de la prédétermination des crues rares faisant référence à l'évaluation statistique des débits associés à différentes périodes de retour. Dans cette étude, les modèles *Pluie-Débit* ou modèles $Q(P)$ sont les outils préférés car les données hydrométriques sont inexistantes et seules les données pluviométriques sont accessibles à l'échelle journalière. Il s'agit non seulement de reproduire les débits mais aussi d'évaluer les effets des modifications du bassin sur les hydrogrammes des crues [1]. Ces méthodes de prédétermination utilisent comme entrées (inputs) les caractéristiques hydrauliques du bassin (superficie, pente, occupation du sol et temps de concentration) et les relations *Hauteur ou Intensité-Durée-Fréquence (HDF ou IDF)* de la zone d'étude. Si on admet que les périodes de récurrence de la pluie et du débit sont les mêmes, la relation *Pluie-Débit* peut être exprimée sous une forme générale par le modèle suivant:

$$Q_p(T) = \alpha \times \frac{P(D,T)}{D} \times A \quad (1)$$

dans lequel $Q_p(T)$ est le débit de pointe ou débit maximum de récurrence T (années), $P(D,T)$ est la hauteur de pluie de même fréquence T enregistrée au cours d'une durée D égale au temps de concentration du bassin, A est la superficie du bassin versant et α est un coefficient qui tient compte des unités et des caractéristiques du bassin.

Pratiquement, la procédure de calcul du débit de pointe de récurrence T années consiste à déterminer les caractéristiques du bassin versant (superficie, occupation des sols, pente, type de sol), estimer le temps de concentration du bassin (D), choisir la période de récurrence (T), estimer les indices de ruissellement (tableaux et/ou abaques), calculer l'intensité critique de la pluie au niveau d'une station de référence (relations *HDF* ou *IDF*) et évaluer le débit de projet par une ou plusieurs relations $Q(P)$. Enfin, l'impact des aménagements réalisés au cours de la dernière décennie sur le comportement des crues est apprécié en comparant les indicateurs de ruissellement et les hydrogrammes des crues décennale et centennale (débits de pointes et volumes) dans les conditions de 2008 et 2018.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Estimation des débits décennal et centennal

Une fois la fiabilité des données pluviométriques journalières enregistrées au cours de 32 ans d'observations à la station de Pont Bouchet, située à 5 km à vol d'oiseau du centre du bassin, est vérifiée, les pluies journalières maximales de récurrence 10 et 100 ans ont été estimées par le modèle fréquentiel des valeurs extrêmes généralisées; ce dernier étant étayé par les tests d'adéquation. La lame d'eau précipitée $P(D, T)$ au cours d'une durée D , égale au temps de concentration du bassin, a été ensuite calculée à partir des pluies journalières maximales de même fréquence en usant de la relation établie pour le poste de Pont Bouchet [2] :

$$P(D, T) = P_{\max}(T) \times \left(\frac{D}{24}\right)^{0.3} \quad (2)$$

où $P_{\max}(T)$ est la pluie journalière maximale de récurrence T années (mm) et D est exprimée en heures.

Le débit de pointe est ensuite estimé par la méthode du *Numéro de la Courbe de Ruissellement (NCR)*, ou méthode du NRCS, qui présente un caractère synthétique des facteurs de l'écoulement. Si le temps de concentration du bassin est connu, on calcule, selon le relief, le débit de pointe pour un hydrogramme de forme curviligne (ou triangulaire) dont plus ou moins 3/8 du volume passent pendant la période de montée des eaux. Dans le bassin de l'oued Boudjemaa, en grande partie plat et marécageux, le débit maximum est obtenu par :

$$Q_p(T) = 450 \times A \times \frac{P_n(D,T)}{D} \quad (3)$$

dans laquelle $Q_p(T)$ est exprimé cubic feet per second (cfs), A en miles squared (mi²) et $P_n(D, T)$ est la pluie nette ou fraction de la pluie génératrice du ruissellement en inches (in).

L'estimation de la pluie nette (ou ruissellement direct) constitue l'opération la plus délicate. La procédure permettant d'évaluer cette variable d'entrée consiste à résumer les propriétés hydrodynamiques de la couverture du sol à l'aide de courbes auxquelles sont attribués des numéros selon les sols. On parle de Numéro de la Courbe de Ruissellement ; en anglais Curve Number. Ce paramètre (NCR) est déterminé à partir d'un tableau à triple entrée: le groupe hydrologique classé par ordre de diminution de la perméabilité (A, B, C, ou D) du sol, les modes d'occupation du sol et les conditions d'humidité antérieure du sol : sec, moyen, ou mouillé [3]. Les quantités P_n , P et S étant exprimées en pouces (inches), la pluie nette peut être obtenue à l'aide de l'équation:

$$P_n = \frac{(P-0.2 \times S)^2}{P+0.8 \times S} \quad (4)$$

dans laquelle P est la hauteur totale des pluies tombées sur le bassin pendant un temps D et S représente la rétention potentielle du sol donnée par l'expression :

$$S = \frac{1000}{NCR} - 10 \quad (5)$$

Pour un NCR pondéré égal à 81, les résultats obtenus, dans le système métrique, sont reportés au tableau ci-dessous.

Table 1. Crue maximale fréquentielle dans le bassin de l'oued Boudjemaa en m³/s (Méthode du NRCS et D = 8 heures)

T (ann)	P _{max} (m)	P (D, T) (i)	Nt	S (m)	Pn (D, T) (r)	Qp (m ³ /s)
10	90	65	8	59.	24.9	32.6
100	150	108			59.2	77.4

Ainsi, les débits de pointe de récurrence décennale et centennale sont, respectivement de l'ordre de 33 et 77.5 m³/s.

3.2. Impact

L'augmentation des débits de crues dans ce bassin est fortement liée à l'imperméabilisation des terrains suite aux aménagements successifs qu'a connus cet espace durant la dernière décennie. L'impact de ces aménagements est mis en évidence par les indicateurs calculés pour l'oued Boudjemaa au Pont de la SNTF vers lequel toutes les eaux des bassins de la Plaine Ouest (bassins des oueds Bouhdid, Sidi Harb et Forcha) convergent (Tableau 2).

Table 2. Indicateurs de l'accroissement de la crue centennale dans le bassin versant de l'oued Boudjemaa.

H _d	Q ₁₀₀ (m ³)	Y _n	Y _n - H _d	T _{urb} (N)	Q ₂₀₁₈ /Q ₂	Vol ₂₀₁₈ /Vol ₂
Situation de 2008 [4]						
2.4	240.00	6.4	4.63	13.	1.487	1.465
Situation de 2018						
1.6	357	7.1	5.57	22.	1.487	1.465

Dans ce tableau, H_d et Y_n sont respectivement, les hauteurs de débordement et la profondeur normale d'écoulement. et T_{urb} dénote le taux d'urbanisation. En effet, les résultats du tableau 2 montrent la hausse de 50 % au niveau des débits et des volumes de la crue centennale ; le rapport étant de l'ordre de 1.5.

CONCLUSION

D'une façon générale, les inondations dans la Plaine de Kherraza, de plus en plus fréquentes ces dernières années, sont dues à des causes multiples (hydrométéorologiques, géomorphologiques, hydrauliques) mais aggravées par des actions anthropiques non réfléchies. Etant une zone d'accumulation, le bassin de l'oued Boudjemaa à l'exutoire se comporte comme un champ d'expansion des crues indispensable à la régulation des hautes eaux et qu'il est, encore une fois, recommandé de préserver en évitant d'y réaliser des constructions ou des aménagements incompatibles avec le maintien des capacités de stockage des eaux excédentaires et le libre écoulement des cours d'eau. Ceci dit, il est impératif d'imposer une série d'actions visant à réduire le risque de débordement au niveau de la plaine inondable en s'adhérant à une culture de prévention du risque auprès du citoyen et des collectivités locales et territoriales qui ne peut être concrétisée qu'à travers l'élaboration d'un plan de prévention du risque inondation.

Références

- [1] Bouvier C., Marchandise A., Brunet P., Crespy A., Un modèle pluie-débit distribué parcimonieux pour la prédétermination et la prévision des crues éclair. Application au bassin du Gardon d'Anduze (France), 13th IWRA World Water Congress, Montpellier, Septembre 1-4 (2008) 1-10.
- [2] Beloulou L., Guechi S., Fréquences et cartographie des pluies extrêmes du Nord-est algérien, Edition Universitaire Européennes, 2019, pp 55-152.
- [3] Mishra S.K., Singh V.P., Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology. Water Science and Technology Library, Springer, 2003, 560 p.
- [4] Beloulou L., Vulnérabilité aux inondations en milieu urbain. Cas de la ville d'Annaba (Nord-Est Algérien). Presses Académiques Francophones, 2014, 421 p.

Characterization of ironworks waste, for their industrial application; case of El-Hadjar slag, eastern of Algeria

Mekti Zohir¹; Bounouala Mohamed¹; Boutemedjet Assia¹ ; Berdoudi Said² And Chaib Abdesslam¹

¹Affiliation de l'auteur, Institution, adresse (taille de police 10, Italique, centrer) Telephone, fax et adresse E-mail

¹Mining Resources Valorisation & Environmental Laboratory, Mining Department. Earth Sciences Faculty. Badji Mokhtar University Annaba, Algeria.

²Mining Engineering Laboratory EMP of Algiers, Algeria

Abstract

The building materials industry has grown considerably in Algeria. Current research on materials, including blast furnace slag for the development of new cementitious composites, with the aim of improving the mechanical, physical and durability properties of cementitious materials. The present work focuses on the main characteristics of the Algerian slag and specifically the slag of the El-Hadjar steel plant, located in eastern Algeria.

Slag is a by-product of iron making. It consists of non-ferrous constituents, melters and coke ash and consists mainly of lime (CaO), magnesia (MgO), silica (SiO₂) and alumina (Al₂O₃). The elaboration of the slag can lead, according to the cooling treatment adopted have two mineralogical forms; the vitrified slag (granulated) obtained by quick cooling and the crystallized slag obtained by slow cooling.

One ton of cast iron produced; generated at El-Hadjar on average 380 kg of slag, the capacity of granulated and crystallized slag production by the El-Hadjar blast furnace is of the order of 600.000 tons per year, of which on average 430.000 tons of granulated slag and 170.000 tons of crystallized slag. The granulated slag is destined for cement plants for use as an addition to the clinker after firing, while the crystallized slag will be applied in the construction of roads and pavements as a primary layer.

Key words: Algeria, crystallized slag, granulated slag.

INTRODUCTION

Cement is an industrial material, produced from a mixture of raw materials including limestone, and clay. Several types of cements such as Portland cements, cements of blast furnaces, and others, are obtained by means of a baking process which combines these raw materials at 1450 °C in a rotary kiln. In the case of Hadjar-Soud cement plant, located in the Wilaya of Skikda in the north-east of Algeria; the composition of the raw remains in defining proportions: limestone CaCO₃ (77 to 80 %); clay Al₂O₃ (16 to 18 %); SiO₂ sand (2–4 %); iron ore (1.5 to 3 %).

Cement that is mainly composed of blast furnace slag and Portland cement has been marketed in China for more than 20 years and makes about 40 % of the total production of steel slag; this type of cement has the advantages of higher cost of abrasion resistance, a decrease in the evolution of hydration heat and later development of strength, but the disadvantage is that with the longer setting time the initial resistance is lower, so the CaO content of steel slag can cause volume expansion problems.

In the blast furnace, in addition to the iron ore and the coke, a flux, generally based on lime, is introduced in order to lower the melting point of the gangue and thus allow the ore to be extracted at a temperature of 1400 at 1500 °C. The oxides of the filler not transformed into metal constitute the slag; it is evacuated from a blast furnace in the liquid state to the melting temperature of the matrix separating the melt by difference in density. According to the corresponding cooling process, two types of slag are obtained; the granulated slag (vitrified) during sudden cooling (case studied) and the rock slag (crystallized) resulting from slow cooling.

So, slag is a by-product of the transformation of iron into steel, it has differences in chemical composition depending on raw materials and process. Fifty million tonnes/year of steel slag are produced as industrial waste in the world, at present; cement plants use slag as an addition to gypsum in cement after firing, in order to improve the cement characteristics and to increase the production of cement products.

The main purpose of this work is to quantify the rate of use of blast furnace slag in cement and especially during the preparation of the raw material. To achieve this objective; several tests for characterization and assay were made.

MATERIALS AND METHODS

Preparation of raw material

The representative samples of the tests for the production of slag-based cement clinker are provided by the HadjarSoud Cement plant, (Skikda, Algeria). The chemical composition of the raw materials is presented in Table 1. To realize the essay of preparation of the raw meal, a mixture of four samples (limestone, clay, slag and iron) is carefully weighed with an electronic balance, then pulverized by a disk crusher to (Retesch RS200 type), the disk crusher plays the role of a perfect Homogenizer of four elements, the size grading must be lower than $50\mu\text{m}$ and the rate of humidity does not exceed 5 %.

Afterward, the obtained mixture undergoes an analysis by X-ray fluorescence (XFR) of Bruker AXS S8 LION type. The operation of dosage must be repeated until obtaining values limiting the percentage of certain elements in the raw mixture (CaO , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , and SiO_2). The chemical composition of raw meals, prepared according to the optimal proportions of raw materials, is recapitulated in Tables 2 and 3. To determine the performances of cement, a calculation of modules of raw meals was realised.

Production of clinker

For the production of the clinker with and without slag, two samples of the raw meal were prepared according to the percentage indicated in Table 2, the applied process of baking is the same for the production of both types of clinker, and the time of staying of meal inside the kiln is 60 min.

After drying in an oven at $110\text{ }^\circ\text{C}$, the samples were placed inside the oven at $500\text{ }^\circ\text{C}$ (type carbolite RHF 16/8, temperature max $1600\text{ }^\circ\text{C}$), the temperature was increased to $1000\text{ }^\circ\text{C}$, The samples were stayed for 30 min inside, and finally, the temperature was again increased to $1450\text{ }^\circ\text{C}$, where the samples remain again for another 30min. In order to avoid transforming C_3S to C_2S , the samples are rapidly cooled down at the end of the process.

The clinkers produced were analysed by chemical analysis, X-ray diffraction and optical microscopy. Furthermore, the clinkers obtained were analysed by XFR, XRD and optical microscopy. The results of the analyses are presented in table5. The mineralogical phases of the clinkers and of the slag used are determined by the XRD, type PANalytical (X'Pert PRO) are illustrated in figure 1 and 2. The microscopic observation of polished sections of Clinkers, is realized by means of computer-assisted optical microscope, type LEICA DMLM, the results of observation are shown in the figure 3.

RESULTS AND DISCUSSION

1. Chemical and mineralogical characterization of the slag used

The results of the chemical analysis presented in the table I, show that the slag is constituted from 95 to 98% of a mixture of four oxides: the silica SiO_2 , The lime CaO , The alumina Al_2O_3 and The magnesia MgO ; the complement consists of secondary oxides such as FeO , MnO and sulfur compounds. The mineralogical composition is determined by XRD, the results obtained are illustrated in Fig 1, and they are crystallized constituents, essentially silicates or silico-aluminates of lime. Among others, we also meet oxides, sulphides, and exceptionally nitrides.

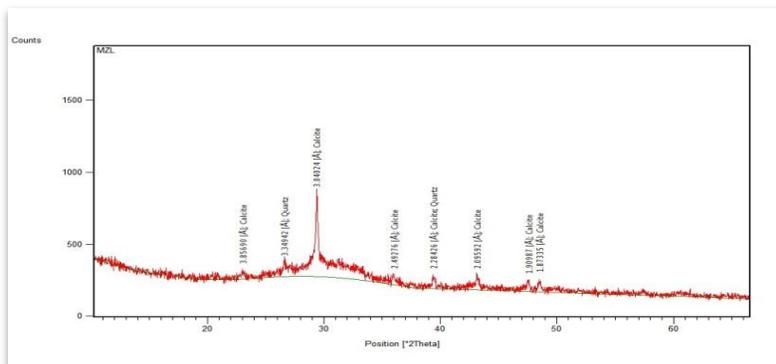


Fig 1. XRD result of Slag used

Table 1- Results of chemical analyses of raw materials

Element	Limestone	Clay	Slag	Iron
CaO	54	5.44	34.04	15.36
Al ₂ O ₃	0.32	17.94	6.61	4.11
Fe ₂ O ₃	0.29	7.57	4.46	40.26
SiO ₂	0.61	53.80	32.89	19
MgO	0.36	2.01	8.08	2.07
Na ₂ O	0.07	0.89	0.42	-
K ₂ O	0.03	1.75	0.67	0.9
Cl-	-	0.013	-	-
SO ₃	-	0.02	0.42	0.4

DETERMINATION OF CEMENT PERFORMANCE

I. Optimization of raw material proportions

The proportions of raw materials for the preparation of ordinary raw meals (sand-based) are well known, while the slag-based meal requires prior optimization. To determine the optimum quantity of raw materials; different dosing tests are performed. The results show that 9% of slag addition in the raw meal can reduce the amount of limestone up to 70%, see table 2. It is evident that the 9% of slag replaced partially the rate of CaO and the SiO₂ is being respectively in the limestone and the sand. The chemical analysis of both raw meals made by XRF, presents a difference in chemical composition, although the contents always stay within the standard proportions, see table 3.

Table 2 - Proportion's Limits of the elements and dosage of the raw material

Designation	Limestone	Clay	Iron-ore	Slag	Sand	Total
raw material values (Slag-based meal)	68-72	18.9-19.4	1.6-2	3.5-9.5	-	Total
raw material values (meal without slag ordinary) (%)	77-83	13-14	1.5-3	-	2-4	
The quantity taken for the test						
Proportion of elements of raw material taken tests (with slag) (%)	70	19.2	1.8	9	-	100
Proportion of elements of raw material taken test (without slag) (%)	81.5	13.5	2	-	3	100

Table 3 - Chemical analysis results obtained for raw material

Element	CaO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	SiO ₂	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	Cl-	SO ₃
material with slag	2.56	4.09	0.48	3.78	1.36	0.14	0.36	0.005	0.13
material without slag	3.97	3.65	0.34	2.39	1.19	0.12	0.32	0.006	0.14

2. Computation and discussion of the obtained modules and indices

Since the time of "Le Chatelier" (1850–1936); almost all researchers who have studied the Portland cement; worked to search the relationship between the four fundamental oxides CaO, SiO₂, Al₂O₃ and Fe₂O₃, which constitute the different cement Portland. The Relationships between these oxides are named modules. In practice, the proportion of the principal constituents of clinker is calculated in the form of rates, modules or chemical indices, results of studies of many scientists about the mechanisms of formation and reactions of Portland clinker.

The values of the modules and indices calculated on the basis of the results of the chemical analyses of raw meal based on slag obtained previously; are presented in Table 4.

Table 4 - Modules and indices obtained for raw cement

Modules and indices	Formals	Values	Limits
ulic module of Michaelis (MF)	$\frac{CaO}{SiO_2 + Al_2O_3 + Fe_2O_3}$	2.09	2-2.1
icque module of Kühl (Ms)	$\frac{SiO_2}{Al_2O_3 + Fe_2O_3}$	2.10	2.2-2.6
tric alumina of Kühl (MAF)	$\frac{Al_2O_3}{Fe_2O_3}$	1.65	1.5-2.5
on factor of Lea et Parker (L)	$\frac{CaO}{2.8 SiO_2 + 1.18 Al_2O_3 + 0.65 Fe_2O_3}$	90	90-100

According to the results, it is obvious that they meet the standards; the slag-based meal is adequately acceptable for the production of cement clinker.

3. Mineralogical and chemical characterization of the two types of clinker

The main minerals composing the clinker are:

- (CaO) 3SiO₂ or C₃S (Tricalcium silicate) or Alite,
- (CaO) 2SiO₂ or C₂S (Dicalcium silicate) or (Belite)
- (CaO) 3Al₂O₃ or C₃A (Tricalcium aluminate)
- (CaO) 4Al₂O₃Fe₂O₃ or C₄AF (Tetracalcium alumino-ferrite)

The contents of these mineral species and the chemical composition of the two types of clinker were defined by the XRF. The results obtained are summarized in Table 5.

Table 5 - Chemical and mineral analyses of Clinker with and without slag

	aO	l ₂ O ₃	e ₂ O ₃	iO ₂	lgO	la ₂ O	l ₂ O	Cl-	O ₃	C ₃ S	C ₂ S	C ₃ A	C ₄ AF
linker without slag	1.98	1.34	3.84	1.36	1.11	0.22	0.56	0.007	0.2	57.61	7.80	10.30	11.69
Clinker with slag	1.16	1.64	3.78	2.08	1.01	0.22	0.43	0.017	0.10	57.30	10.10	8.35	11.5

In both types of clinker, the main phases, C₃S, C₂S, C₃A and C₄AF, were well formed. The clinker with Slag was containing more C₄AF and less C₂S, a difference that was attributed to the partial replacement of Limestone and sand with Slag, which is higher in iron than the other mixture. The distribution in most clinkers, the phases were developed moderately and distributed in an inhomogeneous way. The clinker phases were well developed and the grains of the Alite and de Belite was also observed. Which coincide with results of (P.E. Tsakiridis P.E 2008). The crystals of Belite were uniformly distributed with respect to Alite, indicating that the clinkerization reaction was in the direction of the Alite and that the raw meal mixture was homogeneous. The mineralogical and chemical composition of the clinker is suitable for the preparation of composite cements (CPJ CEM II/A 42.5) which meets the requirements of the Algerian standard NA 442: 2000.

CONCLUSION

The present study is based on the addition of slag issue from the blast furnace as a substitute of sand in the natural raw material of limestone, iron ore and clay. The conclusions we have drawn from these researches are:

- The addition of 9% of slag in the raw material did not affect the chemical or mineralogical composition of the clinker obtained. Otherwise, it has been noticed a reduction in the use of limestone in raw material up to 10%. The chemical composition of the meal is maintained in the standard values, the quality of the meal is checked by the modules and the control indices.
- The crystals of Belite are uniformly distributed with respect to the Alite, which shows that the Clinker reaction was in the direction of the Alite and that the mixture of the raw material has a homogeneous granulometric and chemical composition.
- Laboratory tests on representative samples show that the clinker obtained with the slag, widely meets the Algerian strict standards (NA 442-2000).

Références

- J. G. Peacey, & W. G. Davenport, The iron blast furnace: theory and practice. (2016) Elsevier.
- X. Jiang, S. Su & J. Song, Metal Pollution and Metal Sustainability in China. Metal Sustainability: Global Challenges, Consequences, and Prospects, (2016) 169.
- Annual Mean Global Carbon Dioxide Growth Rates. Dlugokencky and Tans. Published in December 2012. Retrieved on 18 November 2013.
- P.E. Tsakiridis, "Utilization of steel slag for Portland cements clinker production" Journal of Hazardous Materials 152 (2008) 805–811.
- Pré Consultants. GEMIS 4.9, Life cycle assessment software package, Global Emission Model for integrated systems, Version 4.9. (2014); Öko-Institut.
- Cetim, Bilan thermique de l'atelier de cuisson de ligne N°2, 2015 (SCHS).
- T. Staněk & P. Sulovský, Active low-energy belite cement. Cement and Concrete Research, (2015) 68, 203-210.
- J. I. Tobón, J.J. Payá, M.V. Borrachero, & O.J Restrepo, Mineralogical evolution of Portland cement blended with silica nanoparticles and its effect on mechanical strength. Construction and Building Materials, (2012) 36, 736-742.
- D.K Namoulniara, Etude expérimentale de la diffusion du CO₂ et des cinétiques de carbonatation de matériaux cimentaires à faible dosage en clinker (Doctoral dissertation, Université de La Rochelle) (2015).
- M. Idrissi, Etude de l'inclusion du fer dans les ciments sulfo-alumineux et valorisation du caoutchouc dans leurs mortiers (2012).
- Norme algériennes NA 442, « liants hydraulique – définition, classification et spécification des ciments » (2004).
- D. Ussiri & R. Lal, Soil emission of nitrous oxide and its mitigation. Springer Science & Business Media. (2012).
- N.M. Piatak, M.B. Parsons & R.R. Seal, Characteristics and environmental aspects of slag: A review. Applied Geochemistry, 57, (2015) 236-266.

Eude de la qualité des eaux usées traitées de la STEP d'Ain Temouchent- Algerie

Mostafia Boughalem 1, Zakaria Ouzerbane 2, Anișoara Aurelia LENCIU 3, Ilies Tayeb 1, Naimi Reda 1
Hafida Boucherit 4

¹Ctr Univ Ain Temouchent, Laboratory of Applied Hydrology and environment/DGRSDT, BP 284-
46000 Ain Temouchent, Algeria. Tel : +213 774 521 277, email : boughalem_2000@yahoo.fr

²Université Moulay Ismail, BP 11201, Zitoune, Meknes, Maroc. Tel : +212 665 473 528, email :
ouzerbanegeophy@gmail.com

³Faculté d'agriculture, Université du Banat, Roumanie. lenciuani@yahoo.com

⁴Centre universitaire de Naâma, BP 66, Naâma, Algérie Tel : +213 791 887 544, email :
hboucherit@hotmail.fr

Résumé

La ville d'Ain Témouchent dispose d'une station d'épuration (STEP) qui sert à réduire la pollution des eaux usées pour une éventuelle réutilisation en irrigation. En absence d'une station adéquate de traitement des eaux usées, ces dernières seront directement déversées dans les cours d'eau pour rejoindre les milieux récepteurs comme les lacs, les étangs, les ruisseaux, et les rivières. Les effluents rejetés par les systèmes de traitement des eaux usées contiennent des polluants qui sont préoccupants. En effet, même les systèmes de traitement sophistiqués ne sont toujours pas capables de retirer de l'eau tous les polluants et produits chimiques. Dans ce contexte, notre travail vise à étudier la persistance de la flore microbienne des eaux usées épurées de la STEP d'Ain Temouchent afin d'évaluer leur qualité physico-chimique et microbiologique.

L'analyse des propriétés physico-chimiques des eaux usées épurées montre bien l'efficacité des traitements des eaux usées. L'évaluation de la qualité microbiologique, quant à elle, montre une présence de la flore microbienne dans les eaux usées épurées à la sortie de la STEP.

Mots clés : eaux usées épurées, flore microbienne, irrigation, STEP, Ain Temouchent

Study of the Persistence of the Wastewater Microbial Flora of Ain Témouchent WWTP

Abstract

The city of Ain Témouchent has a wastewater treatment plant (WWTP) which serves to reduce wastewater pollution for possible reuse in irrigation. In the absence of an adequate sewage treatment plant, these will be directly dumped, into streams, to reach receiving environments such as lakes, ponds, streams, and rivers. Effluents discharged from wastewater treatment systems contain pollutants that are of concern. Indeed, even sophisticated treatment systems are still not able to remove all pollutants and chemicals from water. In this context, our work aims to study the persistence of the microbial flora of the purified wastewater from Ain Temouchent WWTP to evaluate their physicochemical and microbiological quality. The analysis of the physicochemical properties of treated wastewater shows well the effectiveness of wastewater treatment. The evaluation of the microbiological quality, for its part, shows a presence of the microbial flora in the purified wastewater at the exit of the WWTP.

Key Words: purified wastewater, microbial flora, irrigation, WWTP, Ain Temouchent.GIS.

I.INTRODUCTION

En Algérie, les ressources en eau sont menacées par une pollution causée par les rejets d'eaux urbaines et industrielles dans les milieux récepteurs. Ces effluents représentent un danger pour la santé humaine et la contamination du milieu marin, d'eau douce des rivières, des lacs et une pollution des eaux souterraines (BOUCHARD C., SERODES, 2002). De nombreuses substances contenues dans ces rejets sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogènes, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble (Degrémont, 2005 ; Von Sperling, 2007). La réutilisation des eaux usées est l'une des solutions permettant de lutter contre la dégradation des écosystèmes mais aussi de prémunir la santé humaine. Pour cela, la wilaya d'Ain Temouchent a mis en service une station d'épuration (STEP) en 2013 qui a pour objectif l'épuration des eaux usées à des fins d'irrigation des terres agricoles. Les eaux usées urbaines sont épurées directement dans la station d'épuration avec une série de traitement primaires permettant d'éliminer les déchets, les sables, les graisses et les matières en suspension, puis un traitement biologique pour écarter le reste de la pollution (Payment, 1998). L'objectif de cette étude consiste à évaluer la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la STEP de Ain Temouchent afin de pouvoir valoriser ses eaux épurées en irrigation.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Milieu d'étude

La ville d'Ain Temouchent, située à l'extrémité occidentale de la haute plaine du Sahel oranais, dont le fond en cuvette est occupé par la grande sebkha d'Oran, se trouve à 504 km à l'ouest d'Alger. La STEP d'Ain Temouchent se situe dans le rayon Ain Temouchent, Chaabat El Leham et Sidi Ben Adda (Figure. 1). Elle permet de prendre en charge l'ensemble des effluents d'eaux usées des quartiers et tissus urbains de ces 3 localités, avec une capacité de traitement de 11.000 m³/jour. Cette STEP est équipée par deux filières : une pour les eaux usées et l'autre pour les boues. Elle s'étend sur une surface de 6 hectares et épure actuellement 2/3 des eaux usées de la ville d'Ain Temouchent. Un traitement biologique à boues activées à faible charge (bassin biologique comprenant une zone de contact, un chenal avec insufflation d'air et une zone anaérobie) a été retenu pour traiter la charge carbonnée, azotée et phosphorée. Les boues seront épaissies et déshydratées sur filtre à bande et lit de séchage.

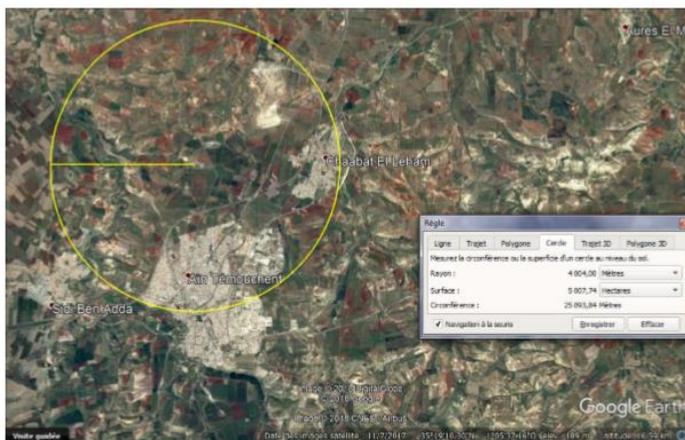


Fig. 1 – Image satellitaire représentant la localisation de la station d'épuration de Ain Temouchent (Google Earth, 2017)

2.2. Technique d'échantillonnage des eaux usées

L'échantillonnage a porté sur une période de 6 mois (mai à octobre) à raison d'une fois par semaine, en moyenne, à l'entrée et à la sortie de la STEP. Tous les prélèvements ont été réalisés par temps sec ou en absence d'événements pluvieux pendant un minimum de 24 heures avant l'échantillonnage. Des prélèvements ponctuels d'eau usée ont été faits manuellement et ont ensuite été transportés rapidement au laboratoire dans des flacons propres en polyéthylène.

2.3. Analyses physicochimiques des eaux usées

Ces analyses ont été effectuées au niveau du laboratoire d'hygiène de la wilaya. Elles consistent à la détermination des paramètres suivants : pH, T, conductivité électrique, salinité, oxygène dissous, Ca^{2+} , Mg^{2+} , azote des nitrates ($N-NO_3^-$), Na^+ , DCO, DBO5, MES. Ces paramètres ont été analysés mensuellement sur une période de 6 mois à l'entrée et à la sortie de la STEP, selon les protocoles préconisés (Rodier, 2005).

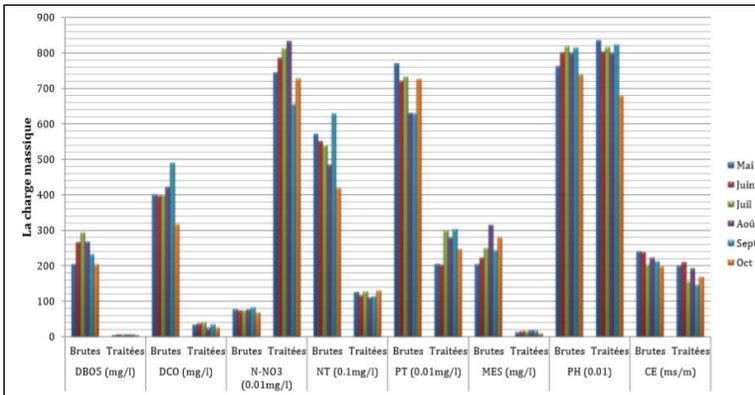
2.4. Analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques visent à la recherche et au dénombrement des germes suivants : coliformes fécaux, salmonelles, vibrions cholériques et nématodes intestinaux à l'entrée et à la sortie de la STEP suivant la méthode liquide (Rodier, 2005).

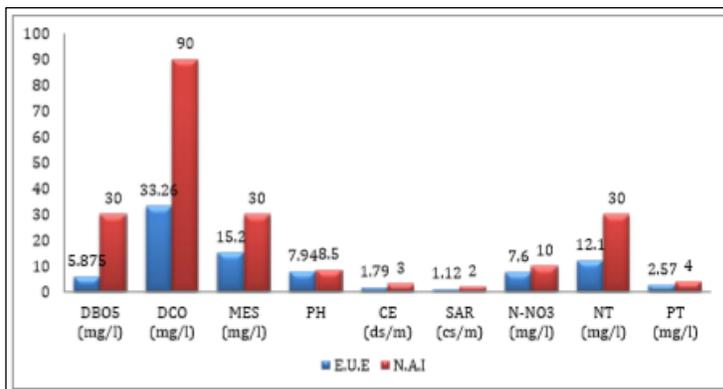
3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Analyses physicochimiques

Le suivi mensuel des paramètres physicochimiques des eaux usées brutes et épurées au niveau de la STEP étudiée est présenté par le graphique 1. Nous constatons que tous les paramètres physico-chimiques analysés répondent aux normes Algériennes des eaux d'irrigation (graphique 2). Ces derniers renseignent sur un bon rendement de la STEP qui est égal à 94.345%. Cette valeur explique que les ouvrages sont bien maintenus et fonctionnent parfaitement.



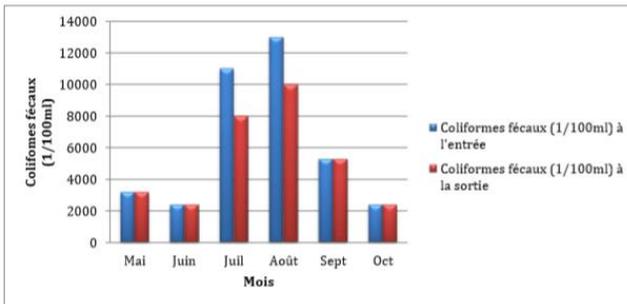
Graphique. 1 – Suivi mensuel des paramètres physicochimiques des eaux usées brutes et épurées au niveau de la STEP



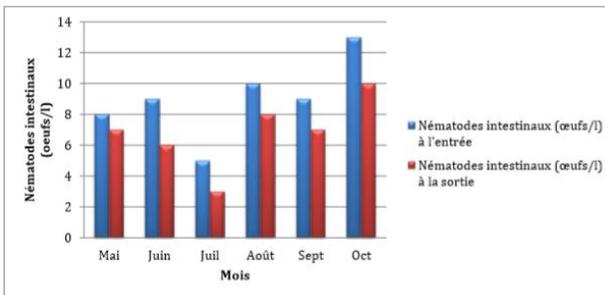
Graphique. 2 – Comparaison des résultats des paramètres physico-chimiques analysés avec les normes algériennes d'irrigation

3.2. Analyses microbiologiques

Les Graphiques 3 et 4 montrent respectivement les résultats de la recherche et le dénombrement des coliformes fécaux et nématodes intestinaux. Les concentrations déterminées varient de 2400 à 10000 germes/100 ml pour les coliformes fécaux et de 3 à 10 germes/100 ml pour les nématodes intestinaux. Ces valeurs dépassent légèrement la concentration limite recommandée par les normes algériennes des eaux d'irrigation (<1000-1000 germes/100 ml pour les coliformes fécaux et <1 pour les nématodes intestinaux). Les coliformes fécaux se trouvent naturellement dans le sol ou la végétation (Edberg et al 2000). Leur présence témoigne habituellement d'une contamination d'origine fécale ou provenant d'eaux enrichies en matière organique (Barthe et al., 1998). Des études antérieures ont abouti à un modèle de risques associés à l'utilisation agricole des eaux usées (CHUVAL et al. (1986), BLUM et FEACHEM (1985), STRAUSS 1985). Ce modèle montre que le nombre d'infections est élevé par les nématodes intestinaux.



Graphique. 3 – Résultats des analyses des coliformes fécaux



Graphique. 4 – Résultats des analyses des Nématodes intestinaux

Par ailleurs, les résultats des analyses de l'eau traitée ont révélé une absence totale des salmonelles et des vibrions cholériques (tableau 1). Ces germes pathogènes, lorsqu'ils sont présents dans l'eau d'irrigation, pourraient constituer un risque sanitaire pour les utilisateurs de cette eau (Cadillon, 1987 ; Cadillon, 1989 ; Talouizte et al, 2007).

Tableau. 1 – Résultats des analyses des salmonelles et Vibrions cholériques

Le paramètre	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct
Salmonelle	Absence					
Vibrions Cholériques	Absence					

CONCLUSION

A la lumière des résultats obtenus au cours des six mois d'expérimentation, les valeurs enregistrées sont en grande partie conformes aux normes internationales d'une eau d'irrigation. Les paramètres physicochimiques des eaux usées traitées par la station d'épuration d'Ain Temouchent respectent les normes algériennes de qualité des eaux destinées à l'irrigation internationales. Par ailleurs, il apparaît que le traitement biologique utilisé dans la STEP n'est pas efficace pour l'abattement de tous les germes pathogènes. En effet, les analyses microbiologiques ont montré la présence de coliformes fécaux et de nématodes dans les eaux épurées. Le nombre de ces germes dépasse légèrement les normes algériennes. Nous justifions la médiocrité du rendement microbiologique par le fait que le bassin de désinfection de la STEP ne fonctionne pas actuellement. Ces résultats permettent d'affirmer que les eaux usées épurées de la STEP d'Ain Temouchent peuvent être valorisées. Leurs caractéristiques physico-chimiques leur acquièrent un potentiel d'utilisation, mais, elles doivent subir un traitement plus poussé et une désinfection incluse.

Références

1. C. Bouchard, J. Serodes, Production d'eau potable, Notes de cours, Université Laval, Laval, (2002) 180-188.
2. Degremont (2005). Mémento technique de l'eau, 10ème édition, Ed. Lavoisier, Paris.
3. M. Von Sperling, (2007). Wastewater characteristics, treatment and disposal, IWA Ed., London.
4. P. Payment, P. Hartemann, Les contaminants de l'eau et leurs effets sur la santé. Revue des Sciences de l'Eau (1998) 11, 199-210.
5. RODIER J. (2005). Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Edition Dunod, Paris, 1384p.
6. Edberg, SC, EW Rice, RJ Karlin et MJ Alln (2000) Escherichia coli : the best biological drinking water indicator for public health protection. Journal of Applied Microbiology, 88 : 1065-1165.
7. Barthe, C., J. Perron et J.M.R. Perron (1998) Guide d'interprétation des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le domaine de l'eau potable. Document de travail (version préliminaire), ministère de l'Environnement du Québec, 155 p. + annexes.
8. CHUVAL M.I., ADIN A., FATAL B, RAWITZ E, YEKUTIEL P., 1986. Waste water irrigation in developing countries : Health effects and technical solutions' World Bank Technical, paper n 51, 21-38.
9. BLUM D., FEACHEM R. G., 1985. Health aspects of night soil and sludge use in agriculture. Part III : an epidemiological perspective. Dubendorf, international reference centre for waste disposal, Report n 05/85.
10. STRAUSS M., 1985. Survival of excreted pathogens in excreta and faecal sludges. IRCWD NEWS, 23, 4-9. Cadillon M., Réutilisation agricole des eaux usées. Compte rendu du séminaire sur les eaux usées et milieux récepteurs, Casablanca, chapitre 3 (1987) 1- 26. 32.
11. Cadillon M. Réutilisation des eaux usées : Contraintes et enjeux. Actes des journées techniques d'assainissement au Maroc, Agadir (1989) 2-26.
12. Talouizte H., Merzouki M., El Ouali Lalami A., Bennani L., Benlemlih M. Evolution de la charge microbienne de la laitue irriguée avec les eaux usées urbaines de la ville de Fès au Maroc, Tribune de l'eau. 642 (2007).

Synthèse des hydrogels de poly(acide méthacrylique-co-acide maléique) pour l'élimination des métaux lourds des eaux usées

Soumia BELKADI¹, Mustapha RECHACHE², Mohamed El amine GUET³

^{1,2}Laboratoire de Chimie Physique Macromoléculaire, Faculté des sciences exactes et appliquées, Université Oran I Ahmed Ben Bella Algérie

³Direction Technique, Activité liquéfaction et séparation, Sonatrach, Oran, Algérie
Sbelkadi3169@hotmail.com

Résumé

Les adsorbants à base de polymères, en particulier les hydrogels, ont trouvé des applications dans de nombreux domaines technologiques tels que la dépollution des eaux usées (élimination des métaux lourds et les composés organiques), la fabrication des médicaments ou dans l'agriculture. Dans ce contexte, nous nous sommes intéressés à la synthèse et la caractérisation de nouveaux polymères multifonctionnels à base d'acide méthacrylique et d'acide maléique pour les utiliser en qualité de matériaux adsorbants. L'influence de certains paramètres tels que le pH, le temps de contact, la concentration initiale de l'ion métallique et la composition du l'adsorbant a été étudiée afin d'identifier l'influence de chaque paramètre indépendamment sur la capacité de sorption des ions métalliques par ces hydrogels utilisés comme agents adsorbants.

Mots clés : hydrogels, polymérisation, acide méthacrylique, acide maléique, adsorption, métaux lourds

Synthesis of poly(methacrylic acid-co-maleic acid) hydrogels for removal of heavy metal from wastewater

Abstract

Polymer adsorbents, in particular hydrogels, have found applications in many technological fields such as the depollution of wastewater (removal of heavy metals and organic compounds), the manufacture of drugs or in agriculture. In this context, we are interested on the synthesis and characterization of new multifunctional polymers based on methacrylic acid and maleic acid for use as adsorbent materials. The extent of adsorption was investigated as function of pH, contact time, initial metal ion concentration and adsorbent composition in order to identify the influence of each parameter independently on the sorption capacity of metal ions by these hydrogels used as adsorbents.

Key Words: hydrogels, polymerization, methacrylic acid, maleic acid, adsorption, heavy metals

I. INTRODUCTION

Les effluents industriels et les polluants résultant de l'utilisation intensive de fertilisants, de pesticides, de produits sanitaires, agricoles, pharmaceutiques ou hydrocarbures constituent les causes majeures de pollution de l'environnement [1,2]. Ces polluants possèdent la capacité de se concentrer le long de la chaîne alimentaire et de s'accumuler dans certains organes du corps humain. Il est donc indispensable d'éliminer ces éléments toxiques présents dans les différents effluents industriels ou de réduire leur quantité en dessous des seuils admissibles définis par les normes [3].

Face à des réglementations de plus en plus restrictives, les industries doivent obligatoirement traiter leurs effluents avant de les réintroduire dans le milieu naturel [4]. De leur côté, les chercheurs scientifiques s'intéressent de plus en plus à l'identification et à l'élimination des éléments polluants impliqués directement dans l'apparition de déséquilibres au niveau des écosystèmes ou à l'origine de troubles graves pouvant conduire à la mort, aussi bien chez les animaux que chez l'homme [5,6].

Diverses techniques ont été utilisées pour le traitement des effluents industriels citant l'adsorption [7], l'osmose inverse [8], la précipitation [9], les échanges d'ions [10], coagulation-floculation [11] etc...

Au cours de la dernière décennie, l'adsorption s'est avérée une méthode efficace et économique pour l'élimination de certains métaux lourds véhiculés par certains effluents industriels en ayant recours à de nouveaux matériaux adsorbants tels que les hydrogels qui possèdent un pouvoir de sorption important vis-à-vis des métaux lourds [12].

Le cuivre a été choisi comme exemple d'étude de métaux lourds à cause de sa grande toxicité et en raison de sa présence sur les listes prioritaires de suivi de la contamination dans les cours d'eau et les eaux marines [13].

L'intérêt suscité par ses agents adsorbants, nous a incités à synthétiser des hydrogels hydrophiles porteurs de groupements fonctionnels. Ces derniers ont la particularité de piéger le métal (polluant) par la formation d'un complexe polymère-ion métallique via des liaisons de coordination.

L'objectif de ce travail est d'étudier la capacité de sorption de certains métaux lourds tel que le cuivre par de nouveaux polymères synthétisés tels que le poly(acide méthacrylique-co-acide maléique) P(AMA-MA) ainsi que l'influence de certains paramètres expérimentaux sur l'adsorption.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Synthèse des hydrogels

La synthèse des hydrogels de P(AMA-MA) a été déjà décrite [14]. Dans cette étude, les hydrogels de P(AMA-MA) ont été examinés en tant qu'agents adsorbants pour l'élimination du cuivre du milieu aqueux. Le taux d'acide maléique incorporé dans les hydrogels a été varié de 0, 1, 3 et 5% en masse respectivement pour PAMA, P(AMA-MA1), P(AMA-MA3) et P(AMA-MA5).

2.2. Procédé d'adsorption

Une solution mère de cuivre à 1000 mg/l a été préparée par utilisation du nitrate de cuivre hydraté ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) dans l'eau distillée. Ensuite une série de solutions ioniques de concentrations bien déterminées ont été préparées par dilution successive de la solution mère. Les essais d'adsorption ont été réalisés en faisant agiter, pendant 24 h, 20 ml de la solution ionique de cuivre avec 20 mg de P(AMA-MA) dans un becher de 50 ml. Les concentrations résiduelles des ions de cuivre ont été déterminées par spectromètre ICP « Thermo Scientific ICAP 6000 series » à une longueur d'onde λ_{max} 224,7 nm.

La capacité d'adsorption, q (mg/g), est définie comme étant la quantité maximale de soluté adsorbée par unité de poids d'adsorbant. Elle dépend des caractéristiques de l'adsorbant. La capacité d'adsorption peut être généralement exprimée par la relation suivante [15] :

$$q = (C_0 - C_e) \cdot V/m \quad (1)$$

Où C_0 est la concentration initiale de l'adsorbant (ions de cuivre) dans la solution (mg/L), C_e la concentration à l'équilibre de l'adsorbant dans la solution (mg/L), V le volume de la solution (L) et m la masse de l'adsorbant (hydrogels) (mg).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Effet du pH sur l'adsorption du cuivre par les hydrogels de P(AMA-MA)

Etant donné la variété des valeurs de pH rencontrées dans les effluents industriels, l'étude de l'influence de ce paramètre sur les capacités d'adsorption est une nécessité [16,17]. L'effet de ce facteur sur l'évolution de la capacité d'adsorption a été analysé sur une gamme de pH allant de 3 à 7. Les résultats illustrés sur la Figure 1 montrent que le taux d'élimination du cuivre augmente avec l'augmentation du pH du milieu pour tous les hydrogels et P(AMA-MA) jusqu'au pH 5,5 ou un maximum de rétention des ions de cuivre a été réalisé. Au-delà de pH 5,5, une diminution de la capacité d'adsorption a été observée car la surface des hydrogels (adsorbants) devient chargée négativement (excès des ions $[OH^-]$) et ceci est dû à la précipitation du $Cu(OH)_2$ dans un milieu basique [18]. A pH acide, l'adsorption est faible. Ceci peut être expliqué par le fait que la concentration des $[H^+]$ est élevée en solution, ce qui induit une compétition en faveur des $[H^+]$ avec les ions $Cu(II)$ pour les sites libres qui existent au niveau de la surface de l'adsorbant chargé négativement. Donc il y'a une répulsion électrostatique entre les cations $Cu(II)$ et la surface qui a acquis une charge positive [19].

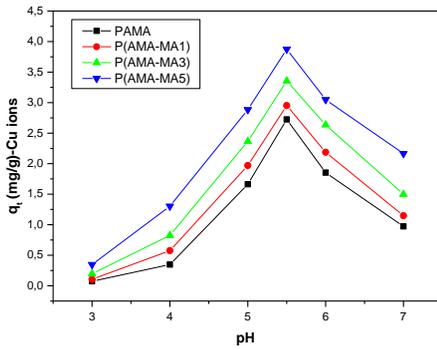


Fig. 1 – Effet du pH sur l'adsorption du cuivre par les hydrogels de P(AMA-MA) ($m= 20mg$, $C_0= 5mg/L$, $120 t/min$, $T=25^\circ C$).

3.2. Effet du temps de contact et la composition des hydrogels

La Figure 3 représente la capacité d'adsorption des ions de cuivre par les hydrogels de P(AMA-MA) en fonction du temps de contact et la composition des hydrogels. On constate depuis la Figure 2 que le P(AMA-MA5) révèle une bonne sorption pour les ions cuivriques que le PAMA, P(AMA-MA1) et le P(AMA-MA3). Cela peut être dû à la présence d'acide maléique, avec deux groupes carboxyliques, qui pouvant améliorer la capacité d'adsorption de P(AMA-MA5). L'adsorption de $Cu(II)$ est due à la présence des charges anioniques sur la surface des hydrogels, la surface de cette dernière est constituée de groupements fonctionnels acides tel que $-COOH$, qui peuvent perdre leurs protons pour fixer les ions métalliques.

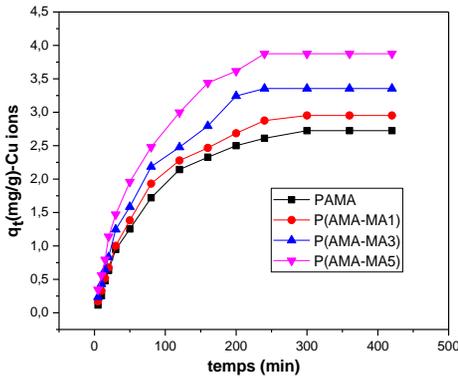


Fig. 2 – Evolution de la quantité du cuivre adsorbée en fonction du temps de contact et la composition des hydrogels de P(AMA-MA) ($m= 20\text{mg}$, $C_0 = 5 \text{ mg/L}$, $\text{pH} = 5,5$, 120 t/min , $T=25 \text{ }^\circ\text{C}$).

3.3. Effect de la concentration initiale des ions de Cu(II) sur l'adsorption

La concentration initiale du polluant peut aussi avoir une influence assez importante sur la capacité de rétention des hydrogels de P(AMA-MA), utilisés comme adsorbants. Les essais ont été réalisés dans des solutions de cuivre dont la concentration varie de 5 à 400 mg/L à pH 5,5 (pH de l'adsorption optimale préalablement déterminé). Les concentrations résiduelles ont été déterminées puis exploitées pour suivre l'évolution de la quantité adsorbée par unité de masse en fonction de la concentration initiale (Figure 3).

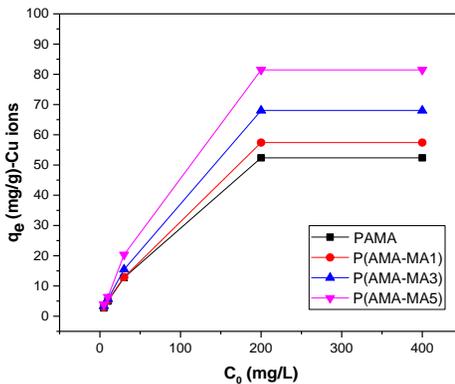


Fig. 3 – Evolution de la quantité du cuivre adsorbée en fonction du temps de contact et la composition des hydrogels P(AMA-MA) ($m= 20\text{mg}$, 120 t/min , $\text{pH} = 5,5$, $T=25^\circ\text{C}$).

Les résultats montrent que la capacité d'adsorption des hydrogels augmente avec l'augmentation de la concentration initiale des ions de cuivre pour atteindre une capacité d'adsorption maximale de 83,8 mg/g. pour l'hydrogel de P(AMA-MA5). Au-delà d'une concentration de 200 mg/L, on observe un palier dû à la saturation des sites actifs des adsorbants (hydrogels) par les ions de cuivre présents dans le milieu.

CONCLUSION ET PERSPECTIVE

Cette étude a mis en évidence l'efficacité des hydrogels de P(AMA-MA) pour éliminer le cuivre en milieu aqueux. L'influence de certains paramètres expérimentaux tels que le temps de contact, le pH, la concentration initiale du cuivre a été examinée.

L'ensemble des résultats obtenus dans ce travail, nous permettent de conclure que les hydrogels préparés constituent des matériaux efficaces en matière de rétention des ions métalliques des milieux aqueux. En d'autre terme, ces supports synthétisés auront l'opportunité d'être utilisés dans le domaine de l'environnement pour la rétention des polluants industriels.

L'étude de désorption des métaux lourds par ses hydrogels sera la prochaine étape de ce travail.

Références

- [1] D. Prabakar, S. Suvetha, V.T. Manimudi, T. Mathimari, G. Kumar, E.R. Rene, A. Pugazhendhi, Pretreatment technologies for industrial effluents: Critical review on bioenergy production and environmental concerns, *J. Environ. Manag.* 218 (2018) 165-180.
- [2] K.L. Salipira, B.B. Mamba, R.W. Krause, T.J. Malefetse, S.H. Durbach, Carbon nanotubes and cyclodextrin polymers for removing organic pollutants from water, *Environ. Chem. Lett.* 5 (2007) 13-17.
- [3] D.K. Mahmoud, M.A.M. Salleh, W.A.W.A. Karim, A. Idris, Z.Z. Abidin, Batch adsorption of basic dye using acid treated kenaf fibre char : equilibrium, kinetic and thermodynamic studies, *Chem. Eng. J.* 181-182 (2012) 449-457.
- [4] A.m. Barakat, New trend in removing heavy metal from industrial wastewater, *Arab. J. Chem.* 4 (2011) 361-377.
- [5] K.M. Antic, M.M. Babic, J.S. Vukovic, A.E. onjia, J.M. Filipovic, S.Lj. Tomic, removal of Pb⁺² from aqueous solution by P(HEA/IA) hydrogels, *Hem. Ind.* 70 (2016) 695-705.
- [6] S. Babel, T.A. Kurniawan, Cr(VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan, *Chemosphere*, 54 (2004) 951-967.
- [7] A.M. Tofighy, T. Mohammadi, Adsorption of divalent heavy metal ions from water using carbon nanotube sheets, *J. Hazard. Mater.* 185 (2011) 140-147.
- [8] Q. Yuan, N. Li, Y. Chi, Effect of large pore size of multifunctional mesoporous microsphere on removal of heavy metal ions, *J. Hazard. Mater.* 254-255 (2013) 157-165.
- [9] C. Irawan, Y.L. Kuo, J. Liu, Treatment of boron-containing optoelectronic wastewater by precipitation process, *Desalination*, 280 (2011) 146-151.
- [10] N.S. Kwak, H.M. Park, T.S. Hwang, Preparation of ion-exchangeable nanobeads using suspension polymerization and their sorption properties for indium in aqueous solution, *Chem. Eng. J.* 191 (2012) 579-587.
- [11] S.S. Moghaddam, M.R. Alavi M, M. Arami, Coagulation/flocculation process for dye removal using sludge from water treatment plant: Optimization through response surface methodology, *J. Hazard. Mater.* 175 (2010) 651-657.
- [12] A.M. Elbarbary, M.M. Ghobashy, Phosphorylation of chitosan/HEMA interpenetrating polymer network prepared by radiation for metal ions removal from aqueous solutions, *Carbohydr. polym.* 162 (2017) 16-27.
- [13] Y. Pang, G. Zeng, L. Tang, Y. Zhang, Y. Liu, X. Lei, PEI-grafted magnetic porous powder for highly effective adsorption of heavy metal ions, *Desalination*, 281 (2011) 278-284.
- [14] S. Belkadi, H. Bendaikha, F. Lebsir, S. Ould-Kada, Synthesis, characterization and swelling study of poly(methacrylic acid-co-maleic acid) hydrogels, *Orient. J. Chem.* 34 (2018) 948-954.
- [15] Q. Yuan, N. Li, W. Geng, W. Yan, Y. Zhao, X. Li, B. Dong, Effect of large pore size of multifunctional mesoporous microsphere on removal of heavy metal ions, *J. Hazard. Mater.* 254-255 (2013) 157-165.
- [16] E. Ramirez, S. G. Burillo, C.B. Diaz, G. Rao, B. Bilyeu, Use of pH-sensitive polymer hydrogels in lead removal from aqueous solution, *J. Hazard. Mater.* 192 (2011) 432-439.
- [17] R. Lavanya, T. Gomathib, K. Vijayalakshmi, M. Saranyab, P.N. Sudhab, S. Anil, Adsorptive removal of copper (II) and lead (II) using chitosan-g-maleicanhydride-g-methacrylic acid copolymer, *Int. J. of Biol. Macromol.* 104 (2017) 1495-1508.
- [18] V.V. Panic, T. Volkov-Husovic, S.J. Velickovic, Poly(methacrylic acid) based hydrogels as sorbents for removal of cationic dye basic yellow 28: Kinetics, equilibrium study and image analysis, *Chem. Eng. J.* 217 (2013) 192-204.
- [19] X. Vecino, R. Devesa-Rey, J.M. Cruz, A.B. Moldes, Study of physical properties of calcium alginate beads containing vineyard pruning waste for dye removal, *Carbohydr. Polym.* 115 (2015) 129-138.

Measurement of the atmospheric emission of granite dust, case of the Kef Bouacida Granit quarry (north-eastern of Algeria)

Boutemedjet Assia¹, Mekti Zohir¹; Bounouala Mohamed¹; Idres Abdelaziz¹

¹Mining Resources Valorisation & Environmental Laboratory, Mining Department. Earth Sciences Faculty. Badji Mokhtar University Annaba, Algeria.

boutemedjetassia@yahoo.fr

Abstract

The present study is conducted on the sampling and analysis of aero-particles generated by the crushing station - screening deposited by gravity around the quarry of Kef Bouacida aggregates, located in Oued El Aneb Annaba north-eastern of Algeria. Measurement and monitoring of dust fallen, taken from the quarry site to quantify and identify the forms and characteristics of the collected particles. These measurements were performed according to the French AFNOR NF X 43-007 standards, on measurement of dry atmospheric deposition by the method of platelet deposition.

In the present work is concerned with the problem of the source of the dust emission of granitic massive rocks (Granodiorite) on the environment and the health of the workers, with the analysis of the initial state of the site, and assessment of environmental sensitivity. The obtained results during the control of dust fallen show that these measures (83.34 g/m²/month) which are much higher than the reference values of 30g/m²/month in the AFNOR NF-X43-007, to the German standard TA-LUFT (10.5 g/m²/month) and the Swiss OPair law (6 g/m²/month). As such the proposal containment methods and measures intended to limit, prevent and even eliminate the consequences of that production on the environment

The effects assessment of the exploitation of granite on the environment, and the description of the difficulties of dust propagation, can be maintained by reduction measures to fight this nuisance. They are likely to pose safety and health problems for staff, accelerate the wear of equipment, and affect the quality of materials, not to mention the inconvenience to residents and farmers. This study is part of the development of environmental protection and conservation of natural resources.

Keyword: Algeria, Dust pollution, Impact, Environment, Kef-Bouacida quarry.

INTRODUCTION

Algeria has significant potential in the mining sector, which plays an important role for its economic development. Achievements in the field of public works shows that the 2005-2009 program required the use of 70.5 million tonnes of aggregates, 28.25 million tonnes of sands, 8 million tonnes of bitumen and 2.5 million tonnes of bitumen tonnes of cement, for the realization of the structuring projects in the field of transport, and in particular the realization of the highway east-west and that of the high plateaux, the extension of the national road network and the realization of new railway lines [1].

The Algerian territory has 1146 mining operations in 48 wilayas, including 906 private companies and 240 public farms. Thus the number of private enterprises has increased due to investment promotion provisions in this area. As a result, with this industrial development, pollution problems are beginning to arise [2] [3].

Granite is a gravelly-textured magmatic plutonic rock, characterized by a mineralogical composition of quartz minerals, micas (biotite or muscovite), potassic feldspars (orthoses) and plagioclases. It is a resistant natural material widely used in the construction, paving, decoration and sculpture [4]. However, the standardization of the construction material requires mechanical preparation by means of primary, secondary and tertiary crushing up to a particle size of less than 30µm containing a significant level of fine particles smaller than 20µm deposited on the equipment used.

According to statistics, the production of dust in a crushing station is estimated at between 7 and 84g/m²/month in a radius of 100 to 200 meters; and its nocivity resides in the particle size class between 0.1 and 10 micrometres retained by the pulmonary apparatus [5]. Dusts larger than 10 micrometres are practically stopped by respiratory a tract, which is detrimental to the health of the quarry workers [5] [6] [7].

However aggregates produced in the Kef-Bouacida quarry, are of the graves siliceous category according to the chemical composition of the rock; generates environmental impacts by dust emissions at all stages of production. In view of the problems that these dusts represent; it has been recommended the installation of platelets (deposit plate described in standard NF X 43-007), the objective is to control the fallout of dust during the period from January 23 to December 27, 2017. These are thin metal plates made of stainless steel, covered with hydrophobic coating and arranged horizontally in the outside air. Their size is 5 cm x 10 cm (50 cm² of exhibition space).

The dust conducts in the air adhere to the surfaces and coats the platelets. After duration of exposure, chosen according to the site dust conditions, the platelets are washed with solvent to recover the coating and the dust.

The dissolved coating is then removed by filtration, the dusts are dried and weighed, and these dusts can then be processed according to the data to be obtained. These platelets are mainly used for the determination of particulate compounds in the quarry environment, to solve this problem and preserve the surrounding environment; the dust samples taken from the site are subject to a physico-chemical characterization to better understand the natural characteristics of the rock and its impact on the

environment. Dust can affect the development of agriculture and cause diseases such as silicosis and pneumoconiosis [8]. It is known that granite has interesting properties, in particular its compressive strength, abrasiveness and high hardness. The objective of this work is to measure the level of dust generated by the production of aggregates within the Kef Bouacida quarry, using the metal platelet method, and then to analyse the obtained results.

MATERIALS AND METHODS

In order to conduct this work and to be able to reach the objectives, we realized a bibliographical synthesis relating to the geology of the Edough massif, a description of the soil from coring, and sampling intact, which in turn is used in the manufacture of thin sections for petrographic, mineralogical identification, and chemical, mechanical and geotechnical tests. Generally, the networks of monitoring of the air quality, measure airborne particles of aerodynamic diameter less than 10 microns (PM10), for health reasons; the fraction of particles smaller than this value can be inhaled. Particles larger than PM10 are collected at the level of the nasopharyngeal segment and then evacuated by blowing or swallowing. The coarse particles pass this first barrier and penetrate to the tracheobronchial segment; this segment is protected by hair cells and calceiform cells producing mucus [3].

RESULTS AND DISCUSSION

The first step of the present study is the petrographic and mineralogical identification from the deep drilling technique, going up to 31.55m of TP-50 type carried out for the prospection of the granite rock deposit, determined a lithological section of the study area characterized by the presence of a gray-colored pure granite, with a degree of alteration varies between II-IV, 0.92-0.94% water absorption, a density of 2.49 - 2.52gr/cm³, a specific weight of 2.57gr/cm³ and finally a simple compressive strength of 113-125MPa.

The macroscopic visual description of the samples and the qualitative definition represent a massive structure, rich in quartz, biotite and feldspar. Microscopic observation of the thin sections shows that the rocks are altered, and present a gray-grained texture with black feldspar crystals and white mica of microlitic texture with a facies corresponding to a massive structure with a prismatic flow. The granites of Kef Bouacida are represented by essential minerals, quartz, plagioclase, orthoses, biotites; Secondary minerals are represented by iron oxide, and chlorite (Fig.1).

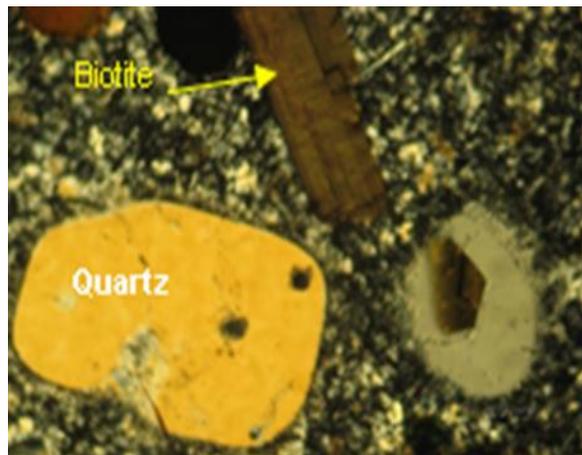


Fig. 1- Microscopic view of thin granite slats.

Table I - Mechanical Characterization of the Rock.

Sample	Rock aspect	Los Angeles Class (16/31.5)	Micro-Deval Humid Class (10/14)	Compressive strength (Mpa)	Specific weight (t/m ³)	Apparent density (t/m ³)
S.01	Gray granite with black feldspar crystals and white mica	21.6	16.2	184.8	2.65	2.52
S.02		21.9	16.8			
S.03		22.5	17.3			
S.04		21.0	16.1	184.2		
S.05		21.2	15.8			
	Standard	(NFP 18-572) LA ≤ 30	(NFP 18-572) MDE ≤ 20			

The analysis by the X-ray fluorescence determines the elemental analysis of a rock sample; results are shown in **Table 2.**

Element	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	K ₂ O	NaO ₂	SO ₃
%	68.00	2.93	16.97	0.49	1.90	3.81	1.79	0.05

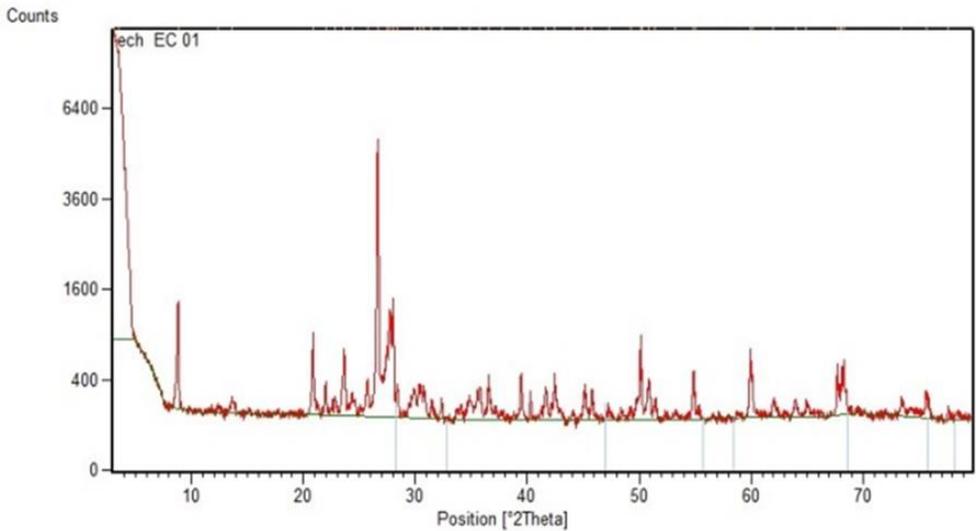


Fig. 2 - XRD analysis of sample.

The analysis with X-ray diffraction shown in Figure 2; determines the crystalline composition shows the presence of all mineralogical phases listed in order of importance; quartz, plagioclase, clay minerals (biotite and muscovite) and amphiboles. Impact of suspends particles. The reduction of fine particle emissions is the greatest environmental challenge that the Algerian mining faces. This study is conducting a dust monitoring campaign in Kef Bouacida's quarry. The study concerns the analysis of aero-particles of samples deposited by gravity around the quarry grouping seven stations. The method of samples collecting is according to the French standard which involves the use of metal deposit plates.

The obtained results in this study are compared with the limit of the low-polluted zone and highly polluted zone classification. According to the AFNOR NF X43-007 standard, the value of the regulatory pollution limit is fixed at 30 g/m²/month, the significant nuisance limit for the German TA-LUFT standard mentions the annual average value of 350 g/m²/day (10.5 g/m²/month), and Swiss law OPair (Ordinance on Air Protection) prescribes an annual average of 200 mg/m²/day (6 g/m²/month). The most sensitive station is that of the jaw crusher treatment until storage and destocking of the finished product, shows a value of 83.34 g/m²/month, (2.74 g/m²/day) while the limit tolerated by the applied standard is 1 g/m²/day.

Fig 3 illustrates the evolution of dust from the seven sampling areas where it is found that zones 5 and 4 record the highest level of dustiness far exceeding the acceptable limit fixed by the AFNOR standards (30g/m²/month), German TA-Luft (10.5g/m²/month) and the Swiss Opair (6g/m²/month). The zone with the lowest level of dust at each sample is Zone 01, which has less than the reference value. This is justified partly by the remoteness of the areas producing the dust (rock treatment) and, on the other part, the blasting work that does not exceed two shots per week. A super elevation little meaningful of the level of dust is noted for zones 2 and 3, which can be explained by the existence of this station at the access level of the trucks to feed the primary crusher. The majority of the collected dust thus comes from open rock crushing of the rock and the receiving hopper of the product for secondary crushing and storage of finished products. Zone 7 located on the commercial site, where the traffic of the expedition trucks is very important dusting the whole area (Figur 4 end 5).



Fig. 3 - Study area (Kef Bouacida quarry).

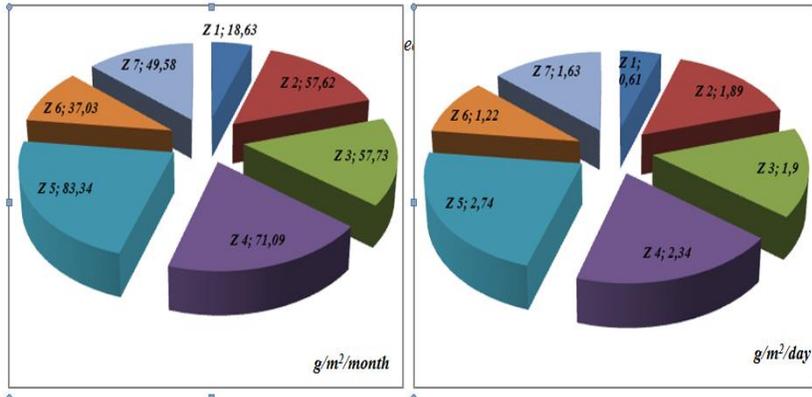


Fig. 4 - Monthly and daily dust distribution.

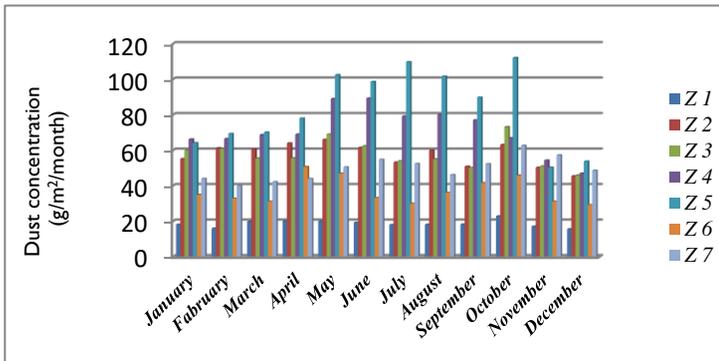


Fig. 5 - Evolution of the dust level of the seven sampling zones.

Analysis of the initial state of the study area.

In application of Decree 2011-2019 of 29 December 2011, reforming impact studies, an analysis of the initial state of the quarry, listed and described environments and elements capable to be affected by the project. The interrelations between these elements and the evaluation of the sensitivity of the environment are presented in Table 3.

Table 3 - Interrelation between elements in the initial state.

Environmental aspects	Evaluation of environmental sensibility				
	Yes	No	Strong	Medium	weak
Soil and subsoil					
Agriculture		X	X		
Vegetation		X	X		
Soil particularly permeable		X		X	
Pollution of soil and subsoil		X			X
Vicinity		X			X

	Water		
Nearby watercourse	X		X
Zone aquaculture or fish culture		X	X
Proximity to a tourist or leisure area		X	X
Groundwater	X		X
Site located in a flood zone		X	X
	Air		
Relief causing poor air circulation		X	X
Heavily polluted area	X		X
Population / sensitive area near		X	X
Climate	X		X
	Noise		
Proximity to a sensitive area (Hospital, school)		X	X
Urban residential area nearby		X	X

We indicate in table 4; measures and provisions to be undertaken by career managers to minimize or offset adverse effects during exploitation.

Table 4 - Attenuation measures and compensation of impacts.

Dust source	Control Measure
Discharge	Dust Collection and Filters, dust with water
	systems protect the fall at the bottom of trucks, covering by portable tankers, stations upstream, limit the action of the wind on them they trap some of the dust carried by the wind.
Installation (band conveyors, crusher feed hopper, and tarpaulins of appliances and belt conveyors,	have to put a hood, airtight as possible, at the level of the falling materials, protection with rubber bands, location of treatment facilities, or building, avoids the dispersion outside
	of storage of fine materials in silos or hoppers

Conclusion.

Aggregate production from granitic massive rock mining can pose chronic risks, applied to a general population that includes for site workers; siliceous respirable dust is the fraction of inhalable dust capable to be deposited in the pulmonary alveoli when the quartz content exceeds 1%, the forms and physicochemical characteristics that make up this type of rock, it is imperative to know to determine the dangerous potential.

As a result, qualitative indications exist for the atmospheric fallout, the limit between zone slightly polluted and zone highly polluted is fixed at 30g/m²/month, in the standard AFNOR NF X43-007. Other recommendations exist in Europe:

- The German standard TA-LUFT mentions the limit value in the ambient air to avoid a significant pollution of 350 mg/m²/day in annual average (10.5 g/m²/month).
- Swiss law OPair (Ordinance on Air Protection) prescribes an annual average of 200mg/m²/day, (6g/m²/month).

It appears through these measurements, that the different sampling areas are characterized by a highly polluted zone, because of the high particulate benefits obtained (average of 83.34 g/m²/month) which is quite higher than the reference value; 30

g/m³/month of the AFNOR NF-X43-007 standard, as well as the indicator values derived from the German TA-LUFT standard (10.5g/m³/month), and the Swiss OPair law (6g/m³/month), which are more restrictive.

The periphery of the extraction zone; sedimentable dust emission controls will be conducted periodically, which involve planning and implementing a series of preventative measures to reduce and limit the environmental impact of the project.

Acknowledgments. This research work was carried out at Annaba University, Algeria, under the sponsorship of the Mineral Processing and Environmental Research Laboratory, whose financial and technical assistance is gratefully acknowledged.

References.

1. Azzeddine, M. L'acceptabilité sociale des projets miniers en Algérie: Cas de Ain Defla et Béjaia. *European Scientific Journal, ESJ*, (2015) 11(3).
2. Benselhoub et autre Carret, J. C., Rajaonson, B., Feno, P. J., & Brand, J. L'environnement à Madagascar: un atout à préserver, des enjeux à maîtriser 2010. Banque Mondiale.
3. Kharytonov 2016
3. Liu W. L., Xia B., Wang C., Song S., Niu Y., & Su L. A combined study of mineral inclusions, U–Pb ages and trace elements was carried out on zircon from migmatites in the Dabie orogen. The results provide insights into multistage anatexis of ultrahigh-pressure metamorphic rocks in the continental collision orogen. Zircon grains in thin sections and mounts record four episodes of magmatic, metamorphic and anatexis events :(1) middle Neoproterozoic U–Pb... *LITHOS* (2015), 212, 247-265.
4. Sid Ahmed H. & Abdelhak M. Contribution à l'étude des ressources minérales dans les monts des Traras (calcaire, sable et argile) état actuel, perspectives et impact sur l'environnement (2014) (Doctoral dissertation).
5. Kharytonov et Benselhoub 2017
5. Morman S. A., & Plumlee G. S. Dust and human health. In *Mineral Dust, 2014* (pp. 385-409). Springer, Dordrecht.
6. Commodo M., Sgro L. A., D'Anna A., & Minutolo P. Size distribution of nanoparticles generated by a heating stove burning wood pellets. *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 2012, 8(8), 21-2
7. Henni-Chebra, K., Bougara, A., & Hallal, A. (2015). Estimation des particules de poussières causées par l'industrie cimentière par les plaques métalliques. *Nature & Technology*, (12), 2.
8. Campos A., Matos M. L., Góis J., Vila, M. C., Dinis M. L., & Baptista J. S. Dispersion of quarry's dust-pilot study, 2014. *Occupational Safety and Hygiene II*, 271.

Etude de l'indice des précipitations antécédentes et son influence sur le ruissellement au nord ouest de l'Algérie

Mehaiguene madjid ¹, Touhari Fadhila ¹, Benmokadem Nasreddine ¹, Tetbirt yasmine ¹, Bentiba hassina ¹ & Messelmi Hayet ²

¹ Université de khemis miliana, Faculté des sciences de la nature et de vie et des sciences de la terre, Département de Biologie, khemis miliana, Algérie. M.mehaiguene@univ-dbk.m.dz

² Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), Khemis Miliana. hydroland_2006@yahoo.fr

Résumé

Les précipitations antérieures sont un facteur mesurable et qui sont essentiellement employés pour approcher l'humidité des sols d'un bassin. Le but principal de cette étude consiste à étudier l'influence de l'indice des précipitations antécédentes (IPA) sur la forme de l'hydrogramme (ruissellement) dans le bassin d'Arib Ebda située au Nord-Ouest de l'Algérie d'une superficie de 269 km² sur un terrain à perméabilité faible 77 %.

Nous avons tracé des hydrogrammes $Q_{max}=f(t)$ et des hyétogrammes $P=f(t)$, calculé la lame ruisselée, les coefficients de ruissellement d'asymétrie et d'aplatissement. Nous avons étudié la relation entre les variables (IPA5jour – pluie – débit max-Lr-Kr) au moyen de l'analyse en composante principale (ACP). Les résultats de cette analyse indiquent qu'il y'a une relation assez bonne entre l'IPA5jour et le débit max (ruissellement), et une forte relation entre le débit max et la pluie, ainsi la pluie et la lame ruisselée (Lr). Enfin nous avons établis un diagramme de pluie totale - lame ruisselée en fonction du coefficient de ruissellement.

Mots clés : precipitation, ruissellement, IPA, hydrogramme de crue, Arib Ebda.

Study of the antecedent precipitation index and its influence on the runoff in the north west of Algeria

Abstract

Precipitation is a measurable factor and is used primarily to approximate soil moisture in a pond. The main goal of this study is to study the influence of the Antecedent Precipitation Index (IPA) on the shape of the hydrograph (runoff) in the Arib Ebda basin located in northwestern Algeria, an area of 269 km² and 77% low permeability.

We have plotted hydrographs $Q_{max} = f(t)$ and hyetograms $P = f(t)$, calculated runoff, asymmetry and flattening runoff coefficients. We studied the relationship between the variables (IPA5day - rain-max flow-Lr-Kr) using principal component analysis (PCA). The results of this analysis indicate that there is a fairly good relationship between the IPA5day and the max flow (runoff), and a strong relationship between the max flow and the rain, so the rain and the run-off (Lr) . Finally we have established a total rainfall diagram - runoff based on the runoff coefficient.

Key Words: precipitation, runoff, API, flood hydrograph, Arib Ebda.

INTRODUCTION

L'étude des facteurs du ruissellement sur bassins versants représentatifs fait en général intervenir trois types de grandeurs à savoir ; Les caractéristiques morphologiques et topographiques du bassin versant , Les caractéristiques des averses et L'état superficial et interne du sol qui intercepte une averse donnée (Chevallier, 1983). Trois facteurs mesurables sont essentiellement employés pour approcher l'humidité des sols d'un bassin ; 1- Le temps de ressuyage entre chaque averse. 2- Le débit de base du bassin est déjà plus proche de la réalité hydrodynamique des sols puisqu'il est la vidange du stock interne , mais il ne coïncide pas toujours avec le bassin versant hydrographique de surface. 3- Les précipitations antérieures font l'objet de ce travail. la définition de l'indice des précipitations antérieures faite par LINSLEY, KOHLER et PAULHUS (1949) et KOHLER et LINSLEY (1951) nous a semblé nécessaire.

Sur le bassin semi aride de l'oued Arib Ebda, comme beaucoup de bassin proche, les montées de crues sont soudaines et brutales pouvant provoquer des dégâts considérables.

Lorsqu'on ne dispose pas de données sur le terrain en eau des sols (ou état d'humidité), pour raison de gestion opérationnelle d'un bassin, ou caractérise la saturation en faisant appel à des paramètres indirects. Soit une donnée du débit de base avant la montée de la crue, qui représente de manière intégrale la succession des pluies antérieures (dont l'infiltration a généré le débit de base) (DUBREUIL, 1974 ; SEGUI 1987 ; Longobardi 2003 ; Mathlouthi & Lebdi 2010 ; Brocca, 2010 ; Trambly. 2012).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le bassin versant de Arib Ebda (011801) couvre une superficie de 269 km². Il s'étend entre la Longitude 2° 03' Est et de Latitude 36° 17' Nord. Ce bassin présente un ensemble montagneux qui forme une unité géographique relativement homogène de l'atlas Tellien septentrional, d'altitude modérée atteignant rarement 1500 m. De part sa position il est soumis à un climat semi-aride tempéré (Mehaiguene 2012). Les crues ont été sélectionnées sur toute la période d'observation 13 années successives et sur toute la saison pluvieuse, en fonction de leurs formes afin de faire la différence entre leurs caractéristiques. Ces données ont été fournies par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H) de Blida et de Khémis Miliana et de l'Office National de la Météorologie (ONM). La disparité des sources pose souvent un problème de la qualité des données.

La Méthodologie de travail est la suivante : tracé des hyétogrammes des pluies $P = f(t)$ et des hydrogrammes des crues sélectionnées $Q = f(t)$;

- L'influence de l'IPA sur le ruissellement s'articule sur le calcul de la lame ruisselée L_r et du coefficient de ruissèlement K_r .
- Analyse des des hydrogrammes crues par le calcul du coefficient d'aplatissement et d'asymétrie ;
- Aspect graphique de l'hydrogramme (analyse descriptive : Application d'Analyse en Composantes Principales ACP) ;
- Etude de la relation IPA-pluie –ruissellement ;
- Essai d'élaboration d'un diagramme pluie totale-lame ruisselée en fonction du coefficient de ruissellement K_r .

RÉSULTATS ET DISCUSSION

La majorité des hydrogrammes (58 parmiés 60 crues sélectionnées) de crues types ont une asymétrie à droite phase de la décrue. 36 hydrogrammes de crues présentent ont une forme aigue et 15 hydrogrammes de crues ont une forme aplatie. L'analyse en composantes principales (% après rotation Varimax) est effectuée sur un ensemble de variables explicatives du comportement hydrologique d'un bassin : l'indice de précipitation antécédente (IPA 5jours) ; la lame ruisselée ; le ruissèlement ; le débit max ; la précipitation.

Table 1 - Matrice de corrélation.

Varial	Il	Qr			
IPA5j	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
P	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Qm	0	0	0,4	0,4	0,4
Lr	0	0	0,4	0,4	0,4
Kr	0	0	0,4	0,4	0,4

Table 2 - Contributions des variables.

Variabl	D	D'
IPA5jou	0,3	78,6
P	23,1	0,8
Qmax	21,5	17,0
Lr	33,4	2,9
Kr	20,1	0,4

Les résultats de l'ACP (table 1) nous a permis de montrer l'influence de l'IPA5jour sur le ruissèlement ; $r=0,40$ (forme de l'hydrogramme de crue). La pluie est corrélée avec le Q_{max} ($r=0,49$) et L_r ($r=0,56$)

Le premier axe D1 représente 49,90% de la variance de l'ensemble de données, qu'il est associé aux L_r , K_r , Q_{max} et P (figure 1). L'axe D2 est formé par l'IPA5jours (table 2) et le pourcentage cumulé de la variance des deux axes retenus D2 représente 73,50%.

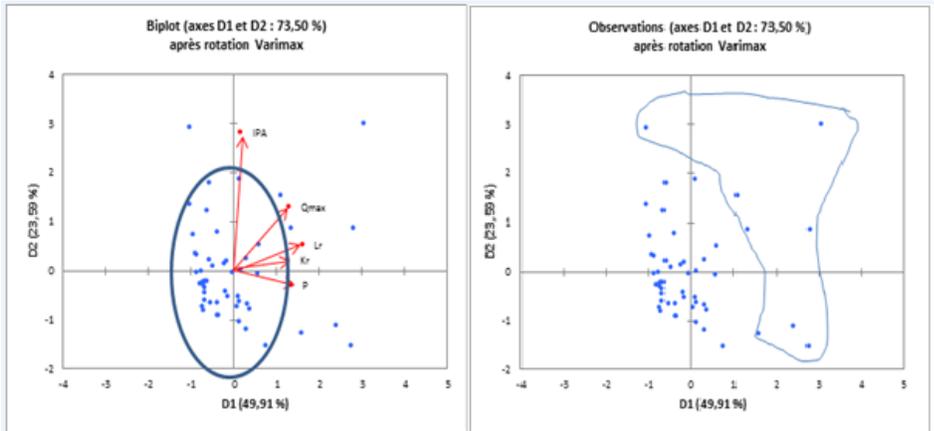


Fig. 1 - projection des individus sur le plan factoriel (D1-D2). (Point rouge : les variables, point bleu : les crues).

L'analyse de chaque crue a été basée sur l'aspect graphique de l'hydrogramme de crue et de l'hétéogrammes de pluie (fig.2). Nous avons quatre cas : IPA fort - précipitation élevée, IPA fort - précipitation faible, IPA faible - précipitation élevée, IPA faible - précipitation faible (figure 2).

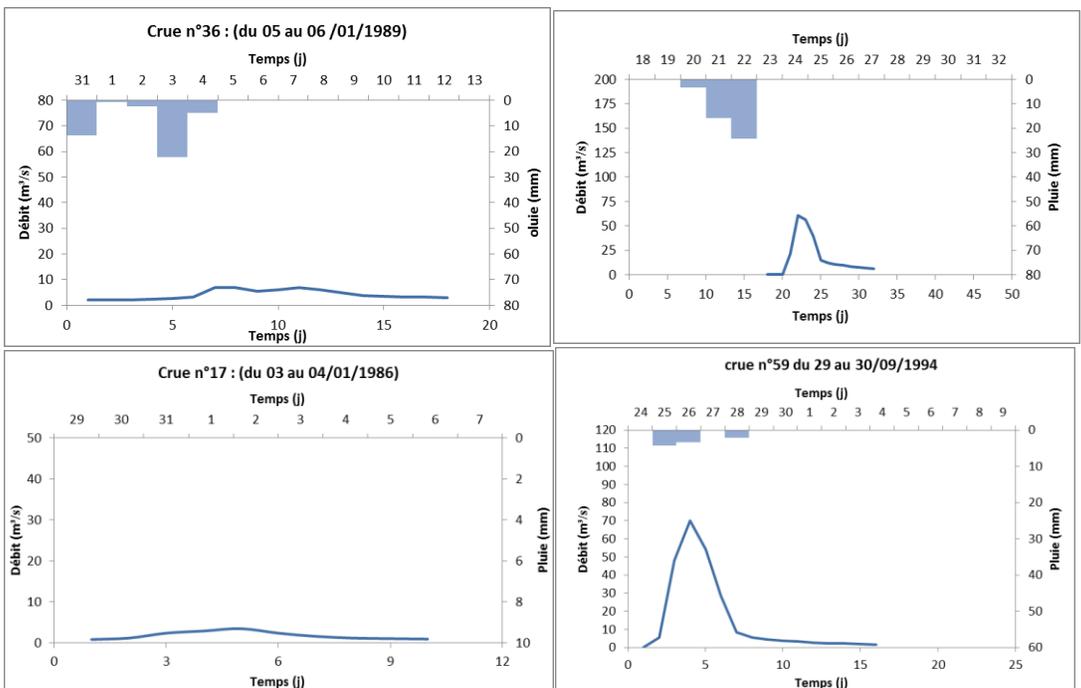


Fig. 2 - Hétéogramme de la pluie et Hydrogramme de la crue.

Alors que, dans l'analyse du deuxième groupe nous a permis de distinguer trois cas: IPA fort - précipitation élevée, IPA fort - précipitation faible et IPA faible - précipitation élevée.

D'après les résultats, il ressort que la lame et le coefficient de ruissellement croissent évidemment avec la hauteur de précipitation (Fig. 3), mais cette croissance est plus ou moins rapide et s'effectue à des niveaux plus ou moins élevés selon divers facteurs dont le plus important est l'état de saturation préalable des sols. Cette dernière est représentée ici par IPAS5jours.

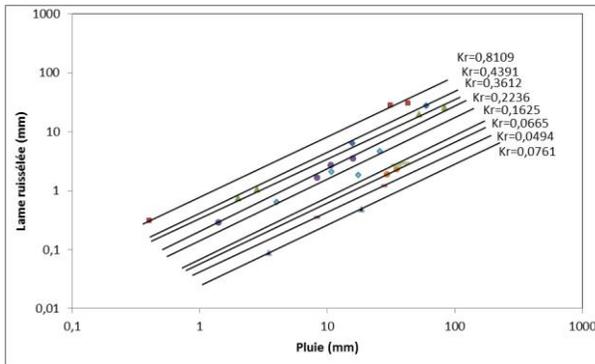


Fig. 3- Diagramme pluie-lame ruisselée en fonction de Kr.

CONCLUSION

L'importance de la pointe de crue (forme de l'hydrogramme) dépend des fortes pluies qui se produisent une fois que la saturation est atteinte. C'est ici l'occurrence d'un épisode pluvieux ou un indice de précipitations antécédentes (IPA) dont la hauteur a été suffisante pour saturer l'ensemble du bassin versant, combinée avec les hauteurs de pluie élevées se produisant une fois l'état de saturation est atteint, qui explique les énormes pointes de crues observées dans ce bassin. D'un autre côté, l'analyse en composante principale (ACP), nous a permis de confirmer l'influence de l'IPAS5jour sur la forme de l'hydrogramme de crue (le ruissèlement), dont les résultats de cette analyse indique l'existence d'une relation entre l'IPAS5jours et le ruissèlement (Q_{max}), ainsi l'existence d'une forte relation entre la pluie et le ruissèlement (Q_{max}) et la lame ruisselée (L_r).

L'analyse nous a permis de distinguer deux groupes homogènes selon leurs caractéristiques (IPAS5jour, la pluie, le débit max, la lame ruisselée et le coefficient de ruissèlement).

Enfin, il ressort de cette étude que le paramètre IPA qui caractérise l'état d'humidité du sol est un facteur important dans l'opération de transformation des quantités des pluies en débits d'écoulement (ruissèlement).

Références

- [1] P, Chevallier. L'indice des précipitations antérieures. Evaluation de l'humectation des sols des bassins versants représentatifs. Cah. ORSTOM, sér. Hydrol., (1983) vol. XX, no 3 et 4, 1983.
- [2] M. Mathlouthi & F. Lebdi. Modélisation de la relation pluie-ruissèlement par durée d'épisode pluvieux dans un bassin du nord de la Tunisie. Laboratoire de Recherche en Sciences et Techniques de l'Eau, Institut National Agronomique de Tunisie. Hydrological Sciences Journal. (2010) 55:7, 1111-1122, DOI: 10.1080/02626667.2010.512471.
- [3] M. A. KOHLER, et R. K. LINSLEY. Predicting the runoff from storm rainfall. Res. (1951). Paper 34, U.S. Weather Bureau, Washington, D.C., 9 p.
- [4] R. K. LINSLEY, M. A. KOHLER et J. L. H. PAULHUS. Applied hydrology. (1949) Mac Graw Hill Book Company, New York, Toronto, London. Chap. 16, pp. 414-418.
- [5] L. SEGUIS. Indice des précipitations antérieures et prédiction des crues au Sahel. Hydrol. continent. (1987) Vol. 2, no 1, 1987:pp 47-55.
- [6] M. Mehaiguen, M. Meddi & A. Longobardi. Low flows quantification and regionalization in North West Algeria. dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.07.014. Journal of Arid Environments 87 (2012) pp. 67-76.
- [7] A. Shakir, N.C. Ghosh & S. Ranvir. Rainfall-runoff simulation using a normalized antecedent precipitation index, Hydrological Sciences Journal, 55:2, (2015) 266-274, DOI: 10.1080/02626660903546175.
- [8] Y. Trambly et al.. Estimation of antecedent wetness conditions for flood modelling in northern Morocco. Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 4375-4386, (2012). Doi:10.5194/hess-16-4375-2012.
- [9] J. Richard Heggen,. Normalized antecedent precipitation index. J. Hydrol. Eng., 2001, 6(5): 377-381.
- [10] A. Longobardi, P. Villani, R.B. Grayson and A.W. Western. On The Relationship Between Runoff Coefficient And Catchment Initial Conditions. (2003). Proc. MODSIM. 6p.

Impact de la pollution agricole sur la qualité des eaux souterraines dans la zone du périmètre irrigué Guelma-Boucheougouf (Nord est Algérien)

Moussa Benhamza¹, Mounira Touati², Marwa Aissaoui³

¹Université Badji Mokhtar Annaba, Département de Géologie - Laboratoire de Géodynamique et Ressources Naturelles (LGRN) - BP12 - 23000 - Annaba, Algérie. Tél : 00213771348601, E-mail : moussa.benhamza@univ-annaba.org

²Université Badji Mokhtar Annaba, Département de Géologie, BP12 - 23000 - Annaba, Algérie. Tél : 0021377134860, E-mail : touati.mounira24@gmail.com

³Université Badji Mokhtar Annaba, Département de Géologie, BP12 - 23000 - Annaba, Algérie. Tél : 00213666890746, E-mail : marwaaisaoui8@gmail.com

Résumé

Le périmètre irrigué Guelma-Boucheougouf s'étendant sur environ 80 Km est situé au Nord-est de l'Algérie. Il a été mis en service en 1996, avec une superficie irrigable de 9250 ha, il s'étale sur les deux rives de l'oued Seybouse et il est subdivisé en cinq secteurs de distribution autonomes.

Afin d'évaluer l'état de la qualité des eaux souterraines, des analyses physico-chimiques et organiques ont été réalisées en Novembre 2017, au niveau de quatorze puits dans la zone du périmètre d'irrigation Guelma-Boucheougouf.

La qualité minérale des eaux souterraines de la région d'étude montre que le Ca^{2+} , les Cl^- et les SO_4^{2-} présentent des valeurs notables à excessives, le Na^+ et le Mg^{2+} présentent aussi des valeurs notables, représentant une minéralisation importante des eaux, en étroite corrélation avec les valeurs des conductivités électriques très élevées.

L' NH_4^+ et les NO_3^- présentent une pollution notable à importante dans toute la zone d'étude.

Les phosphates représentent une pollution importante dans tous les points de la zone d'étude, avec des valeurs excessives dépassant de loin la norme admissible.

Mots clés : Périmètre irrigué Guelma-Boucheougouf, eaux souterraines, Paramètres physico-chimiques Normes, pollution

Impact of agricultural pollution on groundwater quality in the Guelma-Boucheougouf irrigated perimeter area (Northeastern Algeria)

Abstract

The Guelma-Boucheougouf irrigated area is located in the north-east of Algeria, it extends about 80 km. It was commissioned in 1996, with an irrigable area of 9250 ha, it spreads on both banks of the Seybouse Wadi and it is subdivided into five autonomous distribution sectors. In order to assess the state of groundwater quality, physico-chemical and organic analyzes were carried out during the low water period in November 2017, at the level of fourteen wells in the Guelma-Boucheougouf irrigation area.

The mineral quality of groundwater in the study region shows that Ca^{2+} , Cl^- , and SO_4^{2-} have significant to excessive values, Na^+ and Mg^{2+} also have significant values, representing significant water mineralization, closely correlated with the values of very high electrical conductivities.

NO_3^- and NH_4^+ show significant to very significant pollution throughout the study area.

Phosphate represents a significant pollution, with excessive values far exceeding the allowable standard.

Key Words: Guelma-Boucheougouf irrigated perimeter, groundwater, Physico-chemical parameters, Standards, Pollution

I. INTRODUCTION

Le périmètre irrigué Guelma-Boucheougouf est situé dans le Nord-est du pays, il s'étale sur les deux rives de l'oued Seybouse à environ 80 Km, de la confluence de l'oued Bouhamdane et de l'oued Cherf (wilaya de Guelma) qui donnent naissance à l'oued Seybouse, jusqu'au Nord de la commune de Dréan (wilaya d'El Taref). (Fig. 1)

Il est divisé en cinq secteurs de distribution autonomes, caractérisés par un plan d'aménagement et de desserte en eau totalement indépendant l'un de l'autre, ce qui donne un cadre spatial particulier. Il a été mis en service en 1996, avec une superficie totale irrigable de 9250 ha. [1]. Il est alimenté par le barrage de Bouhamdane et l'oued Seybouse qui draine toutes les eaux usées qui augmentent sa charge polluante. La région d'étude connaît une intensification des pratiques agricoles, qui a un effet positif sur les rendements agricoles, mais l'utilisation intensive des pesticides va dégrader la qualité des eaux et des sols. [2], [3] [4]. La présente étude concerne l'évaluation de la qualité physico-chimique et organique des eaux souterraines dans le secteur du périmètre irrigué. Une campagne d'échantillonnage a été entreprise en Novembre 2017 dans les cinq secteurs du périmètre irrigué Guelma-Boucheougouf.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Pour étudier la qualité des eaux souterraines de la région d'étude, quinze (15) points de prélèvements ont été choisis selon une répartition qui couvre toute la zone d'étude. Les modes d'échantillonnage et de prélèvement ont été réalisés selon les recommandations préconisées. Les quinze points de prélèvements (14 puits situés en milieu rural et un point au niveau de l'oued Cherf) ont été choisis de telle manière à couvrir les cinq secteurs du périmètre et en tenant compte qu'ils soient le plus possible proche de l'oued Seybouse. Les points de prélèvements ont été localisés par leurs coordonnées UTM déterminées par GPS. (Fig. 1)

Les analyses ont été effectuées au niveau du laboratoire Horizon, Annaba en novembre 2017. Les paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité électrique, oxygène dissous) ont été mesurés in situ à l'aide d'un multi-paramètre modèle HORIBA. Les analyses chimiques des éléments majeurs (cations et anions) ont été effectuées par Titrimétrie NFT 90-005 alors que les nitrates, les nitrites, l'ammonium, et le phosphate par spectrophotométrie DIN 38405-D9-2. [5]

Les points de prélèvements sont désignés comme suit :

P1, P2 et P3 : Secteur El Fedjoudj, P4, P5, P6, P7 et P8 : Secteur Guelma centre
P9, P10 et P11 : Secteur Boumahra Ahmed, P12, P13 et P14 : Secteur Boucheougouf,
S15: Secteur Cherf (Oued Cherf).

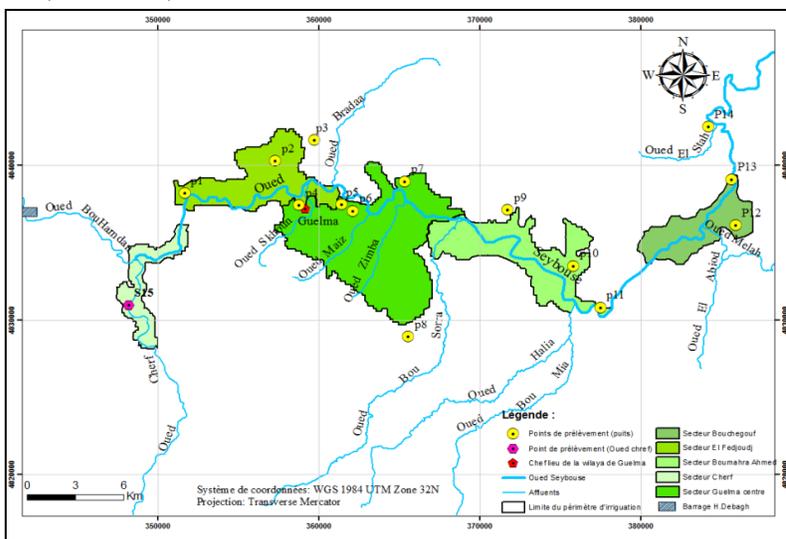


Fig. 1- Carte de situation des points de prélèvements

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Evolution des paramètres de pollution

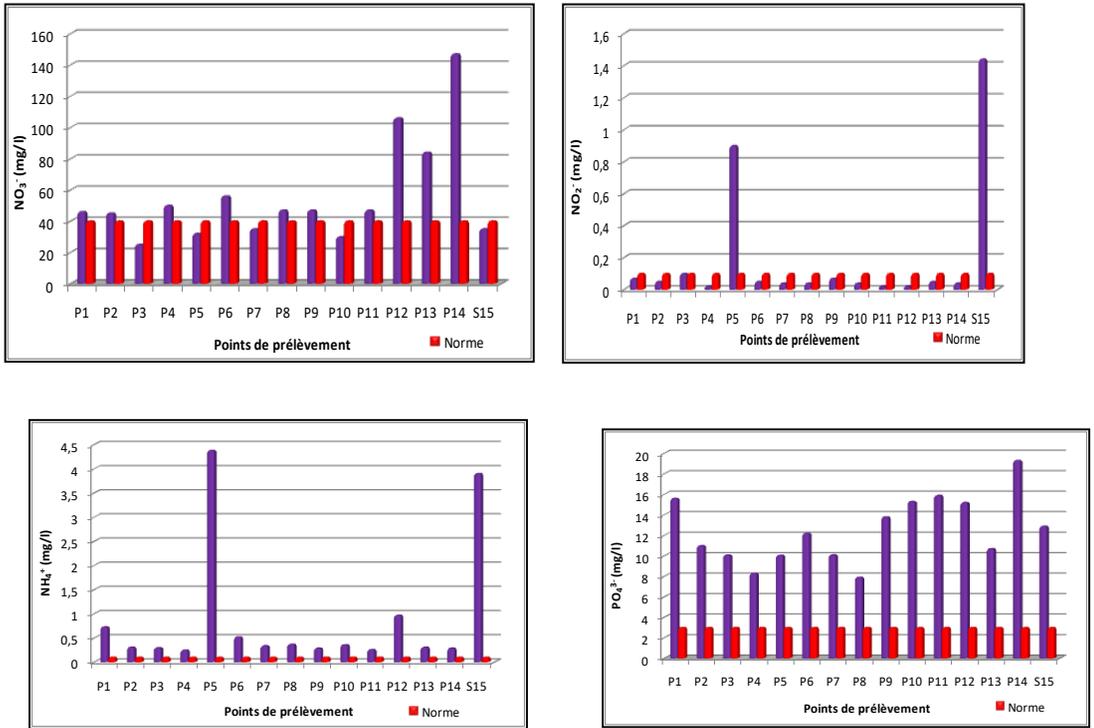


Fig. 2 – Variation des nitrates, nitrites, ammonium et phosphates dans les eaux souterraines

3.2. Classification et interprétation de la qualité des eaux

La qualité générale de l'eau est appréciée selon quatre classes déterminées à partir d'une grille à double entrée (Classe de qualité et paramètres mesurés). [6], [7]

Table I. Grille pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis de l'azote

mes de l'Azote	Situation normale	Pollution modérée	Pollution notable	Pollution importante
NH ₄ ⁺ (mg/l)	≤ 0.01	0.01 - 0.1	0.1 - 3 (P4, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P14)	≥ 3 (P5, S15)
NO ₂ ⁻ (mg/l)	≤ 0.01	0.01 - 0.1 (P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P14)	0.1 - 3 (P5, P3, S15)	≥ 3
NO ₃ ⁻ (mg/l)	≤ 10	10 - 20	20 - 40 (P3, P5, P7, P10 S15)	≥ 40 (P6, P8, P9, P11, P12, P13, P14)

Table 2 - Qualité des eaux vis-à-vis du Phosphore

forme du phosphore	Situation Normale	Pollution modérée	Pollution notable	Pollution importante
PO_4^{3-} (mg/l)	≤ 0.01	<u>0.01 - 0.1</u>	<u>0.1 - 3</u>	≥ 3 P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P13, P14 S15)

Conclusion

Les eaux souterraines dans la zone du périmètre irrigué Guelma Bouchegouf présentent des valeurs excessives en ammonium et en nitrates, représentant ainsi une pollution notable à importante, dépassant les normes tolérées, surtout dans les secteurs de Guelma centre et Bouchegouf.

Concernant les Nitrites, les secteurs Guelma et Bouchegouf, présentent une pollution notable, dépassant la norme tolérée (0.1 mg/l).

Les eaux de la nappe superficielle dans la zone du périmètre irrigué Guelma Bouchegouf se caractérisent par des valeurs excessives en phosphates, qui dépassent les normes tolérées et montrent que les eaux souterraines sont polluées au niveau de tous les secteurs.

Ces indicateurs confirment l'hypothèse d'une pollution essentiellement agricole, surtout par les phosphates, avec une pollution importante.

Vis-à-vis de l'ammonium, 87 % des points de prélèvements présentent une pollution notable et 13 % une pollution importante.

Références

- [1] Kebieche A., 2007. Gestion rationnelle de l'eau d'irrigation au niveau d'un périmètre irrigué, enjeux et perspectives (Cas du périmètre de Guelma-Bouchegouf). Thèse de magister en Sciences agronomiques, Institut national agronomique El-Harrach, Alger.
- [2] Costa J.L., Massone H., Martinez D., Suero E.E., Vidal C.M., Bedmar F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agriculture Water Management*, 57: 33–47.
- [3] Aissaoui M., Benhamza M., 2018. State of organic pollution in waters of the Seybouse Wadi, Region of Guelma (Northeast of Algeria). EMCEI: Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration.
- [4] Aissaoui M., Benhamza M., 2017. Caractéristiques hydro chimiques des eaux de l'oued Seybouse - Cas de la région de Guelma (Nord est Algérien). *Rev. Sci. Technol., Synthèse* 35: 178-186.
- [5] Charlot G. 1978. Dosages Absorptiométriques des éléments minéraux. Masson, Paris New York Barcelone Milan. 443p [8]
- [6] Debeiche T.H. (2002). Evolution of Water Quality (Salinity, Nitrogen and Heavy Metals) as a Result of Salt Pollution, Agricultural and Industrial. Application to the Low Plain of Seybouse. [Ph.D. Thesis.] Besancon, University of Franche-Comté. (in French)
- [7] Touati M. 2019. Impact de l'irrigation sur la qualité des eaux souterraines – Cas du perimetre irrigué Guelma-Bouchegouf. Thèse de doctorat, University Badji-Mokhtar Annaba, Algérie.

Coefficient de résistance de Chézy dans le canal triangulaire

Imed Loukam¹, Bachir Achour² Messaoud Djeddou²

¹ Department de Génie civil, Faculté de Sciences et Technologies, Laboratoire INFRARES, Université de Mohamed Chérif Messaadia, Souk Ahras, 41000, Algérie, i_loukam@hotmail.com

²Laboratoire LARHYSS, Université de Biskra, 07000, Algérie

Résumé

Dans des écoulements uniformes, le coefficient de résistance de Chézy n'est pas souvent choisi avec soin par les spécialistes et les ingénieurs et ce pour le dimensionnement des canaux et des conduites de différents projets et études. Cela peut présenter un inconvénient qui affecte la nature de l'écoulement à surface libre. Une évaluation correcte de ce coefficient pour la structure appropriée offre un confort d'écoulement significatif. Sur la base de la relation de Achour et Bedjaoui donnant le débit de l'écoulement, nous allons exprimer explicitement le coefficient de résistance de Chézy pour un canal triangulaire, à l'instar d'autres formes et profils géométriques. Cette expression a le caractère de validité générale. Il apparaît qu'en terme adimensionnel, le coefficient de résistance dépend clairement de deux paramètres, la rugosité relative et le nombre de Reynolds. En conséquence, l'étude de la variation du coefficient de Chézy en fonction de ces paramètres permet de tracer en régime turbulent, la courbe limite séparant la zone de l'écoulement transitoire de la zone de l'écoulement rugueux.

Mots clés : Coefficient de résistance de Chézy, Canal triangulaire , Courbe limite, Ecoulement transitoire, Ecoulement rugueux

Chezy's resistance coefficient in a triangular channel

Abstract

In uniform flows, the Chezy's resistance coefficient is not frequently chosen carefully for the sizing of the channels and conduits by specialists in the various studies. It can present an inconvenience affecting the nature of the flow in open channels. Proper evaluation of this coefficient for the appropriate structure provides significant flow comfort. Based on the relation Achour and Bedjaoui expressing the volume flow rate, we will explicitly express the Chezy's resistance coefficient for a triangular channel like other geometric shapes and profiles. This relation has the character of general validity. It appears that in the dimensionless term, the resistance coefficient to the flow depends clearly on two parameters, the relative roughness, and the Reynolds number. Consequently, the study of variation of Chezy's coefficient as a function of these parameters makes it possible to plot in a turbulent regime, the limit curve separating the transitional flow from the rough flow.

Key Words: Chezy's resistance coefficient, Triangular channel, Limit curve, Transitional flow, Rough flow

INTRODUCTION

Several researchers were concerned by the determination of the coefficient of resistance in pipes and channels. It began from the first appearance of the Chezy formula, which governs the velocity of uniform flow in the different channels and conduits.

Researchers and authors have devoted many works to the resistance coefficient C known in the name of the author Chezy. In the beginning and by simplification, the results of the researches limited this coefficient to constant values such as Tadini [1]. Afterward, other authors expressed in explicit relations, the coefficient of Chezy as a function of the hydraulic radius and the conduit walls roughness like Ganguillet and Kutter [2], Bazin [3] and in particular Manning [4] who granted the following relation, which is considered among the most frequently used relations since its appearance until nowadays.

$$C = \frac{1}{n} R_h^{1/6} \quad (1)$$

R_h , hydraulic radius; n , resistance coefficient of Manning.

Gradually, Chezy's resistance coefficient expressions took on a new dimension by introducing the Reynolds number parameter. It is very striking in the implicit expressions of Thijsse [1], Powell [5], Swamee and Rathie [6]. The latter authors have been able to propose the following general formula for turbulent flow, valid for all forms of pipe and similar to that given by Colebrook for the pipes in charge, from where.

$$C = -2.457 \sqrt{g} \ln \left[\frac{\varepsilon}{12 R_h} + \frac{0.221 \nu}{R_h \sqrt{g i R_h}} \right] \quad (2)$$

g , acceleration of gravity ; ε , walls absolute roughness of the pipe or channel;

ν , kinematic viscosity ; i , the longitudinal slope of the pipe or channel.

Subsequently, other works were thus made for the expression of the Chezy's resistance coefficient such as those of Ead et al. [7], Giustolisi [8], Marone [9], Naot et al. [10], Perry et al. [11], Pyle and Novak [12], Streeter [13]. These works have the disadvantage of not being valid for all pipes and channels, especially artificial conduits.

The purpose of this paper is to determine the Chezy resistance coefficient in a uniform flow, in particular in a triangular open channel. This type of canal is much more used in the collection of rainwater from cities as well as the routing of water for irrigation.

First, we can explicitly establish the general relationship of the resistance coefficient after having exposed the usual relationship of Chezy as well as that of Achour and Bedjaoui [14] expressing the discharge in turbulent flow and is valid in all geometric profiles [15,16,17,18,19,20,21].

In a second stage, curves presenting the variation of the Chezy coefficient will be elaborated as a function of the relative roughness and the Reynolds number. These curves will be studied and commented from where we can establish in a turbulent flow a curve limiting the transition zone to the rough zone.

METHODS

The uniform flow of open channels is usually governed by standard formulas such as that of Chezy, which express discharge Q :

$$Q = C A \sqrt{R_h i} \quad (3)$$

C : Resistance coefficient of Chezy;

A , the wetted cross-sectional area;

R_h , the hydraulic radius;

i , the longitudinal slope of the channel.

Again, another relationship expresses the flow discharge already established in 2006 by Achour and Bedjaoui [14] for all the geometrical shapes of the channels, applied in all turbulent flow regimes namely smooth, rough and transitional such as:

$$Q = -4 \sqrt{2g} A \sqrt{R_h i} \log \left[\frac{\varepsilon}{14.8 R_h} + \frac{10.04}{Re} \right] \quad (4)$$

While ε , is the internal wall absolute roughness of the channel and Re is the Reynolds number given by:

$$Re = 32 \sqrt{2} \frac{\sqrt{g i R_h^3}}{\nu} \quad (5)$$

ν , Kinematic viscosity;

Comparing the two previously exposed relationships (3) and (4), the expression of the coefficient C of Chezy can be deduced, such as:

$$C = -4 \sqrt{2g} \log \left[\frac{\varepsilon}{14.8 R_h} + \frac{10.04}{Re} \right] \quad (6)$$

In dimensionless term:

$$\frac{c}{\sqrt{g}} = -4\sqrt{2} \log \left[\frac{\varepsilon}{14,8R_h} + \frac{10,04}{Re} \right] \quad (7)$$

The relation (6) shows that the Chezy coefficient C is a function of the Reynolds number, the absolute roughness ε , and the hydraulic radius R_h . The dependence of C on R_h which means that C varies according to the normal depth y_n of the liquid in the triangular channel (Fig. 1). This dependence appears clear through the following expression (8) of the channel hydraulic radius R_h [22,23,24,25]:

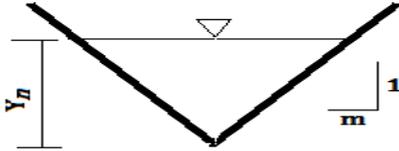


Fig. 1 - Triangular channel profile.

$$R_h = \frac{y_n m}{2\sqrt{1+m^2}} \quad (8)$$

m , the side slope

We consider that ε^* is relative roughness, where $\varepsilon^* = \varepsilon/R_h$, the relationship (7) becomes:

$$\frac{c}{\sqrt{g}} = -4\sqrt{2} \log \left[\frac{\varepsilon^*}{14,8} + \frac{10,04}{Re} \right] \quad (9)$$

Through the expression (9), we can notice that Chezy's resistance coefficient depends explicitly on relative roughness and Reynolds number.

The study of Chey's resistance coefficient, based on the relationship (9), can reveal many details through the establishment of curves showing the variation of this coefficient as a function of relative roughness and Reynolds number.

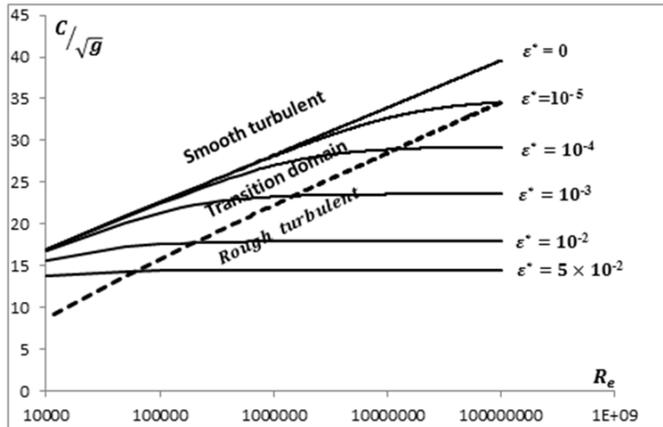


Fig. 2 - Variation of c/\sqrt{g} as a function of the Reynolds number Re according to the equations (7) for fixed values of the relative roughness ε^* , (---) Limit curve separating the transition zone to the rough zone.

The curves represent, in a turbulent flow, for a range of values of the relative roughness, the variation of the Chezy's resistance coefficient in the ordinate axis as a function of the Reynolds number in logarithmic abscissa axis (Fig.2).

RESULTS AND DISCUSSION

For the smooth flow corresponding to $\varepsilon^* \rightarrow 0$. The expression (9) is written:

$$\frac{c}{\sqrt{g}} = -4\sqrt{2} \log \left[\frac{10,04}{Re} \right] \quad (10)$$

However, for the rough turbulent corresponding to $Re \rightarrow \infty$ where $\nu \rightarrow 0$ concerning the expression (5). For this purpose, the relation (9) becomes:

$$\frac{c}{\sqrt{g}} = -4\sqrt{2} \log \left[\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right] \quad (11)$$

In Figure 2, the limit curve is shown, separating the transition zone to a rough zone. The curve is represented in dashed lines and has been plotted by the equality of the values of c/\sqrt{g} calculated via the relations (9) and (11) with a difference of 1%, this can result as follows:

$$\left(\frac{c}{\sqrt{g}} \right)_{\text{Rough zone}} = 1,01 \times \left(\frac{c}{\sqrt{g}} \right)_{\text{Transition zone}} \quad (12)$$

So:

$$-4\sqrt{2} \log \left[\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right] = 1,01 \times \left[-4\sqrt{2} \log \left[\frac{\varepsilon^*}{14,8} + \frac{10,04}{Re} \right] \right] \quad (13)$$

From where:

$$Re = \frac{10,04}{\left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)^{1/1,01} - \left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)} \quad (14)$$

The curve can be drawn by proceeding as follows:

1. Calculate the Reynolds number Re by the expression (14) after having set the value of the relative roughness ε^* ;
2. Then, the values of ε^* and Re allow to calculate the C/\sqrt{g} by the relationship (9).

Also, according to the relation (14) and through the calculations already made for the establishment of the limit curve, we can notice that for the rough turbulent flow regime, the Reynolds number is such that:

$$Re \geq \frac{10,04}{\left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)^{1/1,01} - \left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)} \quad (15)$$

However, for the transitional flow regime, the Reynolds number is as follows:

$$Re < \frac{10,04}{\left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)^{1/1,01} - \left(\frac{\varepsilon^*}{14,8} \right)} \quad (16)$$

Example

Triangular channel whose side slope of these walls is $m = 1,5$, characterized by an absolute roughness $\varepsilon = 2 \times 10^{-4}$ m, normal depth $y_n = 0,5$ m, kinematic viscosity liquid $\nu = 10^{-6}$ m²/s and longitudinal slope $i = 2 \times 10^{-4}$. $g = 9,81$ m/s².

- Calculate the Reynolds number Re , what is the regime flow?
- Calculate the Chezy's resistance coefficient C .

Solution

From the expression (8):

$$R_h = \frac{y_n m}{2\sqrt{1+m^2}} = \frac{0,5 \times 1,5}{2\sqrt{1+1,5^2}} = 0,208 \text{ m}$$

$$\varepsilon^* = \frac{\varepsilon}{R_h} = \frac{2 \times 10^{-4}}{0,208} = 9,615 \times 10^{-4}$$

According the relation (5) :

$$Re = 32\sqrt{2} \frac{\sqrt{g i R_h^3}}{\nu} = 32\sqrt{2} \times \frac{\sqrt{9,81 \times 2 \times 10^{-4} \times 0,208^3}}{10^{-6}} = 190155,758$$

By relating the values of $\varepsilon^* = 9,615 \times 10^{-4}$ and $Re = 190155,758$ in figure 2, we have a point on the transition zone. So the turbulent flow regime in the channel is transitional.

We can confirm that by the inequality (16):

$$Re = 190155.758 < \frac{10,04}{\left(\frac{\varepsilon^*}{14,8}\right)^{1/1,01} - \left(\frac{\varepsilon^*}{14,8}\right)} = \frac{10,04}{\left(\frac{9,615 \times 10^{-4}}{14,8}\right)^{1/1,01} - \left(\frac{9,615 \times 10^{-4}}{14,8}\right)} = 1542845$$

$$Re = 190155,758 < 1542845$$

From the expression (9), the Chezy's resistance coefficient is calculated as follows:

$$C = -4\sqrt{2g} \log \left[\frac{\varepsilon^*}{14,8} + \frac{10,04}{Re} \right] = -4\sqrt{2 \times 9,81} \log \left[\frac{9,615 \times 10^{-4}}{14,8} + \frac{10,04}{190155,758} \right] = 69,613 \text{ m}^{1/2}/\text{s}$$

CONCLUSION

General expression (9) is obtained for the explicit determination of the resistance coefficient C of Chezy in a triangular channel to detect that this coefficient depends on several parameters that govern the flow contrary to what prevailed before which this coefficient was chosen arbitrarily.

The study of the Chezy's coefficient as a function of the relative roughness ε^* and the number of Reynolds Re to reveal through the establishment of the curves, the regimes of variation of this coefficient in turbulent flow from the smooth regime to the rough regime.

Thus, a limit curve has been drawn separating the transitional flow regime or the rough flow regime. The location of both transition and rough zones was confirmed by the limitation of the Reynolds number value, respectively, through the inequalities (15) and (16).

References

- [1] M. Carlier, *Hydraulique Générale et Appliquée*. Eyrolles, Paris, France, 1972, 565 p.
- [2] E.Ganguillet, W.R. Kutter, An investigation to establish a new general formula for uniform flow of water in canals and rivers, *Zeitschrift des Oesterreichischen Ingenieur und Architekten- Vereines* 21(1) (1869) 6-25, 21(2-3) (1869) 46-59.
- [3] H. Bazin, Etude d'une nouvelle formule pour calculer le débit des canaux découverts, *Mémoire no41 Annales des Ponts et Chaussées* 14(7) (1897)20-70.
- [4] R. Manning, On the flow of water in open channels and pipes, *Trans Inst Civil Eng Ireland* 20 (1895) 161-209.
- [5] R.W. Powell, Resistance to flow in rough channels, *Trans Am Geophys Union* 31(4) (1950) 575-582.
- [6] P.K. Swamee, P.N. Rathie , Exact solutions for normal depth problem, *J Hydraul Res* 42(5) (2004)543-550.
- [7] S.A. Ead, N. Rajaratnam, C. Katopodis, F. Ade, Turbulent open-channel flow in circular corrugated culverts, *J Hydraul Eng* 126(10) (2000) 750-757.
- [8] O. Giustolisi, Using genetic programming to determine Chezy resistance coefficient in corrugated channels, *J Hydroinf* 6(3) (2004)157-173.
- [9] V. Marone, Le resistenze al movimento uniforme in unalveo chiuso o aperto di sezione rettangolare e scabrezza definita, *L'Energia Elettrica* 1(1970) 1-20.
- [10] D. Naot, I. Nezu , H. Nakagawa, Hydrodynamic behavior of partly vegetated open channels, *J. Hydraul. Eng* 122(11) (1996) 625-633.
- [11] A.E. Perry, W.H. Schofield , P.N. Joubert , Rough wall turbulent boundary layers, *J Fluid Mech* 37(2) (1969) 383-413.
- [12] R. Pyle, P. Novak, Coefficient of friction in conduits with large roughness, *J Hydraul Res* 19(2) (1981)119-140.
- [13] V.L. Streeter, Frictional resistance in artificially roughened pipes, *Trans ASCE* 101 (1936) 681-704.
- [14] B. Achour , A. Bedjaoui , Exact solutions for normal depth problem: Discussion, *J Hydraul Res* 44(5) (2006) 715-717.
- [15] B. Achour , A. Bedjaoui, Turbulent pipe-flow Computation using the rough model method (RMM), *J Civil Eng Sci* 1(1) (2012) 36-41.
- [16] B. Achour , Computation of normal depth in parabolic cross sections using the rough model method, *Open Civ Eng J* 8 (2014) 213-218.
- [17] B. Achour , Analytical solution for normal depth problem in a vertical U-shaped open channel using the rough model method, *J Sci Res Rep* 6(6) (2015) 468-475.
- [18] B. Achour, Chezy's resistance coefficient in a circular conduit, *Open Civ Eng J* 9 (2015) 187-195.
- [19] B. Achour, Chezy's resistance coefficient in a rectangular channel, *J Sci Res Rep* 7(5) (2015) 338-347.
- [20] B. Achour, S. Sehtal , The rough model method (RMM): Application to the computation of normal depth in circular conduit, *Open Civ Eng J* 8 (2014) 57-63.
- [21] I. Loukam, B. Achour , L. Djemili, Chezy's resistance coefficient in an egg-shaped conduit, *Journal of Water and Land Development* 37 (IV-VI) (2018) 87-96.
- [22] B. Achour, Calcul des Conduites et Canaux par la MMR (Conduites et Canaux en Charge), Larhyss Edition Capitale, Biskra , Algeria , 2007,610 p.
- [23] V.T. Chow, *Open Channel Hydraulics*, McGraw Hill, New York, USA, 1973,680 p.
- [24] R.H. French, *Open Channel Hydraulics*, McGraw Hill, New York, USA, 1986,705 p.
- [1] A. Lencastre , *Hydraulique Générale*, Eyrolles, Paris, France, 1996, 633 p.

Contribution A L'étude De Détermination De La Charge Polluante des eaux usées (Cas De La Cuvette De Ouargla algerie)

¹ Samir Kateb, ² seddiki amor, ³ Mohamed Laid Hadjadj , ⁴ baouia kais

¹ Laboratoire de Recherche exploitation et valorisation des ressources naturelles en zone arides Université de Kasdi Merbeh-Ouargla, Algérie.PB 147 RP, 30000 ouargla, Algérie correspondant : katebsamir30@gmail.com

² Laboratory of Water and environment Engineering in Sahara Milieu (GEEMS), Université de Kasdi Merbeh-Ouargla, Algérie.PB 147 RP, 30000 ouargla, Algérie

³ Laboratoire de Recherche exploitation et valorisation des ressources naturelles en zone arides Université de Kasdi Merbeh-Ouargla, Algérie.PB 147 RP, 30000 ouargla, Algérie

⁴ Laboratory of Water and environment Engineering in Sahara Milieu (GEEMS), Université de Kasdi Merbeh-Ouargla, Algérie.PB 147 RP, 30000 ouargla, Algérie

Résumé

La présente étude porte sur l'évaluation de la charge polluante de réseau d'assainissement des eaux usées dans la ville de Ouargla sur d'Algérie. Les paramètres de pollution, mesurés dans cette étude sont la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote total et le phosphore total, et la demande biochimique en oxygène (DBO5). Les valeurs de la DBO5 de réseau varient d'une rivière à l'autre dont la moyenne est comprise entre 80 mg/L et 220 mg/L. Les valeurs moyennes de DCO varient entre 172mg/L et 732 mg/L. Ces valeurs de DCO et DBO5 sont très largement supérieures à la norme, qui indique une forte pollution car les résultats sont loin de la situation critique. Le débit a été mesuré systématiquement, ce qui a permis d'évaluer la charge polluante au niveau de tissu urbanisme de la cuvette des Ouargla et établir des cartes de la distribution de charge polluante équivalent de DCO dans les quartiers de la ville Ouargla 2019

Mots-clés : charge polluante, réseau d'assainissement, DCO, DBO5, polluante équivalent, Algérie

Contribution to the Study of Determination of Pollutant Load of Wastewater (Case of Ouargla Cuvette Algeria)

Abstract

This study focuses on the assessment of the pollutant load of wastewater treatment network in the city of Ouargla sur d'Algerie. The pollution parameters measured in this study are chemical oxygen demand (COD), total nitrogen and total phosphorus, and biochemical oxygen demand (BOD5). BOD5 network values vary from river to river with an average of 80 mg / L to 220 mg / L. Mean COD values range from 172 mg / L to 732 mg / L. These values of COD and BOD5 are very much higher than the norm, which indicates a strong pollution because the results are far from the critical situation. The flow rate was systematically measured, which made it possible to evaluate the pollutant load at the level of urban fabric of the Ouargla basin and to establish maps of the distribution of polluting load equivalent of COD in the districts of the city Ouargla 2019.

Keywords: polluting load, sewerage network, COD, BOD5, equivalent pollutant, Algeria

INTRODUCTION

Les eaux polluées sont traitées par des systèmes d'épuration afin de fournir des eaux aptes à être réutilisées et/ou rejetées dans les milieux aquatiques ou la nature sans pour autant causer des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement. La région de Ouargla dispose d'une station d'épuration par lagunage aéré fonctionnelle depuis 2009 qui sert à réduire la pollution des eaux usées.

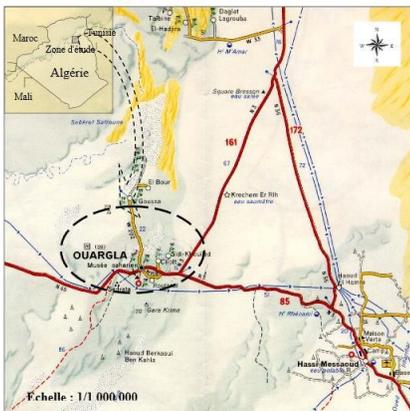
L'objectif de ce travail consiste à l'étude de détermination de la charge polluante des eaux usées (cas de la cuvette de Ouargla) l'étude est divisée en deux parties : une partie bibliographique et une partie expérimentale.

Présentation de la zone d'étude

Notre zone d'étude est située dans la wilaya d'Ouargla, l'une de principales oasis du Sahara algérien. Elle est située au sud-est de l'Algérie a une distance de 800 km de la capitale. Elle occupe une superficie de 163238 km²,et limitée par :

- Nord-est par la wilaya d'El Oued,
- Nord-ouest par la wilaya de Djelfa,
- Sud-est par la wilaya d'Illizi ;
- l'Ouest par la wilaya de Ghardaïa.

Ses coordonnées géographique sont :Les longitudes 5°15' et 5°25' Est et les latitudes 31°55'et 32°00'Nord



Légende :

	Plateau		Dunes de sable
	Sebkha et Chott		Champs de pétrole ou de gaz
	Palmeraie		Lit d'oued
	Route principale		Oléoduc, gazoduc

Le réseau d'assainissement

Le réseau d'assainissement urbain de la ville d'Ouargla est de type unitaire.

Il couvre les trois communes:

- Ouargla,
- Rouissat
- Ain Beida.

Il repose sur 32 stations de pompage (relevage et refoulement).

Le réseau d'assainissement de la ville s'étend sur une longueur de 530 km.

Les contraintes topographiques rendent impossible la réalisation d'un réseau à écoulement gravitaire, puisque Ouargla se trouve dans une cuvette. Il a fallu donc mettre en place de nombreuses stations de relevage. Il existe 32 stations de pompage opérationnelles sur l'ensemble du réseau, dont 10 fonctionnent comme station de refoulement.

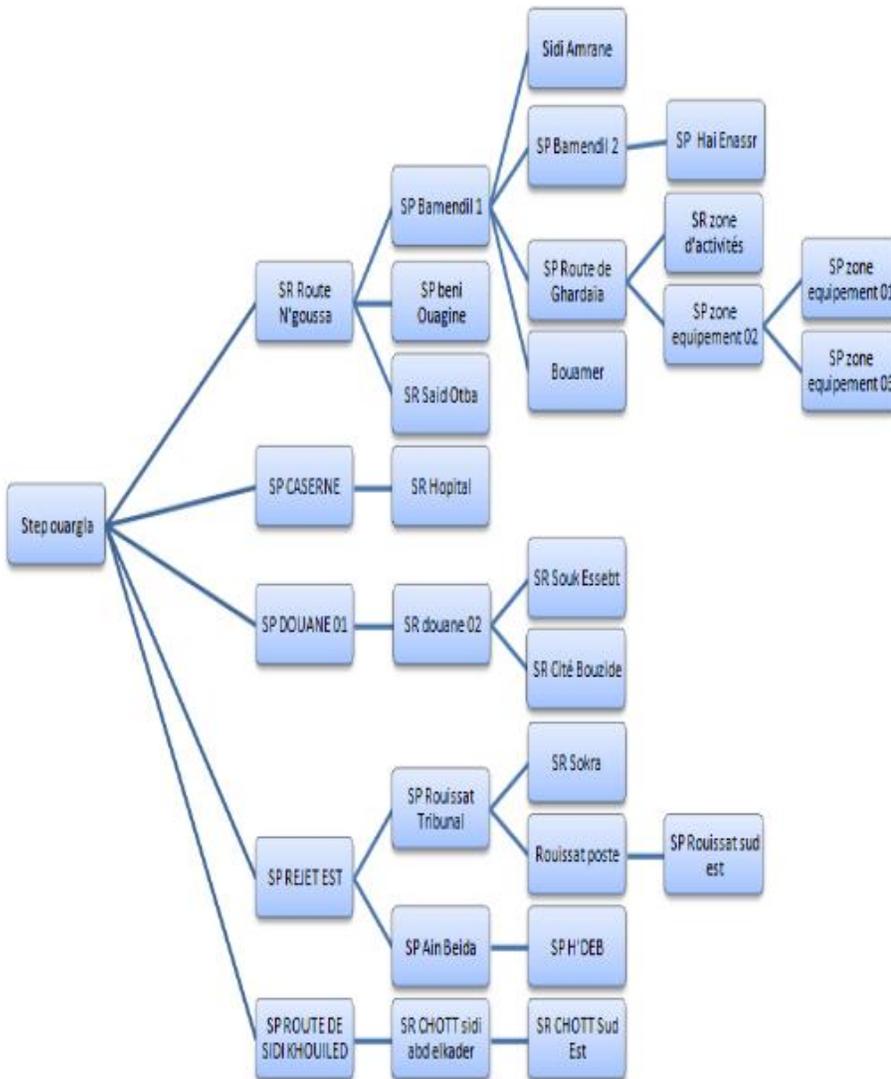


Figure 1: schéma simplifié du système d'assainissement de la ville de Ouargla

Echantillonnage et prélèvement :

Choix de site expérimental :

Les différentes analyses physico-chimiques des eaux usées urbain de la région d'étude ont été effectuées au laboratoire de STEP de Ouargla (SAID OTBA) Le choix de la station d'épuration (SAID OTBA) comme lieu de notre expérimentation Était en fonction des objectifs du sujet visant la présence de laboratoire du STEP ainsi que :

- Sa situation géographique à proximité d'Ouargla
- Ce site proximité des stations terminal qui refoule vers le STEP.
- Le site contient un collecteur sous forme de dégazeur.
- Le déplacement avec un personnel autoriser nous permet d'Access aux stations de pompage

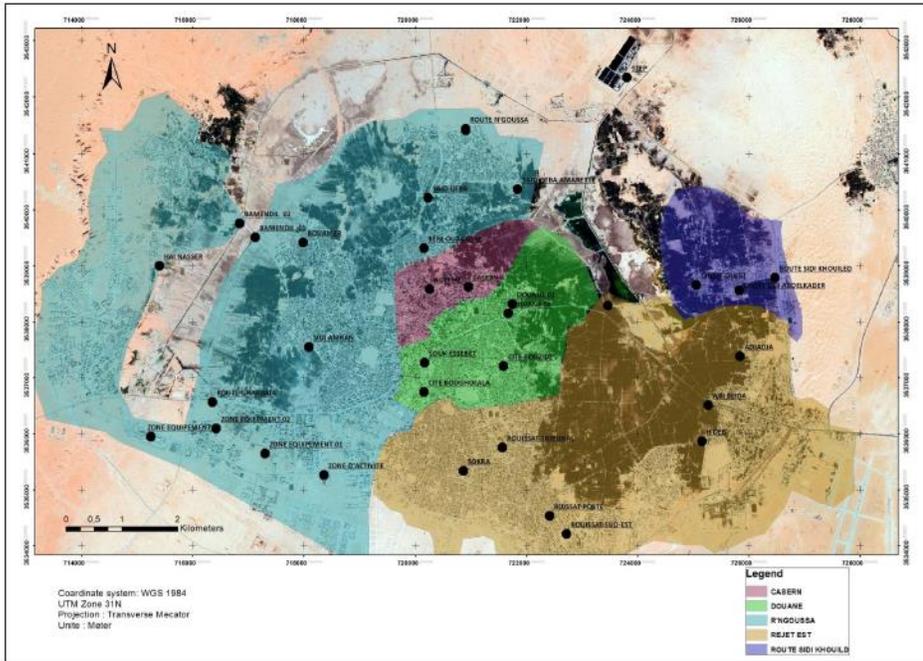


Figure 2 : Découpage de la ville Ouargla selon le raccordement des stations de pompage

RESULTATS DE L'ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE :

Parmi notre analyse on a obtenir les résultats suivante

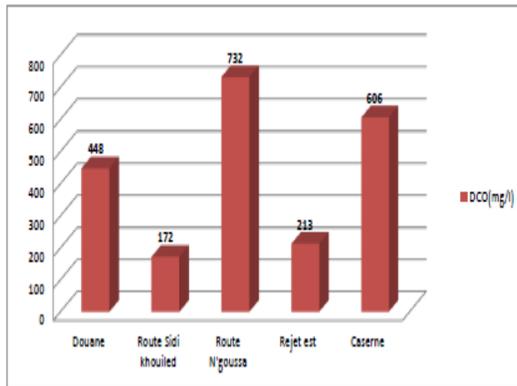


Figure 3 : consécration du DCO dans les stations de refoulement terminales

D'après les résultats obtenus, on remarque des valeurs très élevée surtout dans les stations route N'goussa 732mg/l et Caserne 606mg/l. Sont les valeurs plus importantes ces valeurs sont justifié par

- la présence de grand quantités du huiles des machines et des rejet du lavages et le rejet industrielle dans l'ensemble de Route N'goussa
- les rejet chimique des produit de traitement et produits pharmaceutique utilisé pour les analyse et le traitement et nettoyage dans les hôpitaux et les laboratoire d'analyse médical dans l'ensemble de Caserne.

L'entrée Douane présente une valeur moyenne de 448mg/l causée par l'oxydation des produits chimiques des lavages dans le quartier Boughoufala et aussi par le rejet de nettoyage domestique par les habitants et les hôtels dans la région. Des faibles valeurs de 172 mg/l dans l'entrée Route sidi Khouiled et 213mg/l dans Rejet est justifié par le manque du rejet chimique sauf les détergents domestique

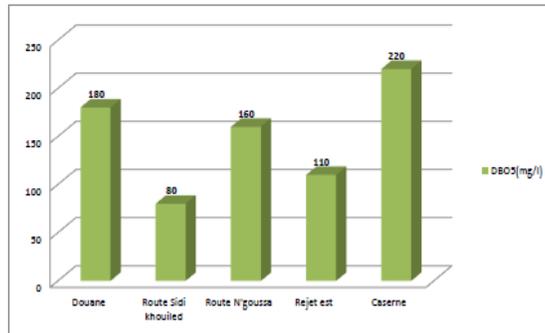


Figure 4 : consécration du DBO5 dans les stations de refoulement terminales

Généralement les valeurs de DBO5 sont grand dans tous les ensemble et compris entre 80 et 220 mg/l La valeur plus faible est de Route sidi Khouiled 80mg/l cette valeur indice une faible activité bactérienne a cause de salinité élevée du eaux aussi que le nombre d'habitant le plus faible Suivi par des valeur moyen du Rejet est 110 mg/l et Route N'goussa 160 mg/l ces valeurs sont justifier par les rejet humain élevée a cause des complexes résidentiels, les zone d'équipement aussi que le nombre d'habitants élevée Les valeurs élevée sont trouvée dans l'ensemble Douanes 180 mg/l et Caserne 220 mg/l ces valeurs sont justifier par

- la présence des activité bactérienne élevée a l'entrée Douane a cause de la présence des déchet alimentaire élevée dans cette ensemble par les chaines de restaurants notamment dans l'avenue « ave Ernesto Che Guevara » (connu localement par les quatres chemins) et ave de la Palestine « la Badr »
- la présence des activité bactérienne élevée a l'entrée Caserne est justifier par la présence des rejet médical qui sont charger avec les déchets humaines aussi que les rejet de complexes résidentiel et hôtels et restaurants dans la région .

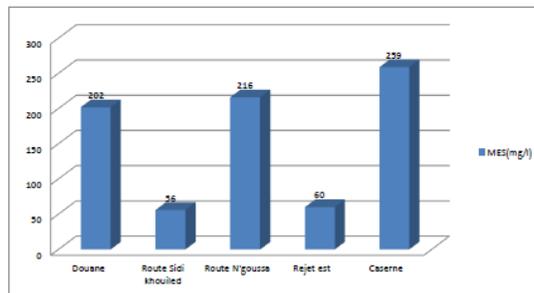


Figure 5 : consécration du MES dans les stations de refoulement terminales

Le résultats de mesure des matière en suspension montre que nous avons une variation de charge parmi les région on a des valeurs elvée dans les zone d'attraction exprimée par Caserne 259 mg/l suivant par Route N'goussa 216mg/l et Douane 202 mg/l d'autre part on trouve des valeur faible dans les régions seulement domestique notamment Route sidi khouiled 56 mg/l et Rejet Est 60mg/l.

LA CHARGE POLLUANTE :

Les caractéristiques des rejets de chaque ensemble nous permettent d'estimer sa charge polluante en MES, DOB5, DCO.

Pour cela il faut connaître la consommation en eau aussi que le débit des rejets que nous représentons dans le tableau suivante :

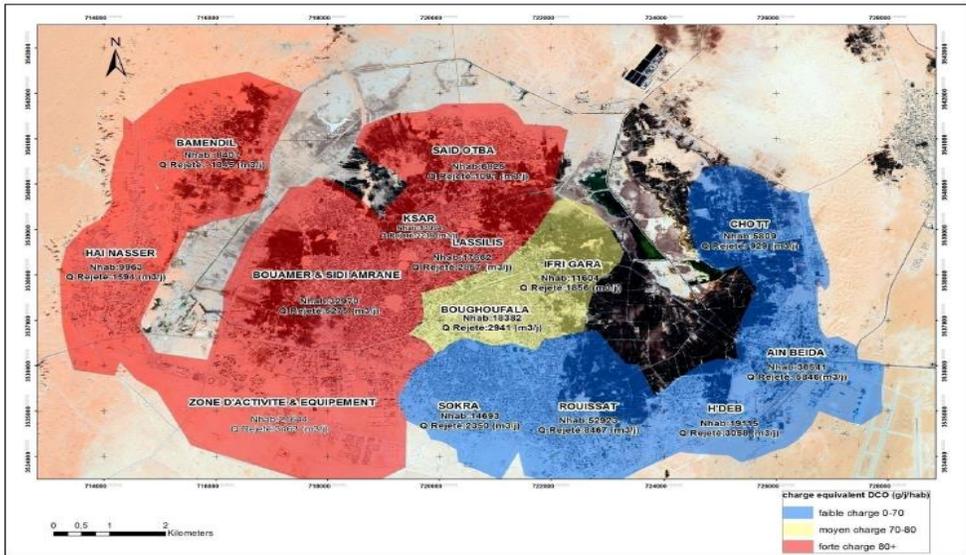


Figure 6 : carte représentative de la distribution de charge polluante équivalent de DCO dans les quartiers de la ville Ouargla 2019

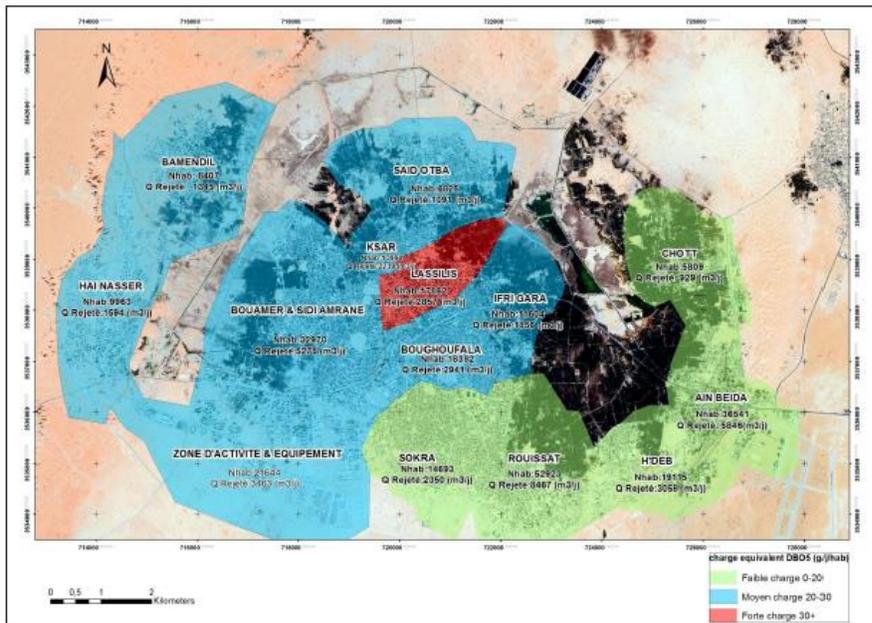


Figure 7 : carte représentative de la distribution de charge polluante équivalente de DBO5 dans les quartiers de la ville Ouargla 2019

CONCLUSION

La station d'épuration joue un rôle primordial dans la protection de l'environnement dans la région d'Ouargla. Elle permet non seulement d'éviter la stagnation des eaux dans les zones urbanisées mais également la sauvegarde des composantes et des richesses naturelles et la possibilité de réutiliser les eaux usées dans les domaines agricole.

Nous avons classé les secteurs par le niveau de pollution :

Faible charge : Ensemble de « Rejet est » avec 34.08 g/j/ha et l'ensemble de « Route sidi Khouiled » avec 27.52g/j/ha de DCO, Moyen charge : ensemble de « Douanes » avec 71.68g/j/ha

Forte charge : Ensemble de « Route N'goussa » avec 117.12g/j/ha et ensuite l'ensemble de « Caserne » avec 96.96 g/j/ha de DCO. Tous les résultats obtenus sont conformes à la valeur limite du rejet humain et nous avons le classer par le niveau de la pollution par rapport les autres secteurs

Faible charge : L'ensemble de « Rejet est » avec 17.6 g/j/ha et ensuite l'ensemble de « Route sidi Khouiled » avec 12.8 g/j/ha, Moyen charge : A l'ensemble de « Douanes » avec 28.8 g/j/ha et ensuite l'ensemble de « Route N'goussa » avec 25.6 g/j/ha,

Forte charge : A l'ensemble de « Caserne » avec 35.2 g/j/ha

Références

- [1] BELAID N. (2010). Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques, Thèse de Doctorat en cotutelle de l'université de Sfax et de Limoges. DEGREMONT (2005).
- [2] Theory and practice of water and wastewater treatment John Wiley & Son Ed., New York. EDELINE F (1997)
- [3] L'irrigation avec les eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche Orient et l'Afrique du Nord. Caire, Egypte, 6 p. FOUTIA B., ZERGUI F. (2013)
- [4] Rapport de l'office national de l'assainissement d'Ouargla, Algérie. ONA (2013), Rapport de l'office national de l'assainissement d'Ouargla, Algérie. RODIER J. (2005)
- [5] L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques, n° 778, OMS, Genève, Suisse. ONA (2009)
- [6] Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, USA. VON SPERLING M. (2007). Wastewater characteristics, treatment and disposal, IWA Ed., London.

Etude comparative de la cinétique et des isothermes d'adsorption du cuivre sur charbons actifs

Soufiane YUCEF¹, Saadia GUERGAZI², Leila YUCEF³

^{1,2,3} Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface – LARHYSS – Université de Biskra, B.P. 145, R.P., Biskra, Algérie.

¹ soufiane.youcef@univ-biskra.dz ; ² s.guergazi@univ-biskra.dz ; ³ l.youcef@univ-biskra.dz

Résumé

La contamination de l'environnement par le cuivre est une conséquence directe du progrès technologique et industriel. Le principal problème associé à cette contamination d'origine anthropique est la toxicité qui atteint tous les organismes vivants, en particulier, l'être humain. Il est donc essentiel d'éliminer ou de réduire la présence de ce contaminant inorganique dans les eaux de surfaces et souterraines, en vue de réduire la possibilité d'absorption par les plantes, les animaux et les humains, et l'accumulation éventuelle dans la chaîne alimentaire.

L'objectif de ce travail est d'étudier la cinétique et les isothermes d'adsorption du cuivre en solutions synthétiques par utilisation de deux charbons actifs commerciaux, en grains (CAG) et en poudre (CAP) et un troisième (OSAC) préparé au niveau du laboratoire à partir des noyaux d'olives. L'étude de la cinétique d'adsorption a montré que l'équilibre d'adsorption du cuivre (10 mg/l) en présence de 4 g/l de charbon actif a été atteint au bout de 4 heures d'agitation avec un rendement de 98,88 %, 93,17 % et de 83,03% pour le OSAC, CAP et pour le CAG respectivement. Le modèle cinétique pseudo-second ordre est le meilleur modèle décrivant la cinétique d'adsorption pour les trois adsorbants. La diffusion intra particule se manifeste lors de la cinétique d'adsorption et elle s'effectue en deux étapes différentes. Les modèles de Langmuir et de Freundlich sont parfaitement applicables pour les résultats obtenus. Dans l'intervalle de concentration initiale de cuivre allant de 2 à 35 mg/l et pour une dose constante de l'adsorbant (4g/l). Pour les adsorbants testés, il semble que le OSAC est plus efficace pour la rétention des ions Cu²⁺.

Mots clés : Cuivre, adsorption, CAG, CAP, OSAC, cinétique, isotherme.

Comparative study of the kinetics and adsorption isotherms of copper on activated carbons

Abstract

Contamination of the environment by copper is a direct consequence of technological and industrial progress. The main problem associated with this anthropogenic contamination is the toxicity that affects all living organisms, especially humans. It is therefore essential to eliminate or reduce the presence of this inorganic contaminant in surface and groundwater, with a view to reducing the possibility of uptake by plants, animals and humans, and the potential for accumulation in the soil and eventually in food chain.

The objective of this work is to study the kinetics and the adsorption isotherms of copper in synthetic solutions by using two commercial activated carbons, in grains (CAG) and in powder (CAP) and a third (OSAC) prepared in laboratory level from olive stones. The study of the adsorption kinetics has shown that the copper adsorption equilibrium (10 mg/l) in the presence of 4 g/l of activated carbon was reached after 4 hours of stirring with a performance of 98.88%, 93.17% and 83.03% for OSAC, PAC and GAC respectively. The pseudo-second-order kinetic model is the best model describing the adsorption kinetics for the three adsorbents. Intra particle diffusion occurs during adsorption kinetics and follows in two different steps.

The Langmuir and Freundlich models are perfectly applicable for the results obtained. In the initial concentration range of copper ranging from 2 to 35 mg/l and for a constant dose of the adsorbent (4g/l). For both adsorbents tested, it seems that the OSAC is more efficient for the retention of the Cu²⁺ ions.

Key Words: Copper, adsorption, GAC, PAC, OSAC, kinetic, isotherm.

INTRODUCTION

Les développements intensifs de l'industrie, de l'agriculture et de l'activité ménagère, la concentration de la population urbaine ont introduit dans le cycle de l'eau des substances chimiques de plus en plus nombreuses dont une partie importante atteint les nappes et les cours d'eaux proches [1]. Parmi ces substances il y'a le cuivre qui est un métal de transition considéré comme un oligo-élément essentiel à la vie pour tous les organismes vivants. Consommé à une concentration dépassant la norme de potabilité (2 mg/l), il est considéré toxique [2].

Il existe un certain nombre de techniques de dépollution des eaux polluées comme la précipitation, la coagulation floculation, l'échange d'ions,... [3]. Les procédés d'adsorption ont prouvé leurs efficacité pour l'élimination des métaux lourds, surtout si l'adsorbant est peu couteux et de production locale [4], [5], [6].

Dans ce contexte, notre étude a pour but de tester la capacité d'adsorption du cuivre par deux charbon actifs commerciaux et un troisième synthétisé de noyaux d'olive en présence de NaOH à un rapport massique 1 :1 et qu'on a nommé OSAC .

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Pour la préparation des solutions étalons pour le dosage du cuivre ainsi que pour la préparation des solutions synthétiques, nous avons utilisé une solution de sulfate de cuivre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$) à 1000 mg de Cu^{2+} /l préparée en eau distillée.

Les adsorbants utilisés sont : le charbon actif en grains (laboratoire DARCO Aldrich) de granulométrie 0,3 à 0,5 mm et de surface spécifique 550 m^2/g et le charbon actif en poudre (Laboratoire Riedel-de Haen) de granulométrie 20 nm et de surface spécifique 658 m^2/g . Le troisième adsorbant est préparé au niveau du laboratoire par utilisation des noyaux d'olive en présence de NaOH à un rapport massique 1:1, il a été désigné par (OSAC). Ce produit obtenu est de granulométrie de 20 nm et de surface spécifique de 499,2702 m^2/g .

Les essais ont été réalisés par agitation magnétique par mise en contact de la solution synthétique d'eau distillée avec une dose bien déterminée de l'adsorbant. La séparation solide/liquide de l'échantillon prélevé est réalisée par filtration sous vide à l'aide d'une membrane de 0,45 μm de porosité. Au cours de nos essais, différents paramètres réactionnels ont été variés. L'influence du temps d'agitation (0 à 6 heures), la teneur initiale en Cu^{2+} (2 à 35 mg/l), Le dosage du cuivre dans les échantillons d'eau a été réalisé en utilisant un photomètre à flamme d'absorption atomique (Modèle XplorAA, Dual GBC). On a mesuré le pH des échantillons d'eau à l'aide d'un pH mètre HANNA pH 210.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Etude de la cinétique d'adsorption du cuivre

L'étude a pour but de faire le suivie d'adsorption de 10 mg/l de Cu^{2+} en fonction du temps de contact avec 4g/l de chaque charbon actif. Il en ressort de ces essais que le temps d'équilibre pour les trois adsorbants testés est de 4 heures avec un rendement de 98,88 %, 93,17 % et de 83,03% pour l'OSAC, CAP et pour le CAG respectivement Au-delà de ce temps en constate une désorption des ions cuivre(Fig.1).

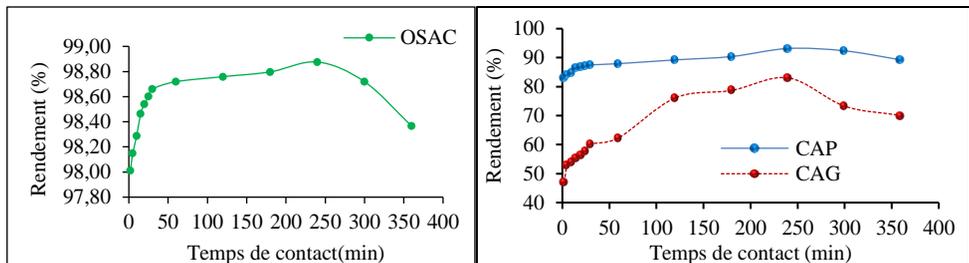


Fig. 1 – Evolution du rendement de rétention du cuivre en fonction du temps de contact ($[\text{Cu}^{2+}]_0 = 10 \text{ mg/l}$, dose de charbon actif = 4 g/l, pH $\approx 5,5$).

Modèle pseudo- premier ordre

L'équation de Lagergren (1998) [7] est une expression de pseudo-premier ordre pour l'adsorption dans un système liquide-solide. Elle est représentée de la manière suivante :

$$\text{Log}(q_e - qt) = \text{Log} q_e - \frac{k_1}{2,303} t \quad (1)$$

Où : k_1 : constante de vitesse pour une cinétique de pseudo premier ordre (min^{-1}), q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g), q_t : capacité d'adsorption au temps t (mg/g).

L'application de ce modèle montre une bonne linéarité et un bon coefficient de détermination R^2 . Tandis que, les résultats regroupés dans le tableau I montrent une grande différence entre la capacité d'adsorption expérimentale (q_{exp}) et la capacité

d'adsorption calculée ($q_{e,cal}$ mg/g). Cela veut dire que le modèle pseudo premier ordre ne peut pas être appliqué aux résultats expérimentaux de l'étude de la cinétique l'adsorption du cuivre sur les trois adsorbants.

Modèle pseudo- seconde ordre

Le modèle du pseudo-second ordre est représenté par l'équation suivante sous la forme linéaire [8]:

$$\frac{1}{qt} = \frac{1}{k_2 qe^2} + \frac{1}{q_e} t \tag{2}$$

Où : k_2 est la constante cinétique du pseudo second ordre ($g \text{ mol}^{-1} \text{ min}^{-1}$).

Les résultats regroupés dans le tableau I montrent une bonne linéarité et un très bon coefficient de détermination ainsi qu'une concordance entre la valeur de la capacité d'adsorption calculée et la valeur expérimentale. On peut dire que le modèle pseudo second ordre est applicable à l'étude de la cinétique d'adsorption du cuivre sur les adsorbants testés. Ce qui mène à suggérer que l'adsorption chimique sera prédominante.

Modèle de la diffusion intra particulaire

Pour comprendre le phénomène de l'adsorption du Cu^{2+} sur le charbon actif et connaître ces étapes ainsi que pour la vérification de l'existence de la diffusion intra particulaire on a utilisé l'équation de Weber et Morris (1962) [9] qui est donnée par:

$$qt = k_i t^{1/2} + c \tag{3}$$

k_i : est la constante de vitesse de diffusion intra-particulaire ($g/g \cdot \text{min}^{1/2}$). L'ordonnée à l'origine, C, renseigne sur l'épaisseur de la couche limite : une grande valeur de C correspond à une couche limite épaisse

L'exploitation des données expérimentales en utilisant ce modèle a montré une double linéarité qui reflète l'existence de deux étapes. Les valeurs du coefficient de détermination (R^2) indiquent que ce modèle peut décrire les points expérimentaux de la cinétique. Suivant les constantes de la vitesse de diffusion k_i obtenus (Tableau I), on peut confirmer que la diffusion externe est plus rapide que la diffusion interne.

Tableau I - Paramètres des cinétiques d'adsorption des ions Cu^{2+} sur chaque adsorbant testé.

Adsorbant	Pseudo premier-ordre				Pseudo second-ordre		
	q_p (mg/g)	q_{al} (mg/g)	k_1 (l/min)	R^2	$q_{e,cal}$ (mg/g)	k_2 (g/mg.min)	R^2
OSAC	2,472	0,013	0,012	0,783	2,47	8,810	0,999
CAP	2,329	0,006	0,202	0,874	2,259	0,015	0,999
CAG	2,076	0,012	0,849	0,979	2,006	0,004	0,994
Diffusion intraparticule							
Adsorbant	Étape	k_i	C	R^2			
		($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-0.5}$)					
OSAC	1 ^{ère} étape	0,0041	1,4447	0,991			
	2 ^{ème} étape	0,0005	2,464	0,926			
CAP	1 ^{ère} étape	0,0292	1,0357	0,9744			
	2 ^{ème} étape	0,0160	1,0644	0,9102			
CAG	1 ^{ère} étape	0,0685	1,1191	0,933			
	2 ^{ème} étape	0,0736	1,0218	0,9119			

Effet de la teneur initiale en cuivre et isothermes d'adsorption

Au cours de ces essais, on a fixé la dose du charbon actif à 4 g/l et on a fait varier la concentration des ions Cu^{2+} dans la gamme de 2 à 35 mg/l. A l'équilibre (4 heures d'agitation), les résultats obtenus sont présentés par les courbes de la figure 2. Au vu de nos résultats (Fig. 2) on a enregistré que pour les trois adsorbants testés, l'efficacité du traitement diminue avec l'augmentation de la teneur initiale en cuivre. Ce résultat mène à confirmer que le traitement nécessite de plus fortes doses de l'adsorbant pour traiter des eaux fortement chargées en cuivre.

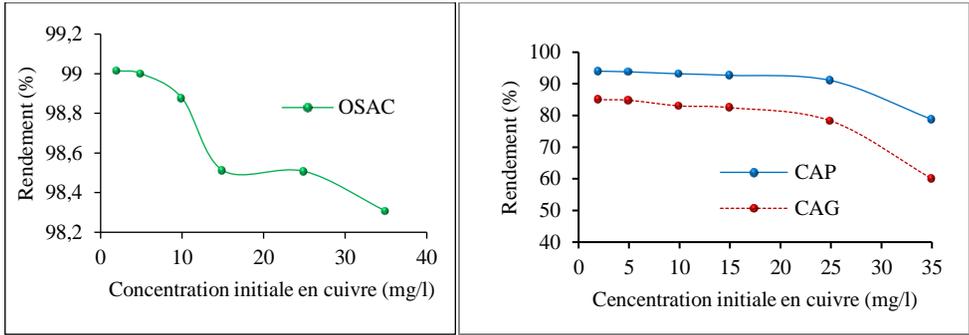


Fig. 2 – Effet de la variation de la teneur initiale en cuivre sur le procédé de traitement (dose du charbon actif = 4 g/l, temps d'équilibre = 240 min, pH ≈5,5).

Les données expérimentales ont été exploitées selon deux modèles les plus cités en littérature ; le modèle de Langmuir et de Freundlich.

Isotherme de Langmuir : L'expression de la loi de Langmuir (Forme I) est donnée par l'équation suivante [9] :

$$\frac{m}{x} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times b} \times \frac{1}{C_e} \tag{4}$$

m : masse de l'adsorbant (g), x : Concentration du substrat retenue (mg/l), C_e : Concentration du substrat en solution à l'équilibre ($mg.l^{-1}$). Si l'équation de Langmuir est vérifiée, on doit obtenir une droite en traçant la courbe $m/x = f(1/C_e)$. Ensuite, l'équation linéaire de cette droite nous permet de déterminer la capacité maximale d'adsorption (q_m), et la constante b relatives à ce modèle.

Isotherme de Freundlich : Ce modèle d'isotherme décrit l'adsorption sur les surfaces hétérogènes. Il est donné par Freundlich en 1906 [9]:

$$\text{Log} \frac{x}{m} = \text{Log} k_f + \frac{1}{n} \text{Log} C_e \tag{5}$$

k_f : constante de Freundlich, n : constante indiquant si l'adsorption est d'autant plus favorable lorsque ($0 \leq n \leq 10$). L'exploitation des résultats selon les modèles de Langmuir et de Freundlich (Tableau 2) montre que ces deux modèles sont parfaitement applicables pour les résultats obtenus et la capacité maximale d'adsorption de Langmuir est plus élevée dans le cas de l'OSAC et est de 15,62 mg/g. La valeur de n étant entre 1,23 et 1,46 ($0 \leq n \leq 10$) alors, selon les conditions du modèle de Freundlich, l'adsorption de Cu^{2+} sur les trois adsorbants testés est favorable.

Tableau 2 : Paramètres des isothermes de Langmuir et de Freundlich.

Adsorbant	Langmuir			Freundlich		
	q_m (mg/g)	b (l/mg)	R^2	n	k_f	R^2
OSAC	15,62	1,65	,9992	1,23	,96	,9954
CAP	13,05	0,31	,9994	1,48	,58	,9317
CAG	11,22	0,13	,9986	1,46	,25	,9308

CONCLUSION

Selon l'objectif que nous avons fixé, on peut conclure qu'on a obtenu une bonne élimination du cuivre par utilisation des trois adsorbants et l'OSAC reste plus efficace que le CAP et le CAG successivement. Le temps d'équilibre est assez long de l'ordre de 4 heures. Le modèle cinétique de pseudo-second ordre est le meilleur modèle décrivant la cinétique d'adsorption. Dans l'intervalle de concentration initiale de cuivre allant de 2 à 35 mg/l et pour une dose constante de l'adsorbant (4g/l), l'efficacité du traitement subit une nette diminution. Les modèles de Langmuir et de Freundlich sont parfaitement applicables pour les résultats obtenus.

Références

- [1] G.Grosclaude, L'eau usage et polluants tome 2, Edition (INRA)Institut National de la Recherche Agronomique paris, 1999, France.
- [2] M.M.S.Aranguren, Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique, Thèse de Doctorat en science de la terre environnement, Université Toulouse III – France 2008.
- [3] G.Tchobanoglous, F.L., Burton, H.D, Stensel, WastwaterEngeneering. Treatment and reuse. Fourth Edition, Edition McGraw-Hill, 2003.
- [4] N.N. Bandela., M.G.Babrekar., O.K.Jogdand., G.Kaushik, Removal of Copper from aqueous solution using local agricultural wastes as lowcost adsorbent, J. Master. Enveron. Sci. 7 (6) (2016)1972-1978.
- [5] A.F. Taiwo ., N.J. Chinyere N. J, Sorption Characteristics for Multiple Adsorption of Heavy Metal Ions Using Activated Carbon from Nigerian Bamboo, Journal of Materials Science and Chemical Engineering, 4(2016) 39-48.
- [6] S.Youcef, S. Guergazi, L.Youcef, S.Achour, Etude de l'élimination du cuivre par adsorption sur charbon actif. Effet du pH et de la présence du zinc. Séminaire International Environnement et Toxicologie (SNENTOX2019), Constantine, Février18-19(2019).
- [7] S. Lagergren., B.K. Svenska. Zur theories der sogenann ten adsorption geloester stoffe, Vetern skap sakad Handlingar, 24-4(1998)1-39.
- [8] Y.S.Ho., J.Y.Ng., G.Mckay , Kinetics of pollutant sorption by biosorbents. Separation and purification methods, 29-2 (2000)189-232.
- [9] W.J. Weber., R.M. Mc Ginley., L.E.Katz, Sorption phenomena in subsurface systems: concepts, models and effects on contaminant fate and transport, J. Water. Research., 25(1991), 499-528.

Optimisation de l'absorption hydrominérale par la correction de pH

Sid ahmed SNOUSSI¹, Anissa BOUKLACHI²

¹ Enseignant/chercheur, Directeur de laboratoire de recherche de Biotechnologies des productions végétales Université de Blida 1 – Faculté des sciences de la nature et de la vie, Département de Biotechnologies - B.P. 270 Blida 09000. Algérie. Tél :Email : sisnousiah@yahoo.fr

² Doctorante, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Département de Biotechnologies – Laboratoire de recherche en Biotechnologie des productions végétales - B.P. 270 Blida 09000. Algérie

Résumé

Les écosystèmes en zones arides et semi-arides, sont caractérisés par une faible pluviométrie irrégulière associée à une importante évaporation favorisant ainsi l'accumulation des sels dans le sol. Les plantes doivent être irriguées afin de garantir les cultures et d'augmenter la production. L'eau d'irrigation de forage de GASSI TOUIL représente une eau saline naturelle existant en Algérie à pH= 7,8 à faciès chloruré sodique, et considérée comme fortement salée.

Un tel environnement ionique n'est pas sans conséquence sur le rendement que la qualité des cultures pratiquées. L'observation de l'état végétatif d'espèces légumières étudiées telles que la tomate, variété Marmande moyennement sensible à la salinité et le haricot variété Jádida montre qu'il s'agit là d'un problème physiologique de type carence ou toxicité (jaunissement et dessèchement du feuillage, floraison défaillante, taux élevé d'avortement des fruits) qui seraient directement liés à une salinité excessive de l'eau d'irrigation et à des manques d'éléments nutritifs indispensables à la croissance et au développement des plantes.

L'importance du potentiel hydrogène réside dans le fait qu'il est indicateur de la solubilité des éléments nutritifs dans le milieu nutritif. La correction du pH à une valeur optimale de culture à savoir pH= 5,5 à 5,8 de l'eau saline naturelle par l'acide phosphorique et l'acide nitrique a permis une amélioration considérable de l'absorption hydrominérale se traduisant par une stimulation de la croissance et de développement des plantes de haricot et de la tomate et ce par rapport au milieu salin naturel à pH alcalin 7,8.

Mots clés :tomate, haricot, glycophytes, salinité, potentiel hydrogène, proline.

Optimization of the hydromineral absorption by pH correction

Abstract

The ecosystems in arid and semi-arid land are characterized by a low frequency of precipitation associated with evaporation favoring the accumulation of salts in the soil. The plants must be irrigated in order to guarantee the crops and to increase production. Drinking water from GASSI TOUIL shows natural saline water in Algeria at pH = 7.8 at sodium chloride facies and highly saline. Such ionic environment is not without consequence on the yield as the quality of the cultures practiced. The observation of the vegetative state of the tomato cv. Marmande moderately sensitive to salt stress and bean cv. Djádida shows that this is a physiological problem of the type deficiency or toxicity that would be directly related to excessive salinity of irrigation water and lack of nutrients essential for plant growth and development. The importance of hydrogen is important in that it is indicative of the solubility of nutrients in the nutrient medium. pH = 5.5 to 5.8 of the natural saline water by means of phosphoric acid and nitric acid, a hydromineral absorption resulting from a growth of bean plants and tomato and this compared to the natural saline medium at alkaline pH 7.8.

Key Words: tomato, bean, glycophytes, salinity, hydrogen potential, proline.

INTRODUCTION

Les besoins en eau dépendent des facteurs liés au climat, au sol et à la culture [1] ; [2] ; [3]. Ces besoins peuvent s'estimer grâce à l'évapotranspiration potentielle (ETP). Les mêmes auteurs ajoutent qu'un déficit ou un stress hydrique a lieu quand la perte d'eau par transpiration dépasse la quantité absorbée.

Dans les zones arides, les besoins en eau des cultures sont élevés alors que l'eau disponible présente une forte minéralisation défavorable à son utilisation en irrigation. D'une façon générale, l'irrigation avec les eaux salines naturelles conduit à l'augmentation de la salinité dans les milieux et a pour conséquence une diminution des prélèvements hydrominéraux des plantes.

Ces écosystèmes sont caractérisés par une faible pluviométrie accompagnée d'une forte irrégularité des précipitations associées à une importante évaporation favorisant l'accumulation des sels dans le sol [4] et [5]. La salinité des sols n'est pas fortement liée aux conditions climatiques [6] mais également aux pratiques culturales mal contrôlées tels que le manque de drainage appropriée et l'utilisation de grandes quantités d'eau souvent saumâtres [7] conduisant à un processus de salinisation secondaire.

Une des possibilités pour développer des productions légumières et horticoles dans les régions salines est d'utiliser la culture hors sol qui permet d'économiser l'eau et de s'affranchir des sols atteints par la salinité. La correction de la composition chimique et en particulier le pH de l'eau d'irrigation permet également d'améliorer l'absorption hydrominérale des plantes cultivées dans ces régions où l'eau salée constitue un véritable frein pour la croissance et le développement des végétaux.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le dispositif expérimental adopté repose sur l'étude d'un seul facteur (facteur potentiel hydrogène à 5 niveaux). L'essai expérimental a été mené dans une serre en polycarbonate, composé de cinq traitements avec douze observations, soit 60 pots pour chaque espèce, et 120 pots au total pour les deux espèces étudiées.

Après le stade germination et croissance, les jeunes plantules de tomate (variété Marmande) et de haricot (variété Djadida) ont été irriguées par une solution nutritive standard et ce pour une période de 20 jours afin d'avoir un matériel végétal vigoureux et homogène de départ. Par la suite, nous avons procédé à l'application des différents traitements testés (tableau 1).

En pratique l'eau saline expérimentée n'étant pas disponible en volume suffisant pour être expérimentée sur le lieu de l'expérimentation, il a fallu donc la reconstituer à partir de l'eau de Blida. On remarque à travers cette composition qu'il y a trop de Na⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, SO₄⁻ et de Cl⁻, par contre on enregistre un manque de NO₃⁻ et PO₄⁻ (tableau 1).

Tableau 1 : Composition des différents traitements (meq /l).

SNS : Solution Nutritive Standard

Composition	T	Concentration	CO ₃ ⁻	H ₄ ⁺	Ca ³⁺	Cl ⁻	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺	
		g/l									
Composition Eau de Blida	8	0,43	35	10	10	60	80	30	80	0	
SNS	5	1,53	1,20	80	30	60	50	30	10	80	25
T1	5	4,26	65	10	10	88	87	1,45	1,90	25	35
T2	5	4,38	35	10	30	88	87	1,45	1,90	25	35
T3	5	4,30	55	10	30	88	87	1,45	1,90	25	35
T4	8	4,05	35	10	10	88	87	1,45	1,90	25	35
T5	10	5,11	1,20	80	30	55	55	1,45	1,90	25	10

T1 : ESN : eau saline naturelle dont le pH est corrigé par HNO₃ à 5,5

T2 : Eau saline naturelle dont le pH est corrigé par H₃PO₄ à 5,5

T3 : Eau saline naturelle dont le pH est corrigé par HNO₃ et H₃PO₄ à 5,5

T4 : Eau saline naturelle dont le pH est 7,8

T5 : Eau saline naturelle transformée en solution nutritive à pH 5,5

Le traitement T4, représente une eau saline naturelle existant en Algérie. Elle a été reconstituée sur le site expérimental avec l'eau de Blida. Cette eau présente une conductivité électrique de 5.65 d.S.m-1, et un faciès chloruré sodique. Sa composition exprimée en équivalents est du type :



L'eau saline naturelle (T4) est jugée très fortement salée [3]. Ses teneurs sont nettement supérieures aux besoins de certaines espèces végétales notamment pour Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, et Cl⁻.

En conséquence cette eau a des concentrations ioniques qui lui confèrent un risque de salinisation élevée, entraînant des phénomènes de toxicité par les ions Na⁺, Cl⁻ et les sels de magnésium tous solubles dans l'eau.

Comparativement à l'eau saline naturelle, la solution saline corrigée présente une variabilité positive dans les concentrations des ions (NO₃⁻, PO₄³⁻ et K⁺) ce qui se manifeste d'ailleurs par une augmentation de la salinité globale (conductivité électrique).

Seuls, le traitement T5 et la solution nutritive standard perçoivent une solution complémentaire d'oligoéléments (prélèvements de 0,1 ml de la solution A et de 5 ml de la solution B par litre de solution nutritive prête à l'utilisation) composée comme suit :

- Solution A : Molybdate d'ammonium (0,5 g/l) + Acide borique (15g/l) + Sulfate de manganèse (20g/l) + Sulfate de cuivre (2,5g/l) + Sulfate de Zinc (10g/l)

- Solution B : Séquestrène de fer (2 g/l)

Le bilan de l'absorption hydrique a été calculé pendant certaines phases de développement des plantes. Pour se faire, on a placé des flacons de drainages en dessous des plantes expérimentées afin de recueillir la solution excédentaire journalière. Le principe consiste à arroser les plantes avec les solutions salines testées selon le volume correspondant à l'ETP de la veille majorée de 30%. La connaissance du volume de solution saline donné par plante et du volume de drainage moyen, permet de déterminer le volume de solution retenue ou absorbée, ou plus exactement encore évapotranspirée. Les résultats obtenus représentent les valeurs moyennes de 12 plantes par traitement.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Effet du traitement sur la hauteur finale des plantes

Les résultats obtenus en fin de cycle de développement végétatif révèlent l'existence d'une action remarquable de l'effet traitement sur le paramètre mesuré.

En effet, il y a eu une augmentation notable de la hauteur finale des plantes au niveau des solutions salines partiellement corrigées (T1, T2 et T3) et totalement corrigées (T5) et ce par rapport au traitement salin naturel (T4) (Figures 1 et 2). L'effet traitement est plus accentué chez le haricot que chez la tomate et ceci en raison de la sensibilité aux sels plus accrue du haricot.

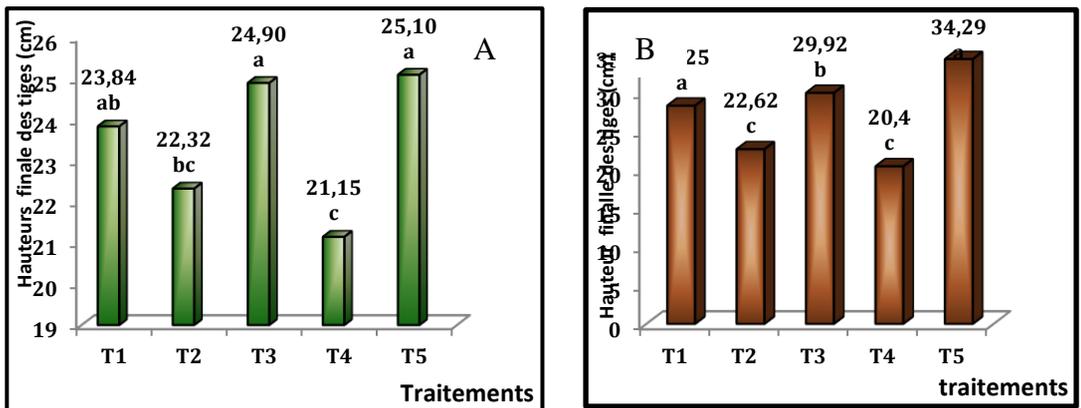


Figure 1 : Hauteur finale des plantes de haricot (A) et de tomate (B) en (cm)

Aussi, les traitements T3, T1 et T2 présentent aussi, des hauteurs finales élevées, en raison de l'effet favorable du pH sur la dissolution et l'assimilation des éléments minéraux contenus dans ces milieux et ce par les plantes.

La présence des acides (HN₃ et H₃PO₄) dans la solution saline joue un double rôle, d'une part l'abaissement du pH qui influe sur l'assimilation des éléments minéraux dans le milieu et de l'autre part l'apport des éléments utiles aux plantes tels que l'azote et de phosphate.

La solution saline naturelle (T4) présente les plantes ayant les hauteurs les plus faibles par rapport aux autres traitements corrigés chez les deux espèces testées. Ceci en raison de la présence d'une grande quantité de sels dans la solution d'irrigation provoquant aussi la réduction de la division et de l'allongement cellulaire. Aussi, le pH alcalin (7,8) défavorable à une meilleure absorption hydrominérale des plantes compte tenu le déséquilibre ionique entraîne une réduction de la croissance des plantes. Selon [8] le stress salin résulte de la perturbation des fonctions de nutrition hydrique et minérale des plantes.

D'après [9] les carences en éléments majeurs provoquent d'abord l'arrêt de la croissance des tissus jeunes, puis rapidement cet état de déficience s'uniformise dans les différents organes, provoquant des troubles des fonctions de la plante, entraînant

aussi d'une part un ralentissement et un retard de croissance et d'autre part des symptômes de nanisme et de rabougrissement des plantes.

La croissance et la nutrition des espèces étudiées, plantes glycophytes sont perturbées en milieu salé naturel (T4) par la présence de fortes concentrations en sodium et en chlore qui modifient fortement les rapports entre les cations ou les anions : Na+/K+, Na+/Ca2+, et Cl-/ NO3- [3].

Des résultats similaires ont été rapportés par [10], [11] et [12] où ils ont noté que la salinité affecte tous les processus physiologiques de la plante. Son effet se traduit notamment par une réduction de la croissance en hauteur considérée comme indicateur de l'effet inhibiteur du sel sur la croissance des plantes.

Effet du traitement sur le nombre de feuilles

L'analyse de la variance a révélé une différence très hautement significative (p<0,001) du facteur traitement sur le paramètre mesuré et ce au niveau des deux espèces étudiées (figures 3 et 4).

La meilleure performance a été enregistrée au niveau de traitement salin totalement corrigées T5 par des valeurs de 12,08 et 8,08 chez le haricot et la tomate respectivement. Aussi, les plantes issues des traitements partiellement corrigées T3 et T1 manifestent également un nombre de feuilles important chez les deux espèces étudiées, ceci en raison sans doute de l'effet bénéfique de pH favorable à l'assimilation des éléments minéraux présents dans les milieux nutritifs.

Il est important de noter qu'au niveau du traitement T2 quel que soit l'espèce, le nombre de feuilles reste le plus faible malgré la correction de pH à 5,5 avec le H3PO4. Le Phosphore n'ayant pas un effet remarquable aussi important que l'azote sur la croissance et le développement des plantes. Des résultats similaires ont été trouvés par [13] sur le pois chiche.

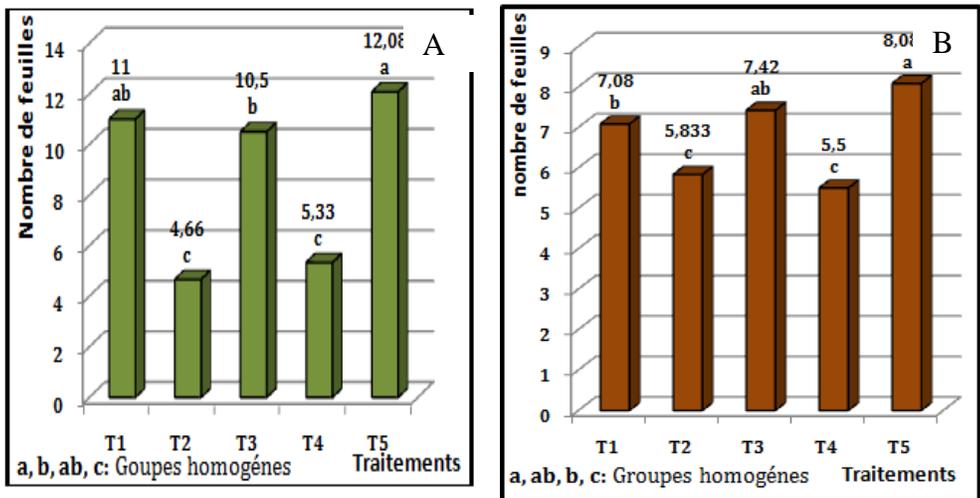


Figure 4 : Nombre final des feuilles du haricot (A) et de la tomate (B).

Des faibles résultats sont enregistrés chez les plantes alimentées par la solution saline naturelle (T4) et ce quel que soit l'espèce testée, entraînant ainsi une toxicité et des nécroses foliaires.

Les travaux de [10] confirment que les deux principales manifestations de la salinité sont la réduction de la taille des plantes, et l'apparition de nécroses foliaires par excès d'accumulation de sel dans les feuilles. Parallèlement, il a été noté dans les travaux de [9] et [14], que la réponse à la salinité se manifeste généralement chez les glycophytes par un effet dépressif sur la croissance et le développement des organes aériens se traduisant par une réduction de la surface foliaire causée par un ralentissement des divisions cellulaires. Enfin, il a été rapporté par [15] que la présence de sels dans la solution nutritive affecte considérablement le niveau foliaire ce qui se manifeste par une réduction de la surface foliaire, une chute des feuilles et une diminution des poids frais et sec des feuilles.

Effet des traitements sur la biomasse sèche totale (feuilles + tiges)

L'analyse de la variance révèle une différence très hautement significative (p<0,001) du facteur traitement sur la biomasse sèche totale (feuilles + tiges) et ce au niveau des deux espèces étudiées (tableau 2).

Une meilleure performance est enregistrée chez les plantes alimentées par la solution saline totalement corrigée T5, en raison de son équilibre ionique parfait et à sa composition chimique parfaite pour la croissance des plantes.

Tableau 2 : Biomasse sèche totale (feuilles + tiges) en (g).

	T1	T2	T3	T4	T5
traitements					
Haricot	4,80 ± 0,86 (b)	2,34 ± 0,42 (d)	1,69 ± 0,67 (b)	1,75 ± 1,81 (c)	1,12 ± 0,29 (a)
Tomate	6,06 ± 2,03 (b)	1,77 ± 0,63 (d)	1,99 ± 0,63 (b)	1,85 ± 1,77 (c)	3,72 ± 1,77 (a)

Les traitements partiellement corrigés T1 et T3 améliorent d'avantage le poids sec total quel que soit l'espèce testée. De ce fait on peut dire que la correction du pH induit une augmentation de l'absorption hydrominérale bien que le milieu soit salin.

Les résultats obtenus chez les plantes alimentées par le traitement salin naturel T4 sont expliquées par l'alcalinité du traitement (pH>7), qui est défavorable à la dissolution des éléments minéraux. Aussi, la présence d'un taux de sel important dans ce milieu engendre une pression osmotique élevée entraînant un déséquilibre ionique se traduisant par une mauvaise alimentation hydrominérale des plantes étudiées et par conséquent une diminution de la matière sèche.

Nos résultats concordent avec ceux obtenus dans les travaux de [16], [17], où ils ont démontrés que le stress salin provoque l'inhibition de la croissance pondérale de la matière sèche. [18] note aussi que la salinité inhibe la croissance des organes de la partie aérienne ce qui se présente très visiblement sur le squelette de ces plantes entraînant un faible taux de la biomasse sèche totale produite.

A l'image de nos résultats, [19] affirme que la salinité a une action négative sur la production de biomasse sèche car elle influe sur la physiologie de la plante et inhibe la photosynthèse.

Dans le même d'ordre d'idée, les travaux de [20] ont montré également que la réduction de la production de la matière sèche correspond à une diminution du nombre des feuilles par plante, de la surface foliaire et vraisemblablement de l'activité photosynthétique.

Les travaux de [10] confirment que les deux principales manifestations de la salinité sont la réduction de la taille des plantes, et l'apparition de nécroses foliaires par excès d'accumulation de sel dans les feuilles. Parallèlement, il a été noté dans les travaux de [7] et [14], que la réponse à la salinité se manifeste généralement chez les glycophytes par un effet dépressif sur la croissance et le développement des organes aériens se traduisant par une réduction de la surface foliaire causée par un ralentissement des divisions cellulaires. Enfin, il a été rapporté par [15] que la présence de sels dans la solution nutritive affecte considérablement le niveau foliaire ce qui se manifeste par une réduction de la surface foliaire, une chute des feuilles et une diminution des poids frais et sec des feuilles.

Absorption hydrominérale en cours de culture

L'absorption hydrominérale fluctue en fonction de la qualité des eaux d'irrigation et des exigences propres à chaque espèce et en fonction des différentes phases végétatives. Concernant l'absorption hydrominérale en cours des différentes phases physiologiques des espèces étudiées, il en ressort les résultats et observations suivantes : L'effet immédiat de la correction de l'eau saline naturelle est l'accroissement de l'absorption hydrominérale au niveau du traitement corrigé T5 et ce quelle que soit l'espèce étudiée. L'absorption hydrominérale est faible au niveau du traitement salin naturel en raison de la diminution du gradient de potentiel hydrique entre la plante et le milieu (tableau 3).

Tableau 3 : Taux d'absorption hydrominérale en cours de culture de la tomate et du haricot

hases physiologiques	Traitement	pHi	Ei dSm ⁻¹	Absorption %	
				Tomate	Haricot
Phase 1	T4	7,43	5,76	30,41	32,85
	T5	5,80	6,32	46,66	38,57
Phase 2	T4	7,06	5,83	14,04	38,33
	T5	5,57	6,44	35,31	43,0
Phase 3	T4	7,32	5,86	22,66	36,92
	T5	5,39	6,29	40,33	40,76
Phase4	T4	7,20	5,69	30,25	30
	T5	5,42	6,34	52,37	37

Phase 1 : Tomate : phase de pleine croissance, début floraison : à 86 jours après semis

Haricot : phase de pleine croissance : 38 jours après semis

Phase 2 : Tomate : phase de pleine floraison, début de nouaison : 95 jours après semis

Haricot : phase de nouaison : 52 jours après semis

Phase 3 : Tomate : phase de nouaison et de grossissement des fruits : à 106 jours après semis

Haricot : phase de remplissage des gousses : à 68 jours après semis

Phase 4 : Tomate : phase de maturation des fruits à 138 jours après semis

Haricot : phase de pleine maturité des gousses à 80 jours après semis

Aussi, on remarque selon les résultats du (tableau 3), que les plantes de haricot semblent présenter une absorption hydrominérale bien supérieure à celle de la tomate en milieu salé naturel (T4) ; de ce fait, on déduit que l'alimentation totalement carencée et déséquilibrée pèse davantage sur la pleine floraison et le début de la nouaison chez la tomate. Par contre, la correction de cette même eau saline naturelle, peut s'expliquer par une action plus efficace du traitement sur le métabolisme des plantes. Cette transformation semble être beaucoup plus profitable aux plantes de tomate que ceux du haricot au vu de la valeur du paramètre mesuré au niveau de la solution saline corrigée par rapport à la solution saline naturelle.

La diminution du flux d'eau à travers les plantes étudiées irriguées par la solution saline naturelle montre, cependant, que l'action du sel présente des similitudes avec celle de la sécheresse. Le sel diminue la transpiration des glycophytes [21], [22], conséquence ou cause de la diminution de la transpiration, l'absorption hydrominérale par les racines est également réduite. Ceci a été bien établi chez les plantes de résistances différentes.

L'addition d'éléments nutritifs à l'eau saline naturelle (T5) accroît l'absorption hydrominérale des plantes des espèces étudiées. En revanche pour le traitement T4, après avoir irrigué les plantes, le percolât augmente de volume entraînant un déficit hydrominéral beaucoup plus accentué chez la tomate que le haricot. Aussi; on constate qu'au fur et à mesure du développement des plantes de tomate cultivées sur le milieu salin naturel, le taux d'absorption hydrominérale augmente en raison de l'adaptation des plantes au milieu salé.

Conclusion

Les teneurs élevées des sels dans l'eau saline corrigée T5 favorisent l'absorption hydrominérale et donc le développement des plantes des espèces étudiées. Alors que le déséquilibre ionique dans l'eau saline naturelle T4 a pour conséquence une dépression qui peut provoquer a/ un ralentissement de la germination en raison de la lenteur d'absorption hydrominérale ; b/ la croissance des végétaux est retardée et qui peut même s'arrêter définitivement : nanisme ; c/ une fructification hâtive et peu abondante; d/ dans les cas extrêmes, la plante meurt avant d'avoir pu se reproduire. Ces accidents sont d'ailleurs dus davantage à la sécheresse physiologique qu'à une absorption excessive de sels.

L'équilibre entre les éléments de la solution saline corrigée agit favorablement sur leur assimilation par les plantes entraînant une absorption hydrominérale améliorée. Par contre le déséquilibre ionique ainsi que le pH alcalin enregistrés au niveau du traitement salé naturel (T4) ne peuvent être que préjudiciables à l'absorption des éléments minéraux indispensables à la croissance et au développement des plantes.

Références bibliographiques

- [1] S.A. Snoussi, H.Chikhi, Effet de la salinité sur l'absorption hydrominérale des plantules de tomate dans un environnement salin. *Revue Agrobiologia* N° 2 (2012) ; 83 – 87.
- [2] R. Brun, A. Settembrino, Le pilotage de la fertilisation des cultures hors sol. *Rev.P.H.M.* (1994) 8-15.
- [3] S.A. Snoussi, Valorisation des eaux salines pour la nutrition des plantes cultivées. Thèse Doctorat d'état en sciences agronomiques I.N.A El- Harrach .Alger. Algérie. 2001, pp.152.
- [4] O.Djerroudi Zidane, M.Belkhdja, S. Hadjadj, S.Bissati , Effect of Salt Stress on the Proline Accumulation in Young Plants of *Atriplex Halimus L.* and *Atriplex Canescens* (Pursh) Nutt, *European Journal of Scientific Research*, (2010) 249- 260.
- [5] A. Silini, (2013), Effet des molécules osmoprotectrices sur la survie et l'activité d'azotobacter et sur la croissance du blé dur en milieu salin, Thèse de doctorat, Université Ferhat Abbas Sétif, Algérie, 2013, pp 138.
- [6] P.Manivannan, M. Palaniyappan , S. Tamilarasan , V. Ravi , P. Ravikumar , Effect of sodium chloride stress on the pigment and biochemical variation of pigeon pea (*Cajanuscajan (L.) Mill sp.*). *Journal of Scientific Agriculture* (2017) 01-07.
- [7] R.Laradj Zazou, (2013) : Effet de la salinité sur le comportement hydrique et minéral du haricot (*Paseolus vulgaris L.*), mémoire de magister, Université d'Oran, Algérie, 2013, pp123
- [8] A.NO Lepengue, I. Mouaragadja , B. Ibrahim , S. Ake , B.M'batchi , Réponse du maïs (Zeamays var. LG 60) au stress salin, étude de la synthèse de quelques composes biochimiques, *Journal of Animal & Plant Sciences*, Vol. 14, (2012) 1866-1872.
- [9] S.M. El-mokhtar , Étude des réponses physiologique et métabolique de dix variétés de riz (*Oryza saliva L.*) aux premiers stades de développement vis-à-vis du stress salin, Thèse de magister, université de Nouakchott, (2010) ,pp 142 .
- [10] E. Zid , C. Grignon , Les tests de sélection précoce pour la résistance des plantes aux stress cas des stress salin et hydrique, laboratoire de physiologie végétale, Tunisie, (1991) 91-108 .
- [11] J.Ashton, S. Verma, Proline biosynthesis and osmoregulation in plants, mini review Vol.4 N° 2, (1993) 215- 223.
- [12] I. Boulbaba, S. Bouaziz , Z. Mainassara , H. Mokhtar , I. Mokhtar I., Effets de la fertilisation azotée, de l'inoculation par *Rhizobium sp.* et du régime des pluies sur la production de la biomasse et la teneur en azote du pois chiche, Vol. 13, N° 4, (2009) 1-14
- [13] S.Bounaqa , Analyse des déterminants de tolérance à NaCl chez le blé tendre, le triticale et l'orge, utilisation de la fluorescence chlorophyllienne dans le diagnostic de l'état fonctionnel du photosystème II, Thèse de doctorat, 1998 .pp 230 .
- [14] N. Dali, H. Ben ghanem, A. Mougou, Effet du stress salin sur la répartition entre amidon et sucre solubles dans les feuilles de deux lignées de tomate. *Revue de l'INAT* II, (1996), 16-23.
- [15] J. Mustard , S. Renault, Effects of NaCl on water relations and cell wall elasticity and composition of red-osier dogwood (*Cornusstolonifera*) seedlings *Physiol. Plant*, (121), (2006)265 - 271 pp.
- [16] A. Lauchi, Epstein, How plants adapt to salinity, University of California, Davis, (1984) 18-20.
- [17] S. Bouzid , (2010) Étude de l'effet de la salinité et de la présence du molybdène sur le comportement éco physiologique de deux variétés de plantes de l'espèce *Phaseolus vulgaris L.*, mémoire de magister, Université de Mentouri Constantine, (2010) , pp124.
- [18] R. Heller, *Physiologie végétale*, nutrition, 2e édition, Ed. Masson. Paris. (1981), pp244.
- [19] C. Abdelly, M.Lachaal , C. Grignon , A. Soltani , M.Hajji , Association épisodique d'halophytes stricts et de glycophytes dans un écosystème hydromorphe salé en zone semi-aride, (1995), 557-568 .
- [20] A. Meiri , A. Poljakoff-Mayber , Effect of various salinity regime on growth, leaf expansion and transpiration rate of bean plants. *Soil Sci.*, 9.I. (1970), 26-34.
- [21] R.A Leary., A multidimensional model of Evan-aged forest growth. *Diss. Abstr. Sect b.* t29. II p (1969), 39-86.
- [22] G.J Hoffman, C.J. Phene. , Effect of constant salinity levels on water use efficiency of bean and cotton. *Trans. A.S.A.E...* t. 14. 6. 1971, 1103-1106.

Valorisation des Cendres d'olive dans la composition des mortiers « Etude de durabilité »

Rachid Djebien I, Houria Hebhou I, Chaher Rihia I, Wassila Boughamsa I, Assia Abdelouahed I, Kherraf Leila I
Laboratoire LMGHU, Université 20 Aout 1955- Skikda- Algérie. +213.665.10.40.40
dj_rachid_08@yahoo.fr

Résumé

Au cours des dernières années, l'utilisation de déchets et sous produits industriels dans le domaine de génie civil et plus précisément dans la fabrication des mortiers et bétons a fait l'objet de plusieurs projets de recherche pour trouver d'autres sources d'approvisionnement en matériaux de construction, éliminer les déchets et protéger l'environnement. Ils ont permis d'étudier les procédés de production, de traitement, de caractérisation des déchets recyclés, ainsi que les performances des nouveaux matériaux contenant ces produits secondaires. Cette étude qui s'inscrit dans le cadre de valorisation des matériaux locaux de la Wilaya de Skikda (Algérie) vise à réutiliser les cendres d'olive qui sont des résidus de l'incinération des déchets d'olive dans la fabrication des mortiers à base de ciment hydraulique. Pour atteindre cet objectif, on a fait des substitutions volumiques de sable par le sable de cendres d'olive (5, 10 et 15%), ensuite les propriétés de durabilité de mortiers ont été étudiées à savoir : absorption par immersion, Absorption par capillarité, pénétration des ions chlorurent, attaque par HCl et H₂SO₄. Les résultats trouvés ont montré que ce type de déchet peut être utilisé dans la fabrication des mortiers hydrauliques.

Mots clés : mortier, valorisation, cendres d'olives, déchet, durabilité

Valorization of olive ashes in the composition of mortars « Durability study »

Abstract

During the last years, the use of waste and industrial by-products in the field of civil engineering and more specifically in mortars and concretes manufacture has been the subject of several research projects to find other sources of building materials supply, dispose of waste and protect the environment. They allowed to study the processes of production, treatment, characterization of the recycled waste, as well as the performances of new materials containing these secondary products. This study is part of local materials valorization project in Skikda region (Algeria), it aims to reuse the olive ashes considered as residues from the incineration of olive waste in mortars manufacture. To achieve this goal, we made volume substitutions of sand by olive ashes sand (5, 10 and 15%), then the durability properties of mortars were studied namely: absorption by immersion, Absorption by capillarity, chloride ions penetration, HCl and H₂SO₄ attacks. The obtained results showed that this type of waste can be used in manufacture of hydraulic mortars.

Mots clés : mortar, valorization, olive ashes, waste, durability.

INTRODUCTION

Face aux nuisances causées par l'industrie sur l'environnement, l'inquiétude ne cesse de grandir, et le domaine de génie civil est appelé à jouer un rôle important dans la protection de l'environnement à travers l'utilisation des déchets et sous produits industriels dans la fabrication des matériaux de construction (liants, mortiers et bétons...) et dans la réalisation des structures, et cela afin de favoriser la valorisation des déchets et sous produits industriels, préserver les ressources naturelles et protéger l'environnement. [1].

Parmi ces déchets, on trouve les cendres d'olive qui sont un sous produit des processus chimiques d'extraction d'huile d'olive [2]. Plusieurs chercheurs ont étudié la possibilité d'utiliser ce déchet dans le domaine de génie civil, Fava et al [2] ont étudié les propriétés du ciment contenant des dosages en cendres d'olive variant entre 5 et 40%, ils ont conclu que ce déchet diminue la résistance et l'ouvrabilité du ciment. Dans une autre étude, Cruz-Yusta et al [3] ont étudié les mortiers à base de cendres d'olive, ils ont conclu que celles-ci ont une réactivité pouzzolanique et que 10% du ciment peut être remplacé par ce déchet sans nuire les propriétés mécaniques du mortier. Al Akhras et Abdulwahid [4] ont conclu que l'ajout des cendres d'olive dans la composition des mortiers réduit les temps de prise de ciment. Al Akhras [5] a ajouté que le béton à base de cendres d'olive est plus résistant à la réaction alcali-silice. Al Akhras [6] a montré aussi que les performances des bétons contenant les cendres d'olives sont plus hautes que les autres bétons.

Ce travail qui s'inscrit dans le cadre de la valorisation des matériaux locaux de la Wilaya de Skikda vise à réutiliser le sable des cendres d'olives dans la composition des mortiers, Les cendres d'olives sont des déchets agricoles obtenues par l'incinération des grignons d'olives suivie par un nettoyage et tamisage au tamis 2mm.

MATÉRIAUX UTILISES

Sables :

Deux sables utilisés dans cette étude, le premier est un sable de dune prélevé de la zone d'Oued Zhour, la région de Collo située au West de la Wilaya de Skikda, et le deuxième sable est provient de déchet de cendres d'olive. Les résultats expérimentaux obtenus sur les sables sont présentés ci-dessous dans le tableau 1

Table 1 – Propriétés des sables utilisés.

Propriétés	Sable de dune	Sable de cendre d'olive
Masse volumique apparente g/cm^3	1,53	1,50
Masse volumique absolue g/cm^3	2,608	1.100
Equivalent de sable %	83	66
Absorption	1.50	4.96
VB	0.6	-
Module de finesse %	1.8	3.32
CaO	0.80	19.00
SiO ₂	94.09	29.60
Al ₂ O ₃	2.36	1.00
Fe ₂ O ₃	1.15	1.01

Ciment :

Le Ciment utilisé est un ciment CPA-CEM I 42.5N provenant de la cimenterie de Msila. Les résultats expérimentaux obtenus sur le ciment sont présentés ci-dessous dans le tableau 2

Table 1 – Propriétés du ciment utilisé.

Début de prise	76 min
Fin de prise	180 min
Masse volumique absolue	3.125 g/cm ³
Finesse de Blaine	3155 cm ² /g
ésistance moyenne à la compression à 28j	58.45MPa
Résistance moyenne à la flexion à 28j	

COMPOSITION ET ESSAIS

Pour étudier l'effet de sable de cendres d'olive sur la durabilité du mortier, on a formulé plusieurs compositions contenant différents dosage en sable de cendres d'olive. Le tableau 3 montre la composition des différentes formulations effectuées.

Table 3 – Composition des mortiers étudiés.

Taux de substitution	Ciment Kg/m ³	Sable de dune Kg/m ³	Eau Litre/m ³	Sable de cendres d'olives
Mortier témoin	450	1350	261	0
5%	450	1282.5	261	67.5
10%	450	1215	261	135
15%	450	1147.5	261	202.5

Sur ces formuaions, on a effectué des essais de :

- Absorption d'eau par capillarité et pénétration des ions chlorures sur des éprouvettes 4*4*16cm
- Absorption d'eau par immersion et attaques chimiques sur des éprouvettes 5*5*5cm

4. RESULTATS ET DISCUSSION

4.1. Absorption d'eau par immersion

Les résultats de l'essai d'absorption d'eau par immersion sont présentés dans le tableau 4.

Table 4 – Valeurs d'absorption d'eau par immersion.

Taux de substitution	Absorption d'eau en %
M (0%)	6.9
M (5%)	9
M (10%)	11.9
M (15%)	15.9

La figure 1 montre la variation des valeurs de l'absorption d'eau pr immersion en fonction de taux de substitution

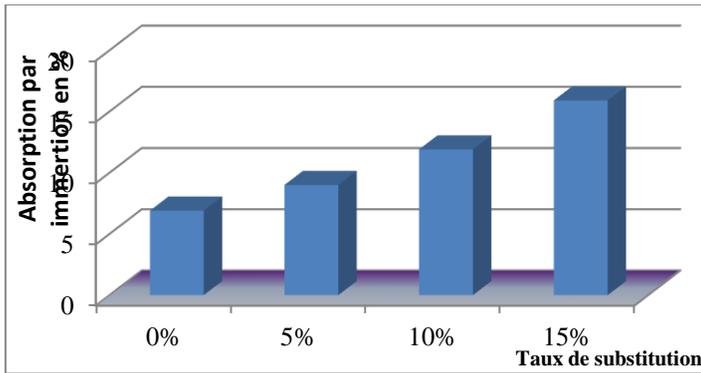


Fig. 1 – variation de l'absorption d'eau par immersion en fonction de taux de substitution.

On remarque que l'absorption d'eau par immersion augmente avec l'augmentation du taux de substitution du sable ordinaire par le sable de cendres d'olive, un taux de substitution de 15% correspond à une absorption maximale égale à 15,9, cette augmentation est due à l'absorption élevée du sable de cendres d'olive. [4].

4.2. Absorption d'eau par capillarité

Les résultats de l'essai d'absorption d'eau par capillarité sont présentés dans le tableau 5.

Table 5 – Valeurs d'absorption d'eau par capillarité.

Taux de substitution	Absorption d'eau en %						
Temps en min	2	7	17	37	77	137	197
Racine du temps en min ^{1/2}	1.41	2.65	4.12	6.08	8.77	11.70	14.04
M (0%)	0.11	0.24	0.39	0.54	0.70	0.82	0.93
M (5%)	0.24	0.38	0.51	0.63	0.65	0.81	0.84
M (10%)	0.12	0.26	0.48	0.63	0.79	0.98	1.07
M (15%)	0.17	0.35	0.54	0.78	0.97	1.16	1.26

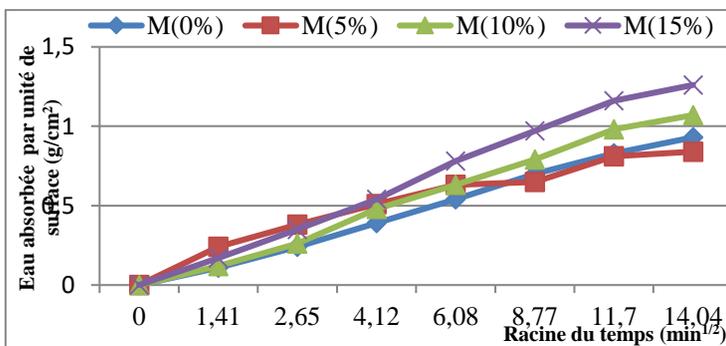


Fig. 2 – variation de l'absorption d'eau par capillarité en fonction de taux de substitution.

D'après la figure 2, on remarque que les valeurs d'absorption d'eau par capillarité sont très rapprochées entre 2 et 17minutes pour tous les mortiers formulés. Au-delà de 17minutes, le mortier de 15% de taux de substitution montre des valeurs d'absorption capillaire plus significatives que les autres mortiers, Cette augmentation est expliquée toujours par l'absorption élevée du sable de cendres d'olive. [6].

4.3. Pénétration des ions chlorures

Les résultats obtenus sont montrés dans le tableau 6.

Table 6 – Profondeur de pénétration des ions chlorures.

Taux de substitution	Profondeur de pénétration en mm
M (0%)	0,7
M (5%)	1
M (10%)	1,4
M (15%)	1,5

L'ajout de sable de cendres d'olive nuit la résistance du béton aux ions chlorures, plus le taux de substitution augmente plus la profondeur de pénétration est grande. Par exemple, un taux de substitution de 15% augmente la profondeur de pénétration des ions chlorures de 100% environ. L'augmentation de la profondeur de pénétration des ions chlorures est due au manque d'adhérence entre la matrice cimentaire et le sable des cendres d'olive qui se traduit par une augmentation de la porosité capillaire qui favorise la pénétration de ce type des ions. [7,8].

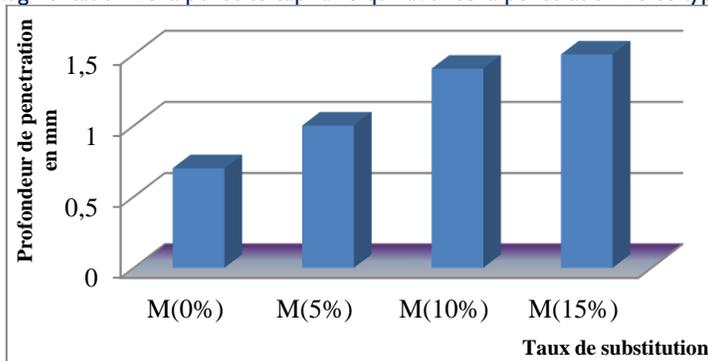


Fig. 3 – Profondeur de pénétration des ions chlorures en fonction de taux de substitution.

Attaque chimique par l'acide chlorhydrique (HCl)

Les valeurs de la perte en masse due à l'attaque chimique par HCl sont montrées dans le tableau 7.

Table 7 – Perte en masse due à l'attaque chimique par HCl.

Taux de substitution	Perte masse en %						
	1 j	7 j	14 j	21 j	28 j	56 j	90 j
M (0%)	1,5	1,5	1,5	1,7	1,9	2.10	2.20
M (5%)	1.4	1,5	1.5	1,5	1,5	1,7	1.85
M (10%)	1,1	1,2	1,2	1,3	1,4	1,5	1.6
M (15%)	0.3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5	1.00

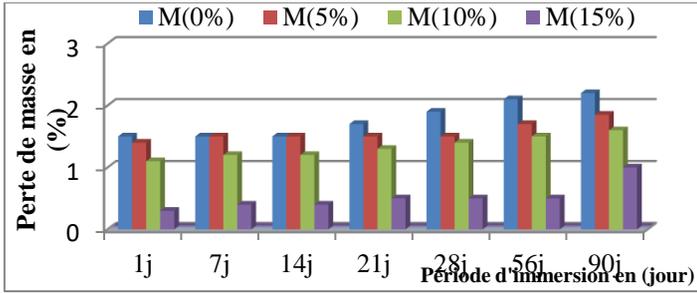


Fig. 4 – Perte en masse en fonction de taux de substitution.

La figure 4 montre l'effet bénéfique de l'ajout de sable de cendres d'olive sur la résistance du béton contre les attaques chimiques par Hcl, la perte de masse minimale à 90 jours est obtenue avec un taux de substitution égale à 10%. [4].

Attaque chimique par l'acide sulfurique (H₂SO₄)

Les résultats obtenus sont montrés dans le tableau 8.

Table 8 – Perte en masse due à l'attaque chimique par H₂SO₄.

Taux de substitution	Perte masse en %						
	1 j	7 j	14 j	21 j	28 j	56 j	90 j
M (0%)	3	20,1	28,5	32,2	34,4	41.10	61.93
M (5%)	2.9	21	31,5	36,5	38,5	47.14	58.73
M (10%)	2,3	14,9	22,6	26,6	29	42.78	54.07
M (15%)	2,8	19,4	27	31,6	32,9	46.86	58.89

D'après la figure 5, on remarque qu'il ya une légère amélioration de la résistance du béton contre les ions d'acide sulfurique qui se traduit par une diminution de la perte en masse pour les bétons contenant un taux de substitution de 10 à 15%.Un taux de substitution de 10% diminue la perte en masse de 12.69%.Ces résultats concordent avec les resultats obtenus par Al-Akhras [5].

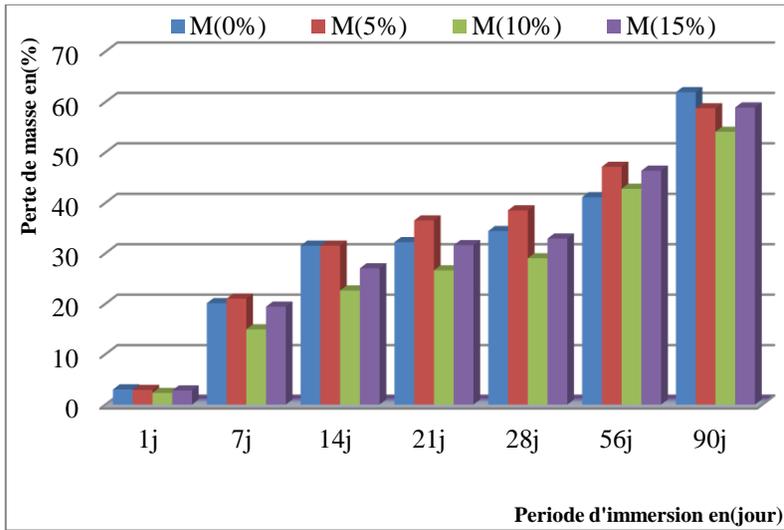


Fig. 5 – Perte en masse en fonction de taux de substitution.

CONCLUSIONS

Le but de ce travail qui s'inscrit dans le cadre de la valorisation des matériaux locaux de la Wilaya de Skikda (Est de l'Algérie) est l'étude de l'effet de l'incorporation de sable de cendres d'olive sur la durabilité du mortier hydraulique afin de le valoriser dans le domaine de fabrication de celui-ci. Les résultats obtenus nous permettent de tirer les conclusions suivantes :

- L'ajout de sable de cendres d'olive dans la composition du mortier augmente son aptitude à absorber l'eau.
- L'augmentation de l'aptitude à absorber l'eau est accompagnée par une augmentation de la profondeur de pénétration des ions chlorures.
- L'ajout de sable de cendres d'olive améliore la résistance chimique du mortier contre les acides chlorhydriques et sulfuriques.
- Malgré la dégradation de certaines performances des mortiers à base de sable de cendres d'olive, celles-ci restent acceptables si le taux de substitution ne dépasse pas 5%.

Références

- [1] Jiang, C., Guo, W., Chen, H., Zhu, Y. and Jin, C. Effect of filler type and content on mechanical properties and microstructure of sand concrete made with super fine waste sand 192, 2013, 442–449.
- [2] G. Favaa, T. Naikb, G. Moriconia. Properties of Cementitious Paste Made with Cement and Ash from Olive Waste. *World J. Eng. Supp.* 2010.
- [3] M. Cruz-Yusta, I. Mármol, Morales, J. Sánchez, L. Use of Olive Biomass Fly Ash in the Preparation of Environmentally Friendly Mortars." *Environ. Sci. Technol.* 45 (16), (2011). 6991–6996.
- [4] N.M. Al-Akhras, M.Y. Abdulwahid, Utilization of olive waste ash in mortar mixes, *Struct. Concr. J.* 11 (4) (2010) 221–228.
- [5] N.M. Al-Akhras, Performance of olive waste ash concrete exposed to alkali-Silica reaction, *Struct. Concr. J.* 13 (4) (2012) 221–226.
- [6] N.M. Al-Akhras, K.M. Al-Akhras, M.F. Attom, Performance of olive waste ash concrete exposed to elevated temperatures, *Fire Saf. J.* 44 (2009) 370–375.
- [7] J.M.Reynouard, P.C.Gilles, Comportement mécanique du béton, *Series de matériaux de construction*, (2005), Paris, France.
- [8] J. Baron, J.P. Ollivier. Le béton : bases et données pour leur formulation, *Association technique de l'industrie hydraulique*, (1999), France.
- [9] N. Al-Akhras, M. Smadi, Properties of tire rubber ash mortar, *Cem. Concr. Composite* 26 (2004) 821–826.
- [10] A. Eisa, Properties of concrete incorporating recycled post-consumer environmental wastes, *Int. J. Concr. Struct. Mater.* 8 (3) (2014) 251–258.
- [11] M.N. Khana, M. Jamil, M. Karimc, M. Zain, Strength and durability of mortar and concrete containing rice husk ash: a review, *World Appl. Sci. J.* 32 (5) (2014) 752–765.
- [12] C. Marthong, T.P. Agarwal, Effect of Fly Ash additive on concrete properties, *Int. J. Eng. Res. Appl.* 2 (4) (2012) 1986–1991.
- [13] Priyanka A. Jadhav, Dilip K. Kulkarni, Effect of replacement of natural sand by manufactured sand on properties of cement mortar, *Int. J. Computer Sci. Eng.* 3 (3) (2013).
- [14] A.H.L. Swaroop, K. Venkateswararao, P. Kondandaramarao, Durability studies on concrete with Fly ash and Ggbs, *Int. J. Eng. Res. Appl. (IJERA)* 3 (4) (2013) 285–289

Adaptation de l'agriculture irriguée au centre-est Tunisien aux défis du changement climatique: Une modélisation bioéconomique intégrée

Houcine Jeder¹, Emna Ben Hamza² and Hatem Belhoucette²

¹Researches Regional-Centre on Horticulture and Organic Agriculture (CRRHAB), Chott-Mariem, Sousse. Tunisia/Laboratory of economy and and rural societies, Tel: +216 73 327 543; Fax: +216 73 327 070; djederhoucine@yahoo.fr

² International Center for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM),Montpellier-France

Résumé :

La Tunisie fait partie des pays méditerranéens menacés par le changement climatique. Le secteur agricole est le secteur économique qui sera le plus touché par ce phénomène. Penser à des politiques d'adaptation adéquates pour augmenter l'adaptation de certains systèmes de production agricole est un élément fondamental pour assurer la durabilité de l'activité agricole, en particulier de l'agriculture irriguée. Pour évaluer le degré d'adaptation des systèmes de production agricole irrigués dans la région centre-est de la Tunisie, cas de Kalâa Kebira, un modèle bioéconomique a été appliqué pour analyser l'impact des deux scénarios. Un scénario ne représente que l'évolution du changement climatique et dans l'autre scénario, nous ajoutons une politique intégrée basée sur la tarification de l'eau d'irrigation et la subvention de la production d'intrants.

Les résultats de la simulation ont confirmé les impacts économiques et environnementaux négatifs du changement climatique sur les petites exploitations intensives et les grandes exploitations en général. L'intervention du pouvoir public par le biais d'une politique intégrée est susceptible d'améliorer le degré de résilience des exploitations grâce à un compromis entre l'objectif économique (le revenu agricole) et l'objectif environnemental (salinité des sols) pour les exploitations semi-intensives de la zone d'étude.

Mots-clés : Changement climatique, résilience, modélisation bioéconomique, politique intégrée, système production agricole, Kalâa Kebira, centre-est de la Tunisie.

Adaptation of irrigated agriculture in central-eastern Tunisia to the challenges of climate change: an integrated bioeconomic modeling

Abstract:

Tunisia is among the Mediterranean countries that are threatened by climate change. The agricultural sector is the economic sector that will be most affected by this phenomenon. Thinking of adequate adaptation policies to increase the adaptation of certain agricultural production systems is a fundamental point for ensuring the sustainability of agricultural activity, especially irrigated agriculture. To assess the degree of the adaptation of irrigated agricultural production systems in the east central region of Tunisia, case of Kalâa Kebira, A bio-economic model was applied to analyze the impact of both scenarios. One scenario represents only the change of climate change and in the other scenario, we add an integrated policy based on the pricing of irrigation water and the subsidy of the inputs production. The results of the simulation confirmed the negative economic and environmental impacts of climate change on small scale intensive farms and also large farms in general. The intervention of the public power through an integrated policy is likely to improve the degree of resilience of farms through a compromise between the economic objective (the agricultural income) and the environmental objective (soil salinity) for semi-intensive farms in the study area.

Key Words: Climate change, resilience, bio-economic modeling, integrated policy, agricultural production system, Kalâa Kebira, central-eastern Tunisia

INTRODUCTION

En Tunisie, l'utilisation actuelle de l'eau en agriculture dépend essentiellement des précipitations qui entraînent une irrégularité de la demande. Celle-ci est appelée à s'accroître dans l'avenir avec l'intensification et l'extension des périmètres irrigués. Les superficies irriguées étaient évaluées en 1972 à 120 000 ha. La superficie irriguée couvre aujourd'hui 315 000 ha. Il est prévu que celle-ci couvrira 450 000 ha en 2025. L'extension des périmètres irrigués a été accompagnée d'une amélioration des taux d'intensification. Ce taux est passé de 80 % en 1986 à 104 % en 1996. Les plus forts taux d'intensification sont enregistrés dans les oasis, le Cap-Bon et le Sahel, mais ils demeurent relativement faibles dans le Nord-Ouest du pays (Mamou, 2000). La mobilisation de la ressource en eau est passée de 59% en 1990 à 93 % en 2009 grâce à des aménagements de grande et moyenne hydraulique tels que les barrages, les barrages collinaires, les lacs collinaires, les forages profonds et de surface. (Zaara, 2008). Cette mobilisation de la ressource en eau était derrière le développement des périmètres publics irrigués sur tout le territoire tunisien. Cette stratégie de la gestion de l'offre a entraîné une sorte de valorisation de terre agricole même sur superficies agricoles de petites tailles particulièrement dans les périmètres publics irrigués à partir des barrages (Al Atiri, 2004). Ainsi, on observe le développement d'un nouveau système de production à base de cultures maraichères en intercalaires avec les arboricultures qui était apprécié par les agricultures de la région du centre-est tunisien, cas de la délégation de Kalâa Kebira, gouvernorat de Sousse. Ce système de production est basé sur les cultures maraichères de pomme de terre issus des trois saisons de culture (arrière-saison, primeur et saison) en intercalaire avec l'olivier sont presque devenus une activité agricole principale et stratégique de la région. Ces dernières années, malgré le succès et le développement de cette pratique, ces modes de production, se trouvent contrariés par plusieurs problèmes. Certains sont d'ordre naturel liés à la surexploitation des ressources naturelles conjuguées à la rareté et à la disponibilité de la ressource en eau. D'autres sont d'ordres conjoncturels liés à l'inflation, la dépréciation du dinar tunisien et l'instabilité des prix des intrants agricoles à l'échelle nationale et internationale. Face au développement remarquable de ces nouveaux systèmes de production et le projet de réhabilitation des périmètres publics irrigués, l'étude de la viabilité sociale, économique et environnementale de ces nouveaux systèmes de production est devenue une nécessité pour les acteurs locaux pour la prise de décision afin d'assurer une bonne gouvernance des périmètres publics irrigués.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Zone d'étude

Ce travail a pris comme un cas d'étude le périmètre public irrigué de Kalâa Kebira, qui se trouve au centre-est tunisien, il est irrigué à partir du barrage de Nebhana (Figure I). Ce périmètre était créée en 2003, il est occupé par l'arboriculture à base d'olivier et les cultures maraichères axées essentiellement sur la pomme de terre sur des grandes étendues en intercalaire avec les pieds d'olives. Ce périmètre public irrigué couvre une superficie de 540 ha géré par deux Groupement de Développement Agricoles (GDA) : « Chiab » et « Bâloum ». Il comprend 199 exploitations détenues par 186 agriculteurs (CRDA Sousse, 2015).

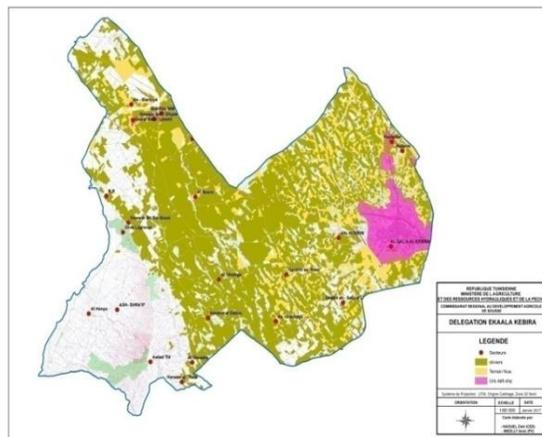


Figure. I. Zone d'étude: Kalâa Kebira, centre-est tunisien.

Données utilisées

Pour répondre à nos objectifs, une enquête a été conduite au cours de la campagne agricole 2016-2017. Cette enquête a concerné 65 exploitations réparties sur les zones « Bâloum » et « Chiab ». L'échantillon a été élaboré par la méthode de proportion. Il représente 35 % de la population mère. Cette enquête nous a permis, en première lieu, de se renseigner sur les caractéristiques sociodémographiques des exploitants. Dans une seconde partie à avoir les données indispensables aux fonctionnements des

modèles mobilisés dans le cadre de cette étude à savoir : les données économiques, structurelles et agronomiques des exploitations. Les coefficients technico-économiques associés aux activités productives pratiquées dans chaque exploitation-type proviennent des fiches technico-économiques. Les coefficients des externalités (salinité) sont générés par le modèle biophysique CropSyst en tenant compte des conditions pédoclimatiques et des techniques de production (Stöckle et al, 2003). Le calibrage du modèle CropSyst est basé sur la comparaison entre le rendement simulés et observés, on notera par ailleurs (que les résultats des externalités (salinité) de l'olivier est minime.

La modélisation bioéconomique

Ce travail de recherche fait appel à l'approche bioéconomique qui couple l'emploi d'un modèle biophysique CropSyst au modèle d'optimisation économique FSSIM. Le modèle FSSIM (Farming System SIMulator) est un modèle d'exploitation développé dans le cadre du projet européen SEAMLESS (Van Ittersum et al, 2008). Il s'agit d'un modèle générique et modulaire conçu pour évaluer l'impact des politiques agricoles et environnementales sur la durabilité des systèmes de production en Europe mais également en dehors de l'Europe en cas de disponibilité de données (Louhichi et al, 2009).

Formulation mathématique du modèle FSSIM

FSSIM est un modèle d'optimisation sous contraintes. Il s'agit d'un modèle de programmation mathématique positive dont la structure générale est comme suit:

$$Max U = Z - \varphi\sigma \quad (1)$$

Avec :

U : fonction d'utilité

Z : revenu espéré

φ : coefficient d'aversion au risque ($0 \leq \varphi \leq 1.65$)

σ : L'écart type du revenu

$$Z = (\sum_i p_i y_i - \sum_j a_j x_j) - d_{ix} - \sum_k Q_{ik} x_k \quad (2)$$

Z : revenue espéré (dt)

i : indices des activités agricoles

j : indices des types d'intrants

p ($n \times 1$) : vecteur des prix des produits

y ($n \times 1$) : vecteur des rendements

a ($n \times 1$) : vecteur d'utilisation d'intrants

w ($n \times 1$) : vecteur des prix des intrants

x ($n \times 1$) : vecteur des activités optimales (superficie de chaque culture)

d ($n \times 1$) : vecteur lié au terme linéaire PMP

Q ($n \times n$) : matrice liée au terme quadratique de la PMP d et Q sont les paramètres de coûts implicites estimés avec la Programmation Mathématique Positive.

Les contraintes techniques et socioéconomiques

Disponibilité des terres

La somme des superficies des activités optimales (c.-à-d. des activités retenues dans la solution optimale) ne doit pas dépasser la superficie agricole totale disponible.

$$\sum_{r,t,s,syst} X_{r,t,s,syst} \leq Totland_{r,t,s,syst} \quad (3)$$

$X_{r,t,s,syst}$: superficie de chaque culture (c) associée à une rotation(r), un sol de type (s), technique de production (t) et un système (s), en hectares (ha).

$Totland_s$: Superficie agricole totale par type de sol en hectare (ha).

Cultures pérennes

Pour les cultures pérennes telles que l'olivier, le modèle les fixe à leurs superficies observées.

$$\sum_{percrop,s,t,syst} X_{percrop,s,t,syst} \leq X_{percrop,s,t,syst}^0 \quad (4)$$

$X_{percrop,s,t,syst}$: Superficie d'une culture pérenne par type de sol (s), technique (t), et système (syst).

$X_{percrop,s,t,syst}^0$: Superficie des cultures pérennes par type de sol (s) pendant l'année de référence (réelles).

Contrainte de travail

La somme des besoins en main d'œuvre des activités optimales ne peut pas dépasser la disponibilité en main d'œuvre familiale. En raison de manque de données sur le marché du travail dans la région d'étude nous avons supposé que la main d'œuvre salariale est égale à zéro.

$$\sum_{r,s,t,syst} X_{r,s,t,syst} L_{req} \leq F_{labour} + F_{Temp} \quad (5)$$

L_{req} : Besoin de travail pour chaque activité choisie i en heures par année (hrs/an)

F_{labour} : Disponibilité de travail familiale en heures par année (hrs/an)

F_{Temp} : Main d'œuvre temporel (salié)

Contrainte d'eau

Disponibilité des terres irrigables

La somme des superficies des activités irriguées retenues dans la solution optimale ne doit pas dépasser la superficie irrigable disponible.

$$\sum_{r,s,t,syst} X_{r,s,t,syst} \leq Irland \quad (6)$$

$X_{r,s,t,syst}$: Superficie irriguée de l'activité choisie i (avec i= r, s, t, syst) en hectares (ha)

$Irland$: La superficie irrigable disponible en hectare (ha)

Disponibilité en eau

La somme des besoins en eau des activités irriguées retenues dans la solution optimale ne doit pas dépasser la quantité d'eau disponible.

$$\sum_{r,s,t,syst} X_{r,s,t,syst} W_{r,s,t,syst} = W_{used} \leq T_{O_{water}} \quad (7)$$

$W_{r,s,t,syst}$: Besoin en eau par culture et par activité i en (m3/an)

W_{used} : Quantité d'eau utilisée par activité i en (m3/an), (variable endogène)

$T_{O_{water}}$: Quantité totale d'eau disponible par activité i en (m3/an)

Equation de calcul des indicateurs environnementaux

Cette équation est construite d'une manière générique pour calculer les indicateurs environnementaux à l'échelle de l'exploitation. Il s'agit en fait d'utiliser le modèle comme un compteur des dégâts environnementaux associés aux choix cultureux mais également en fonction des différents instruments de politiques simulés. Un exemple de ces instruments serait l'imposition d'une norme ou d'une taxe environnementale au niveau de l'exploitation et voir leurs impacts sur les processus de décisions.

$$\sum_{r,s,t,syst} X_{r,s,t,syst} ENV_{r,s,t,syst} = ENV_{calculated} \quad (8)$$

$ENV_{r,s,t,syst}$: Les coefficients environnementaux associés aux activités productives (T/ha), (comme salinité, nitrate et érosion)

$ENV_{calculated}$: Valeurs des indicateurs environnementaux à l'échelle de l'exploitation, (variable endogène)

Contraintes du risque

Selon la formulation mathématique du modèle FSSIM, la fonction objective est une fonction d'utilité « multi-objectifs » qui prennent en compte simultanément la maximisation de revenu moyen et la minimisation de ses fluctuations ($U = Z - \varphi\sigma$).

« σ » désigne l'écart type du revenu selon les états de nature. Il est calculé d'une façon endogène à partir des déviations totales entre le revenu espéré annuel Z et le revenu en fonction des états de nature (k) Sachant que le nombre d'états de nature a été choisi d'une manière arbitraire dans le modèle FSSIM et il est égal à 100 états.

En partons des prix et des rendements moyens et de leurs écarts types, on génère à travers une fonction de distribution normale, N état de nature définie chacun par un prix (p_{nk}) et un rendement ($yield_{nk}$) et ensuite on calcule le revenu par état de nature (Z_k) de la même manière que le revenu espéré. (Louhichi et al, 2009).

$$Z_k + Dev_k = Z \quad (9)$$

Avec :

Z_k : Revenu par état de nature basé sur la distribution normale de deux paramètres prix et rendements.

Dev_k : Déviation du revenu selon les états de nature.

Z : Revenu net annuel espéré.

Donc l'écart type « σ » est égal:

$$\sigma = \left[\sum_k \frac{(Dev_k)^2}{N} \right]^{\frac{1}{2}} = \left[\sum_k \frac{(Z - Z_k)^2}{N} \right]^{\frac{1}{2}}$$

Avec :

N : le nombre total des états de nature qui est égal à 100

Intégration des scénarios dans le modèle FSSIM

L'intégration des différents scénarios dans le modèle FSSIM a été fait à travers le fichier « *Policy Tunisia simulation* » selon la programmation en langage GAMS. Ce modèle a été adopté dans le contexte tunisien pour le cas des zones arides tunisiennes (Jeder, 2017).

Scénarios analysés

Quatre scénarios de politique ont été testés dans cette application. Ces scénarios traduisent la réalité économique et conjoncturelle de l'agriculture adoptée dans la région ainsi que les instruments possibles et acceptables pour être déployés un jour par les décideurs locaux.

Scénario de référence « *Baseline_2030* »

Le scénario de référence représente une projection de la situation actuelle, Il est basé sur la continuité des politiques actuelles jusqu'à 2030, choisi comme horizon de simulation. Il est utilisé comme référence pour l'analyse et l'interprétation des scénarios des nouvelles interventions politiques simulées.

La seule différence entre l'année de base 2016 (*Baseyear_2016*) et l'année de référence 2030 (*Baseline_2030*) est la prise en compte d'un taux d'inflation annuel de 4,6 % (taux moyen en Tunisie pour l'année 2016).

Scenario 1 (*SC1*), scenario des changements climatiques

C'est un scénario traduisant la réalité conjoncturelle liée à l'aspect des changements climatiques et ses répercussions sur l'agriculture et les ressources en eau selon le modèle HadCM3, et qui prévoit une baisse des ressources en eau de l'ordre de 5 % à 25 %. Par analogie, on va supposer dans ce scénario, pas uniquement une baisse de l'ordre de 5 % de la disponibilité des ressources en eau à l'échelle de l'exploitation agricole mais aussi une baisse de 5 % de la superficie agricole irrigable.

Scenario 2 (*SC2*), scenario des politiques intégrées

C'est un scénario économique mais il est de type incitatif, qui intègre à la fois la politique des prix et des subventions dans un contexte de changements climatique (+SCI). Cette fois, on va supposer une subvention de 10 % du coût de la pomme de terre de saison et une augmentation de tarification de l'eau d'irrigation de 15 %.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Impacts du scénario des changements climatiques (SCI)

Sur le plan agronomique la diminution des ressources en eau et des terres irrigables à induit une modification de la structure des exploitations, diminution des surfaces cultivées, chaque exploitation type a réagi différemment par rapport à ce scénario pour les EXP1 et EXP4, on remarque une diminution de la surface allouée aux cultures de piments. Tandis que pour les exploitations de taille moyenne, on remarque la disparition des superficies allouées à ces cultures pour le cas EXP2 et une légère augmentation est constatée pour les exploitations EXP3 (Figure2).

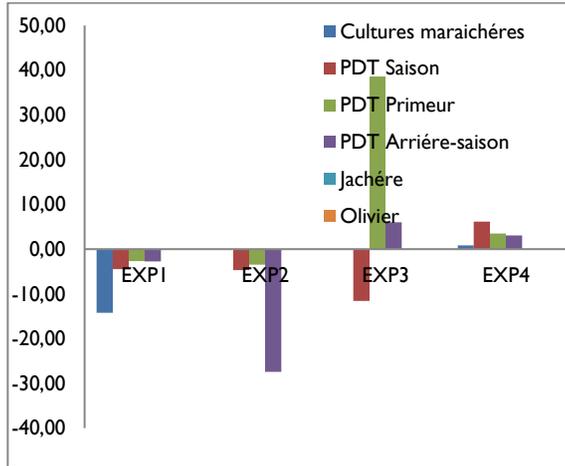


Figure 2. Impacts du scénario SCI sur la surface des cultures (en %)

Sur le plan environnemental en termes de ressource en eaux, on remarque une baisse importante avec le SCI. L'exploitation de grande taille EXP4 montre que les changements climatiques auront des effets importants sur la disponibilité des ressources en eaux et sur le plan de production agricole. Alors que pour les autres exploitations les agriculteurs utilisent la totalité de l'eau disponible, on remarque aussi que la contrainte de l'eau est saturée pour les exploitations EXP1, EXP2 et EXP3. La salinité a augmenté au niveau des petites exploitations par rapport au scénario de référence, ceci est principalement dû à un assolement exclusif en pomme de terre suite à la diminution de la surface allouée aux autres cultures maraichères. En contre partie on note une diminution de la salinité pour les exploitations de taille moyenne et de grande taille (Figure3).

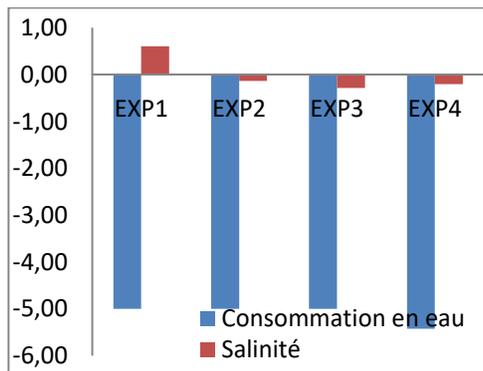


Figure 3. Impacts environnemental du scénario SCI (en %)

Quant aux impacts économiques on notera que ce scénario a eu un impact négatif sur le revenu des exploitants qui a connu une baisse allant jusqu'à 3.8% pour les grandes exploitations EXP4. Cette baisse est accompagnée d'une diminution de la production et donc du coût total. La diminution de la superficie des terres irrigables et des ressources en eau dans le contexte des changements climatiques sont derrière la baisse de la productivité donc les activités des agriculteurs vont diminuer et il n'a y pas de dépense supplémentaires ce qui va entraîner une baisse de revenu de l'agriculteur. Cette baisse touche principalement les petites exploitations et les grandes exploitations(Figure.4).

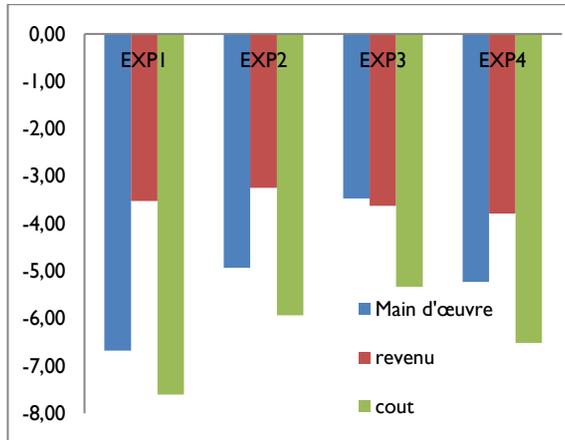


Figure 4. Impacts économiques du scénario SC1 (en %)

Impacts du scénario scenario des politiques intégrées (SC2)

Une subvention de l'ordre de 10 % du coût de la pomme de terre de saison et une augmentation de la tarification de l'eau d'irrigation de 15 % dans un contexte de changement climatique a fait que les agriculteurs se sont presque consacré à la culture de la PDT de saison face à une diminution des surfaces destinés aux autres cultures pour les exploitations de taille moyenne EXP3 la surface a atteint plus de 20% que celle prévu pour le scénario de base(Figure.5).

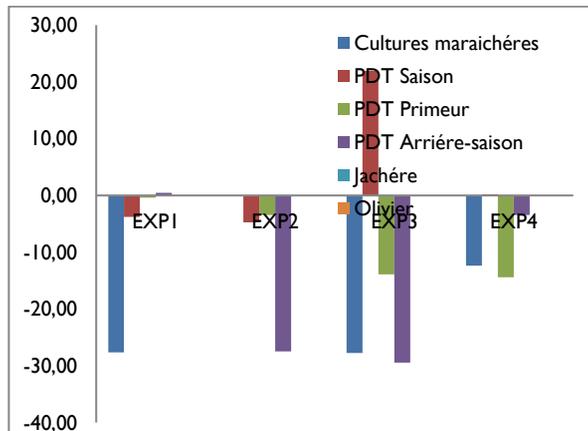


Figure5. Impacts environnemental du scénario SC2 (en %)

Sur le plan environnemental une augmentation de la salinité du sol pour les exploitations de petite taille qui ont sacrifié les surfaces allouée aux cultures de piments, tomates et autres cultures maraichères. Quant aux exploitations moyennes EXP3 ils ont réagi positivement à ce scénario en enregistrant un faible taux de salinité (Figure.6).

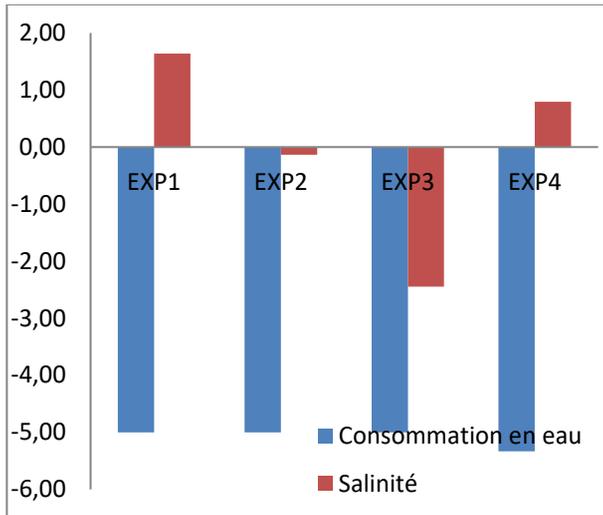


Figure.6. Impacts environnemental du scénario SC2 (en %)

Economiquement parlant le coût de production a connu une baisse dépassant les 15% pour les exploitations de petites tailles, le revenu quant à lui a enregistré des taux assez intéressants malgré la baisse de la production et la nouvelle tarification de l'eau d'irrigation (Figure.7).

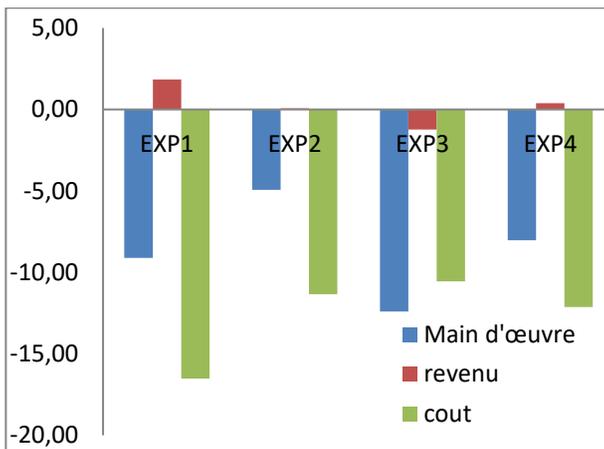


Figure.7. Impacts économiques du scénario SC2 (en %)

Conclusion

L'objectif de ce travail était d'essayer à travers des instruments politiques de prévoir les impacts sur la viabilité et la durabilité de systèmes de production la région du centre-est tunisien, cas de la délégation de Kalâa Kebira, gouvernorat de Sousse. A l'échelle du PPI Kalâa Kebira et à l'échelle des exploitations agricole. L'idée est d'apporter, par le biais des méthodes quantitatives et à travers un exemple concret d'analyse d'impact, quelques éclaircissements sur la contribution des politiques publiques à la durabilité de l'activité agricole de la zone dans un contexte de changement climatique. Pour ce faire on a mobilisé le modèle bioéconomique « FSSIM » Quatre scénarios ont été appliqués à quatre exploitations types représentatives des systèmes de production dans cette région. Et comparé avec un scénario de référence 2030. Les résultats de ces scénarios d'intervention publique simulés nous ont

permis d'avoir un premier éclairage sur la rentabilité socio-économique et l'efficacité environnementale des systèmes de production agricoles dans le PPI Kalâa Kebira à partir des exploitations types représentatives de ce système.

On retiendra que les exploitations réagissent différemment en fonction de leurs tailles c'est à dire de la surface agricole disponible, les baisses de revenus enregistrés, sont prévisibles étant donnée le contexte du changement climatiques et la réduction de la disponibilité des ressources en eau et des terres irrigables,

Cependant de point de vue économique le scénario qui semble être idéal est le scénario qui intègre une subvention de l'ordre de 10 % du coût de la pomme de terre de saison et une augmentation de la tarification de l'eau d'irrigation de 15 % pour lequel le revenu des exploitations a enregistré les meilleures taux par rapport au scénario de référence, malgré une mauvaise performance environnementale.

On notera notamment qu'il existe une sorte d'intensification de culture de la pomme de terre en l'absence de rotation qui n'est pas sans conséquence sur le sol et donc sur le rendement.

D'un point de vue méthodologique, cette étude nous a permis de profiter du caractère générique du modèle bioéconomique FSSIM, notamment de tester ses capacités à répondre à nos questions de recherche en simulant l'impact des instruments de politiques à travers un ensemble d'indicateurs socio-économiques et environnementaux. Pour conclure, on notera que les instruments économiques sont nécessaires mais pas suffisant, ces sont des instruments unidimensionnelle, il est donc indispensables d'avoir recours à des instruments intégrés qui permettent d'aboutir à un compromis entre la composante environnementale et la composante économique tout en tenant compte de l'aspect social qui l'emporte dans le contexte tunisien, en particulier en milieu rural ou l'activité agricole représente l'activité principale..

Références

- [1] R. Al Atiri. Les efforts de modernisation de l'agriculture irriguée en Tunisie, Revue H.T.E, N° 130 (2004), pp 13-18.
- [2] Commissariat régional de Développement Agricole de Sousse.; Rapport d'étude de réhabilitation du PPI Kalâa Kebira : Phase I : Etude de diagnostic de la situation actuelle et proposition d'amélioration, (2015) .
- [3] H. Jeder. Adaptation de l'agriculture aux changements climatiques dans les zones arides de Tunisie: cas de la plaine de Jeffara (Sud-Est Tunisien).Thèse de Doctorat en Sciences Economiques, Faculté des Sciences Economiques et de Gestion de Tunis, Université Tunis EL-Manar 2017.
- [4] K. Louhichi, S. Janssen, A. Kanelloupolous, Li H., Borkowski N., G. Flichman, T Heckelei, P. Zander Hengsdijk, M. Blanco, G. Stokstad, I. Athanasiadis, A.E. Rizzoli, D. Huber, F. Brouwer, M.K. van Ittersum. (2009). A generic farming system simulator. (Eds.).Spring Academic Publishing.
- [5] C.O. Stöckle, M. Donatelli, R. Nelson R. CropSyst, a cropping systems simulation model. European journal of agronomy, vol. 18, n. 3-4(2003), p. 289-307.
- [6] M.K. Van Ittersum, F. Ewert, T. Heckelei, J. Wery, J. Alkan Olsson, E. Andersen, I. Bezlepkina, S. Brogaard, M. Donatelli, G. Flichman, L. Olsson, A. Rizzoli, T. van der Wal, J.E. Wien, J. Wolf .(2008). 'Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS)', *Agricultural Systems* 96 150-165.
- [7] M. Zaraa M. Le dessalement en Tunisie pour l'amélioration de la qualité de l'eau potable desservie, ADIRA Workshop, Marrakech, 26 Avril 2008.

Traitement des eaux polluées par plomb par une smectite modifiée

Mazouri Belhadri^{1,2} Mohamed Sassi², Abdelkader Bengueddach²

1: Laboratoire de Rhéologie, Transport des fluides complexes, Département d'hydraulique, Faculté d'Architecture et Génie Civil. BP 1505 EL Menouar, Université des Sciences et de la Technologie Mohamed Boudiaf Oran, Algérie. +213

664595006, bhmazouri@yahoo.fr,

mazouri.belhadri@univ-usto.dz,

2: Laboratoire de Chimie des Matériaux – Département de Chimie, Université d'Oran I « Ahmed Benbella ». BP 1524 El-Menaouer- 31000 –Oran, Algeria.

Résumé :

Certains métaux sont toxiques et considérés comme des polluants dangereux en raison de leur stabilité dans l'environnement. Les technologies actuelles impliquent des matériaux difficiles à synthétiser, coûteux, ou potentiellement toxiques.

Dans cette étude, le potentiel d'une smectite algérienne modifiée comme adsorbant à faible coût a été évalué pour l'élimination du Pb(II) de solution aqueuse. De l'argile homoionique sodique a été préparée par traitement d'une argile naturelle algérienne.

Les interactions de l'adsorbant et du métal ont été étudiées sous différentes conditions: temps de contact, pH, concentration du métal et la quantité d'argile. Les interactions étaient dépendantes du pH et l'enlèvement du polluant était contrôlé par la quantité d'argile et la concentration initiale du plomb.

Les résultats de l'étude cinétique sont décrits par un pseudo modèle du second ordre. Les modèles Langmuir et Freundlich

ont été ajustés à l'isotherme expérimental. L'isotherme de Langmuir montre une meilleure présentation. Ces travaux suggèrent que l'argile modifiée pourrait être un candidat prometteur pour l'élimination des ions du plomb des solutions aqueuses.

Mots clés : Smectite, pollution, pseudo ordre, isotherme d'adsorption, plomb, diffusion.

Treatment of polluted water by lead with a modified smectite

Abstract:

Some metals are toxic and considered hazardous pollutants due to their stability in the environment. Current technologies involve materials which can be difficult to synthesize, are high-cost, or are themselves potentially toxic.

In this study, the potential of modified Algerian bentonite as low-cost adsorbent for Pb(II) removal from aqueous solutions was evaluated. Sodium homoionic clay was prepared through the treatment of natural Algerian clay.

Parameters affecting metal uptake, including contact time and lead(II) concentration, pH values, and mass of adsorbents, were evaluated. The results obtained allowed us to conclude that the kinetic data was better represented by the pseudo second-order model. Langmuir and Freundlich models were fitted to experimental isotherms. The Langmuir model shows a better representation of the isotherm data for Pb ions.

This work suggested that the modified clay may be promising candidates for the removal of lead from aqueous solutions.

Keywords: smectite, pollution, pseudo order, Adsorption isotherm, lead, diffusion.

INTRODUCTION

Les métaux lourds sont naturellement présents dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants. Certains sont essentiels à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques et dont l'absence entrave le fonctionnement ou empêche le développement d'un organisme [1]. À des concentrations plus élevées que la normale, les métaux lourds peuvent entraîner des nuisances plus ou moins graves pour l'être humain [2], la faune et la flore [3-4]. Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. L'augmentation des concentrations en métaux dans l'environnement est générée principalement par des facteurs anthropiques comme l'activité minière [5], les pratiques agricoles [6], les activités industrielles [7], les rejets des effluents résiduels urbains [8] et les moyens de transport [9]. Bien que les sources anthropiques soient les causes principales de la pollution de l'environnement; les métaux lourds peuvent également être introduits par des processus naturels [10]. Les sources naturelles peuvent inclure les eaux et l'érosion des roches et du sol [11]. Depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols [12] ou par voie aqueuse via l'eau, les matières en suspension ou les sédiments de fond des cours d'eau [13]. Les métaux lourds ne sont pas biodégradables et ils ont le pouvoir de s'accumuler dans les tissus des êtres vivants [14]. Le cuivre est très toxique et cause des endommagements au niveau des reins, de l'appareil digestif et au niveau du système nerveux central [15].

De nombreuses technologies ont été développées pour l'élimination des métaux lourds des solutions aqueuses comme la précipitation chimique [16], la nanofiltration [17], l'osmose inverse [18], l'oxydo-réduction [19], la flottation [20] et le traitement électrochimique [21]. Cependant, l'utilisation pratique de ces techniques est souvent limitée par un prix de revient très élevé (réactifs, besoins énergétiques), production de déchets dangereux, élimination incomplète des métaux [22].

L'adsorption a été trouvée d'être la meilleure méthode pour l'élimination des métaux lourds en raison de son faible coût, son efficacité et sa simplicité [23].

Les minéraux argileux ont attiré beaucoup d'attention en raison de leurs caractères de fonctionnalités distinctifs telles que les propriétés d'échange d'ions, leur grande surface spécifique, leur capacité de sorption élevée, le gonflement, le comportement d'intercalation et leur coût inférieur par rapport aux matériaux synthétisés [24].

Le but du présent travail est d'étudier, dans une optique d'optimisation, l'influence de quelques paramètres clés sur la capacité d'adsorption du plomb par un adsorbant élaboré à partir d'une argile locale très disponible et bon marché, et ce, à partir de solutions aqueuses artificiellement polluées. Une modélisation des isothermes d'adsorption a été également réalisée afin de comprendre la nature des mécanismes réactionnels mis en jeu lors du présent phénomène de sorption.

MATERIELS ET METHODES

Réactifs

Tous les produits chimiques et les réactifs utilisés étaient de qualité analytique. Une solution mère contenant 1g.L^{-1} de plomb a été préparée par dissolution de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ dans 1 litre d'eau distillée et utilisée pour préparer des solutions d'adsorbant par dilution appropriée. Le pH est ajusté aux valeurs désirées par des solutions de HCl et du NaOH.

Matériaux

Dans cette étude, l'adsorbant (ANM) utilisé est un matériau argileux naturel (sans prétraitement physique ou chimique préalable) provenant de la région de Magnia de l'ouest Algérien.

Les caractérisations physico-chimique et minéralogique de ANM ont montré que c'est une argile de type smectite associée à des impuretés. La capacité d'échange cationique (CEC) est $73,20\text{ meq/g}$, la densité est de $2,55\text{ g cm}^{-3}$, son indice de plasticité est de $49,96$ [25]. L'adsorbant (ANNa) utilisé dans cette étude est obtenu par des traitements successifs avec des solutions de chlorure de sodium NaCl (0,5 M) sous reflux à une température de $70\text{ }^\circ\text{C}$. Ces opérations sont suivies par plusieurs lavages successifs à l'eau distillée jusqu'à l'élimination totale des ions chlorures (test de AgNO_3 négatif).

Méthodes de caractérisation

Les échantillons argileux sont caractérisés par diffraction des rayons X dans l'intervalle de $2^\circ(2\theta)$ à $70^\circ(2\theta)$ en utilisant un diffractomètre de type Philips PW1830 avec une anticathode Cu ($\lambda_{\text{Cu}} = 1,5406\text{ \AA}$). La composition chimique des matériaux a été déterminée par fluorescence des rayons X à l'aide d'un appareil type Philips PW2540 Magix.

Le dosage du plomb a été effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique (A.A.S) / avec un appareil de marque PERKIN-ELMER A. Analyst100. Pour les mesures du pH des solutions, un pH-mètre Hanna 210 a été utilisé.

Procédure expérimentale

Les expériences d'adsorption ont été réalisées, en triplicata, en mettant contact $0,5\text{ g}$ de ANNa avec 500 mL de la solution du plomb. Pour la cinétique d'adsorption, des échantillons ont été pris à des intervalles de temps prédéterminés ($0 - 167\text{ min}$), filtrés puis analysés par absorption atomique.

L'influence du pH est étudiée dans un pH variant de 2 à 6. L'étude est limitée à pH égale à 6 en raison de la formation du précipité $\text{Pb}(\text{OH})_2$ [26]. L'effet de la dose d'adsorbant a été étudié pour des valeurs égales à $0,25\text{g}$, $0,5\text{g}$, 1g , $1,5\text{g}$, 2g , $2,5\text{g}$, 3g , $3,5\text{g}$ et 4g .

Pour établir l'isotherme d'adsorption, cette étude a été réalisée avec différentes concentrations initiales de Pb variant de 5 à 200 mg/L .

La quantité du plomb adsorbée par gramme d'argile, q (mg.g^{-1}) est calculée selon la formule suivante :

$$q = \frac{C_0 - C_f}{m} V \quad (1)$$

où C_0 et C_e sont respectivement les concentrations initiale et finale du cuivre en solution qui s'expriment en mg.L^{-1} . V est le volume en litre de la solution et m représente la masse de l'adsorbant en gramme. La mesure de la concentration non adsorbée de Cu(II) est mesurée par adsorption atomique.

RESULTATS ET DISCUTIONS

Caractérisation

Les diffractogrammes de ANM et ANNa sont présentés sur la Figure 1. Le diffractogramme des RX de l'argile modifiée ANNa indique une diminution de la raie d_{001} de 1,561 nm vers 1,291 nm par rapport à celle de l'argile brute ANM. Cela est dû au remplacement des cations échangeables de nature diverse par des cations sodium [27]. Ce changement est confirmé par l'analyse chimique donnée dans le tableau I.

L'analyse chimique (Tableau I) montre que la réaction d'échange d'ions a bien eu lieu. En effet, une augmentation des quantités de sodium observée.

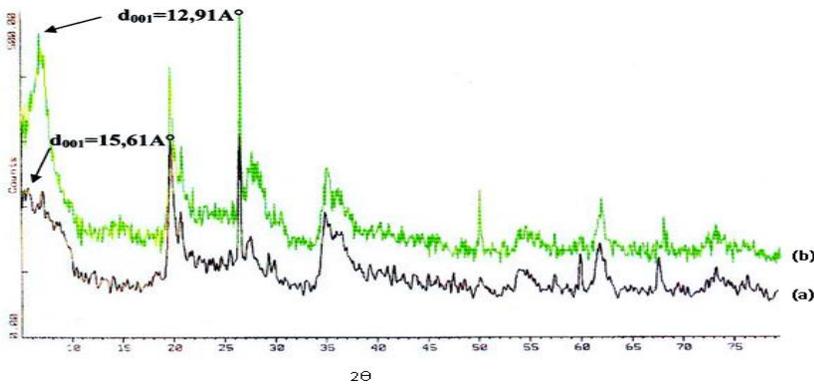


Fig.1. Spectres de diffraction des rayons X des échantillons(a) ANM, (b) ANNa

Tableau I: Composition chimique en % molaire d'oxydes des échantillons ANM et ANNa

Composition chimique	AMN	ANNa
Si	20.96	30.64
Al	7.76	9.72
O	63.25	47.14
Fe	1.98	1.57
Mg	2.07	2.41
Na	1.80	3.01
Ca	0.55	0.48
K	1.64	1.60

Etude de l'influence de la quantité de l'adsorbant

Différentes quantités d'argile dans la gamme de 0,25 à 4 g a été ajoutée à des solutions de 500 ml de Pb(II) avec une concentration constante de la solution utilisée. Le pourcentage d'adsorption de plomb (II) augmente jusqu'à une certaine limite avec l'augmentation de la masse de l'adsorbant comme le montre la figure 2, qui représente la quantité du polluant adsorbée par gramme d'argile en fonction de la masse de l'adsorbant, Le maximum d'adsorption est observée pour une masse de 1 g.L⁻¹ ensuite elle décroît. La diminution de la densité d'adsorption peut être dû au fait que lorsque la masse de l'adsorbant est inférieure à 1 g, les ions métalliques peuvent facilement atteindre les sites d'adsorption. Pour des quantités supérieures à 1 g le nombre de ces sites par unité de masse diminue en raison de l'agrégation et de floculation des particules [28]. Par conséquent, une dose d'adsorption de 1 g L⁻¹ est utilisée pour toutes les mesures suivantes.

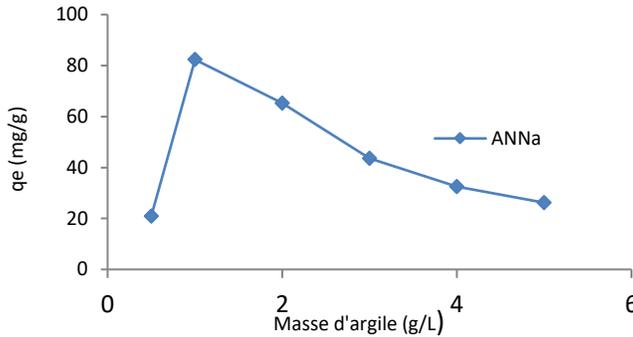


Fig.2. Influence de la quantité de l'adsorbant sur l'adsorption du Pb(II)

Effet du pH

Le pH constitue l'un des plus importants paramètres qui affectent l'adsorption de métaux lourds par des adsorbants solides dans une solution aqueuse. Pour optimiser le pH, une étude de l'adsorption du Pb(II) en fonction de la variation du pH allant de 2 à 6 est réalisée avec une concentration initiale de 5 mg.L⁻¹ et une dose de l'adsorbant (ANNa) de 1 g.L⁻¹. Les résultats de cette étude (Fig.3) montrent que la quantité de métal adsorbée augmente en fonction de l'augmentation du pH de la solution. L'adsorption maximale est presque complète (100%) à pH = 5,6. Pour les valeurs de pH > 5,6, un plateau est atteint. Ces résultats peuvent être expliqués, en premier lieu, par le fait que, à un pH faible, une compétition est établie entre les ions hydronium et les ions Pb(II) présents dans la solution entourant l'adsorbant [29]. Lorsque le pH augmente, la concentration en ions hydronium dans la solution diminue et les ions Pb(II) atteignent facilement les sites disponibles dans le solide, et par conséquent, l'adsorption du plomb (II) croît [30]. En second lieu, il est également possible que, à un pH faible, les atomes d'oxygène de la surface de l'argile interagissent avec de l'eau en milieu acide et forment des complexes qui empêchent les ions métalliques d'atteindre les sites d'adsorption. Une augmentation du pH de la solution conduit à une réduction de la répulsion électrostatique et par conséquent une augmentation de la quantité de Pb(II) adsorbée [30]. Afin d'éviter la précipitation du Pb(II), qui se produit à un pH élevé, une valeur de pH de 5,7 est utilisée pour toutes les mesures ultérieures.

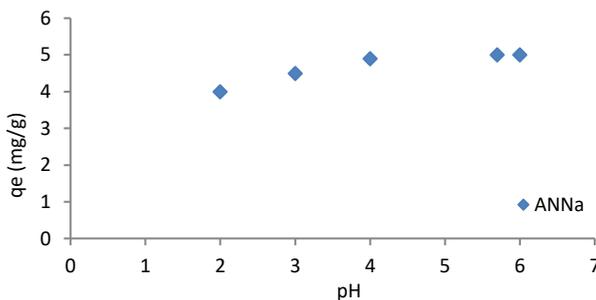


Fig. 3. Influence du pH sur l'adsorption du Plomb(II) par ANNa.

Etude cinétique

Le temps de la mise en équilibre est un paramètre important qui permet la détermination de la vitesse d'élimination du métal et par conséquent l'évaluation de l'efficacité de l'adsorbant.

L'effet du temps de contact sur l'élimination du plomb (II) par l'argile modifiée est représenté sur la Figure 4. La quantité adsorbée de plomb (II) augmente avec la durée du contact, elle devient alors constante lorsque l'équilibre est atteint. Au début du processus La vitesse d'adsorption initiale du métal est très élevée en raison de la disponibilité des sites d'adsorption. Étant donné que les sites d'adsorption ont été progressivement saturés, l'adsorption devient lente et la cinétique devient plus dépendante de la vitesse à laquelle les adsorbats ont été transportées aux sites d'adsorption [31]. Il est à noter qu'un temps de contact de 10 min seulement est suffisant pour atteindre l'équilibre.

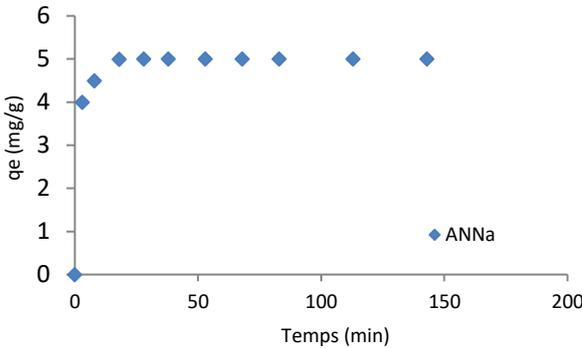


Fig. 4. Cinétiques de l'élimination du plomb(II) par ANNa

Afin d'évaluer le mécanisme de cinétique qui contrôle le processus d'adsorption, les données expérimentales ont été interprétées par les modèles de diffusion de pseudo-premier ordre, de pseudo-deuxième ordre et intraparticulaire. La forme linéaire de l'équation (2) du pseudo premier ordre selon Lagergren [32] est :

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1 \cdot t}{2.303} \tag{2}$$

où q_e et q_t sont les quantités ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) adsorbées du Pb(II) par unité de masse à l'équilibre et à l'instant t (min). k_1 est la constante de vitesse d'adsorption (min^{-1}).

La représentation graphique de la variation du $\log(q_e - q_t)$ en fonction du temps (t) donne lieu à une droite à partir de laquelle la valeur théorique de k_1 est calculée.

L'équation du pseudo second ordre [33] est exprimée par l'équation 3:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \tag{3}$$

où k_2 ($\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$) est la constante de vitesse de pseudo-second ordre, q_e et q_t sont les quantités adsorbées par unité de masse à l'équilibre et à l'instant t , q_e et k_2 sont déterminé à partir de la courbe donnant t/q_t en fonction du temps t .

La valeur de la vitesse de diffusion intra-particulaire k_3 de l'adsorbat à l'intérieur des pores de l'adsorbant [34] est calculée en utilisant l'équation (4) suivante :

$$q_t = k_3 t^{0.5} + I \tag{4}$$

Les résultats de la cinétique ont été testés en premier lieu par le modèle pseudo premier ordre. Le coefficient de corrélation et les constantes du pseudo premier ordre sont donnés sur le tableau 2. la valeur de q_e déduite ne correspond pas à la valeur de q_e expérimentale. Cependant, la valeur de q_e déduite du pseudo second ordre se rapproche de la valeur expérimentale et le coefficient de corrélation est égal à l'unité. Par conséquent, ce modèle est le plus représentatif de cette cinétique. La même

tendance a été également reportée par plusieurs auteurs [23, 24] de leurs études sur l'adsorption des métaux lourds sur des argiles modifiées.

Le tableau 2 illustre que les courbes de la diffusion intra-particule ne passent pas par l'origine (l est différent de zéro). Ceci explique que la diffusion n'est pas l'étape limitante et qu'ils existent d'autres phénomènes qui régissent le processus d'adsorption du plomb (II) tels que l'échange d'ions. Des résultats similaires sont reportés dans la littérature (R. R. Pawar et al(2016) [35])

Tableau2.Les paramètres cinétiques de l'élimination du Pb(II) par l'adsorbant ANNa.

Modèle	Paramètre	ANNa
Pseudo-first-ordre	qe(mg/g)	0,021
	k ₁ (min ⁻¹)	0,093
	R ²	0,857
Pseudo- second- ordre	qe(mg/g)	5,000
	K ₂ (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	20,000
	R ²	1,000
Intra-particule diffusion	K ₃ (mg g ⁻¹ min ⁻¹)	0,003
	l(mg g ⁻¹)	4,979
	R ²	0,957
qe (Expérimental)	4.906	5,00

Influence de la concentration initiale du plomb

La figure (5) représente la quantité du plomb adsorbée par unité de masse en fonction de la variation de la concentration initiale. On constate que la quantité du plomb adsorbée augmente avec l'augmentation de la concentration de plomb mise en solution. Pour des concentrations supérieures à 150 mg/l, l'adsorption du plomb devient constante.

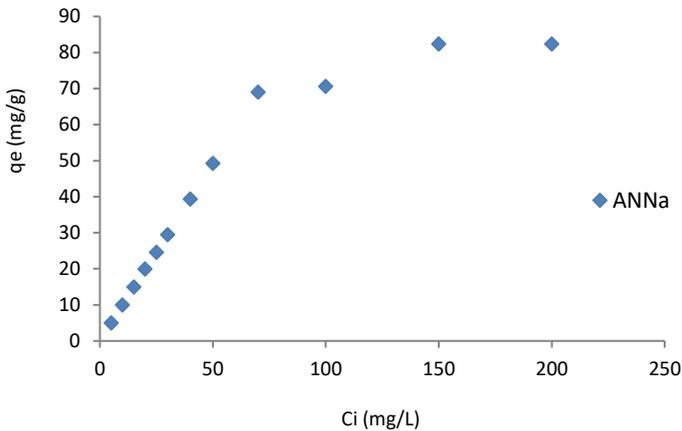


Fig.5 Influence de la concentration initiale du Pb(II) sur la capacité d'adsorption

Les résultats obtenus ont été modélisés en utilisant les deux modèles empiriques de de Langmuir et Freundlich.

Le modèle de Langmuir [36] implique une adsorption monocouche sur une surface contenant des sites individuels fixes. Ces sites de liaison ont une énergie uniforme d'adsorption. La forme linéaire de l'isotherme de Langmuir est représentée par l'équation [5] suivante:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (5)$$

où q_e est la quantité de polluant adsorbée à l'équilibre (en mg.g⁻¹), q_m représente la capacité maximale d'adsorption (en mg.g⁻¹), C_e est la concentration finale du plomb en solution qui s'exprime en mg.L⁻¹ et K_L la constante relative à l'énergie d'adsorption (en L.g⁻¹). La représentation graphique (fig.6) de la variation du rapport (C_e / q_e) en fonction de (C_e) donne lieu à une droite à partir de laquelle les valeurs théoriques q_m et K_L sont calculées.

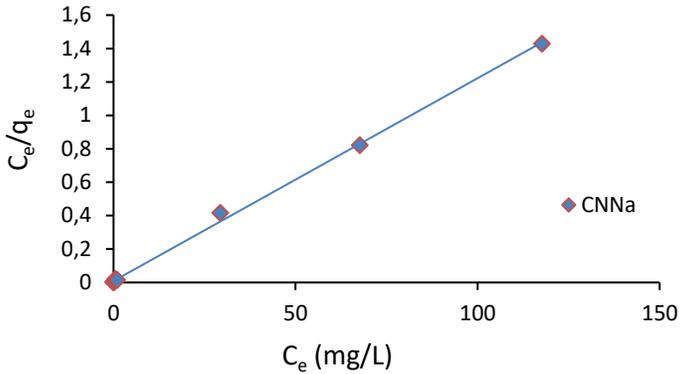


Fig. 6. Application du modèle de Langmuir pour l'adsorption de Pb(II) par l'adsorbant ANNa.

L'adsorption sur des surfaces hétérogènes est bien décrite par le modèle Freundlich [37]. La forme linéaire de l'isotherme de Freundlich est donnée par l'équation(6) suivante :

$$\text{Log}q_e = \frac{1}{n} \text{Log}C_e + \text{Log}k_F \quad (6)$$

tel que k_F est la constante de Freundlich et n est un facteur relatif à l'intensité d'adsorption, appelé aussi facteur d'hétérogénéité. La représentation graphique (Fig.7) de la variation de $\text{Log} q_e$ en fonction de $\text{Log} C_e$ conduit à une droite de régressions à partir de laquelle les valeurs n et k_F sont calculées.

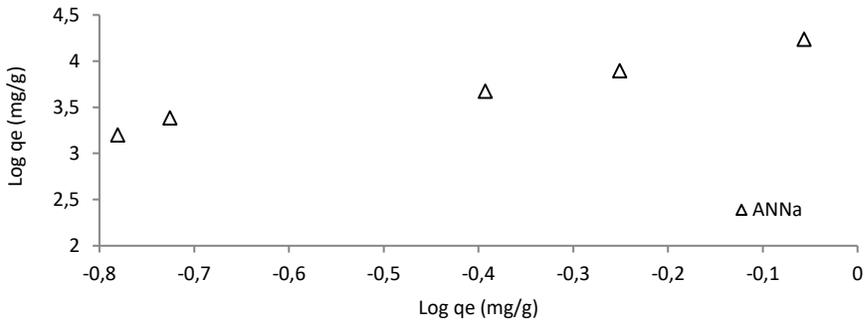


Fig. 7. Application du modèle de Freundlich pour l'adsorption Pb(II) par l'adsorbant ANNa.

En comparant le coefficient de détermination R^2 (tableau 3), il apparaît que l'adsorption de plomb(II) sur ANNa est mieux décrite par le modèle de Langmuir plutôt que Freundlich. D'où la supposition que le phénomène d'adsorption étudié se produit en monocouche sur des sites actifs ayant des affinités quasi-similaires vis-à-vis du métal

Les caractéristiques de l'isotherme de Langmuir peuvent être exprimés par le paramètre d'équilibre, R_L [38] sans dimension, dont l'utilité est la connaissance du type d'équilibre (favorable ou défavorable à l'adsorption) qui a lieu entre les phases liquides et solides. Il est exprimé par l'équation (7):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (7)$$

où C_0 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) est la concentration initiale en plomb(II) et K_L ($\text{l} \cdot \text{mg}^{-1}$) est la constante de Langmuir liée à l'énergie d'adsorption. Le facteur R_L donne des informations sur le processus d'adsorption à être irréversible ($R_L = 0$), favorable ($0 < R_L < 1$), linéaire ($R_L = 1$) ou défavorable ($R_L > 1$). Comme le montre La courbe de R_L en fonction de C_0 (Figure 8) et le tableau IV.2, les valeurs de R_L adsorbants sont entre zéro et l'unité ce qui indique que l'adsorbant présente une adsorption favorable pour les ions plomb. Des résultats similaires ont également été observés lors de l'adsorption de des métaux lourds sur des argiles par Liu et al [39].

Comme le montre La courbe de R_L en fonction de C_0 (Figure 8), la valeur de R_L pour l'adsorbant est entre zéro et l'unité ce qui indique que cet adsorbant présente une adsorption favorable pour les ions plomb.

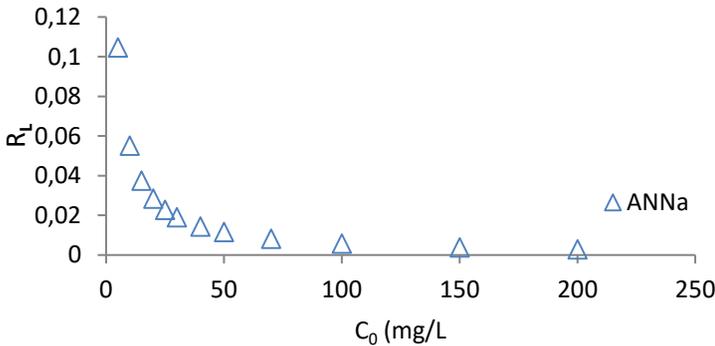


Fig. 8.Facteur de séparation pour l'adsorption du plomb (II) par l'adsorbant ANNa.

Tableau 3. Constantes des isothermes de Langmuir et Freundlich pour l'adsorption du plomb(II) par l' adsorbant ANNa.

Modèle	Paramètre	ANNa
Langmuir	m (mg/g)	83,333
	R^2	0,996
	R_L	0,0029–0,104
Freundlich	K_f	34,6
	n	4,608
	R^2	0,921

CONCLUSION

Une smectite, matériau simple, universel et de faible coût a subi une modification par échange cationique dont l'objectif est l'étude de l'élimination du plomb.

Il ressort de cette étude les résultats suivants :

- La cinétique d'adsorption obéit au modèle du second pseudo ordre et que la diffusion intraparticulaire n'est pas l'étape limitante et qu'ils existent d'autres phénomènes qui régissent le processus d'adsorption du plomb(II).
- Les paramètres pH et la quantité d'adsorbant influent d'une façon plus importante sur la fixation du cuivre (II) sur les trois matrices préparées.
- L' isotherme de Langmuir est le modèle qui caractérise le mieux, la fixation du plomb sur le matériau préparé. La capacité d'adsorption maximale obtenue est de 82,45mg/g.

Par conséquent, compte tenu de l'ensemble des résultats fournis par cette étude, l'argile sodée bon marché et facile à préparer à partir d'un matériau naturel pourrait être considérée comme un matériau assez prometteur pour être utilisé en tant qu'adsorbant efficace pour l'élimination du plomb(II) présent dans les effluents liquides. Les résultats indiquent que cet adsorbant a une assez haute capacité pour l'élimination des ions de plomb. Ceci suggère que l'argile de Maghnia modifiée constitue une solution efficace pour le traitement des effluents pollués par les métaux lourds.

Références

- [1] D.G. Sfakianakis, E. Renieri, M. Kentouri, A.M. Tsatsakis, Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review, *Environmental research* 137(2015) 246–255.
- [2] S. Chowdhury, M.A.J. Mazumder, O. Al-Attas, T. Husai, Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries, *Science of The Total Environment* 569–570 (2016) 476–488.
- [3] .A. Lee, I.D. Marsden, C.N. Glover, The influence of salinity on copper accumulation and its toxic effects in estuarine animals with differing osmoregulatory strategies, *Aquatic Toxicology* 99 (2010) 65–72.
- [4] M. Varun, R. D'Souza, J. Pratas, M.S. Paul, Metal contamination of soils and plants associated with the glass industry in North Central India: prospects of phytoremediation, *Environmental Science and Pollution Research* 19 (2012) 269–281.
- [5] O. Gonzalez-Fernandez, I. Queralt, M.L. Carvalho, G. Garcia, Lead, Zinc, Arsenic and Copper Pollution in the Alluvial Plain of a Mining Wadi: The Beal Case (Cartagena–La Union Mining District, SE Spain), *Water, Air, & Soil Pollution* 220 (2011) 279–291.
- [6] M. Adrees, S. Ali, M. Rizwan, M. Ibrahim, F. Abbas, M.Farid, . M. Zia-ur-Rehman, M. Kirshad, S.A. Bharwana, The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review, *Environmental Science and Pollution Research* 22 (2015) 8148–8162.
- [7] S. Landsberger, F. Skander, S Basunia, D. Barnes, M. Kaminski, Lead and copper contamination of soil from industrial activities and firing ranges, *Biological Trace Element Research* 71(1999) 387–396.
- [8] H.A. Naser, Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: A review, *Marine Pollution Bulletin* 72 (2013) 6–13.
- [9] M.N. Alyemeni, I.A.A. Almohisen, Traffic and industrial activities around Riyadh cause the accumulation of heavy metals in legumes: A case study, *Saudi Journal of Biological Sciences*. 21(2014) 167–172.
- [10] K.L. Hogsden, J.S Harding, Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs, *Environmental Pollution* 162 (2012) 466-474
- [11] S. Wang, C.N. Mulligan, Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater, *Environmental Geochemistry and Health* 28 (2006) 197–214
- [12] N. Oucher, R.Kerbachi, A. Ghezloun, H. Merabet, Magnitude of Air Pollution by Heavy Metals Associated with Aerosols Particles in Algiers, *Energy Procedia* 74 (2015) 51–58.
- [13] A. Cęgłowska, K. Sokołowska., A Samecka-Cymerman, K. Kolon, S. Jusik, A.J. Kempers, Copper and zinc in *Elodea Canadensis* from rivers with various pollution levels, *Ecological Indicators* 67 (2016) 156–165.
- [14] A.P Bitencourt, .D.C. Pereira, I.D da Silva Neto, M.A.C..Crapez, The toxic effect of copper on the association between ciliates *Euplotesvannusand Euplotescrassus* and their naturally associated bacteria isolated from a polluted tropical bay, *Regional Studies in Marine Science* 3(2016) 25–32
- [15] R. Gündogan, B. Acemioglu, M.H. Alma, Copper (II) adsorption from aqueous solution by herbaceous peat, *Journal of Colloid and Interface Science* 269 (2004) 303–309.
- [16] D. Kavak; Removal of lead from aqueous solutions by precipitation: statistical analysis and modeling, *Desalination and Water Treatment* 51 (2013) 1720–1726.
- [17] C. Fersi Bennani, O. M'hiri, Comparative study of the removal of heavy metals by two nanofiltration membranes, *Desalination and Water Treatment* 53 (2015) 1024–1030.
- [18] E. Dialynas, E. Diamadopoulos, Integration of a membrane bioreactor coupled with reverse osmosis for advanced treatment of municipal wastewater. *Desalination*, 238 (2009) 302–311.
- [19] S.Y. Chen, W.H. Chen, C.J. Shih, Heavy metal removal from wastewater using zero-valent iron nanoparticles, *Water Science and Technology* 58(2008) 1947–1954.
- [20] X.Z. Yuan, Y.T. Meng, G.M. Zeng, Y.Y. Fang, J.G. Shi, Evaluation of tea-derived biosurfactant on removing heavy metal ions from dilute wastewater by ion flotation *ColloidsandSurfaces A* 317 (2008) 256–261
- [21] M. Hunsom, K. Pruksathorn, S. Damronglerd, H. Vergnes, P. Duverneuil, Electrochemical treatment of heavy metals (Cu²⁺, Cr⁶⁺, Ni²⁺) from industrial effluent and modeling of copper reduction, *Water Research* 39 (4) (2005) 610–616
- [22] E. Malkoc, Y. Nuhoglu, M.Dundar, Adsorption of chromium (VI) on pomace-An olive oil industry waste: Batch and column studies, *Journal of Hazardous Materials* 138 (2006) 142–151.
- [23] P.Z. Ray, H.J., Shipley Inorganic nano-adsorbents for the removal of heavy metals and arsenic: a review, *RSC Advances*; 5 (2015) 29885–29907.
- [24] M.Soleimani, Z. H.Siahpoosh, Ghezlejh nanoclay as a new natural adsorbent for the removal of copper and mercury ions: Equilibrium, kinetics and thermodynamics studies, *Chinese Journal of Chemical Engineering* 23 (2015) 1819–1833.
- [25] M. Belhadri Application des argiles, argiles pontées dans le traitement des eaux, thèse de doctorat en sciences usto, Algerie 2019.
- [26] K.G. Bhattacharyya, S.S. Gupta Adsorptive accumulation of Cd(II), Co(II), Cu(II), Pb(II), and Ni(II) from water on montmorillonite: Influence of acid activation, *Journal of Colloid and Interface Science*, 310 (2007), 411–424.
- [27] A. El Hechi, O. Ben Amor, E. Srasra, F. Zargouni, Physico-chemical characterization of acid-activated clay: its industrial application in the clarification of vegetable oils. *Surface Engineering and Applied Electrochemistry*, 45(2009) 140–144.
- [28] Yang S, Zhao D, Zhang H, Lu S, Chen L, Yu X Impact of environmental conditions on the sorption behavior of Pb (II) in Nabentonite suspensions. *Journal of Hazardous Materials* 183(1) (2010), 632–640.
- [29] C. Jain, Ram D (1997) Adsorption of lead and zinc on bed sediments of the river Kali. *Water Research* 31(1):154–162.

- [30] Abollino O, Giacomino A, Malandrino M, Mentasti E (2008) Interaction of metal ions with montmorillonite and vermiculite. *Applied Clay Science*, 38(3):227–236.
- [31] V. Asokbunyarat, E. D. van Hullebusch, P.N.L. Lens, Annachhatre A.P. Immobilization of metal ions from acid mine drainage by coal bottom ash, *Water Air Soil Pollution* (2017) 228:328.
- [32] S. Lagergren, About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *KungligaSvenskaVetenskapsakademiens Handlingar*, 24 (1898)1–39.
- [33] Y.S .Ho, G. McKay, The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat, *Water Research* 34 (2000)735–742.
- [34] W.J. Weber, J.C. Morris, Kinetics of adsorption of carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineering* 89 (1963)31–60.
- [35] R.R. Pawar, H.C. Bajaj, S-M. Lee, Activated bentonite as a low-cost adsorbent for the removal of Cu(II) and Pb(II) from aqueous solutions: Batch and column studies *Journal of Industrial and Engineering Chemistry Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 34 (2016) 213–223.
- [36] I. Langmuir, The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum, *Journal of the Chemical Society* 40(1918) 1361–1403.
- [37] H.M.F. Freundlich, Über die adsorption in lösungen, *ZeitschriftfürPhysikalische, Chemie* 57(1906) 385–470
- [38] H.Fan, L.Zhou, X.Jiang, Q.Huang, W.Lang, Adsorption of Cu²⁺ and methylene blue on dodecyl sulfobetaine surfactant-modified montmorillonite, *Applied Clay Science* 95 (2014) 150–158.
- [39] X. Liu, P.Hicher, B. Muresan, N. Saiyouri, P.-Y.Hicher, Heavy metal retention properties of kaolin and bentonite in a wide range of concentration and different pH conditions, *Applied Clay Science* 119(2016) 365–374.

Possibilité d'élimination de la matière organique et de la turbidité des eaux du barrage Koudiet Meddouar à Batna, (Algérie) par coagulation -floculation au sulfate d'aluminium

Guergazi Saadia¹, Youcef Leila², Ounoki Samira³, Ouakouak Abdelkader⁴, Masmoudi Toufik⁵ et Achour Samia⁶
1,2 3,4, 5et 6 Laboratoire Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface-LARHYSS
Faculté des Sciences et de la Technologie Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Biskra, Algérie
s.guergazi@univ-biskra.dz

Résumé

Les eaux de surface contiennent des substances ou des micro-organismes qui par leur nature et leur concentration peuvent étre indispensables, inacceptables, indésirables, voire toxiques ou dangereux. L'eau prélevée des eaux de surface n'est généralement pas utilisable directement pour la consommation humaine car des éléments liés à l'activité de l'homme peuvent étre entraînés (nitrates, matières organiques, pesticides, matières en suspension, micro-organismes...). La qualité des eaux de surface ; souvent polluées, et donc très variable et ne peut étre traitée qu'au cas par cas par des traitements appropriés à sa nature et à son degré de pollution. L'élimination des matières en suspension et la réduction de la matière organiques en particulier de type humique sont des objectifs souvent assurés au cours du procédé conventionnel de la clarification. La coagulation-floculation conditionnera le reste du traitement et elle permet, par un processus physico-chimique comprenant l'ajout de sels métalliques dénommés coagulant, d'éliminer les matières en suspension et de réduire la concentration de la matière organique principalement précurseurs des composés organohalogénés. Dans ce contexte, l'objectif principal de notre présent travail est d'étudier la possibilité d'éliminer de la matière organique de type humique (polyaromatiques), ainsi que la turbidité (matière en suspension) par coagulation -floculation au sulfate d'aluminium des eaux du barrage de Koudiet El M'ddouar à Batna (Algérie), qui est destinée à alimenter la station de traitement de Timgad à Batna en Algérie. Pour aboutir à notre objectif, différents paramètres réactionnels vont étre étudié à savoir : La détermination de la dose optimale du coagulant ; l'étude de l'effet du pH sur le procédé de la coagulation-floculation. Ainsi que, l'effet de l'utilisation des adjuvants sur le procédé de la coagulation-floculation. Les résultats que nous avons obtenus ont bien enregistré, bien que le procédé de la coagulation-floculation a bien prouvé son efficacité dans l'élimination de la matière organique de type humique (polyaromatiques), ainsi que les matières en suspension (turbidité) en particulier.

1. INTRODUCTION

Les ressources en eau proviennent des eaux de surface et des eaux souterraines renouvelables et non renouvelables. En Algérie, l'exploitation de ces ressources est très intense avec les besoins grandissants liés à l'essor démographique et le développement accéléré des activités économiques, notamment l'agriculture en irrigation et l'industrie. Mais pour une bonne gestion, la connaissance de ces ressources en eau et de leur qualité ainsi que, leurs traitements est une condition nécessaire. De ce fait, l'eau potable doit répondre à de très grandes exigences de qualité. Puisque, les eaux brutes qu'elles soient souterraines ou superficielles ne remplissent pas toujours les critères requis en termes de qualité chimique et microbiologique. C'est la raison pour laquelle l'eau doit étre traitée avant d'étre consommée. Donc, on applique des traitements qui peuvent varier suivant l'origine, la qualité de l'eau, et qui obéissent tous le même principe. Toutes ces étapes sont effectuées dans une usine de production d'eau potable. Parmi ces étapes on trouve le procédé de la coagulation, qui est une des plus importantes opérations dans la potabilisation des eaux de surface, tant par ses enjeux économiques que techniques. En effet, c'est l'opération la plus chère du procédé de potabilisation. Si le coagulant est sous-dose, la clarification est défectueuse ; s'il est surdose, la clarification est tout aussi défectueuse et ceci de façon quasiment irréversible. On perd ainsi à la fois de l'eau et le réactif qui coute cher. Dans ce contexte, l'objectif principal de notre présent travail est d'étudier la possibilité d'éliminer la matière organique de type humique (polyaromatiques) ainsi que la turbidité (matière en suspension) par coagulation -floculation au sulfate d'aluminium des eaux du barrage de Koudiet El M'ddouar à Batna (Algérie) qui est destinée à alimenter la station de traitement de Timgad à Batna en Algérie.

MATERIEL ET METHODES

2.1 Préparation du coagulant

Comme sel coagulant, le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 16H_2O$) a été utilisé. Une solution mère de $10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ a été préparée périodiquement par dissolution de ce coagulant dans de l'eau distillée.

2.2 Description des essais de floculation

Les essais de jar-test ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs. Au cours de notre étude, les eaux brutes du barrage enrichies par le coagulant sont soumises pendant 3 minutes à une agitation rapide de 150 tr/min. La vitesse est par la suite réduite à 45 tr/min pour une durée de 17 minutes. Ensuite, le surnageant est récupéré pour être filtré sous vide sur membrane de 0,45 μm de porosité. Le filtrat est ensuite dosé par analyse au spectrophotomètre à 250 nm et par turbidimètre. Le pourcentage d'abatement du composé organique est évalué par le calcul du rendement qui s'exprime par : $R\% = \frac{(C_0 - C_f)}{C_0} \times 100$

C_0 et C_f représentent respectivement les concentrations initiale et finale en matière organique sous forme de substances humiques et de la turbidité exprimées respectivement en mg/l et en NTU. Une fois la dose optimale du coagulant déterminée, nous avons testé l'effet des différents paramètres à savoir l'effet du pH, l'effet de l'utilisation des adjuvants sur le procédé de la coagulation-floculation tels que le charbon actif en poudre et le polymère.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Détermination de la dose optimale du coagulant (sulfate d'aluminium)

Le coagulant est introduit sous forme de petits volumes allant de 2 à 30 mg/l. Ces béciers sont soumis sous agitation très rapide suivie par une agitation lente. L'essai est réalisé sans ajustement du pH et à une température ambiante. Après 30 min de décantation, le surnageant est soumis à une filtration sous vide sur membrane de porosité 0,45 μm . Nous avons prélevé une certaine quantité d'eau tout en évitant une éventuelle remise en suspension du floc. Afin d'être analysé et déterminé les divers paramètres les plus influencés par cette étape à savoir.

Le rendement d'élimination de la matière organique de type humique contenue naturellement dans l'eau de barrage de Koudiet El M'douar. Le taux d'élimination de la turbidité, ainsi que l'alcalinité complète et le pH final. Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les courbes de la fig.1.

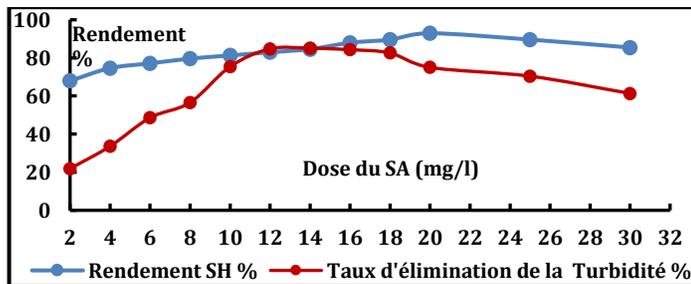


Fig. 1: Influence de la dose de coagulant sulfate d'aluminium (SA) sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de Koudiet El M'douar

D'après nos résultats, (Fig. 1) nous pouvons globalement constater que, le rendement d'élimination de la matière organique de type humique s'améliore avec l'augmentation de la dose de coagulant jusqu'à une dose de 20 mg/l qui correspond à un rendement de l'ordre de 92,92% puis une légère diminution est apparue. Parallèlement à la matière organique, l'évolution de la turbidité montre que la dose optimale du sulfate d'aluminium (SA) est obtenue à 14 mg/l.

Il est important de signaler d'une part que, l'évolution de la turbidité lorsque la dose de sulfate d'aluminium augmente se fait selon 3 zones distinctes.

- Turbidité diminue : déstabilisation et diminution des colloïdes.
- Optimum d'élimination des colloïdes : valeur minimale de la turbidité
- Turbidité augmente à nouveau : inversion des charges et restabilisation des colloïdes.

D'autre part, l'évolution du rendement d'élimination de la matière organique de type humique lorsque la dose de sulfate d'aluminium varie et la même évolution que la turbidité mais l'optimum de l'élimination de la matière organique ne coïncide pas avec celui de la turbidité et les doses nécessaires sont supérieures, ce qui prouve que la matière organique est donc en grande partie sous forme dissoute.

Par ailleurs, les rendements d'éliminations sont plus importants pour la matière organique de type humique (92,92%) en comparaison avec les taux d'élimination de la turbidité (85,08%) peuvent être attribuables aux dimensions et aux poids molaires élevés des différentes fractions des substances humiques et dont une partie est sous forme colloïdale ce qui facilite leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floccs. L'ensemble de nos résultats pourront être confirmés des travaux de certains chercheurs [1, 2, 3].

De même, les résultats que nous avons obtenus et présentés sur les histogrammes de la fig. 2 ont pu enregistrer que : Le pH et l'alcalinité (TAC) diminue avec l'augmentation de la dose de sulfate d'alumine.

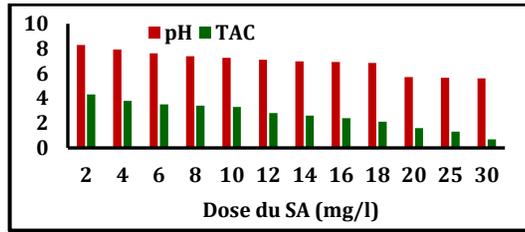


Fig. 2 : Evolution du pH et de la turbidité en fonction de la variation du sulfate d'aluminium (SA).

De ce fait la diminution du pH lorsque la dose de sulfate d'aluminium augmente à cause de la réaction d'hydrolyse du coagulant qui libère des ions H^+ dans l'eau.

Une autre particularité de l'addition de coagulant dans l'eau est la consommation d'alcalinité. Le TAC baisse du fait que lors de l'utilisation du sulfate d'alumine, chaque Al^{3+} nécessite pour passer à l'état $Al(OH)_3$, $3OH^-$ provenant des bicarbonates et de l'eau elle-même, des protons H^+ ont libérés et le pH s'abaisse donc également.

Cependant, l'ensemble de nos résultats sont comparables à ceux obtenus par travaux récents [3, 4, 5].

2.2. Influence du pH de coagulation

L'étude de ce paramètre s'avère important du fait qu'il conditionne d'une part la dissociation des groupements fonctionnels existant dans la structure de la matière organique en fonction de leur pKa et d'autre part la spéciation du coagulant (formes solubles ou insolubles, chargées ou neutres). La coagulation des eaux de barrage de Koudiet El M'douar par une dose constante de sulfate d'aluminium égale à 30 mg/l, a été réalisée dans une gamme de pH comprise entre 2 et 12. L'ajustement du pH est effectué à l'aide d'acide chlorhydrique ou de soude. Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les courbes de la fig.3.

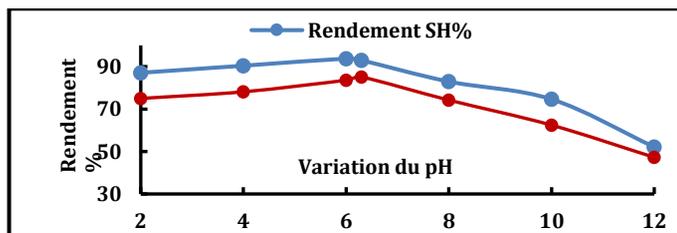


Fig.3 : Effet du pH de coagulation sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de Koudiet El M'douar.

D'après la fig.3, nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination de matière organique de type humique et de la turbidité à un pH voisin de la neutralité qui est 6,30. Les mécanismes les plus répondus sont des réactions entre la matière organique et les précipités amorphes du coagulant d'une part et les formes solubles de l'aluminium d'autre part. Cependant, au optima déterminé par les essais (pH = 6,3), les espèces hydrolysées prépondérantes de l'aluminium seraient des complexes solubles cationiques qui pourraient conditionner les mécanismes de la coagulation floculation. Les réactions possibles seraient la formation de complexes insolubles entre la matière organique de type humique et les composés hydroxo-aluminiques solubles [3].

Parallèlement à la variation de la dose de la masse du sulfate d'aluminium, on a marqué aussi que les pH finaux subissent une légère diminution par rapport au pH initial (tableau 1).

Tableau 1 : Effet de la variation du pH du traitement sur l'évolution du pHf et de l'alcalinité complet (TAC)

pH	2	4	6	6,3	8	10	12
pHf	1,99	3,2	5,37	5,7	7,64	8,75	11,75
TAC (°F)	0	0,3	1,7	2,6	4	4,55	8,7

D'une façon générale, il est à signaler que plus le pH augmente, plus le degré d'hydrolyse devient important, il en résulte ainsi une série de complexes hydroxy-alumineux $Al(OH)_4^-$; $Al(OH)_3$; $Al(OH)_2^+$ [6]. Ce qui diminue d'une part, l'efficacité de la coagulation/floculation par le sulfate d'alumine. D'autre part, il se traduit automatiquement à une augmentation dans les concentrations de l'alcalinité complète.

2.3. Influence des adjuvants

Nous avons testé au cours de notre étude deux types d'adjuvants selon le rôle que peut accomplir chacun d'eux. Il s'agit du charbon actif en poudre et du polymère utilisé au niveau de la station de Timgad. Pour aboutir à notre objectif, nos essais ont été effectués selon le protocole du Jar-test à dose constante de coagulant (sulfate d'alumine) et à dose variables d'adjuvant de (0,20 à 1g) pour le charbon actif en poudre et de (0,01 à 0,10 g) pour le polymère. Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les histogrammes de la fig.4.

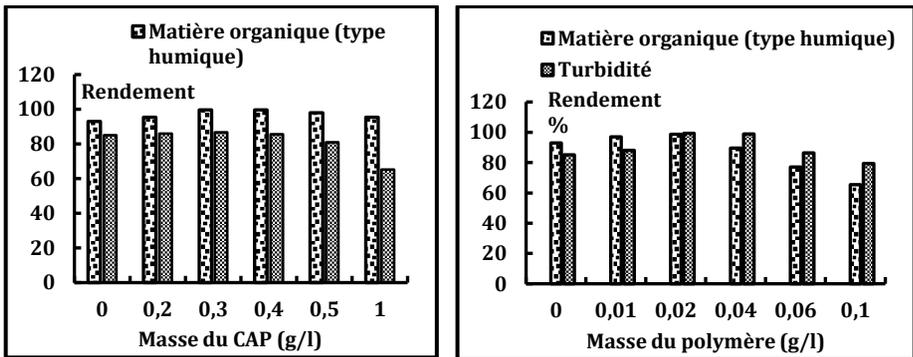


Fig.4 : Essai de l'effet de la dose du charbon actif en poudre et du polymère sur les rendements d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de Koudiet El M'daouar

D'après les résultats obtenus, nous remarquons que les rendements d'élimination augmentent au fur et à mesure qu'augmente la dose de l'adjuvant jusqu'à un optimale puis une diminution. Les floccs formés sont importants et décantent rapidement (décantation en piston), contrairement à l'utilisation du sulfate d'alumine seul (décantation diffuse).

On note ainsi que la comparaison des deux adjuvants montre que le charbon actif est le plus efficace, il conduit à une réduction de 99,60%) de la matière organique de type humique pour 0,3g/l. Mais le polymère améliore le rendement d'élimination de la turbidité jusqu'à 99,30 %) pour une dose 0,002g/ l.

3. Conclusion

Suite aux différents points soulevés et discutés au cours de cette étude, il ressort que l'étude de l'influence des traitements parallèles à la coagulation –floculation s'avère très importante pour juger de l'efficacité de l'abattement de la turbidité et la matière organique en particulier de type humique.

Le pH du traitement optimal est voisin à la neutralité.

L'injection d'adjuvants avec le sulfate d'alumine est nécessaire pour le traitement des eaux très chargées en matière organique. L'utilisation des adjuvants les polymères pour l'amélioration de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, nous semble être une solution intéressante pour remplacer le charbon actif.

Références

- [1] S. Achour, N. Guesbaya, Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques. *larhyss journal*, 04 (2005)., 153-168.
- [2] A. Lounnas, Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hamadi Krona de Skikda. Mémoire de Magister en chimie option : pollutions chimiques & environnement. Université du 20 août 1955 Skikda 2009.
- [3] N. Harrat Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface, Université de Biskra 2013.
- [4] L. Hecini, *Incidence de la coagulation-floculation des eaux sur l'élimination de la matière organique aromatique en présence de sels calciques, sulfatés et phosphatés* thèse de doctorat en sciences hydraulique Université de Biskra 2016.

- [5] N. Bacha, Influence de paramètres réactionnels sur la stœchiométrie sulfate d'aluminium /substances aromatiques acides dans des eaux a minéralisation variable. Thèse Doctorat en Sciences Hydraulique. Université de Biskra, 2017.
- [6] G. Cathalifaud, J. Ayele, M. Mazet, optimisation of micropollutant removal onto powdered activated carbon during the coagulation-flocculation step, j water srt –aqua 44, 2, (1995) 55-59.

Elimination d'un colorant azoïque par adsorption sur deux charbons en poudre et en grain

Halima Setti Benammar¹, Saâdia Guergazi² et Samia Achour³

^{1, 2, 3} Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface-LARHYSS, Faculté des Sciences et de la
Technologie Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Biskra, Algérie

¹halimasetti.benammar@univ-biskra.dz; ²s.guergazi@univ-biskra.dz; ³s.achour@larhyss.net

Résumé

Ces dernières années, le traitement des effluents chargés en colorants synthétiques a été l'intérêt de nombreuses chercheurs, qui ont été conclu que l'adsorption reste le procédé du traitement le plus efficace et le plus utilisé pour l'élimination des colorants, à cause de ses bons rendements obtenus. De ce fait, l'objectif de notre travail est de donner une contribution à la connaissance du pouvoir adsorbant du deux charbon actif le charbon active en poudre (CAP) et le charbon actif en grain (CAG) dans l'élimination d'un colorant azoïque (Rouge Congo). Pour aboutir à nos objectifs, différents paramètres réactionnel sont été étudiés afin d'optimiser l'élimination de ce colorant azoïque par l'utilisation de ces deux charbon actif. À savoir la cinétique de rétention du colorant, le pH du traitement, l'effet de la teneur initiale du Rouge Congo et la dose de l'adsorbant (CAP et CAG). Les résultats obtenus sont bien montré qu'il y a un bon rendement de l'ordre de 94,74% pour le CAP. Ainsi, l'équilibre est atteint au bout de 180 minutes de temps de contact. En ce qui concerne le CAG, le rendement optimal est de 43,33% obtenu pendant un temps d'équilibre de 240 minutes. Les pH acides du traitement sont favorables à l'élimination du Rouge Congo. Pour la variation de la teneur initiale du Rouge Congo et la masse du charbon actif ont enregistré une bonne élimination dans la faible gamme.

Mots clés : Rouge Congo, adsorption, charbon actif en poudre, charbon actif en grain

Elimination of an azo dye by adsorption on two powdered and grain coals

Abstract

In recent years, the treatment of effluents loaded with synthetic dyes has been interest to many researchers. Who have concluded that adsorption remains the most effective and widely used treatment method for the removal dyes, for his good returns. Therefore, the objective of our work is to contribute to the knowledge of the capacité of two activated carbon, the powder activated carbon (CAP) and the granulars activated carbon (CAG) in the removal of an azo dye (Congo Red). To achieve our objectives, various reactions parameters have been studied in order to optimize the elimination of this azo dye by the use of these two activated carbon. Namely the retention kinetics of the dye, the pH of the treatment, the effect of the initial content of Congo Red and the dose of the adsorbent (CAP and CAG). The results obtained have shown that there is a good yield of around 94.74% for the CAP. Thus, the equilibrium is reach after 180 minutes of contact time, and the optimal yield for the AGC is 43.33% obtained during an equilibrium time of 240 minutes. The acidics pH of the treatment are favorable for the elimination of Congo Red. For the variation of the initial content of the Red Congo and the mass of the activated carbon recorded a good elimination in the low range.

Key Words: congo red, adsorption, powder activated carbon, granular activated carbon

INTRODUCTION

Les colorants sont des polluants très répandus, une fois dissous dans l'eau, ils sont difficiles à être éliminer. La majorité des colorants utilisés sont des produits de synthèse, de structure moléculaire souvent complexe, stables et difficiles à dégrader [1]. Les colorants ont la réputation d'être des substances toxiques et persistantes dans l'environnement [2]. Donc, ils nécessitent des techniques physico-chimiques pour les dégrader. Parmi ces techniques, on trouvera les procédés d'adsorption qui ont été couronnées de succès dans l'élimination des espèces organiques. C'est une technique facile à mettre en œuvre. Le charbon actif est l'adsorbant le plus communément employé grâce à son pouvoir adsorbant qui est très important vis-à-vis des colorants. [3], [4]. C'est dans ce contexte que nous nous sommes proposé de faire une étude sur l'adsorption d'un colorant sur un charbon activé.

L'objectif de cette étude est de montrer l'intérêt du procédé d'adsorption sur l'élimination d'un colorant azoïque Rouge Congo (RC) sur charbon actif en poudre et en grain.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le colorant Rouge Congo est un colorant azoïque qui appartient à la famille des colorants directs, sa formule est $C_{32}H_{22}N_6Na_2O_6S_2$ et sa masse molaire est de 696,66 g/mol. La longueur d'onde maximale d'absorption est de 500 nm. En ce qui concerne l'adsorbant, on a utilisé le charbon actif en poudre ayant une surface spécifique égale à 658 m²/g et une granulométrie de 20 µm, et le charbon actif en grain dont il constitué de particules de forme irrégulière et d'une surface spécifique de 550 m²/g.

Les essais d'adsorption sont réalisés en réacteur statique en adoptant différentes conditions opératoires. Dans un premier temps, les essais d'adsorption ont consisté à suivre les cinétiques d'élimination du Rouge Congo sur charbon actif en poudre (CAP) et charbon actif en grain (CAG). Les solutions ont été agitées sur des agitateurs électromagnétiques puis filtrées. Dans un second temps, nos essais ont pour objectif d'observer l'effet de la variation de différents paramètres réactionnels l'effet de la variation du pH ainsi que de la concentration initiale du Rouge Congo et la variation de la masse du charbon actif. Les teneurs résiduelles en Rouge Congo sont déterminées par la mesure de l'absorbance par spectrophotométrie. Une courbe d'étalonnage est établie avant chaque série d'essais.

Le rendement (R%) d'adsorption a été déterminé par le calcul du taux d'élimination du polluant étudié par la relation suivante :

$$R\% = (C_0 - C_f) * 100 / C_0$$

C₀ : concentration initiale du colorant (RC) (mg/l) C_f : concentration finale du colorant (RC) (mg/l)

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Cinétique des essais d'adsorption

Nous avons suivi les rendements d'élimination de 30 mg/l du Rouge Congo sur charbon actif en poudre et en grain dans l'eau distillée avec mise en contact d'une masse de 0,5 g de charbon actif. Les solutions ont été agitées sur des agitateurs magnétiques pendant 5 heures puis filtrées. Les résultats obtenus (Fig. 1) montrent que les rendements d'élimination du Rouge Congo sur charbon actif en poudre est de l'ordre de 99,5%. Ce rendement a été obtenu pour un temps d'équilibre de trois heures. Pour le charbon actif en grains le rendement optimal est de 43,33% obtenu pendant un temps d'équilibre de 240 minutes. Ceci pourrait être expliqué par la plus grande surface spécifique du charbon actif en poudre (658 m²/g) par rapport à celui en grains (550 m²/g).

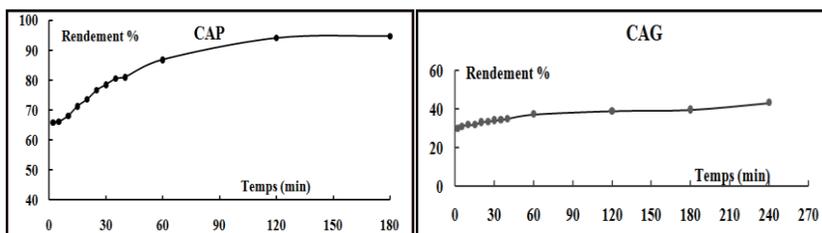


Fig. 1. Evolution du rendement d'élimination du Rouge Congo (30 mg/l) par adsorption sur charbon actif en poudre et en grain (0,5 g/l).

L'étude de la cinétique d'adsorption a montré qu'il existe deux étapes distinctes. Une étape rapide de l'élimination du Rouge Congo suivie par une autre lente, jusqu'au temps d'équilibre qui est 3 heures et 4 heures respectivement pour le CAP et CAG. La seconde étape de la cinétique de rétention est caractéristique du processus de diffusion. Le phénomène de diffusion peut être mis

en évidence en portant la quantité (Q_m (mg/g)) adsorbé en fonction de $t^{1/2}$. Ces deux étapes sont présentées par les droites de la Fig. 2.

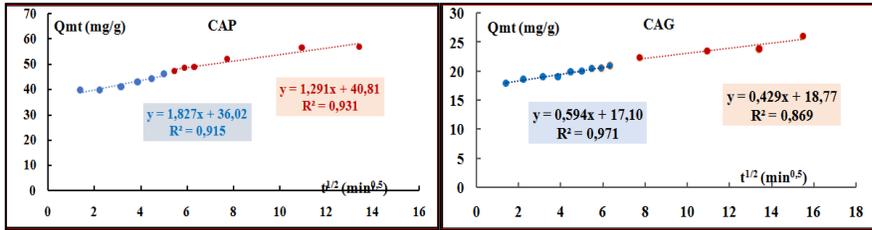


Fig. 2. Diffusion-adsorption du Rouge Congo (30 mg/l) sur charbon actif CAP et CAG (0,5 g/l).

Rajoutons aussi que l'application des modèles de la cinétique de Lagergren, pseudo premier ordre et pseudo- deuxième ordre, a montré que l'équation de Lagergren pseudo-premier ordre n'est pas applicable dans notre cas, Mais l'équation de deuxième ordre a montré que le modèle de Lagergren est applicable pour nos résultats expérimentaux. Les paramètres de ces modèles cinétiques d'adsorption de ce colorant sur le charbon actif en poudre et en grains sont présentés dans le tableau I :

Tableau I. Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption Rouge Congo sur charbon actif en poudre et en grains

Charbon actif	C ₀ (mg/g)	cinétique Pseudo –premier ordre			Modèle cinétique Pseudo-Second ordre		
		k ₁ (1/min)	q _e (mg/g)	R ²	q _e (mg/g)	k ₂ (g/min. mg)	R ²
CAP	3,83	0,052	9,67	0,184	3,14	0,0327	0,983
AG	26	0,076	218	0,325	5,64	0,064	0,962

Où : k_1 : constante de vitesse pour une cinétique de pseudo premier ordre (min^{-1}), k_2 est la constante cinétique du pseudo second ordre ($\text{g mol}^{-1} \text{min}^{-1}$).

$q_{e \text{ cal}}$: capacité d'adsorption calculée (mg/g)

$q_{e \text{ exp}}$: capacité d'adsorption expérimentale (mg/g)

Effet du pH sur l'adsorption du Rouge Congo

Les essais ont été réalisés en présence d'une concentration constante en Rouge Congo (30mg/L), et de 0,5 g de charbons actifs. Toute en variant le pH du milieu dans un intervalle allant de 2 à 10. Le pH de la solution est ajusté, durant toute l'expérience avec de l'hydroxyde de sodium ou de l'acide chlorhydrique à 0,1N. Les résultats obtenus sont présentés sur les histogrammes de la Fig.3.

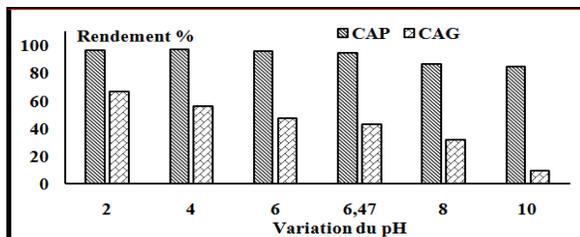


Fig. 3. Effet du pH sur l'élimination du Rouge Congo sur le charbon actif ($[RC]_0 = 30\text{mg/l}$; $[CAP]$ et $[CAG] = 0,5\text{g/l}$)

A travers nos résultats présentés par les histogrammes de la Fig. 3, on remarque que le Rouge Congo colorant anionique montre une sorption élevée en dessous de $\text{pH} = 4$. Le faible pH conduit à l'augmentation de la concentration des ions H^+ en solution, ce qui donne au matériau une charge de surface positive, de fortes attractions électrostatiques apparaissent alors entre les sites positifs de surface et les charges anioniques des molécules de RC d'où la forte capacité d'adsorption qui avoisine les 100% en particulier pour le charbon actif en poudre.

Effet Variation de la teneur initiale du Rouge Congo

À pH non ajusté, nous avons suivi l'évolution du rendement d'élimination du Rouge Congo pour une dose constante du charbon actif en poudre et en grains de 0,5 g/l et des teneurs variables en Rouge Congo (10 à 60 mg/l). Les résultats obtenus sont présentés sur les courbes de la Fig. 4.

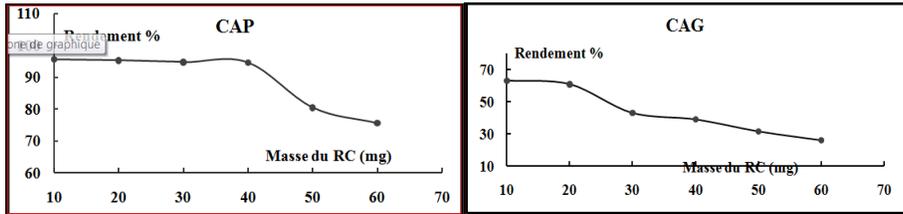


Fig. 4. Effet de la variation de la teneur initiale du Rouge Congo ([CAP] et [CAG] =0,5g/l)

Au vu de nos résultats (Fig 4) on remarque que plus la concentration en polluant est forte plus la décoloration est lente. Après 180 minutes et 240 minutes de traitement, nous arrivons à décolorer par le charbon actif en poudre à un taux de 95,61% ; 95,24% et à 94,63%. Pour le charbon actif en grains respectivement pour les concentrations 10 ; 20 et 30 mg/l, le taux d'élimination est de 63,41 ; 60,976 ; 43,33. Pour des concentrations supérieures à 40 mg/l, on note une diminution plus au moins remarquable de l'efficacité du procédé aussi bien pour le charbon actif en poudre que celui en grains.

Effet Variation de la dose d'adsorbant

Dans cet essai nous avons fixé la concentration du colorant à 30 mg/l et nous avons varié la masse de l'adsorbant à un intervalle allant de 0,1 à 2g. Les résultats sont présentés sur les courbes de la Fig 5.

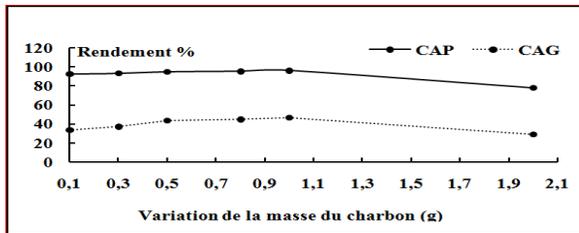


Fig 5. Effet de la variation de la masse d'adsorbant ([RC]₀ = 30mg/l)

La Fig 5 montre une augmentation de l'adsorption du RC en fonction de la masse du charbon actif en poudre et en grains ajoutée dans le milieu réactionnel. Pour ces deux adsorbants, la masse optimale du charbon actif est de 1,0 g pour le CA en poudre et pour celui en grains. Cette masse est accompagnée par une quantité d'adsorption de 96,00% et de 46,7% respectivement pour le charbon actif en poudre et celui en grains.

CONCLUSION

Les résultats que nous avons obtenus ont bien montré que :

- Les cinétiques d'élimination du Rouge Congo ont enregistré des très bons rendements pour le charbon actif en poudre (94,72%) contrairement à celui obtenu sur charbon actif en grains. Le temps d'équilibre est de 180 minutes et 240 minutes respectivement pour le charbon actif en poudre et celui en grains.
- Très bonne élimination à pH du traitement acide et dans la gamme de faible teneur initiale en Rouge Congo.
- Pour la variation de la masse du charbon actif en poudre et en grains l'élimination optimale du colorant est pour 1 g du charbon.

Références

- [1] T.ROBINSON, G. MCMULLAN, R. MARCHANT, P. NIGAM, «Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative», *Bioresource. Technology*, vol.77, n°33, 2001, p.247-255.
- [2] I.A.TAN W, B.H. HAMEED, A.L AHMAD, «Equilibrium and kinetic studies on basic dye adsorption by oil palm fibre activated carbon », *Chem. Eng. J.*, vol.127, 2007, p.111-119
- [3] F. BEN TAHAR, R. BEN CHEIKH, J.A. BLAIS, «Décoloration des eaux usées de levurerie par adsorption sur charbon », *J. Environ. Eng. Sci.*, vol.3, n°4, 2004, p. 269 – 277.
- [4] Y.LIU, J.WANG, Y.ZHENG, A.WANG,«Adsorption of methylene blue by kapok fiber treated by sodium chlorite optimized with response surface methodology », *Chemical Engineering Journal*, 184, 2012, p.248– 255.

Étude comparative des caractères pétro-sédimentaires et pétrophisiques des grès du bassin sédimentaires de Côte d'Ivoire et des beach-rock du Ghana

Apie Colette **AKOBE**, Etche Mireille **AMANI**, Fori Paul **ASSALE**, Sylvain **MONDE**, Amma Valérie **WOGNIN**, Kouamé **AKA**

Université Félix Houphouët-Boigny, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières, Laboratoire de Géologie Marine et de Sédimentologie, BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire
225 05 50 50 40, colette.akobe@hotmail.com

Université Félix Houphouët-Boigny, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières, Laboratoire de Géologie Marine et de Sédimentologie, BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire
225 07 47 52 47, etche28@yahoo.fr

Résumé :

Des analyses pétrographiques et sédimentologiques ont permis de caractériser les grès des bassins sédimentaires de Côte d'Ivoire et du Ghana (littoral d'Accra). Cette étude est rendue possible grâce à des échantillons macroscopiques prélevés dans les bassins sédimentaires *onshore* (Bingerville, Samo, Alépé) et *offshore* (marge d'Abidjan) en Côte d'Ivoire et sur le littoral d'Accra (Téma) au Ghana. Les analyses minéralogiques tant du point de vue macroscopique que microscopique révèlent que les bancs de grès et les *beach-rocks* sont constitués d'une prépondérance en quartz. En Côte d'Ivoire, dans le bassin sédimentaire *onshore*, les grès sont des arénites arkosiques à ciment ferrugineux. Dans le bassin *offshore*, les grès d'âge crétacé sont caractérisés comme des arénites arkosiques et lithiques à ciment calcaire et argilo-calcaire. Les *beach-rocks* quaternaire (grès formés de cordons littoraux fossiles) du plateau continental ivoirien, appartiennent à la classe des quartzarénites ou grès quartzeux à ciment ferrugineux. Au Ghana, sur le littoral d'Accra, les *beach-rocks* sont des arkoses à ciment calcaire. Les études sédimentologiques montrent que ces grès sont formés de sables d'origine continentale, issus d'un transport fluvio-lagunaire. Les bancs de grès du Crétacé dans le bassin *offshore* sont constitués de matériaux terrigènes et marins. Les barres de grès du bassin *onshore* (Continental terminal) et les *beach-rocks* quaternaire d'Accra proviennent d'une courte durée de transport alors que les *beach-rocks* quaternaire du plateau continental ivoirien ont subi un long transport. Les grès ont subi une diagenèse avancée traduite par les phénomènes de recristallisation, de substitution du ciment, de pseudomorphose, de damouritisation et de silicification secondaire. Ils sont par conséquent matures. Ces formations gréseuses, parsemées de cavités sont poreuses. Cependant, au plan pétrophysique, ce sont les grès d'âge Crétacé du bassin sédimentaire *offshore* (marge d'Abidjan) qui constituent des réservoirs pétroliers en Côte d'Ivoire.

Mots-clés : Etude pétrographique, sédimentologique, pétrophysique, grès, *beach-rock*, bassin sédimentaire *onshore* et *offshore*, Côte d'Ivoire, Ghana.

Abstract:

Petrographic and sedimentological analyzes characterize the sandstones of the sedimentary basins of Côte d'Ivoire and Ghana (Accra coast). This study is made possible by macroscopic samples taken from the onshore (Bingerville, Samo, Alépé) and offshore (Abidjan margin) sedimentary basins in Côte d'Ivoire and on the Accra (Téma) coastline in Ghana. Both macroscopic and microscopic analyse show high proportion of quartz in their mineralogical composition. In the onshore sedimentary basin, sandstones of Bingerville, Alépé, Samo are classified as arkoses with ferruginous cement due to the high feldspar contain. In the offshore sedimentary basin, sandstones are arkoses and lithic arenites with calcareous cement. Beach-rocks in the Ivoirian's continental shelf are quartzose arenites as they are essentially made of quartz. Their cement is ferruginous and calcareous. On the Ghanaian beaches, beach-rocks are arkosic arenites with calcareous cement. On the littoral of Ghana (Accra), sandstones are beach-rocks with calcareous cement. Sedimentologic studies show that sandstones and beach-rocks are resulting from continental detritic sands sent by rivers and lagoons. They are settled and consolidated along the sedimentary basin. Sandstones of Bingerville, Alepe, Samo, Fresco and Ghana have undergone a short transport while Ivoirian continental shelf's beach-rocks are from a long distance transport. All these sandstones are matures and contain cavities which infer them their porosity. Nevertheless, petrophysic studies show that only cretacean sandstones are oil reservoirs such as the ones of Abidjan's margin (offshore basin) in Cote d'Ivoire.

Keywords: petrography, sedimentology, sandstone, beach-rocks, sedimentary basin onshore and offshore, Côte d'Ivoire, Ghana.

1. INTRODUCTION

Les grès sont des éléments détritiques sableux consolidés par un ciment dont la nature est variable (ferrugineux, carbonaté, etc.). Ils se forment aussi bien dans le bassin sédimentaire émergé (*onshore*) qu'immergé (*offshore*). Dans le bassin sédimentaire du Nord-Est du Brésil, ils se présentent sous forme de barres parallèles (Ottman, 1960). Ces barres de grès représentent les formations les plus caractéristiques des unités lithologiques des bassins sédimentaires ouest africains (Côte d'Ivoire, Ghana, Togo, Bénin, Mali, etc.). Ce sont des formations d'âge moi-pliocène, crétacé et quaternaire. Ceux du quaternaire sont des cordons littoraux fossiles appelés *beach-rocks*. Ces formations gréseuses présentent des intérêts d'ordre économique. Généralement les grès sont des roches poreuses et perméables qui renferment des ressources hydrogéologiques (Séguin, 2005), énergétiques (Akobé, 2010 ; Yacé, 2002) et minières (Beaudoin, 2006). Les grès sont souvent utilisés dans le domaine de l'infrastructure comme des matériaux d'empièremment et de construction. Par ailleurs les *beach-rocks* constituent des éléments dynamiques de protection naturelle des côtes contre l'érosion au Togo et au Benin (Blivi, 1988). Néanmoins, les *beach-rocks* font partie des accidents morphologiques du plateau continental et sont à l'origine des problèmes pour la navigation, la pêche et la pose de conduites immergées. Vu leur intérêt, les grès ont fait l'objet de plusieurs travaux scientifiques axés sur leur morphologie pour la cartographie des sédiments superficiels du plateau continental (Monde et al., 2001 ; Monde, 1995 et 1997 ; Aka, 1991 ; Martin, 1973 et 1977). Les analyses pétrographiques, sédimentologiques et pétrophysiques de ces grès sont restées peu connues. Pour contribuer à ces différentes approches, des études pétro-sédimentaires et pétrophysiques ont été effectuées sur les grès du bassin sédimentaire de Côte d'Ivoire et les *beach-rocks* (Akobé et al., 2018 b ; 2014 et 2009 ; Akobé, 2004) sur le littoral du Ghana (Akobé et al., 2018 a) Toutefois, ces importantes contributions n'intègrent pas des approches d'ordre géologique à caractère régional (Côte d'Ivoire-Ghana) dans le golfe de Guinée. La présente étude fait la synthèse de toutes ces études pétro-sédimentaire et pétrophysiques des grès des bassins sédimentaires de Côte d'Ivoire et du Ghana afin de relever leurs similitudes et divergence.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Matériel

Le matériel principal utilisé dans cette étude est constitué d'échantillons macroscopiques et des carottes de grès. Ces échantillons ont été confectionnés en lames minces pour les analyses microscopiques au microscope polarisant (Figure 1).

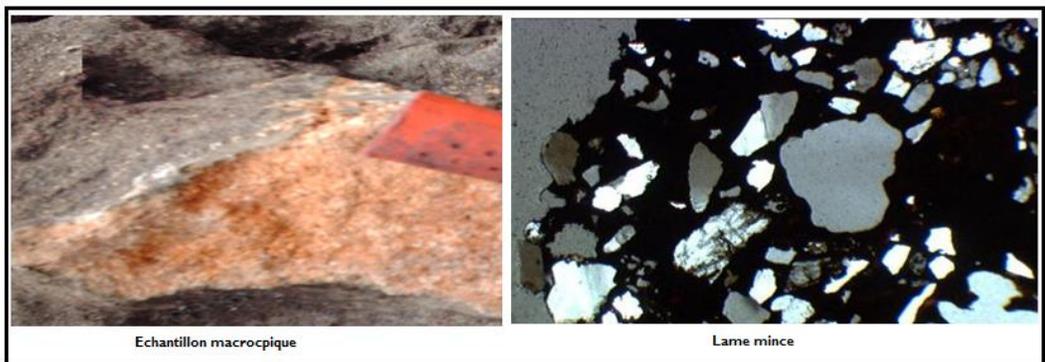


Figure 1 : Echantillons macroscopique et lame mince des grès

Ayant fait l'objet de cette étude, les échantillons macroscopiques de ces formations gréseuses ont été prélevés sur différents sites des bassins sédimentaires de Côte d'Ivoire (*offshore* et *onshore*) et du Ghana (figure 2). En Côte d'Ivoire, les échantillons macroscopiques des barres de grès du bassin *onshore* ont été prélevés dans le Continental Terminal Mio-pliocène à Bingerville, Alépé et Samo (Figure 3). Ceux du bassin sédimentaire *offshore* proviennent des *beach-rocks* quaternaires et des grès d'âge crétacé. Les *beach-rocks* sont prélevés tout le long du plateau continental ivoirien (Figure 4). Les échantillons des grès d'âge crétacé sont des carottes issus des puits forés dans les différents blocs (Bloc X, A, B, C, E et D) de la marge d'Abidjan (zone est, aux larges Abidjan-Adiaké) (Figure 5). Au Ghana, Les différentes zones d'échantillonnage se situent sur le littoral d'Accra (Figure 6), précisément sur la plage de Téma située à 20 km à l'Est d'Accra.

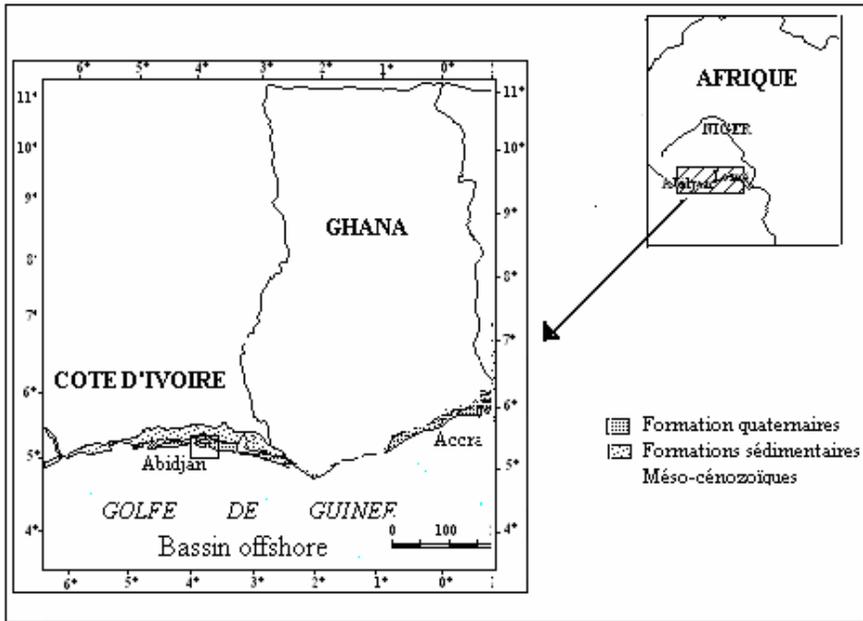


Figure 2 : situation géographique des bassins sédimentaires Côte d'Ivoire-Ghana

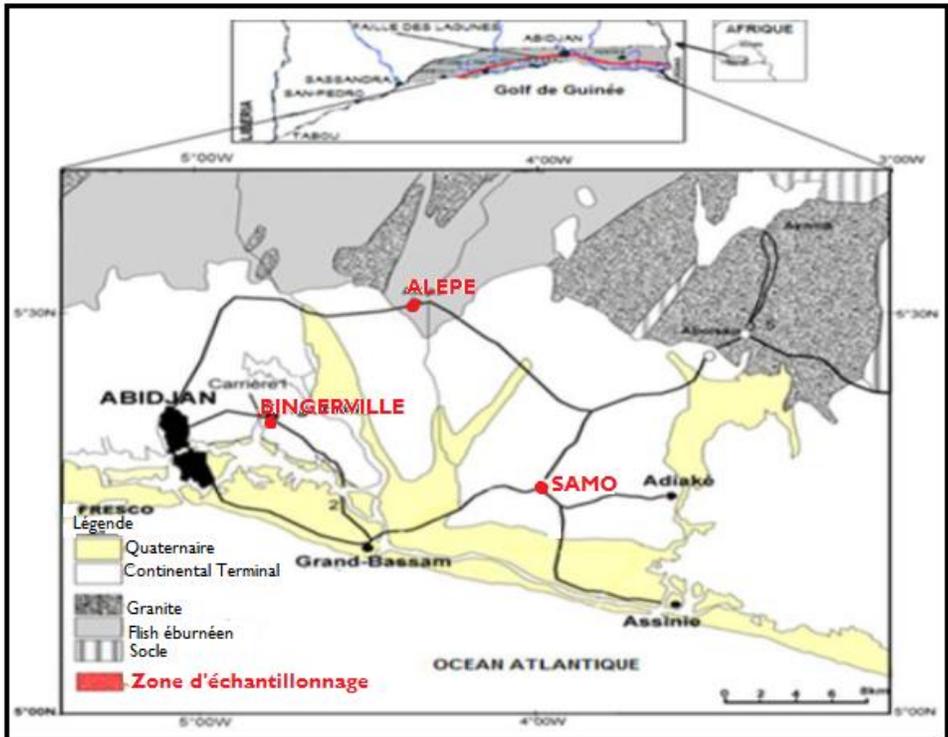


Figure 3 : Sites de prélèvements des grès dans le bassin sédimentaire onshore de Côte d'Ivoire

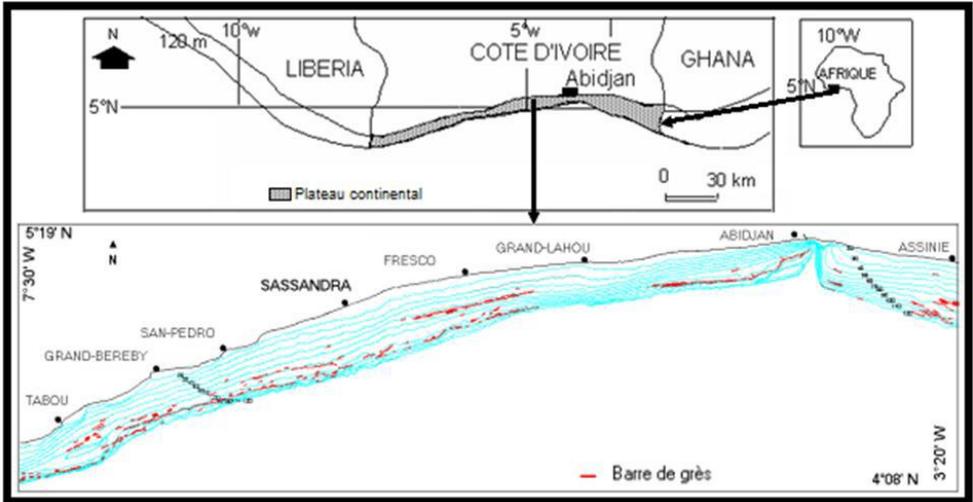


Figure 4 : Localisation des beach-rocks dans le plateau continental de Côte d'Ivoire

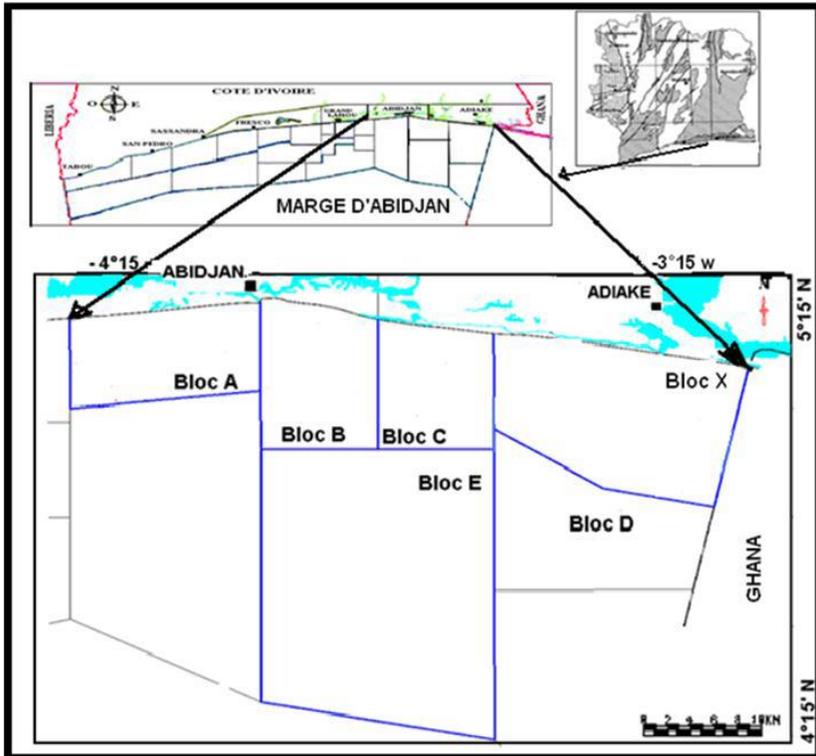


Figure 5 : Localisation de la zone orientale de la Marge d'Abidjan du bassin sédimentaire offshore (Abidjan-Adiaké) : sites d'échantillonnage des grès crétaé

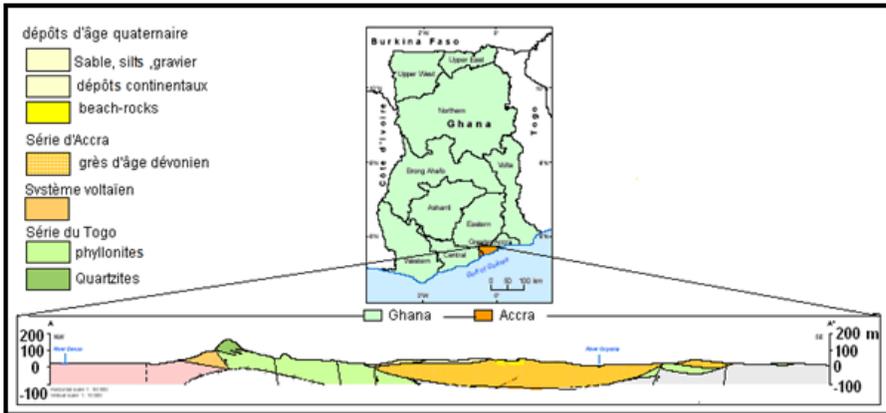


Figure 6 : Coupe géologique du littoral d'Accra (Ghana) : zone d'échantillonnage des beach-rocks

2.2. Méthodes

Trois techniques d'étude ont été utilisées pour caractériser les grès et les beach-rocks des bassins sédimentaires de Côte d'Ivoire et du Ghana. Ce sont l'analyse macroscopique, microscopique des caractères pétro-sédimentaires et des paramètres pétrophysiques des grès.

Analyse macroscopique des grès

L'étude macroscopique se fait par l'observation et la reconnaissance des éléments constitutifs de la roche à l'oeil nu. Les critères de reconnaissance de la roche à étudier sont l'aspect, la couleur, la texture, la composition minéralogique, la classification et le test à l'acide chlorhydrique (HCl). A l'issue de cette étude un nom est attribué à la roche. Toutefois, pour caractériser les grès, il faut vérifier si les éléments constitutifs sont des détritiques de taille comprise entre 63 µm et 2 mm afin d'apprécier leurs paramètres sédimentologiques. Cette approche nécessite une observation microscopique qui débouche sur une étude à la fois descriptive, analytique et génétique des grès.

Étude microscopique ou étude en lame mince des grès

Le but de l'observation au microscope de la roche n'est pas simplement la description des caractères pétrographiques (composition minéralogique et la classification). C'est aussi l'analyse des caractères sédimentologiques des constituants des grès. Subséquemment, ce procédé permet d'étudier les caractères pétro-sédimentaires (minéralogie, aspect, forme, taille, présence de cavité des grains consolidés) qui aboutissent à la connaissance de la classification pétrographique, provenance (origine), l'environnement de dépôt, du mode et la durée du transport des particules consolidées (des grès). Aussi, l'étude microscopique donne une idée sur l'évolution diagenétique et sur la maturité des grès (Tableau I).

Tableau I : Analyse des caractères pétro-sédimentaires

Caractères pétro-sédimentaires	Implications
Composition minéralogique	Classification pétrographique des grès
Aspect des grains	Origine et mode de transport des sédiments Evolution diagenétique des grès
Forme	Durée du transport des sédiments
Présence de cavité	Porosité
Evolution diagenétique	Maturité

Les classifications des grès utilisées dans le cadre de cette étude sont : i) la classification de Cailleux basée sur la nature du minéral prédominant, intègre la nature du ciment. Nom = grès + Minéral prédominant + Nature du ciment. Exemple : grès quartzueux à ciment calcaire qui intègre la terminologie des différents types de grès en se basant sur la nature du minéral prédominant et du ciment. Nom = grès + Minéral prédominant + Nature du ciment ; (ii) la classification de Dott modifiée par Pettijohn (1972) et Nategaal (1978) (Figure 7) qui utilisent un diagramme ternaire dont les sommets correspondent aux proportions en quartz, en feldspath et en lithite (ensemble des bioclastes et des minéraux autres que le quartz et le feldspath) du sédiment consolidé.

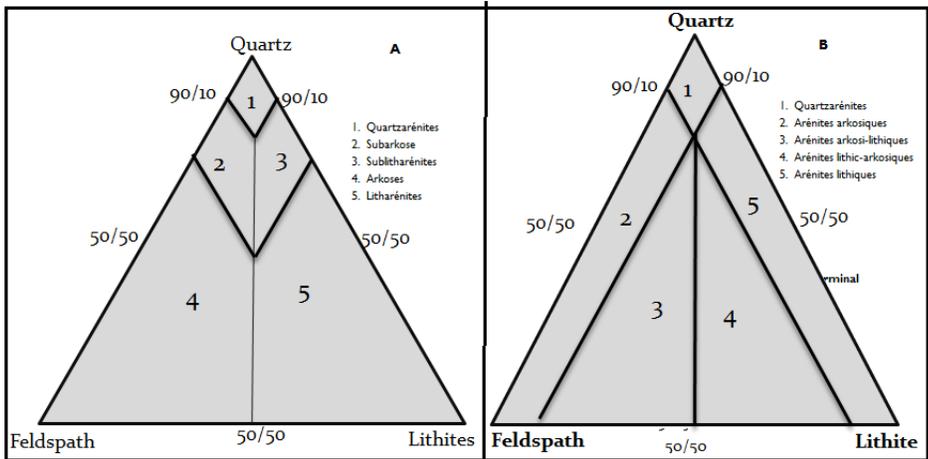


Figure 7 : Classification de Pettijohn (1972) : A et de Nategaal 1978 : B

Le degré de maturité des grès est défini par le diagramme ternaire de Dickinson et Suzecek (1979) (Figure 8). Ce diagramme triangulaire a pour pôles « grains » « ciment » et « matrice ». Le principe est basé sur l'estimation des proportions relatives en pourcentage des grains, du ciment et de la matrice. Les grès sont matures lorsque les éléments figurés prédominent et se placent au pôle « grain » du diagramme. Dans le cas contraire, ils sont immatures.

Les grains sont les éléments granulaires figurés dans le ciment. La matrice intergranulaire représente la phase détritique plus fine occupant les interstices entre les grains (Boulvain, 2008) alors que le ciment est le liant formé par la précipitation des minéraux autigènes liant les éléments constitutifs (les grains) (Saaidi, 1991).

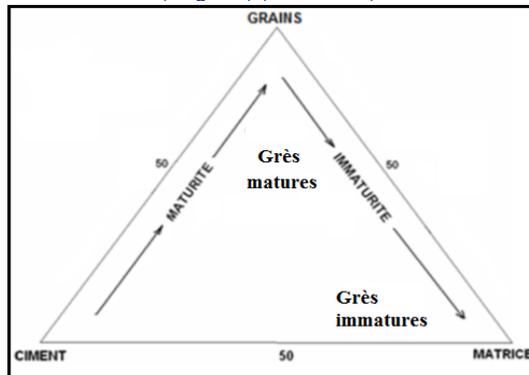


Figure 8 : Diagramme de détermination de la maturité des grès de Dickinson et Suzecek (1979)

Analyse des paramètres pétrophysiques des grès

L'Analyse des paramètres pétrophysiques permet de déceler la potentialité énergétique des grès. Il s'agira d'analyser la porosité, la perméabilité, la saturation en eau (Sw), le volume d'argile (Vsh), le Net /Gross, les indices d'hydrocarbure, et la nature des fluides contenus dans les grès (réservoir). Un bon réservoir d'hydrocarbure (gaz et pétrole) est caractérisé par une porosité (Φ) >10 pc, un volume d'argile (Vsh) < 40 pc, une saturation en eau (Sw) < 60 pc et un Net / Gross >10 pc.

3. RESULTATS

Les résultats sont d'ordre pétro-sédimentaire et pétrophysique, concernant les grès et *beach-rocks* des bassins sédimentaires de Côte d'Ivoire et du Ghana. L'analyse comparative entre les grès étudiés est la synthèse des caractères de toutes ces formations. Il s'agit d'établir une corrélation pétrographique, sédimentologique et pétrophysique entre les différentes sortes de barres de grès étudiées. Les grès des différents sites sont presque similaires mais présentent aussi des divergences.

3.1. Pétrographie et sédimentologie des grès de côte d'Ivoire et du Ghana

Nature des constituants des bancs de grès et *beach-rocks*

Les grès et *beach-rocks* étudiés sont tous constitués de sédiments sableux consolidés. Ce sont des grains (particules) détritiques figurés dans un ciment. Ils sont donc composés de fraction granulaire (détritus) et fine (matrice et ciment). Ces détritiques sont évidemment faits de sédiments sableux, composés d'éléments minéraux liés par un ciment et parsemés de cavités. En Côte d'Ivoire, les barres de grès du bassin sédimentaire côtier (*onshore*) de Samo, d'Alépé, de Bingerville sont dépourvues de bioclastes. Alors que ceux du bassin sédimentaire *offshore* (*beach-rocks* de la plate-forme continentale et les grès de la marge d'Abidjan) de Côte d'Ivoire et du littoral d'Accra au Ghana renferment des bioclastes.

Aspect et classement des grains

Les constituants des grès présentent le même aspect tant dans le bassin sédimentaire *onshore* que dans le bassin sédimentaire *offshore* en Côte d'Ivoire comme au Ghana. Ce sont des éléments sableux consolidés, constitués en général de grains monocristallins hétérogranulaires. Toutefois des grains polycristallins existent. Ces derniers sont plus abondants dans les constituants des *beach-rocks* du plateau continental de Côte d'Ivoire (voir figure 9). Les grains sableux consolidés présentent en général une surface propre avec un éclat vif. Les différents sédiments sont modérément à bien classés (classement modéré à bon). Les *Beach-rocks* du Ghana présentent macroscopiquement une configuration similaire ou le même aspect que ceux du plateau continental ivoirien.

Grès du bassin sédimentaire *onshore* de Côte d'Ivoire

La minéralogie des grès du bassin sédimentaire *onshore* est composée de quartz, feldspath, muscovite, pyroxène, d'épidote, et amphibole (figure 9). Ce sont des sables consolidés à grains fins, moyens et grossiers. Les formations gréseuses à grains très fins sont fréquemment des *stonelines* qui servent d'intercalation lithologique entre les différentes strates dans la séquence lithostratigraphique. La forme des éléments consolidés est diverse comme la taille. Les formes les plus représentées sont les particules anguleuses et subanguleuses. A Bingerville, les grès présentent des grains plus anguleux par rapport à Alépé et Samo. On note que les grès de Samo ont des particules plus grossières et renferment des micro-galets. Le tableau II présente les caractères pétrographiques et sédimentologiques des grès du bassin sédimentaire *onshore* (Bingerville, Alépé, Samo)

Tableau II : Minéralogie et sédimentologie des grès du bassin sédimentaire *onshore* (Bingerville, Alépé, Samo)

Minéralogie	Aspect des grains	et forme des grains	Ciment
Quartz, Feldspath, de très rares fragments de Muscovite, pyroxène, d'amphibole épidote, inclusion fluide	Monocristallins, Polycristallins rares grains de quartz à extinction onduluse, éclat vif et surface propre.	Grains très fins à très grossiers, Anguleux et subanguleux	Ferrugineux : oxyde de fer non cristallisé

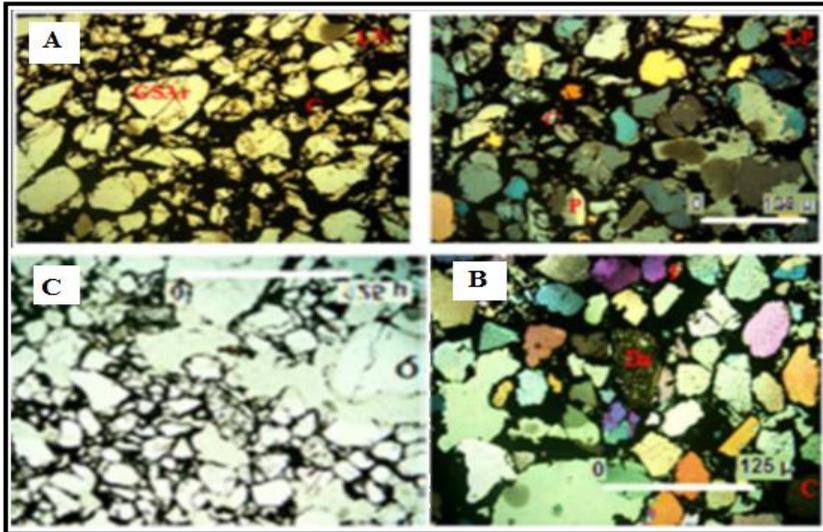


Figure 9 : Microfaciès des grès du bassin sédimentaire *onshore* de Côte d'Ivoire. **A** : grès à grains moyens de Bingerville (G x 20) : Grain subarrondi de quartz (GSAr), Grains anguleux de feldspath (P), Ciment ferrugineux (C). **B** : Microfaciès des grès à grains moyens d'Alépé (en LP, G x 20) : grains en contact (direct), imbriqué, substitution du ciment en silice pour former du quartzite (Qz), Ciment ferrugineux (C), damoutirisation du plagioclase (Da : damourite), Feldspath (F). **C** : Microfaciès des grès ferrugineux à grains moyens de Samo en lumière polarisée (G x 20) : Grain figuré de Quartz (Q), Ciment (C)

Beach-rocks du plateau continental ivoirien

Ces cordons littoraux fossiles sont constitués de quartz, feldspaths (orthose, albite), muscovite et des fragments d'opale, (Figure 10). Ce sont des sables de plage fins à très grossiers, consolidés dans le plateau continental au cours des phénomènes eustatiques de la mer. La taille fine des éléments de ces grès, résulte de la fragmentation des matériaux terrigènes au cours de leur transport. Le ciment est ferrugineux mais substitué par endroits par un ciment carbonaté. Ils présentent des formes majoritairement arrondies mais ils présentent aussi quelques formes anguleuses (les grains fins), subanguleuses et sub-arrondies (Tableau III).

Tableau III : Minéralogie et sédimentologie des *Beach-rocks* du plateau continental ivoirien

Constituants	Minéralogie	Aspect des grains	Taille et forme des éléments
action granulaire (espèces minérales et bioclastes) Ciment Cavités	Quartz, Feldspath, Muscovite, Opale.	Monocristallins Polycristallins Surfaces propres Eclat vif Grain de quartz à extinction roulante	Fins à très grossiers (micro-galets) Anguleux à arrondis (majoritaires)

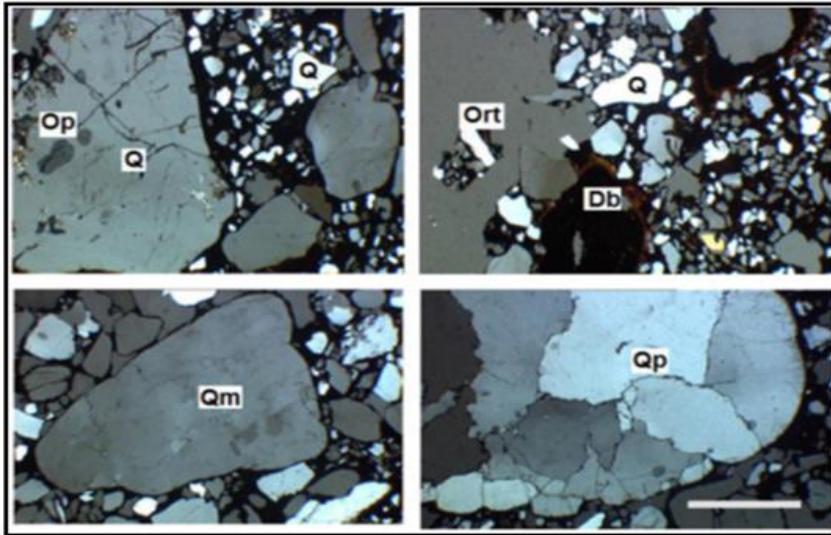


Figure 10 : Microfaciès des beach-rocks du plateau continental ivoirien : Inclusion d'Opale (Op), Débris bioclastiques (Db), Orthose (Ort), Quartz (Q), Porosité intergranulaire (Pi), Phénocristaux de Quartz monocristallin anguleux (Qm), Phénocristaux de Quartz polycristallin subanguleux (Qp)

Grès d'âge Crétacé dans la marge d'Abidjan

Ces grès présentent des grains de quartz, feldspath, calcite, glauconie, dolomie, pyrite et tourmaline. Le ciment est en majorité calcaire mais aussi argilo-calcaire (Figure 11). Les grès du crétacé, sont à grains très fins et moyens. Il existe quelques grès de taille grossière et très grossière (grès du Maastrichtien). Le tableau IV présente la minéralogie et les caractères sédimentologiques des grès d'âge crétacé supérieur (le cénomanien) et inférieur (Albien supérieur).

Tableau IV : minéralogie et les caractères sédimentologiques des grès d'âge crétacé supérieur et inférieur

	Age	Caractéristiques pétro-sédimentaire				Environnement de dépôt	
		Minéralogie	ciment	Taille des grains	Forme des grains		Classement
Crétacé inf Crétacé sup	Cénomanien	Quartz, Feldspath Mica, Calcite Glauconie Pyrite, fragments de roche	Calcaire Siliceux argileux	Très fins à grossiers	Subanguleux à subarrondis	Moderément bien classés	à Plateau continental Interne au bassin
	Albien supérieur	Quartz, feldspath Mica, Pyrite Tourmaline Calcite Fragment de roche	Calcaire Argilo- calcaire et pyriteux	Très fins à moyens	Anguleux à subarrondis	Moyennement classés	Marin à marin marginal et fluviale

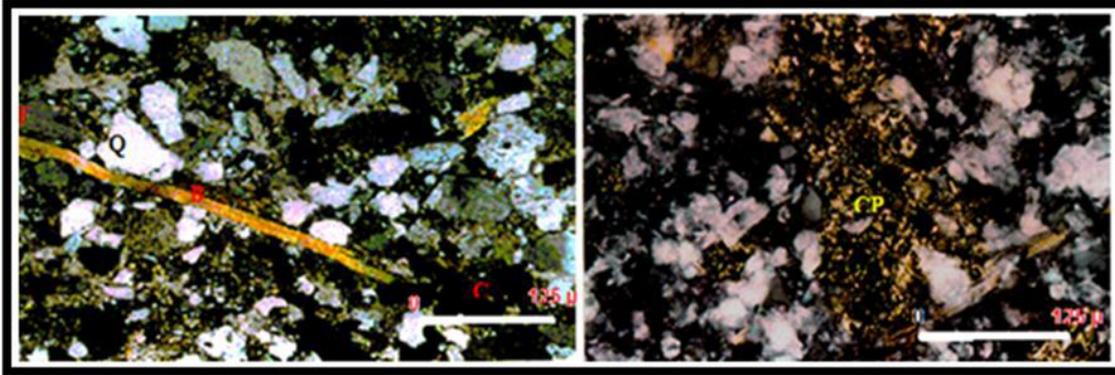


Figure 11 : Minéralogie des grès de l'Albien supérieur : Quartz (Q), Feldspath (F), Biotite (B), Ciment (C) ; Ciment pyriteux (CP)

Beach-rocks du Ghana

Ces grès présentent des grains de quartz, feldspath (l'albite, plagioclase, l'orthose et le microcline), et d'une faible quantité de chlorite, de muscovite, de biotite et d'olivine (Figure 12). Les *beach-rocks* du littoral d'Accra au Ghana sont des sédiments sableux consolidés, de taille moyenne et fine avec des formes anguleuses et subanguleuses. Ils sont plus fins que les *beach-rocks* du plateau continental et les bancs de grès du bassin sédimentaire *onshore* ivoiriens. Le tableau V fait le récapitulatif des caractères pétro-sédimentaire de ces cordons littoraux fossiles.

Tableau V : Minéralogie et sédimentologie des *Beach-rocks* du littoral d'Accra au Ghana

Constituants	Minéralogie	Aspect des grains	Taille et forme des grains	
Fraction granulaire	Feldspaths (orthose, microcline)	Monocristallins	Grains grossiers (rares),	au stade
Écailles minérales et bioclastes)	Muscovite	Polycristallins	grains moyens	maritime formé de micro
Ciment	e, calcite, chlorite.	Surfaces propres	(abondants)	calcite
Cavités		Eclat vif	Grains fins	
		Texture roulante	Grains dans la majeure partie de	
		Morphologie des plagioclases en calcite	de	
			anguleuse et subanguleuse avec quelque grains subarrondis	

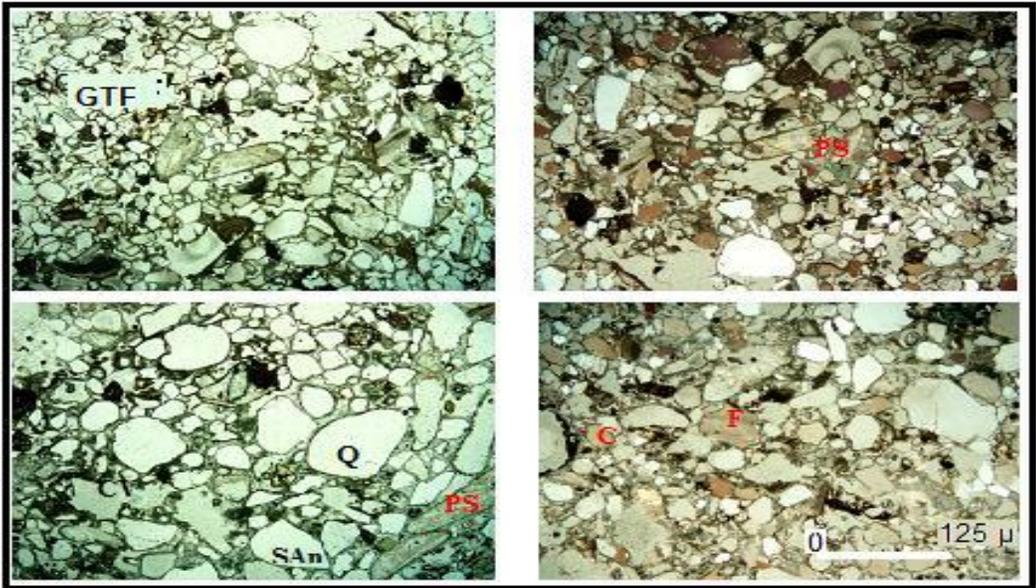


Figure 12 : Microfaciès des beach-rocks à ciment calcaire du Ghana (G x 20) : Quartz (Q), Feldspath (F), Phénomène de Pseudomorphose (PS), Grains très fins (GTF).

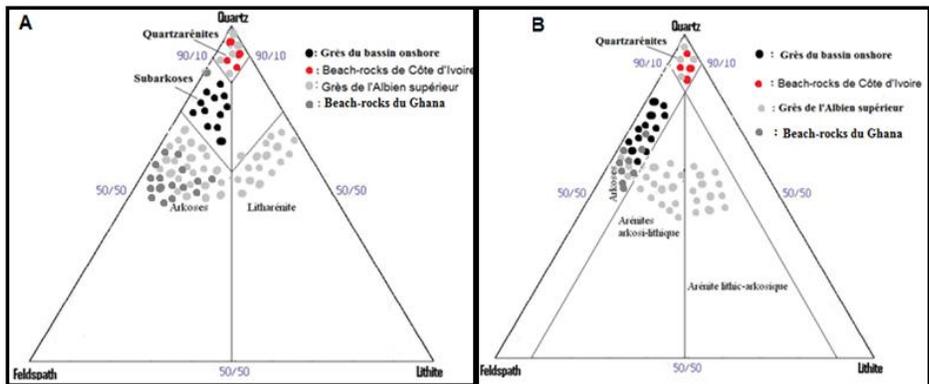
Classification des bancs de grès et beach-rocks

En Côte d'Ivoire, les analyses minéralogiques des grès du bassin sédimentaire *onshore* (Bingerville, Alépé, Samo) présentent une prédominance en quartz de 70 à 85 pc avec 10 à 25 pc de feldspath et 0 à 5 pc. Par conséquent, ils appartiennent à la classe des arénites arkosiques. Ce sont des grès quartzeux feldspathique à ciment ferrugineux. Dans le bassin sédimentaire *offshore*, les *beach-rocks* d'âge quaternaire du plateau continental, renferment une proportion abondante en quartz avec une faible proportion de 5 pc de feldspath et de lithite. Ce sont donc des quartzarénites, des grès quartzeux alors que ceux d'âge crétacé, définissent les quartzarénites, arénites arkosiques et litharénites. Ces grès sont déterminés par une abondance en quartz avec des proportions de 57 à 76 pc et 85 à 90 pc. Les grains de feldspath sont moins abondants avec une proportion de 9 à 38 pc. Les lithites sont de l'ordre de 9 à 18 pc.

Au Ghana, les *beach-rocks* du littoral d'Accra contiennent, en prédominance, le quartz avec une proportion de 70 p.c, des feldspaths à 20 p.c et des lithites à 10 p.c. Les formations gréseuses du Ghana, étudiées sont donc des arkoses. Il s'agit des *beach-rocks* à ciment calcaire d'âge quaternaire (Muff et Effa, 2006). Le tableau VI et la figure 13 montrent la classification des grès dans les diagrammes de Pettijohn (1972) et de Nategaal (1978).

Tableau VI : classification pétrographique des grès

Pays	Barres de Grès	Proportions des minéraux en pourcentage (pc)			Classification
		Quartz	Feldspath	Lithite	
Côte d'Ivoire	Grès mio-pliocènes du bassin sédimentaire <i>onshore</i> (Continental Terminal)	70 à 85	10 à 25 pc	0 à 5 pc	Subarkoses ou grès quartzo-feldspathiques à ciment ferrugineux
	<i>Beach-rocks</i> quaternaire du plateau continental	57 à 76 pc	9 à 38 pc	9 à 18 pc	Quartzarénites ou grès quartzeux à ciment ferrugineux
	Grès du crétacé dans la marge d'Abidjan	76 et à 90	à 38 pc	18 pc	Arkoses, Litharénites Quartzarénites à ciment calcaire et argilo-calcaire
Ghana	<i>Beach-rocks</i> quaternaire du littoral d'Accra	70 pc	20 pc	10 pc	Arkoses à ciment calcaire



A : Bancs de grès et beach-rocks ivoiriens et Ghanéens dans le diagramme de Dott
 B : Bancs de grès et beach-rocks ivoiriens et Ghanéens dans le diagramme de Nategaal
Figure 13 : Classification des bancs de grès et beach-rocks de la Côte d'Ivoire et du Ghana

3.2. Analyse des caractères pétro-sédimentaires des grès de côte d'Ivoire et du Ghana

Impact du transport sur les particules

Les sédiments des grès du bassin sédimentaire ivoirien et ghanéen ont subi une sélection minéralogique avant leur dépôt. Cette sélection se traduit par l'abondance des grains de quartz par rapport aux grains de feldspath et de mica. En effet, le processus de transport agit sur les sédiments par des phénomènes mécaniques d'usure et d'altération. Les minéraux fragiles tels que les grains de feldspath et de mica ne résistent pas aux chocs entre les grains au cours de leur transport (par l'eau), s'altèrent et s'éliminent. Le quartz résiste aux effets du transport et subsistent en grande quantité dans les sédiments consolidés.

La forme anguleuse des particules sédimentaires montre que ces éléments n'ont pas été usés au cours du transport. Les éléments subanguleux et subarrondis ont été usés mais à un moindre degré. Par contre, les éléments arrondis ont acquis cette configuration par l'action mécanique du transport qui a finalement modifié la forme originelle (les éléments détritiques anguleux devenus arrondis). Dans le bassin sédimentaire ivoirien comme ghanéen, ce sont les formes anguleuses, subanguleuses et subarrondies qui sont en majorité représentées dans les bancs de grès, exceptées celles des beach-rocks du plateau continental ivoiriens. Ces derniers sont des grès à grains généralement arrondis. Ils ont donc subi une action mécanique d'usure au cours de leur transport.

Mode et durée du transport

Les sédiments des grès de Côte d'Ivoire et du Ghana sont transportés par un mode aqueux car ils présentent des surfaces propres avec un éclat vif. Le sédiment des beach-rocks du plateau continental semble plus vif et plus propre que ceux des sédiments des grès du bassin sédimentaire onshore. Cela suppose que les beach-rocks du plateau continental sont issus d'un mode fluvial alors que les sédiments des grès du continental terminal sont transportés par les rivières, lagunes et fleuves.

Compte tenu de leur forme anguleuse à subarrondie et de leur proportion importante en feldspath, les grès du bassin sédimentaire onshore de Côte d'Ivoire, ont subi une courte durée de transport. Par contre les beach-rocks du plateau continental ivoirien présentant une faible quantité de feldspath, sont déposés au cours d'un long transport. La présence de feldspath dans une roche détritique (grès arkosique), témoigne donc d'un transport de courte durée (Saaidi, 1991). Le transport des sédiments des grès est plus court à Bingerville (grains sédimentaires plus anguleux) par rapport à Alépé et à Samo dans le bassin sédimentaire onshore. Les sédiments des grès d'âge crétacé du bassin sédimentaire offshore ont subi un transport de courte (sédiments d'origine allochimique) et longue durée (sédiments terrigène).

Au Ghana, les beach-rocks de la zone tidale d'Accra sont issus d'une courte durée de transport car les grains sont anguleux et renferment une proportion importante de feldspath.

Environnement de dépôt

L'environnement de dépôt des barres de grès couvre tout le bassin sédimentaire onshore et offshore. Les grès sont en majorité issus des produits terrigènes. Ils se répartissent du continent jusqu'à la plaine abyssale. Ainsi les grès du Continental Terminal sont formés dans le continent, au sein du bassin côtier notamment les grès de la région de Bingerville, de Samo, d'Alépé. Quant aux beach-rocks du plateau continental ivoirien, ils ont une provenance continentale et un environnement de dépôt correspondant à une plage donc au littoral. Ces dépôts se retrouvent dans la plate-forme continentale par des phénomènes

eustatiques de la mer. Les dépôts des grès de la marge d'Abidjan se répartissent de la plate-forme continentale interne jusqu'au talus supérieur et au bassin. A la différence, les grès de l'Albien supérieur s'individualisent dans un environnement de dépôt marin à marin marginal (Yao, 2003). Les grès du Ghana sont des *Beach-rock* de la zone tidale du littoral d'Accra.

Provenance et formation des grès et *beach-rocks*

Les bancs de grès et *beach-rocks* de Côte d'Ivoire et du Ghana proviennent de l'altération physique des roches magmatiques, métamorphiques et du remaniement des roches sédimentaires (figure 14). Par consolidation (cimentation), les détritiques issus de la désagrégation de ces roches sont à l'origine de la formation de ces grès. Les bassins sédimentaires côtiers du littoral occidental de l'Afrique sont superficiellement comblés par des sédiments d'origine continentale dont la mise en place s'est effectuée dans des sites fluvio-lagunaires (Leneuf, 1972). Les sables générant les bancs de grès résultent donc des altérites issus de l'altération du socle précambrien (Tagini, 1971 ; Lebuane, 1972). Selley (1976) montre que les arkoses sont des produits de désagrégation incomplète des roches ignées acides et métamorphiques notamment les granites et les gneiss. Les barres de grès du bassin sédimentaire *offshore* proviennent non seulement des matériaux terrigènes mais aussi des dépôts marins (origine allochimique). Ils sont d'origine continentale car les cours d'eau transportent les matériaux d'altération des roches vers le plateau continental (Avenard et al., 1971) et même vers le bassin profond par l'énergie des vagues. Cela explique aussi l'origine continentale des *beach-rocks* du plateau continental ivoirien. L'origine marine des bancs de grès du bassin sédimentaire *offshore* se traduit par la présence de feldspath, de glauconie et aussi des éléments anguleux.

Par ailleurs, certains minéraux de quartz présentent des extinctions roulantes, traduisant une déformation tectonique. Ces grains de quartz à extinction roulante sont issus de la désagrégation de roches métamorphiques. Ceux dépourvus de ce caractère optique, proviennent des roches ignées.

La formation des grès dans l'ensemble du bassin sédimentaire implique le cycle géologique puisque leurs constituants résultent de l'altération par désagrégation de roches ou de sédiments préexistants (magmatiques, métamorphiques et exogènes). Les grès, formés par le processus sédimentaire (altération mécanique et érosion, transport, dépôt et diagenèse), peuvent subir un métamorphisme et se transformer en roches métamorphiques telles que les quartzites (Figure 14). Ces formations métamorphiques peuvent être soumises à l'altération lors de leur passage à la surface du continent (Boulvain, 2008) pour donner des grès.

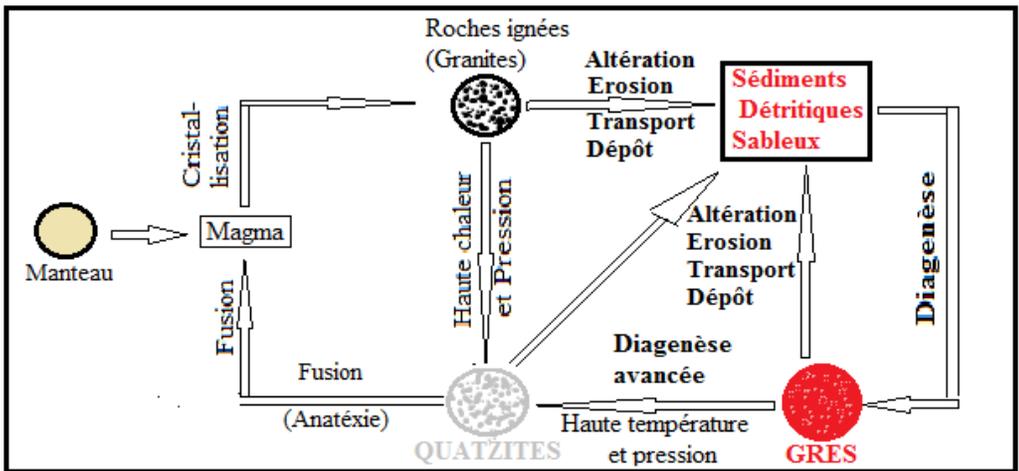


Figure 14 : Formation des grès dans le cycle géologique modifié

Evolution diagenétique et maturité des grès et *beach-rocks*

La transformation des grès en quartzite est une étape de l'évolution ultime de la diagenèse. En effet, les grains de quartz se fusionnent par silicification du ciment (grès d'Alépé). Il s'agit d'une épigénie de l'oxyde de fer par la silice entre les grains quartzeux, favorisant ainsi leur contact direct conduisant à la formation des quartzites. (Figure 15). L'évolution diagenétique se traduit également par la présence de grains polycristallins qui est le résultat d'une recristallisation des grains monocristallins (Figure 15). Ce phénomène de recristallisation peut aussi aboutir à la transformation des grès en quartzite.

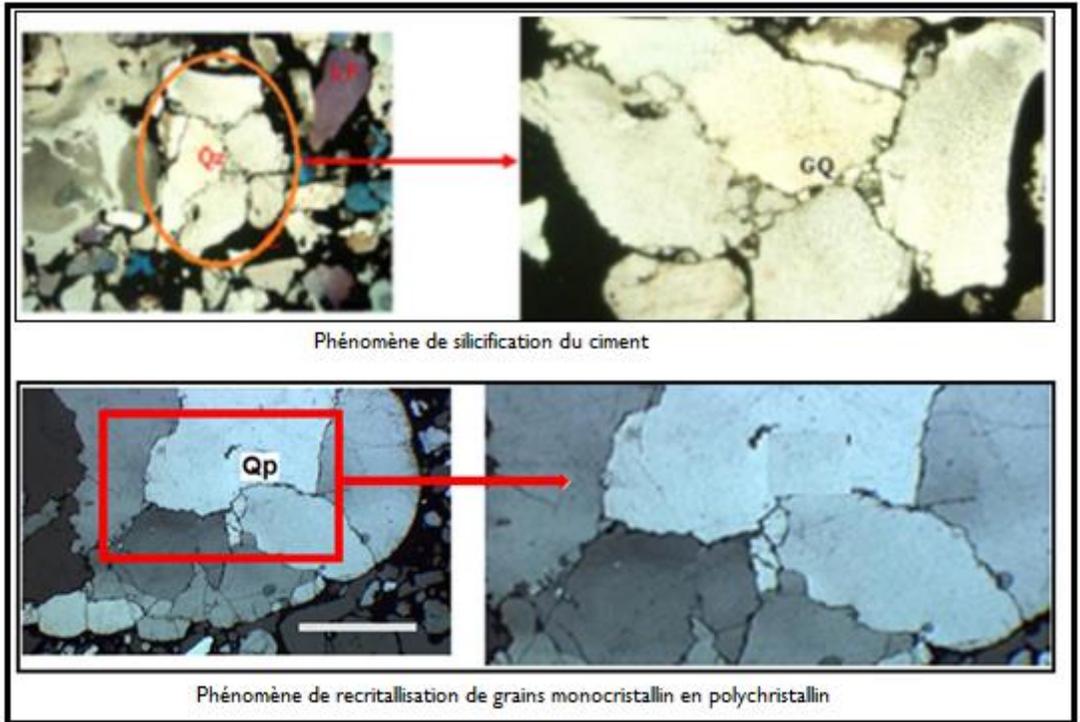


Figure 15 : Phénomène de recristallisation et de silicification secondaire marquant le début de transformation des grès en quartzite (Grains de quartz en contact direct (GQ) par le ciment siliceux (Cs); ciment ferrugineux

Par ailleurs, les grains de feldspath dans les sédiments des bancs de grès d'Alépé et de Samo sont altérés et remplacés par la néoformation de damourite (damouritisation). Ils ont également subi une pseudomorphose en calcite dans les sédiments des grès du Ghana. Il s'agit d'une altération des grains détritiques et remplacement pseudomorphique par des grains néoformés de calcite. En outre, on note des phénomènes de substitution du ciment des sédiments consolidés. Par exemple le ciment ferrugineux des *beach-rocks* quaternaire s'est substitué par endroits en ciment carbonaté (aragonite). Les bancs de grès à ciment calcaire de l'Albien supérieur deviennent en partie des grès à ciment pyriteux (Figure 16). Ces phénomènes impliquent une diagenèse évoluée vers un stade ultime qui détermine la maturité des grès. Les *beach-rocks* du plateau continental ivoirien sont plus matures que les autres grès car ils sont dépourvus de toute fraction argileuse et comportent des grains en majorité arrondis (Folks, 1951). Les quartzarénites sont plus matures que les arkoses et les arénites lithiques. Boulvain (2008) montre que les arénites arkosiques ne sont pas des sédiments aussi matures que les arénites quartzeux mais elles sont généralement plus grossières et moins bien triées que ces dernières.

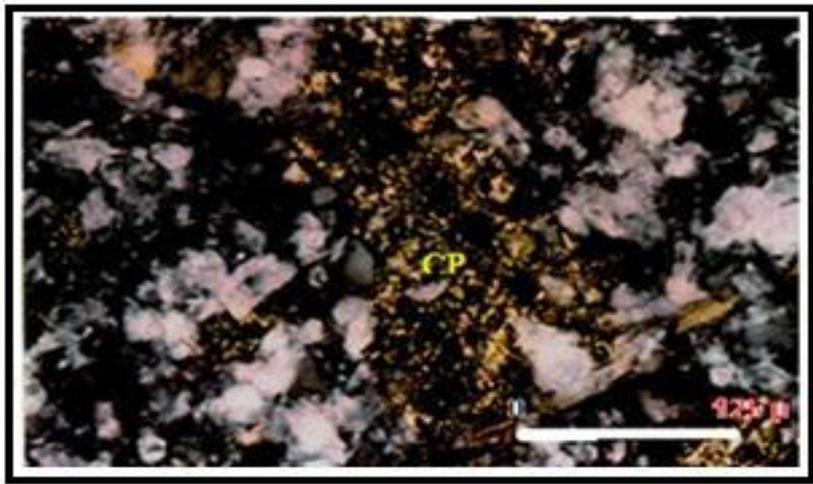


Figure 16 : Substitution du ciment calcaire par le ciment pyriteux (CP) dans les grès d'âge crétaé du bassin sédimentaire offshore (zone orientale de la marge d'Abidjan)

La maturité des grès est pareillement traduite par la prépondérance des constituants stables (les grains de quartz) par rapport aux minéraux instables (grains de feldspath et de mica, etc.). En plus, la fraction granulaire des grès étudiés, est prédominante par rapport à la proportion du ciment et de la matrice. La représentation des grès dans le diagramme de maturité (Figure 17) des grès démontre qu'ils sont matures.

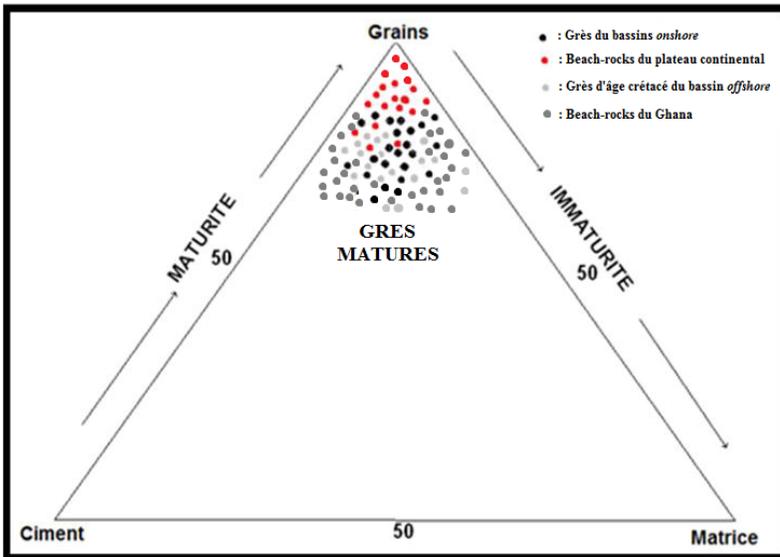


Figure 17 : Stade de maturité des grès

3.3. Potentialité énergétique des grès

Les grès du bassin *onshore* de la Côte d'Ivoire sont parsemés de cavités. Ces vides ne sont pas susceptibles d'emmagasiner des fluides tels que des hydrocarbures. En effet ce sont des formations gréseuses superficielles à ciment ferrugineux, formées dans un milieu oxydant. Leur porosité ne définit pas de bonne caractéristique pétrophysique capable d'emmagasiner des fluides. L'analyse de leurs caractères pétrophysique ne les qualifie pas de roche-réservoir. En effet les éléments sont communément grossiers et leur dépôt s'est effectué dans un environnement oxydant avec une ferrugination qui diminue leur porosité. Les grès

formés dans ces milieux ne sont pas confinés et ne contiennent pas de structures tectoniques pouvant piéger des hydrocarbures. Les *beach-rocks* du plateau continental ivoirien et de la zone tidal du Ghana sont poreux mais ils sont formés près du rivage. Par conséquent, ils ne peuvent pas également contenir de l'hydrocarbure.

Au fur et à mesure que l'on progresse dans les fonds marins, le milieu devient réducteur, les oxydes de fer se dispersent et les bancs de grès acquièrent la potentialité énergétique. C'est le cas des grès d'âge crétacé de la marge d'Abidjan dans le bassin sédimentaire *offshore*. Ces grès présentent d'excellentes propriétés pétrophysiques qui en font de bons réservoirs d'hydrocarbure. Ils renferment donc de l'eau, du pétrole (huile naturelle) et du gaz naturel (Tableau VIII). Les roches réservoirs reconnues dans la marge d'Abidjan sont constituées des grès du Crétacé d'âge Maestrichtien, Sénonien inférieur, Cénomaniens inférieur et Albien supérieur. Cette étude comparative montre que les grès du bassin sédimentaire *onshore*, étudiés ne sont pas des potentiels énergétiques tandis que ceux du bassin sédimentaire *offshore* sont des champs de pétrole et de gaz.

Tableau VII : Caractères pétrophysiques des bancs de grès d'âge crétacé

Age des grès	Puits	Porosité	Contenue en eau (pc)	Indice de colorance	Profondeur	Fluides	
Maestrichtien	X1	22	75 à 100	-	14m	-	
	X3	20	-	-	29	Gaz	
	X4	-	-		Aucun	-	
	X5	19	55		Jaune terne	94	-
	X7	-	-		-	-	Eau
	X8	12	-		-	66 m	Eau
	X9	20	40		-		Eau
Sénonien inférieur	X1	22	70 à 100	-	27 m	Eau	
	X2	20 à 32 à 15	-		Jaune vert	-	Eau
	X3	24	-		Aucun	24 m	-
	X5	20	100			224 m	
	X7	22 à 21				3 m	
	X8	12				5,5 m	Eau
	X9	20 à 15			avec une fraction de carbonate et de siliceux	-	Eau salée diluée
Cénomaniens	X2	17 à 27	70 à 100			206 m	Eau
	X3	15	70 à 100		moyenne à bonne	-	dans la partie supérieure
	X4				bleu, jaune terne		Gaz et condensât
	X5	16	100			53 m	Eau
	X9	-	-		-	-	présence de potentialité d'hydrocarbure
Albien supérieur	X2	22	80 à 100		Aucun	381 m	-
	Puits A	23	-		-	-	Huile et gaz

3.4 Approche à caractère régional Côte d'Ivoire-Ghana de la caractérisation des grès

Le tableau VIII fait la synthèse des caractères pétro-sédimentaires et pétrophysiques des grès du bassin sédimentaire *onshore* (Bingerville, Alépé, Aboisso, et Samo) et *offshore* de Côte d'Ivoire et du littoral d'Accra au Ghana.

Les barres de grès en Côte d'Ivoire comme au Ghana caractérisés, comprennent une abondance en quartz et sont matures. En Côte d'Ivoire, les formations gréseuses du bassin sédimentaire *onshore* (Bingerville, Alépé, Samo) appartiennent à la classe des arkosites arkosiques à ciment ferrugineux tandis que ceux d'âge crétacé du bassin sédimentaire *offshore* (marge d'Abidjan) sont des arkosites litharénites et quartzarénites à ciment calcaires, siliceux et argilo-calcaire. Cependant, les quartzarénites du plateau continental ivoirien ont un ciment composé en partie d'oxyde de fer et des minéraux carbonatés. Au Ghana Les *beach-rocks* du littoral sont des arkosites à ciment calcaire. La sédimentologie des sédiments de ces grès analysés, présente des grains en majorité anguleux et subanguleux avec des tailles variables. Ils sont formés pour la plupart, à partir de l'altération du socle précambrien donc d'origine continentale et déposés dans le bassin sédimentaire ivoirien et ghanéen.

Du point de vue pétrophysique, les grès du Continental Terminal dans le bassin sédimentaire *onshore* de Côte d'Ivoire les *beach-rocks* quaternaire du plateau continental ivoirien et du Ghana sont des grès à porosité « stérile » et ne sont pas susceptibles d'emmagasiner du pétrole. Les grès d'âge crétacé du bassin sédimentaire *offshore* par contre, sont des réservoirs d'hydrocarbure.

Tableau VIII : Synthèse comparative des bancs de grès et *beach-rocks* de la Côte d'Ivoire et du Ghana

Grès	ement de dépôt	Age	Minéralogie	Ciment	Classification	Sédimentologie	Pétrophysique
IVOIRE	mentaire côtier émergé	terminal (Mio-pliocène)	spath, apidote,		ite	nguleux à, subarrondis, fins à très grossifères ninentale et matures.	
	mentaire profond immergé	Quaternaire	spath covite	en partie carbonaté	ites	ubanguleux à arrondis, fins à très grossifères x et matures. Transport fluvial long	
		érieur et inférieur	spath, pyrite, tourmaline, biotite musc olomie, fragments de roches	iceux, pyriteux, silteux	osiques et lithiques	nguleux à subanguleux, très fins à gros ansport fluvial long et transport court	de pétrole
		Quaternaire	ldspath (microcline, albite,) , calcite, chlorite			anguleux à subanguleux, fins à grossifères ontinentale et matures. Transp	

4. DISCUSSION

La pétrographie des *beach-rocks* du plateau continental ivoirien et du littoral ghanéen concorde avec celle déterminée par Ottmann (1960) sur la nature sableuse des sédiments à prédominance quartzreuse, la présence de débris d'organisme et sur le ciment calcaire. Il a montré que la cimentation des sédiments des *beach-rocks* s'est réalisée par la recristallisation de la calcite. Nos travaux ont par contre, présenté un ciment ferrugineux substitué par endroits, par un ciment carbonaté. Il stipule que les barres de grès sont des cordons littoraux fossiles. De plus, les sables grossiers du cordon littoral sont recouverts d'oxyde de fer (Martin, 1977). Cela expliquerait la nature et la provenance ferrugineuses du ciment. En effet le ciment est formé par la précipitation de l'oxyde de fer recouvrant les sables grossiers du cordon littoral.

On note que les arénites arkosiques du bassin sédimentaire ivoirien et ghanéen sont en majorité formés de grains anguleux, subanguleux et subarrondis. C'est la particularité des arkoses. Selley (1976) montre que les grains des arkoses sont typiquement anguleux à subarrondis.

Les bancs de grès et *beach-rocks* des bassins sédimentaires *onshore* (Bingerville, Alépé, Samo) et *offshore* se caractérisent par une abondance en quartz (de 60 à 80 pc ; 50 à 70 pc). C'est un caractère particulier pour les grès en général car le quartz, inaltérable, est le minéral essentiel des formations gréseuses à cause de sa dureté et de sa résistance au phénomène mécanique d'usure et d'altération du transport. C'est le minéral prépondérant dans la plupart des grès et ceux contenant des feldspaths sont des arkoses. Les grès ferrugineux d'âge Mio-pliocène du Continental Terminal et de l'Albien supérieur ont une proportion importante en feldspath. Ce sont donc des arénites arkosiques. Cela est en accord avec selley (1976) et Füchtbauer (1974) qui présentent les arkoses comme des grès riches en feldspath.

Les grès du bassin *onshore* (milieu oxydant), sont ferrugineux par contre, les grès du bassin *offshore* (système marin, milieu réducteur) sont calcaires. Boulvain (2007) montre que sous des conditions réductrices, les oxydes de fer disparaissent partiellement au cours de la diagenèse. Les *beach-rocks* du plateau continental à proximité du littoral, cordons littoraux fossiles ont un ciment ferrugineux en partie carbonatée. Cela traduit une dispersion progressive des minéraux d'oxyde de fer dans le milieu marin plus réducteur. En remarque, plus on s'éloigne du continent dans le bassin sédimentaire, plus le ciment des grès, devient calcaire car le milieu marin devient de plus en plus réducteur et dispersent les oxydes de fer (Boulvain, 2007).

A cause de la présence considérable de feldspath, les grès arkosiques sont immatures du point de vu minéralogique (Selley, 1976). En principe les grès ne doivent pas contenir une proportion importante de minéraux instables tels que les feldspaths. Ceci à cause de leur fragilité à l'altération et à l'action mécanique du transport. Raison pour laquelle les arkoses et les subarkoses sont considérées comme des grès relativement immatures sur le plan minéralogique mais matures du point de vu textural. Cela suppose que les arkoses sont des grès qui ont atteint leur stade de maturité au cours de leur évolution diagenétique.

CONCLUSION

Péto-sédimentaire

Les échantillons de grès analysés ont tous une minéralogie constituée d'une prédominance en quartz quartz et de feldspath qui sont les minéraux essentiels. Ils sont tous Poreux impliquant la possibilité de contenir des ressources énergétiques Ils diffèrent par leur minéraux accessoires (minéraux autre que le quartz et les feldspaths). La taille et la forme des éléments consolidés sont variables. Les grains présentant des formes généralement anguleuse et subanguleuse avec un aspect non usé impliquent une courte durée de transport. Cela caractérise les grès du bassin sédimentaire *onshore* de côte d'Ivoire et les *beach-rocks* du littoral d'Accra au Ghana. Les grains consolidés de forme arrondie et usés traduisent une longue durée de transport. C'est le cas des *beach-rocks* quaternaire du plateau continental de Côte d'Ivoire. En faisant une étude à caractère régional (Côte d'Ivoire-Ghana) des *beach-rocks*, en Côte d'Ivoire, ce sont des quartzarénites constitués de sables de plage grossiers, consolidés par un ciment ferrugineux et carbonaté dans le plateau continental à l'issus d'un long transport fluvial. Par contre au Ghana (Accra), les *beach-rocks* présente des arkoses constitués de sables de plage à grains moyens, consolidés par un ciment calcaire, dans la zone tidale du littoral. Ils sont issus d'un transport fluvial de courte durée.

Potentialité énergétique :

Les grès du bassin sédimentaire *onshore*, étudiés ne sont pas des roche-réservoir d'hydrocarbure car ce sont des formations superficielles à forte ferrugination. Les Beach-rocks du plateau continental et du littoral d'Accra sont poreux mais ne peuvent pas être des potentiels énergétiques. Seuls les bancs de grès du cratéacé sont des potentiels énergétiques. D'ailleurs, les réservoirs d'hydrocarbure du bassin sédimentaire, exploitées en Côte d'Ivoire, sont en général constitués de grès à ciment argileux ou parfois argilo-calcaire d'âge cratéacé.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AKA K. (1991)**. La sédimentation quaternaire sur la marge de Côte d'Ivoire: essai de modélisation. Thèse DES, Abidjan (Côte d'Ivoire), n° 146, 320p.
- APIE COLETTE AKOBE, ETCHE MIREILLE AMANI, MAMADOU TOURE, SYLVAIN MONDE, KOUAME AKA ET KOUADIO AFFIAN (2018)**. Étude comparative des caractères pétro-sédimentaires des grès du bassin sédimentaire de la Côte d'Ivoire. *Rev. Ivor. Sci. Technol.*, 31 (2018) 138 – 160, 138 ISSN 1813-3290
- APIE COLETTE AKOBE, ETCHE MIREILLE AMANI, KOUASSI LAURENT ADOPO, SYLVAIN MONDE, KOUAME AKA (2018)**. Pétrographie et Sédimentologie des Cordons Littoraux Fossiles (Beach-Rocks) des Côtes d'Accra au Ghana *Afrique SCIENCE 14(5) (2018) 120 – 135*, 120 ISSN 1813-548X, <http://www.afriquescience.net>
- AKOBE Apie C., COULIBALY A.S., WOGNIN A.V., MONDE S., AKA Kouamé (2014)**. Caractérisation pétro-sédimentaire des formations gréseuses du bassin onshore de la Côte d'Ivoire. *BIOTERRE Rev. Inter. Sci. De la Terre*. Vol. 14, pp. 15-28.
- AKOBE C.A., MONDE S., BRENON I., DIGBEHI B.Z., AKA K. (2009)** Les beach-rocks du plateau continental de Côte d'Ivoire : Lithologie et impacts dans le transit sédimentaire. *Africa Géoscience Review*, vol.16, N°3, pp 189-202. 9.
- AKOBE A. C. (2004)**. Contribution à l'étude pétro-sédimentaire des « Beach-rocks » dans le plateau continental de Côte d'Ivoire. DEA, Abidjan (Côte d'Ivoire) 52p.
- BLIVI A. (1988)**. Un élément de la dynamique littoral : le beach-rock. in actes du colloque régional érosion côtière, Lomé, 19-22 septembre 1988.
- CAILLEUX A. (1947)**. Distinction des sables marins et fluviaux. *Bull. Soc. Géol. Fr.*, 5 XV: 375-404.
- BOULVAIN F. (2008)**. Une introduction aux processus sédimentaires. Cours de pétrologie sédimentaire B20, Département de géologie, Faculté des Sciences, Université de Liège, B-4000 Liège.
- BOULVAIN F. (2007)**. Diagenèse et dynamisme des bassins sédimentaires. Cours de pétrologie sédimentaire B20, Département de Géologie, Faculté des Sciences, Université de Liège, B-4000 Liège.
- CAILLEUX A. (1947)**. Distinction des sables marins et fluviaux. *Bull. Soc. Géol. Fr.*, 5 XV: 375-404.
- DICKINSON W. R. and SUCZEK C. A. (1979)**. Plate tectonics and sandstone compositions. *AAPG Bulletin* v. 63, p. 2164-2182
- FOLK R.L. (1951)**. Stages of textural maturity in sedimentary rocks. *J. Sedim. Petrol.* 21 : 127-130.
- FÜCHTBAUER H. (1974)**. Sediments and sedimentary rocks I. *Sedimentary Petrology Part II* by Engelardt W. V., Füchtbauer H., Müller G. Second revised and enlarged edition with, 464 p.
- LEBUANEC B. (1972)**. Les principaux sols de Côte d'Ivoire et leurs aptitudes culturales. *Annales de l'Université d'Abidjan* 8, 2 : 17-26.
- LENEUF N. (1972)**. Aspect microscopique de la surface des grains de quartz du continental terminal de Côte d'Ivoire. *Cah. OSTOM, Ser. Géol.*, Vol 4 n°1, p. 53-65.
- MARTIN L. (1973)**. Morphologie, sédimentologie et paléogéographique au Quaternaire récent du plateau continental ivoirien. Thèse DES Paris VI, ORSTOM, 340 p.
- MARTIN L. (1977)**. Morphologie, sédimentologie, paléogéographie au Quaternaire du plateau continental ivoirien. Travaux et document n° 61, ORSTOM, Paris, 265 p.
- MONDE S. (1995)**. Contribution à l'étude océano-géologique du plateau continental ivoirien: reconnaissance morphologique des fonds marins d'Abidjan à Grand-Lahou et étude comparative avec la carte sédimentologique de L. Martin 1973. Mém. DEA, Abidjan, 60 p.
- MONDE S et AKA. (2001)**. Analyse sédimentologique et paléoenvironnement des sédiments superficiels des ensembles morphobathymétriques du plateau continental de Côte d'Ivoire. *Africa Géosciences Review* vol. 8, n°4, pp 413-423.
- MONDE S. (1997)**. Nouvelles approches de la cartographie du plateau continental de la Côte d'Ivoire: Aspects morphologiques et sédimentologiques. Thèse 3^e cycle, Université de Cocody, n° 253/97, 200 p.
- MUFF R. and EFFA E. (2006)**. Explanatory notes for the geological map for urban planning 1/50000 of Greater Accra Metropolitan area, 38 p.
- NAGTEGAAL P. J. C. (1978)** "Sandstone-framework instability as a function of burial diagenesis" *Journal of geological Society* ; London 135 (1978) 101 - 105
- OTTMANN F. (1960)**. Une hypothèse sur l'origine des aréfices du Nord-Est brésilien, C.R., Som. Soc. Géol. Fr., Fasc. 7, pp. 175-176.
- PETTIJOHN F. J., POTTER P. E. et SIEVER R. (1972)**. *Sand and sandstone*. Spinger Edition, New York, Heidelberg, Berlin, 618p. Planification. Vol. 1. Manuel de cours.
- SAADI E. (1991)**. Classification des roches sédimentaire in *Traité de sédimentologie: Pétrographie environnements sédimentaires* Edition, Afrique orient. , pp. 61-115.
- SEGUIN J. J. (2005)**. Projet réseau SIG-Afrique. Carte hydrogéologique de l'Afrique à l'échelle 1/10 M. BGRM/RP-54404-FR.
- SLETTY R. C. (1976)**. An introduction to sedimentology. U.S. Edition published Academic Press Inc. (London). 408 p
- TAGINI B. (1971)**. Esquisse structurale de la Côte d'Ivoire. Essai de géotectonique régionale. Thèse DES, Lausanne (Suisse), 302 p.
- YACE I. (2002)**. Initiation à la géologie. L'exemple de la Côte d'Ivoire et de l'Afrique de l'Ouest. E CEDA, 183 p.
- YAO N. F. (2003)**. Provenance, Maturité texturale et Environnement de dépôt des grès d'âge Albien supérieur dans les champs A et B de la marge d'Abidjan. DEA des Sciences de la Terre option Géologie marine et sédimentologie, UFR STRM, Univ. Cocody (Abidjan), 55 p.

Gestion et inventaire des ressources en eau du continental intercalaire. Cas : Région d'Adrar (extrême Sud-Ouest d'Algérie)

Sayad Lamine¹, Attoui Badrar ² Faradji Ibrahim³ Djorfi Saadane ⁴ Mahia Mohamed² Chaffai Hicham⁵ Hani Zzedine⁵ Djabri Larbi⁵

1 Département de géologie université BADJI Mokhtar BP 12 Annaba Algérie ,
sayadlamine@yahoo.fr

2 Laboratoire de géologie université BADJI Mokhtar BP 12 Annaba Algérie
attbadra@yahoo.fr

3 Agence nationale des ressources hydrique-Adrar-Algérie

4 Laboratoire des ressources naturelles et aménagement université BADJI Mokhtar BP 12 Annaba
Algérie

5 Laboratoire des ressources en eau et développement durable université BADJI Mokhtar BP 12
Annaba Algérie

Chaffaihicham@yahoo.fr haniazedine@yahoo.fr djabri_larbi@yahoo.fr

Résumé

L'inventaire et la gestion des eaux conventionnelles dans la région d'Adrar a permis de dégager deux types de systèmes d'exploitation à savoir la foggara et les forages. Ces deux systèmes captent la formation géologique connue sous le nom Du Complexe Intercalaire (CI). La foggara est un système traditionnel de captage des eaux qui caractérise la région d'Adrar, développée principalement dans la région du Touat, Gourar et de Tidikelt. Elle consiste à capter les eaux par un système de galeries faiblement inclinées. Le Continental intercalaire représente la partie à surface du Système Aquifère Sahara Septentrional (SASS), c'est l'unique nappe d'eau libre dans la région d'étude. L'accroissement de l'exploitation de la nappe libre du CI de la région d'Adrar et la gestion non rationnelle des ces ressources (Les forages et les puits traditionnels) suite au développement agricole et industriel qu'a connu la région, contribuent fatalement dans l'épuisement de cette vulnérable richesse d'eaux souterraines. On doit agir afin de préserver cette ressource dans le cadre du développement durable de la région.

Mots clés : Continental intercalaire, Adrar, foggara, forage, gestion, développement durable

Management and inventory of water resources of the continental intercalary Case: Adrar region (extreme southwest of Algeria)

Abstract :

The inventory and management of conventional water in the Adrar region has identified two types of operating systems namely foggara and drilling. These two systems capture the geological formation known as the Intercalary Complex (IC). The foggara is a traditional water catchment system that characterizes the region of Adrar, developed mainly in the region of Touat, Gourar and Tidikelt. It consists of capturing water through a system of slightly inclined galleries. The intercalary Continental represents the surface part of the Northern Sahara Aquifer System (SASS), it is the only water table in the study area. The increase in the exploitation of the free aquifer of the Adrar region and the unsustainable management of these resources (traditional boreholes and wells) as a result of the agricultural and industrial development experienced by the region, inevitably contribute in the depletion of this vulnerable underground water. We must act to preserve this resource in the context of sustainable development in the region.

Key Words: Continental intercalary, Adrar, foggara, drilling, management, sustainable development

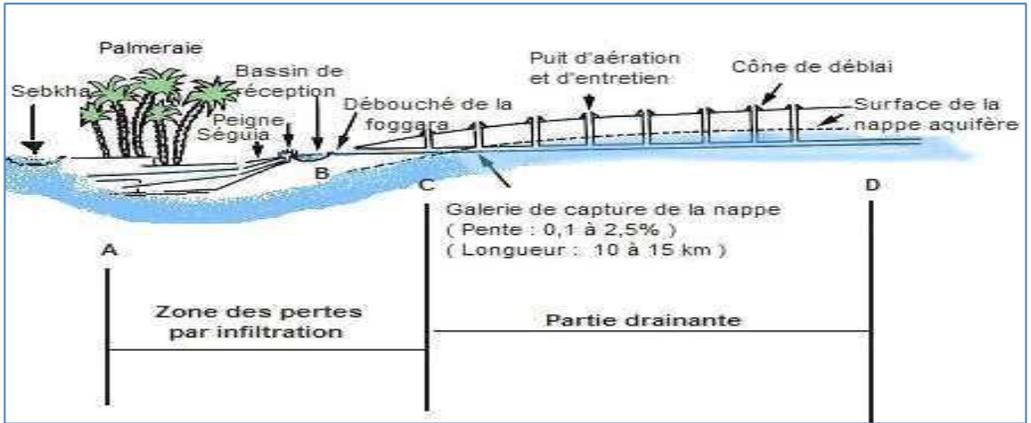


Fig.2 - Schéma explicatif de la foggara

Table I - Les foggaras de la région d'étude.

Année	1960		1998		2011		Totaux
	Pérenne	Tarie	Pérenne	Tarie	Foggara Pérenne	Foggara Tarie	
Adrar	23	0	9	14	5	18	23
Bouda	23	0	20	3	18	5	23
Timmi	47	5	41	11	29	23	52
Totaux	93	5	70	23	52	46	98

Les forages :

Ce système d'exploitation est actuellement le plus répandu pour satisfaire les besoins croissants en AEP. Globalement le nombre de forages réalisés dans le Daïra d'Adrar 50 forages (en 2014) mobilisant un débit de 1187 l/s dont 902l/s destiné à l'exploitation.

Table 2 Les forages dans la Daira d'Adrar

Communes	Nombre de Forages					Débit		
	Déclarés			Nouveaux	Abandonnés	mobilisé	exploité	
	en service	à l'arrêt	Total					
								(l/s)
Adrar	28	22	0	8	3	1187	902	
Bouda	7	6	3	1	1	273	171	
Timmi	16	4	0	0	1	426	206	

Gestion des ressources en eau

Accroissement et densité de la population en 2012

Le taux d'accroissement de la population en 2012 recensement s'élève à 1.2% à Adrar et 0.3%, 0.5% respectivement pour Bouda et Timmi (table 3).

Table 3 .Répartition de taux d'accroissement et densité de la population dans la Daira d'Adrar

Commune	Population 2012	Superficie Km ²	Production total (m3/j)	Capacité (hab/j)	Densité hab /km ²	Taux d'accroissement
Adrar	61318	679.54	43718,4	180	90	1.2
Bouda	10988	780.65	8812,8	23	14	0.3
timmi	14229	1065.56	10281,6	180	13	0.5

Evolution de la population dans la région d'étude (2012-2030) :

Pour calculer l'évolution de la population à des horizons future, nous appliquons la formule établie par les services des statistiques et de la population (O.N.S 2008).

$$P_t = p_n (1+a)^n \dots\dots t$$

Avec :

P_t : population à l'horizon voulu.

p_n: population à une année de référence.

a : taux d'accroissement (fixé à 2% -ONS)

n : nombre d'années qui sépare l'année de référence

Table 4 : Évolution de population de la daïra d'Adrar

Commune	Population 2012	Population 2015	Population 2020	Population 2025	Population 2030
Adrar	61318	66033	74360	82093	90630
Bouda	10988	11727	13206	14580	16096
Timmi	14229	15692	17670	19507	21535

Estimations des besoins actuels en eau des agglomérations :

L'estimation des besoins actuels en eau des agglomérations est basée essentiellement sur deux aspects :

-le nombre d'habitant d'une agglomération existante, et la dotation journalière définie comme étant la quantité d'eau moyenne consommée par habitant et par jour ; exprimée en (l /j/hab.). Cette dotation varie en fonction de la situation géographique du climat de la populationetc. A l'aide de ces deux paramètres, on peut estimer les besoins en eau des communes par la relation suivante :

Besoins en eau (l/j)= nombre d'habitant × la dotation (l /j/hab).....2

Table 5- Besoins actuels en eau potable dans la daïra d' Adrar

Commune	Population(2015)	Dotation l /j/hab.	soin en m3/j	soin en m3/an	soin en Hm3/an
Adrar	66033	180	11885.94	38258.6	4.33
Bouda	11727	123	1449.36	49016.4	0.52
Timmi	15692	180	2945.16	74983.4	1.07

Les résultats mentionnés dans le tableau montrent que la commune d'Adrar enregistre un besoin en eau (4.33 Hm³/an) qui dépasse largement celui de Bouda et Timmi ensemble (1.59 Hm³/an).

Estimation des besoins futurs en eau potable :

L'estimation des besoins futurs en eau pour les communes concernées par notre travail sont les agglomérations ayant une population de plus de 1000 habitants (tableau .6)

Table 6 - Besoins futurs en eau potable dans la daïra d' Adrar

Commune	Pop 2015	soin en Hm3/an	Pop 2030	soin en Hm3/an	soin en Hm3/an	Pop 2030	soin en Hm3/an
Adrar	66033	4.33	90630	4.8	93	5.3	6
Bouda	11727	0.52	16096	0.56	30	0.6	0.7
Timmi	15692	1.07	21535	1.16	07	1.28	1.41
	93452			6.52		7.18	8.11

CONCLUSION :

Le besoins en eau dans la région d'Adrar ne cesse d'augmenter au fil des années, une bonne gestion de l'eau s'avère nécessaire voir capitale afin de satisfaire les demandes croissantes en eau. L'extension urbaine, le développement agricole et industriel, la croissance démographique sont eux-mêmes en relation étroite avec la disponibilité de la ressource hydrique, une bonne gestion de cette ressource vitale afin de protégée et subvenir les besoins croissants en eau dans le cadre développement durable de cette région.

Références

- ABDELMADJID Z (2011) : Etude hydrogéologique et hydro chimique des eaux de la nappe continentale intercalaire dans la région d'Adrar(Touat) Mémoire de Magistère, univ : Ouargla.
- ANRH d'Adrar : les Données des forages (2011 et 2015) de la Daira d' Adrar
- BENHAMZA, M. (2013) : Aperçu hydrogéologique et hydrochimique sur le système de captage traditionnel des eaux souterraines « foggara » dans la région d'Adrar- Mém, Magister, université U.B.M. Annaba.
- BETTAHAR, A. (2013) : Aspects qualitatifs des eaux de la région de Touggourt (nappes du complexe terminal et continental intercalaire) sud-est de l'Algérie- Mémoire de Master, université Ouargla.
- DAHALI, S. (2013) : Etude hydrogéologique et hydro chimique de la nappe du continentale intercalaire de la région de Touat (wilaya d'Adrar)- Mémoire de Master, université de Ouargla.
- LAKHAI F (2015) : Contribution a l'étude hydrogéologique et identification de système d'irrigation dans la région d'Adrar Mém, Master, université Ibn Khaldoun Tiaret.
- OULD BABA SY, M. (2005)-Recharge et Paléorecharge du système aquifère du Sahara septentrional Thèse de doctorat, université de Tunis EL manar.
- ZAGHTOU,A.(2011) : Etude hydrogéologiques hydro chimique des eaux de la nappe du continental intercalaire dans la région d'Adrar(Touat) mémoire de Magister, USTHB d'Alger.

Possibilité d'élimination du Rouge Congo par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium

Sarah Goudjil¹, Saadia Guergazi² Et Samia Achour³

^{1,2,3} *Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface. Université Mohamed Kheider B.p 145 RP 07000*

Biskra-Algérie.

¹Sarah.goudjil@univ-biskra.dz; ²s.guergazi@univ-biskra.dz; ³s.achour@larhyss.net

Résumé

Dans ces dernières années, il existe un énormément des produits colorés pour des raisons plus ou moins commerciales, en particulier les colorants textiles. Cependant, il existe certains colorants qui sont toxiques et qui apportent des dangers pour les différents êtres vivants ainsi que le milieu aquatique, par le rejet des eaux usées industrielles chargées par une teneur très élevée en couleur. Sachant que le déversement de ce type des eaux usées est considéré parmi les plus importants problèmes environnementaux. Pour cette raison, on a entamé ce travail, pour étudier la possibilité d'éliminer un colorant diazoïque très toxique nommé Rouge Congo (RC) par coagulation-floculation, en utilisant comme coagulant le sulfate d'aluminium. Afin de pouvoir estimé le pourcentage d'élimination du Rouge Congo(RC), différents paramètres réactionnels sont pris en considération à savoir, l'effet de la variation de la dose du coagulant, de la teneur initiale du Rouge Congo ainsi que, la variation du pH des solutions colorées. Les résultats que nous avons obtenus ont bien montré que, la dose optimale en sulfate d'aluminium est de 40 mg /l. Cette dose à un rendement d'élimination du colorant Rouge Congo qui dépasse les 97%. Une très bonne élimination est marquée par les grandes valeurs de la teneur initiale du Rouge Congo. Le pH du traitement optimal est au voisinage de 6.

Mots clés: Rouge Congo, Coagulation- Floculation, Sulfate d'aluminium.

Possibility of elimination of Congo Red by coagulation-floculation with aluminum sulphate

Abstract

In recent years, there is many colored products for reasons more or less commercial, especially textile dyes. However, there are certain dyes that are toxic and dangerous, for different living beings as well as the aquatic environment by the discharge of industrial wastewater loaded with very high color content. Knowing that the discharge of this type of wastewater is considered among, the most important environmental problems. For this reason, this work has begun to study the possibility of elimination of a very toxic diazo dye called Congo Red by coagulation-floculation, using as coagulant aluminum sulphate. In order to be able to estimate the percentage of elimination of Congo Red, different reaction parameters are taken into account, namely the effect of the change in the dose of the coagulant, the initial content of Congo Red and the variation of the pH of the solutions colored. The results we have obtained have shown that the optimal dose of aluminum sulphate is 40 mg / l. This dose has a removal efficiency of Congo Red dye that exceeds 97%. A very good elimination is marked by the high values of the initial content of the Red Congo. The pH of the optimal treatment is in the vicinity of 6.

Key Words: Congo red, coagulation-floculation, aluminum sulphate.

INTRODUCTION

Les colorants sont des polluants indésirables pour le milieu récepteur sachant qu'ils sont des organismes colorent les matériaux. Les rejets de colorants dans l'environnement défavorisent le milieu aquatique car ils sont généralement dangereux de nature mutagène et cancérigène [1]. Ils peuvent aussi provoquer une grave contamination des eaux de surface et souterraines [2]. Ces rejets présentent un véritable danger pour l'homme et son environnement en raison de leur stabilité et de leur faible biodégradabilité [3]. L'industrie textile représente presque les deux tiers du marché total des colorants et constitue à son tour une source de pollution [1]. La décoloration de ces rejets particulièrement, est souvent difficile car les colorants organiques ne se dégradent pas facilement. En effet, ces produits sont stables aux agents oxydants, aux rayonnements et résistent fortement à la digestion aérobie. En conséquence, les industries qui rejettent des eaux colorées doivent les épurer avant l'évacuation [4]. Suite à cette grande menace sur l'environnement, et pour assurer cette décoloration nombreuses méthodes et techniques de dépollution et décoloration ont été développés au cours de ces dernières années parmi ces techniques il y a lieu de citer l'oxydation chimique, la filtration sur membrane, l'adsorption et la combinaison coagulation-floculation [5]. Cette dernière est un processus dans le traitement classique. Ce procédé utilise des coagulants de différentes natures tels que les coagulants chimiques et naturels [6]. Elle reste parmi les méthodes les plus utilisés et facile à mettre en œuvre. La technique de la coagulation-floculation est considérée comme un procédé promoteur lié à l'élimination des substances dispersées [7] A partir de ces données citées précédemment, le travail présenté dans ce document sera consacré pour évaluer l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium pour l'élimination du colorant nommé Rouge Congo(RC). Les essais de jar test ont porté sur des solutions de ce colorant dans l'eau distillée et pour des paramètres réactionnels variables (dose de coagulant ; concentration de la teneur initiale du Rouge Congo (RC); pH).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Préparation des solutions

Les solutions des produits utilisés sont préparées périodiquement dans le laboratoire de recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface (LARHYSS) à l'université de Biskra (Algérie).

Description et préparation du colorant

Le Rouge Congo (RC) est un colorant anionique (acide) faisant partie de la classe des azoïques [4], très utilisé dans la production des papiers, plastiques, cuir et en cas particulier dans l'industrie textile [8]. Plusieurs études ont été démontrées qu'il est toxique comme beaucoup de colorants azoïques [2].

Après son rejet, un cancérigène bien connu pouvant causer des maladies allergiques chez l'homme ce qui nécessite une application d'une méthode efficace et réalisable pour traiter ce colorant dans les effluents [6]. La formule chimique de ce colorant est $C_{32}H_{22}N_6O_6S_2Na_2$, dont la structure chimique est donnée à la fig. 1 [9], et pour la longueur d'onde maximale, ce colorant a été étudié sur son spectre par un spectrophotomètre qui a montré que $\lambda_{max} = 500 \text{ nm}$. Une solution mère de 1 g / l est préparée en dissolvant la poudre de colorant dans de l'eau distillée.

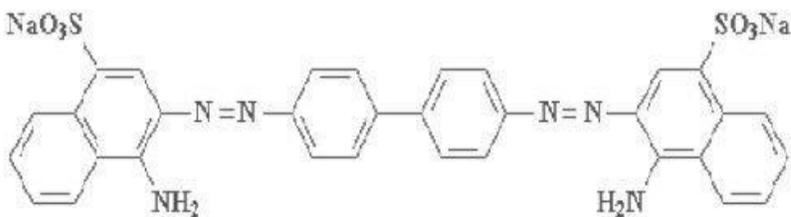


Fig 1. Structure moléculaire du colorant rouge Congo (RC).

Préparation du coagulant

Au cours de cette étude, nous nous sommes intéressés au sulfate d'aluminium comme coagulant (SA). Le SA est une poudre chimique blanche, sans odeur, de formule $Al_2(SO_4)_3$. La solution du coagulant a été préparée périodiquement en utilisant l'eau distillée. Nous avons préparé dans une fiole de volume important (1L) de solution mère de coagulant à une concentration de (20 g.L-1).

Préparation de la courbe d'étalonnage

Le graphique représentant l'absorbance en fonction de la concentration, appelé droite (ou courbe) d'étalonnage, permet de déterminer la concentration d'une solution à partir de la mesure de l'absorbance de solutions de concentrations connues. Pour réaliser ce travail on a mesuré une série de solutions de différentes concentrations pour tracer notre courbe qui nous aide à déterminer les rendements d'éliminations.

Description des essais de Jar- Test

Les essais de Jar-Test ont été soumis pendant 3 min à une agitation rapide à 150 tr / min puis à une agitation lente de 45 tr / min pendant 17 min. Cette étape est suivie d'une décantation de plus de 3 heures avant la filtration en utilisant Un membrane OSMONICSINC de porosité 0,45 μm . Utilisation d'un spectrophotomètre pour déterminer l'absorbance de la lumière des échantillons filtrés afin de déterminer la meilleure efficacité d'élimination exprimée par [5] :

$$R(\%) = ((C_0 - C_f) / C_0) * 100 \quad (1)$$

C_0 et C_f représentent respectivement les concentrations initiale et finale de composés organiques exprimées en mg / l. Les essais de Jar-Test sont effectués en variant dans un premier lieu les doses du coagulant, une fois on détermine la dose optimale du coagulant on passe à la variation de la teneur initiale du Rouge Congo puis à celle du pHf.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

La courbe d'étalonnage

La courbe d'étalonnage est établie pour une gamme de concentration allant de 0 à 50 mg/L de RC. La droite d'étalonnage donnant la concentration en fonction de l'absorbance. Fig.2.

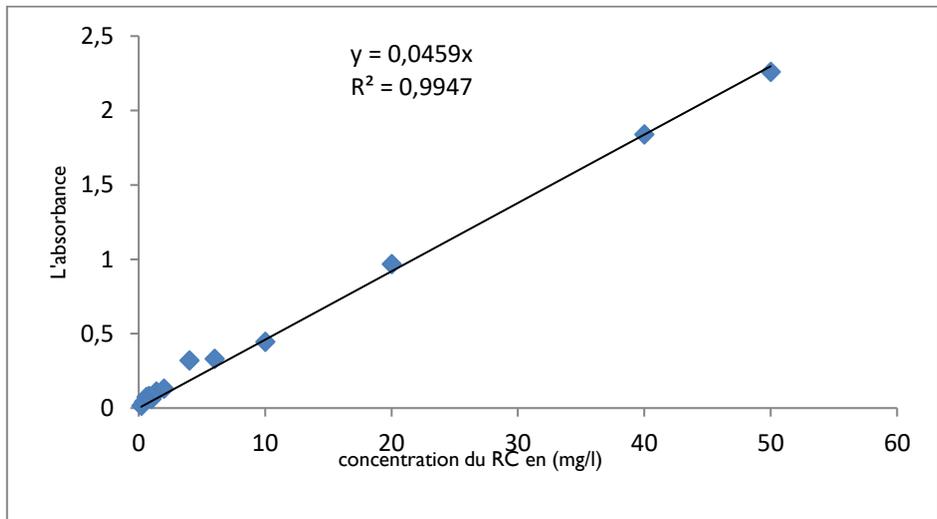


Fig. 2. Courbe d'étalonnage du Rouge Congo ((RC)

Effet de la variation de la dose du coagulant

Au premier lieu l'effet de la variation de la dose optimale du coagulant sur l'élimination du colorant a été étudié. Cet essai a été réalisé pour des doses en sulfate d'aluminium allant de 20 à 100 mg/l et une concentration en Rouge Congo de 30 mg/l. Les résultats obtenus (Fig.3) ont bien montré que la dose optimale était de 40 mg/l pour un pourcentage d'élimination supérieur à 97%. Ce rendement est accompagné par une diminution dont les valeurs du pH final (pHf).

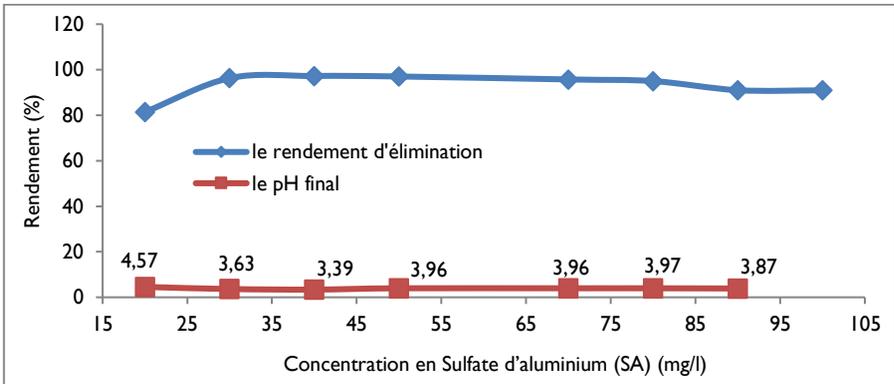


Fig 3. Effet de la variation de la dose du coagulant et l'évolution du pHf.

Effet de la variation de la teneur initiale du colorant

La variation de la teneur initiale du coagulant se base sur la variation des concentrations initiales du colorant dont l'intervalle des concentrations est de 1 à 50 mg/l. La figure 4 indique que les meilleurs pourcentages d'élimination sont marqués par les grandes valeurs. Une diminution de pHf dans les faibles concentrations puis une légère augmentation Après les 20 mg/l.

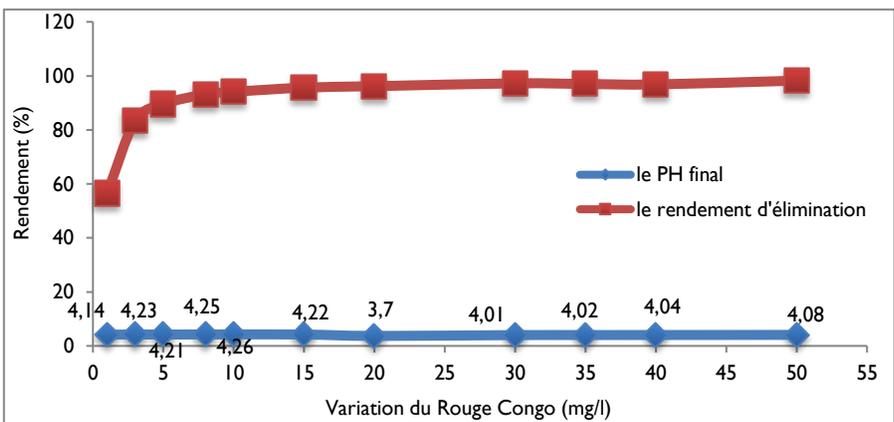


Fig 4. Effet de la variation de la teneur initiale du Rouge Congo et l'évolution du pHf.

Effet de la variation du pH

Les résultats présentés dans la figure 5 montrent que lors la variation des valeurs de pH initiales la meilleure élimination du Rouge Congo est marquée à pH=6 avec une diminution très remarquable du pourcentage d'élimination au voisinage du pH=10.

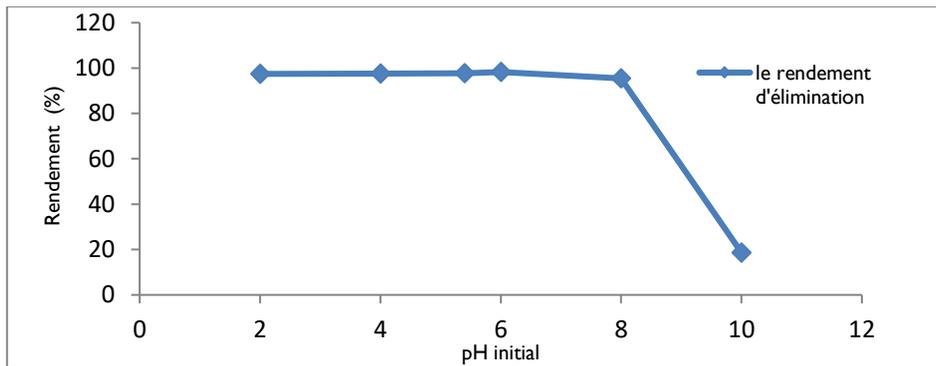


Fig 5. Effet de la variation du pH sur l'élimination du Rouge Congo

CONCLUSION

L'objectif de ce travail était d'étudier la possibilité d'élimination du Rouge Congo par le procédé coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Les résultats obtenus ont bien montré que 40 mg/l de sulfate d'aluminium est capable d'éliminer plus de 90 % du colorant testé. Les essais réalisés nous ont permis de conclure que les pourcentages d'élimination du colorant étudié s'améliorent lorsque la concentration initiale de ce composé augmente. Par ailleurs, les meilleurs rendements d'élimination du Rouge Congo ont été obtenus à pH=6. La recherche de la meilleure élimination est faite dont le but est de trouver une méthode par laquelle on protège l'environnement des effets indésirables du Rouge Congo.

Références

- [1] R. Rabia, A. Aadil, M.Tario, S. Muhammad, A. Saba, Thermodynamical and Mechanistic Studies of Direct Red-28 dye Adsorption on *Syzygium cumini* stem, *J.Chem.Soc.Pak*, 34 (5), (2012) 1156-1162.
- [2] R.E. Baynes, N.A. Monteiro-Riviere, G.L. Qiao, J.E. Riviere, Cutaneous toxicity of benzidine dye direct red 28 applied as mechanistically-defined chemical mixtures (MDCM) in perfused porcine skin. *Toxicol. Lett*, 93 (1997) 159-169.
- [3] F. Sakr, A. Sennaoui, M. Elouardi, M. Tamimi, A. Assabbane, « Etude de l'adsorption du Bleu de Méthylène sur un biomatériau à base de Cactus (Adsorption study of Methylene Blue on biomaterial using cactus) ». ISSN : 2028-2508. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (2) (2015) 397-406.
- [4] Guiza, S. & Bagane, M. Étude cinétique de l'adsorption du rouge de Congo sur une bentonite. *Revue des sciences de l'eau*, 26, (1), (2013). 39-50.
- [5] M. Šafaříková, L. Ptáčková, I. Kibriková, I. Šafařík, Biosorption of water-soluble dyes on magnetically modified *Saccharomyces cerevisiae* subsp. *uvarum* cells. *Chemosphere*, 59 (6), (2005) 831-835.
- [6] H. Nicholas Jian Hoong, I. Nurhazwani, Removal of Dye in Wastewater by Adsorption- Coagulation Combined System with *Hibiscus sabdariffa* as the Coagulant, *MATEC Web of Conferences* 152, 01008 (2018) 1-14.
- [7] N. Bacha, S. Achour, impact de la combinaison sulfate d'aluminium/ charbon actif poudre sur l'élimination de micropolluants organiques réfractaires par coagulation-floculation, *Larhys Journal*, ISSN 1112-3680, n°33(2018) 209-220.
- [8] A. Bafana, J. Minakshi, A. Gaurav, C. Tapan, Bacterial reduction in genotoxicity of Direct Red 28 dye, *Chemosphere*, 74 (2009) 1404-1406.
- [9] E. BULUT, M. OZACAR, I.A SENGIL, Equilibrium and kinetic data and process design for adsorption of Congo red onto bentonite. *J. Hazard. Mater.* 154 (2008) 613-622.

Essai d'un nouveau procédé bio-physique de traitement des eaux usées. Cas des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Tiaret-Algérie-

Yamina Omar, Mohamed Bousmaha, Mohamed el amine Bezzerrouk
Laboratoire d'Agro-biotechnologie et de Nutrition en Zones Semi-arides.
Faculté des sciences de la nature et de la vie Tiaret, Université Ibn Khaldoun, Tiaret Algérie.
ecomar2011@gmail.com

Résumé

Les photocatalyseurs les plus couramment employés sont des semi-conducteurs. Bien souvent ce sont des oxydes ou des sulfures (TiO_2 , ZnO , CeO_2 , ZrO_2 , SnO_2 , CdS , ZnS ...). Plusieurs chercheurs ont utilisé comme des photo-catalyseurs, les oxydes transparents semi-conducteurs tel que : TiO_2 , SnO_2 , ZnO , MgO pour la dégradation des polluants chimiques et bactériologiques dans l'eau, en utilisant des catalyseurs irradiés par des photons de lumière naturelle ou artificielle (UV).

Le soleil émet un ensemble de rayonnements lumineux qui atteignent la surface de la terre : les ultraviolets (UV), le visible et l'infrarouge (IR). Les UV dans leur ensemble ne dépassent pas 5 % de l'énergie totale, mais leur impact sur les molécules organiques est très important et cela induit des réponses physiologiques considérables dans tous les domaines du vivant. Le traitement photocatalytique se présente donc comme une technologie de choix pour la dépollution et l'intégration des eaux usées, car il s'agit d'un système performant, simple et économique. Ces différentes caractéristiques attractives ont engendré un grand intérêt de la part des chercheurs pour la compréhension, l'optimisation et l'application industrielle de ce procédé. Ce travail a pour objectif d'étudier les efficacités du procédé photocatalytique pour traiter des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Tiaret, en utilisant un photocatalyseur irradié par des photons de lumière artificielle ultraviolette. Les résultats obtenus, présentent des rendements épuratifs satisfaisants pour l'élimination des polluants. Pour les résultats physico-chimiques, les effluents traités sont caractérisés par un pH légèrement alcalin, presque stable au cours de notre étude et dans les limites des normes que le ministère du commerce (2011) a fixées. La conductivité est directement proportionnelle au taux des matières solides dissoutes et à partir de la 6^{ème} heure d'exposition les deux paramètres augmentent, à cause de la séparation des polluants et des sels minéraux aux molécules d'eau. Pour les teneurs en oxygène dissous, nous avons constaté une irrégularité dans les valeurs obtenues dans l'étude que nous avons effectuée.

Nous avons remarqué, une diminution du nombre des bactéries, à savoir les coliformes totaux et coliformes fécaux, en fonction du temps d'irradiation par l'UV. Les streptocoques fécaux sont absents avant et après le traitement. Le système par rayon UV est d'une grande simplicité et de ce fait plusieurs risques disparaissent tels que les risques mécaniques ou les risques chimiques. L'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit être autorisée par les services sanitaires et épidémiologiques et les organes de contrôle vétérinaire sur la base des analyses des laboratoires agrochimiques et hydro-chimiques.

Mots clés : Photocatalyse, Eau usée, rayon UV, SnO_2 , Tiaret, Algérie

Testing of a new bio-physical wastewater treatment process. Case of wastewater from the sewage treatment plant in the town of Tiaret-Algeria

Abstract

The photocatalysts most commonly used are semiconductors. Often they are oxides or sulfides (TiO_2 , ZnO , CeO_2 , ZrO_2 , SnO_2 , CdS , ZnS ...). Several researchers have used, as photo-catalysts, transparent semiconductor oxides such as: TiO_2 , SnO_2 , ZnO , MgO for the degradation of chemical and bacteriological pollutants in water, using catalysts irradiated by photons of natural light or artificial (UV).

The sun emits a set of light rays that reach the earth's surface: ultraviolet (UV), visible and infrared (IR). The UV as a whole does not exceed 5% of the total energy, but their impact on organic molecules is very important and this induces considerable physiological responses in all areas of life. Photocatalytic treatment is therefore a technology of choice for the depollution and integration of wastewater because it is a powerful system, simple and economical. These different attractive features have generated great interest from researchers for the understanding, optimization and industrial application of this process. This work aims to study the efficiencies of the photocatalytic process to treat waste water from the Tiaret wastewater treatment plant, using a photocatalyst irradiated with photons of artificial ultraviolet light. The results obtained have satisfactory purification yields for the removal of pollutants. For the physico-chemical results, the treated effluents are characterized by a slightly alkaline pH, almost stable during our study and within the limits of the standards that the Ministry of Commerce (2011) has set. The conductivity is directly proportional to the dissolved solids content and from the 6th hour of exposure the two parameters increase, because of the separation of the pollutants and the mineral salts with the molecules of water. For the dissolved oxygen contents, we found an irregularity in the values obtained in the study that we carried out. We noted a decrease in the number of bacteria, total coliforms and faecal coliforms, as a function of UV irradiation time. Faecal streptococci are absent before and after treatment. The UV ray system is very simple and therefore several risks disappear such as mechanical risks or risks due to chemical reagents.

The use of treated wastewater for irrigation must be authorized by health and epidemiological services and veterinary control bodies on the basis of agrochemical and hydro-chemical laboratory analyzes.

Key Words: Photocatalysis, Wastewater, rayon UV, SnO_2 , Tiaret, Algeria

INTRODUCTION

En Algérie, du fait de la rareté d'une eau de bonne qualité et du développement économique et social désordonné et suite aux problèmes de gestion au sens large : pertes, gaspillages, traitements aléatoires, dégradations et manque de protection de la ressource, qui s'ajoute aux conditions naturelles défavorables. La gestion durable de l'eau est l'un des principaux axes du développement durable, dans la mesure où l'eau doit répondre aux besoins des générations actuelles et satisfaire les besoins des générations futures (1).

L'agriculture constitue le plus gros consommateur des ressources hydriques, vu la diminution des apports en eau constatée depuis plusieurs décennies. Les agriculteurs, s'intéressent à l'utilisation des eaux usées épurées (1). L'épuration de l'eau usée et son utilisation en irrigation est une option attrayante, en particulier dans les zones arides et semi-arides, car elle représente une source d'eau et d'engrais additionnels renouvelables et fiables (2).

Les eaux usées épurées constituent l'une des principales ressources hydriques utilisées en agriculture urbaine dans les pays en développement. La valorisation agricole des eaux usées épurées est une démarche de plus en plus intégrée dans les politiques de gestion des ressources en eau, même dans les pays industrialisés ou émergents (3 ; 4 ; 5). Ces études scientifiques démontrent qu'un traitement efficace des eaux usées permet de les rendre tout à fait conformes aux normes relatives aux eaux d'irrigation, normes qui par ailleurs sont souvent drastiques dans ces pays.

En Algérie, la présence de normes de rejet spécifiques à la réutilisation des eaux usées en agriculture ainsi que la présence de textes réglementaires fixant la modalité de réutilisation des eaux usées et la liste des cultures et les conditions de leur irrigation par les eaux usées épurées constituent une promotion de projets de réutilisation des eaux usées épurées pour une mise en valeur et une gestion efficace et durable des eaux usées épurées, face à des demandes en eau en augmentation (1).

Néanmoins, ces eaux sont riches en polluants surtout les polluants dis « persistants » qui résistent aux procédés de traitement classiques des eaux. Parmi les progrès les plus récents, basés sur les techniques d'oxydation avancées, la photocatalyse représente de nos jours, une solution émergente aux problèmes de pollution des milieux aquifères.

La photocatalyse hétérogène constitue une alternative prometteuse pour le traitement des polluants organiques présents dans l'eau. Le principe de la photo-dégradation catalytique repose sur le phénomène naturel de photolyse qui intervient dans l'environnement lorsque les conditions nécessaires au déroulement des réactions photochimiques sont réunies. L'absorption d'un rayonnement de longueur d'onde appropriée fait passer les molécules à un état excité (4).

L'utilisation d'un catalyseur favorise la formation de radicaux libres et assure une forte augmentation de la vitesse de dégradation. C'est un processus électronique se produisant à la surface d'un catalyseur qui, sous un rayonnement solaire ou artificiel engendre des entités oxydantes réagissant avec des composés organiques ou des micro-organismes. La photocatalyse solaire consiste à utiliser la part UV du spectre solaire afin d'activer le catalyseur (6 ; 7 ; 8).

Les nombreuses études menées en laboratoire ont ainsi montré que cette technique pouvait être utilisée pour éliminer certaines bactéries comme les coliformes et les entérocoques (7) et également pouvant minéraliser totalement les pesticides (7).

La photocatalyse apparaît comme une technique de choix pour ce type d'application. Elle permet, en effet, d'aboutir à l'oxydation complète de la plupart des polluants organiques à température ambiante et sous pression atmosphérique (7).

A cet égard, ces procédés s'inscrivent pleinement dans le cadre du développement durable utilisant le soleil comme source d'énergie renouvelable.

La présente étude est consacrée à l'étude de l'effet des rayonnements ultra-violet associé au photocatalyseur dans le traitement et la purification des eaux usées, destinées à l'irrigation des terres agricoles.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Afin de ressortir le rôle du photocatalyseur sur la dépollution et la purification des eaux usées de la commune de Tiaret, nous avons irradié les échantillons d'eau, en présence et absence du photocatalyseur (SnO_2), par un rayonnement ultra-violet (UV) pendant une durée de 6 heures. La longueur d'onde centrale des lampes UV est de 254-366 nm (Fig. 01). Nous avons obtenu 02 systèmes qui sont :

Système S1 : consiste à irradier l'eau usée uniquement au rayonnement UV.

Système S2 : irradiation de l'eau usée par un rayonnement UV avec la présence du photocatalyseur (SnO_2).

Les prélèvements ont été effectués chaque 2 heure pendant une durée de 6 heures, avec 3 répétitions.



Fig. 1. Dispositif expérimental de la photocatalyse (Cliché Omar, 2018)

Cette méthode a pour but de décomposer certaines substances polluantes présentes dans l'eau, qui sont nocives pour la santé humaine, pour les transformer en composés oxydés (dioxyde de carbone et eau, par exemple), et désinfecter l'eau, ainsi que l'élimination d'une grande partie des micro-organismes pathogènes de cette dernière. (8, 9).

Lors de cette étude, nous avons utilisé les eaux usées provenant de la station d'épuration de la ville de Tiaret.

La station d'épuration « STEP » est localisée dans la commune d'Ain Bouchekif, à 4,5 km de la ville de Tiaret (Fig. 2), elle est accessible par la route qui débouche directement dans le chemin wilaya N° 07. Cette zone est caractérisée par une activité agricole et par la présence d'Oued NOURIA qui verse directement dans le barrage Dahmouni. (10).



Fig. 2. Plan de situation de la STEP de la ville de Tiaret (10).

S'étalant sur une superficie de 9,47 hectares, la STEP de Tiaret traite les eaux usées d'une population raccordées des quatre communes Tiaret, Sougueur, Dahmouni et Ain Bouchekif (Fig. 3). Cette station a pour objectif principal la dépollution de Oued Nahr Ouassel, et réduction de l'eutrophisation de barrage Bakhadda et barrage Dahmouni; revalorisation des eaux usées traitées pour les besoins de l'agriculture notamment la céréaliculture et l'arboriculture; revalorisation des boues séchées pour amendements des terrains agricoles avoisinant (10).



Fig.3. Schéma Directeur du système d'Assainissement de la ville de Tiaret (10)

Les échantillons de l'eau traitée avec les 02 systèmes, ont subi une série d'analyses physiques et bactériologiques pour déterminer la qualité de ces eaux et ressortir l'intérêt de ces deux méthodes : pH, la conductivité, matières solides dissoutes (TDS) et l'oxygène dissous. Ces analyses ont été faites dans le laboratoire de sol et eau de l'université Ibn Khaldoun de Tiaret, les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

La conductivité et les matières solides dissoutes

Les résultats de la conductivité ainsi que les matières solides dissoutes, obtenus durant notre investigation, sont illustrés dans la fig 4.

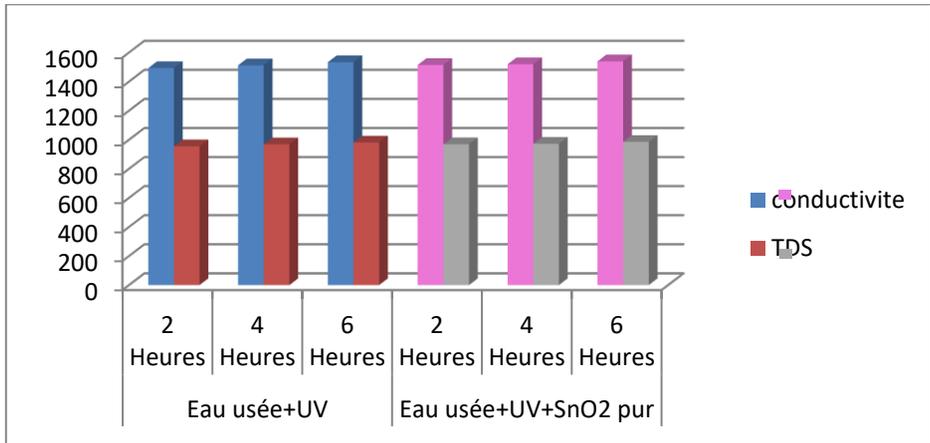


Fig 4. Evolution de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et TDS (mg/l) dans les différents systèmes (Eau + UV, Eau + photocatalyseur+UV)

L'examen de la fig 4, permet de noter une stabilité des teneurs de la conductivité, le long de notre expérience. En effet les teneurs, des échantillons de l'eau traités avec rayonnement UV, oscillent entre 1493 et 1533 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Alors que les échantillons traités par rayonnement UV en présence du photocatalyseur ont des valeurs qui varient entre 1519 et 1522 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ces valeurs sont largement au-dessous des normes fixées pour les eaux destinées à l'irrigation qui est de 7680 mg/l (11).

Nous remarquons dans la 6^{ème} heure, une augmentation des teneurs de la conductivité et de la matière solide dissoute; l'augmentation du taux du TDS est due probablement à la séparation des polluants et des sels minéraux aux molécules d'eau, qui sont observés par l'œil nu sous forme des composés flottants et précipitants au fond des tubes d'essai au court de notre étude dans le laboratoire.

Potentiel hydrogène et l'oxygène dissous

Les résultats du pH et de l'oxygène dissous, obtenus durant notre investigation, sont représentés dans la fig 5.

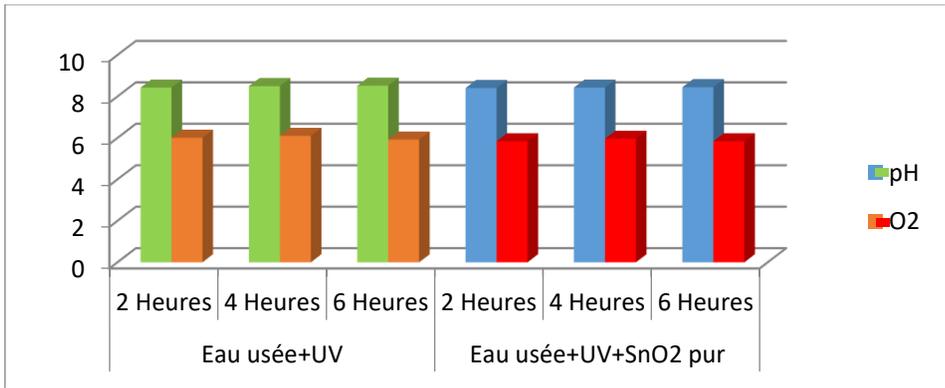


Fig 5. Evolution de taux de ph et les teneurs de l'oxygène dissouts (mg/l) dans les différents systèmes (Eau + UV, Eau + photocatalyseur+UV).

L'examen de la fig 5, indique que le pH de l'ensemble des échantillons, est alcalin et presque stable au cours de notre expérimentation.

L'eau traitée par UV à un pH qui varie de 8,43 et 8,52, alors que l'eau traitée par UV en présence du photocatalyseur SnO₂ a un pH qui oscille de 8,41 et 8,45.

Nous remarquons une irrégularité des teneurs de l'oxygène dissous durant notre travail, en effet, on est passé de 6,01 à 5,92 mg/l pour l'eau traitée uniquement par UV et de 5,84 à 5,96 mg/l pour l'eau traitée par UV et photocatalyse.

Effet du rayonnement ultra-violet sur l'activité microbienne

Les résultats de l'effet du rayonnement ultra-violet sur les bactéries sont illustrés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 01: Résultat des analyses bactériologiques (Eau + UV)

Bactéries	Avant traitement	Après traitement (eau+uv)		
		2h	4h	6h
Coliformes totaux	INC (>400)	INC(350)	320)	INC (310)
Coliformes fécaux	INC (>500)	INC(470)	360)	INC(200)
Streptocoques fécaux	abs	abs	abs	abs

INC = incomptable > 300 UFC /100ML

UFC = unité formant colonie

L'analyse du tableau ci-dessus, permet de constater l'effet remarquable du rayonnement ultra-violet sur les bactéries. En effet, nous remarquons que le nombre des coliformes totaux dans les eaux de station d'épuration avant traitement est plus de 400 UFC, après traitement, il est devenu 350 UFC ; 320 UFC et 310 UFC respectivement pour 2, 4 et 6 heures d'exposition. Le nombre des coliformes fécaux dans l'eau usée au début est plus de 500, par contre après l'exposition de ces eaux aux rayons UV, le nombre est devenu 470 UFC; 360 UFC et 200 UFC, après 2 heures, 4 heures et 6 heures respectivement.

Nous remarquons une absence des streptocoques fécaux dans les eaux usées.

Ces résultats montre que plus le temps d'irradiation est important plus nous aurons une élimination des bactéries, surtout pour les coliformes fécaux.

Selon (12), les Procédés d'Oxydation Avancée (POA) sont présentés comme étant des méthodes de traitements chimiques conçus pour éliminer les polluants organiques et/ou pour la désinfection d'agents pathogènes émergents.

D'après (13), l'utilisation de la photocatalyse pour le traitement de l'eau présente un intérêt grandissant, puisque ce procédé permet aussi bien l'élimination des composés chimiques que des microorganismes pathogènes. Seules les radiations UV à fortes irradiances peuvent induire la mort des microorganismes.

Il semblerait cependant aujourd'hui que l'action létale de la photocatalyse sur les micro-organismes soit due aux multiples dommages que subissent la paroi cellulaire et la membrane cytoplasmique (09).

CONCLUSION

Le présent travail a abordé la problématique du traitement des eaux usées par rayonnement ultra-violet associé au photocatalyse dans la STEP de Tiaret.

Ce travail s'intègre dans une réflexion environnementale tout à fait actuelle : le traitement des eaux usées domestiques par les rayonnements ultraviolets en présence du SnO_2 .

Les résultats obtenus, présentent des rendements épuratifs satisfaisants pour l'élimination des polluants. Pour les résultats physico-chimiques, les effluents traités sont caractérisés par un pH légèrement alcalin et il est presque stable au cours de notre étude et il varie dans les normes que le ministère du commerce (2011) a limitées. La conductivité est directement proportionnelle au taux des matières solides dissoutes et à partir de la 6^{ème} heure d'exposition les deux paramètres augmentent, à cause de la séparation des polluants et des sels minéraux aux molécules d'eau. Pour les teneurs en oxygènes dissous, nous avons constaté une irrégularité dans les valeurs obtenues dans l'étude qu'on a effectuée.

Quant aux bactéries, les eaux usées issues de la STEP de Tiaret sont très chargées en coliformes totaux et coliformes fécaux. Par conséquent, les effluents traités sont moins chargés en micro-organismes pathogènes, nous avons remarqué une diminution du nombre bactérien en fonction du temps d'irradiation par l'UV et l'absence des *stretocoques fécaux* avant et après le traitement.

Le système par rayon UV est d'une grande simplicité et de ce fait plusieurs risques disparaissent tels que les risques mécaniques ou les risques dus aux réactifs chimiques, néanmoins, l'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit être autorisée par les services sanitaires et épidémiologiques et les organes de contrôle vétérinaire sur la base des analyses des laboratoires agrochimiques et hydro-chimiques.

Références

- [1] FAO, 2003. L'irrigation avec des eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. 73p.F.
- [2] Cazorra, T., 2008. Water reuse of south Barcelona's wastewater reclamation plant Desalination, 218 (1- 43-51.from global assessment. International Water Management institute, 37 pp.
- [3] Wang W., 1986. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common Duckweed. *Environ. Pollut. B*, 11, 1-14
- [4] Malato S, Blanco J, Vidal A, Richter C (2002) Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview. *Appl Catal B* 37:1–15
- [5] Goetz, V ; Cambon, J.P ; Sacco, D ; Plantard, G. 2008. Génie des réactions photocatalytiques pour la dépollution de l'eau par voie solaire. 8p.
- [6] Matsunaga T, R. Tomoda, T. Nakajima, H. Wake, Photoelectrochemical sterilization of microbial cells by semiconductor powders, *FEMS Microbiology Letters* 29 (1985) 211-214.
- [7] Herrmann, H. 2003. Kinetics of aqueous phase reactions relevant for atmospheric chemistry. *Chemical. Reviews*, (103). 4691-4716p.
- [8] Bezzerouk A., 2016 Elaboration et étude des propriétés microstructurales et optoélectroniques du dioxyde d'étain SnO_2 pur et dopé : Etude de premier principe et expérimentale. Thèse de doctorat. Université Sidi Bel Abbes.
- [9] Foster M., Petocz P., Samman S., 2011. Effects of zinc on plasma lipoprotein cholesterol concentrations in humans : A meta-analysis of randomised controlled trials. *Atherosclerosis* 210,344-352.
- [10] STEP. 2016. La station d'épuration des eaux usées de Tiaret. Rapport d'exploitation. 50p.
- [11]
- [12] Herrmann JM (1999) Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. *Catal Today* 53:115–129
- [13] Hassan ME, Chen J, Liu G, Zhu D, Cai J (2014) Enhanced photocatalytic degradation of methyl orange dye under the daylight irradiation over CN-TiO₂ modified with OMS-2. *Materials* 7:8024–8036

Estimation des ressources en eau de surface dans le bassin de la Seybouse Analyse des fréquences.

Mounia Labeled¹, Karima Seghir¹, Laroussi Beloulou²

¹Laboratoire Environnement Sédimentaire, Ressources Minérales et Hydriques, Université Larbi
Tébessi, Tébessa, Algérie

E-mail : Labeled.mounia20@gmail.com , seghir_karima@yahoo.fr

² Laboratoire Ressources Naturelles et Aménagement, Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie
E-mail : laroussi.beloulou@univ-annaba.dz

Résumé

Drainé par l'un des principaux cours d'eau de l'Algérie septentrionale, le bassin versant de la Seybouse s'étend sur une superficie de 6475 km². Au niveau de Medjez Amar, l'oued Seybouse est formé par la confluence des oueds Cherf et Bouhamdane drainant la partie sud du bassin imposant ainsi au drainage général une direction Sud-Nord. Le long de son parcours, l'oued Seybouse reçoit deux autres affluents d'importance inégale; l'oued Mellah et l'oued Ressoul drainant, respectivement, les parties Est et Nord-ouest du bassin. Ce travail a pour objet de quantifier les apports en eau probables dans le bassin. Les résultats obtenus contribuent à la prise de décision dans les projets de stockage de l'eau.

L'écoulement superficiel se démarque par une irrégularité inter mensuelle et interannuelle dans le temps et dans l'espace. Le maximum des apports se place en saison humide (décembre-avril : 66 et 87 % à l'amont et à l'aval, respectivement). En fonction de la surface de réception, le module s'échelonne entre 13 Hm³/an à Ain Berda et 350 Hm³/an à Mirbeck. En effet, l'apport spécifique croît de l'amont vers l'aval du bassin (133 m³/ha/an au niveau de l'oued Cherf à Moulin Rochefort et 1790 m³/ha/an à Boucheggouf). A l'échelle journalière, les débits maxima varient de 12 m³/s (Oued Cherf et Bouhamdane) à 60 m³/s (Oued Mellah) en année déficitaire. Par contre, en année excédentaire, ils seront de l'ordre de 345 et 1307 m³/s au niveau des oueds Cherf et Seybouse à Mirbeck, respectivement. A l'exception de ce dernier, le débit semi permanent reste inférieur à 1 m³/s pendant l'année à moyenne hydraulicité. L'analyse des fréquences montre que, dans 50 % du temps, l'apport annuel s'échelonne entre 10 et 240 Hm³/an à Ain Berda et Mirbeck, respectivement. Il serait de l'ordre de 2 à 30 Hm³/an dans 80% des cas. Les apports annuels de fréquence décennale et centennale sont de l'ordre de 30 à 60 Hm³ à Ain Berda et 720 à 1500 Hm³/an à Mirbeck.

Mots clés : Seybouse, écoulement superficiel, variabilité, analyse fréquentielle

Estimation of surface water resources in the Seybouse basin. Frequency analysis.

Abstract

Drained by one of the main rivers of northern Algeria, the Seybouse watershed covers a 6475 km² area. At Medjez Amar, the Seybouse wadi is formed by the confluence of the Cherf and Bouhamdane wadis that drain the southern part of the basin. The general drainage direction is South-North. Along its course, the Seybouse wadi receives two other tributaries of unequal importance; the Mellah and Ressoul wadis; that respectively, drain the eastern and northwestern parts of the basin. The purpose of this work is to quantify the likely water resources in the basin. Obtained results contribute to decision-making in water storage projects.

In the Seybouse watershed, surface flow is characterized by an irregularity in time and space. The maximum discharge is recorded during the wet season (December-April: 66 and 87 % in the upstream and downstream parts of the basin, respectively). Depending on the drainage area, the mean annual discharge ranges from 13 Hm³ at Ain Berda to 350 Hm³ at Mirbeck. The annual specific discharge rises from the upstream to the downstream areas in the basin: 133 m³/ha at the Cherf wadi (Moulin Rochefort gauging station) and 1790 m³/ha at Boucheggouf. On a daily scale, maximum flows vary from 12 m³/s (Cherf and Bouhamdane wadis) to 60 m³/s (Mellah wadi) during the water deficit year. On the other hand, during the high flow year, they would be between 345 and 1307 m³/s at Cherf and Seybouse at Mirbeck wadis, respectively. With the exception of the latter, the semi-permanent flow rate remains below 1 m³/s during the average flow year.

Frequency analysis shows that, 50 % of the annual ranges between 10 and 240 Hm³ at Ain Berda and Mirbeck, respectively. It would be in the order of 2 to 30 Hm³ in 80% of the cases. The 10-year and the 100-year flows varie from 30 to 60 Hm³/an in Ain Berda and 720 to 1500 Hm³/year in Mirbeck.

Key Words: Seybouse, surface flow, variability, frequency analysis

INTRODUCTION

L'oued Seybouse est l'un des principaux cours d'eau de l'Algérie orientale. Il se situe entre les parallèles 35° et 38° N et les longitudes 6° et 8° à l'Est du méridien international. Il draine un bassin versant qui s'étend sur une superficie de 6475 km² à l'exutoire (Sidi salem, Annaba). A Medjez Amar, l'oued Seybouse est formé par la confluence des oueds Cherf et Bouhamdane drainant la partie sud du bassin (ou la haute Seybouse) imposant ainsi au drainage général une direction Sud-Nord. Le long de son parcours, l'oued Seybouse reçoit deux autres affluents d'importance inégale; l'oued Mellah et l'oued Ressoul drainant, respectivement, les parties Est et Nord-ouest du bassin (Fig. 1).

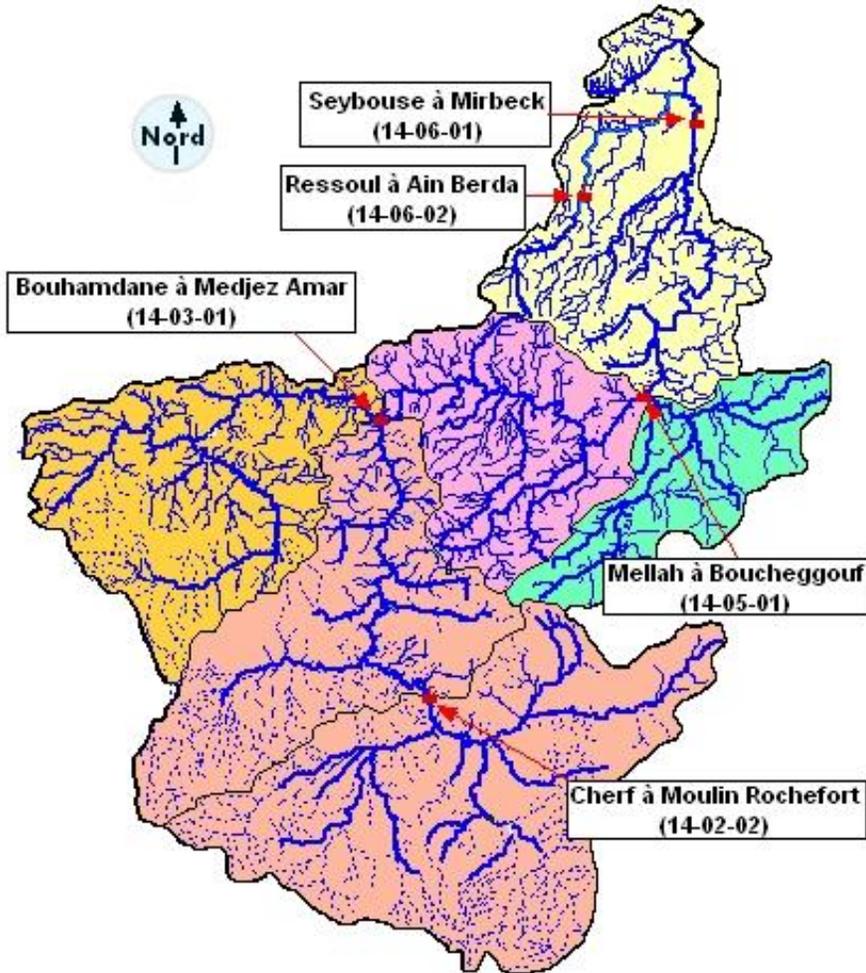


Fig.1. Bassin versant de la Seybouse et ses principaux affluents [1]

Ce travail a pour objet d'évaluer les apports en eau probables dans le bassin. Les résultats obtenus permettent aux autorités locales et territoriales compétentes de prendre des décisions quant aux projets de stockage des eaux superficielles dans le cadre de la gestion intégrée de la ressource.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le bassin versant de la Seybouse est doté d'un réseau hydrométrique comportant 5 stations équipées de limnigraphes. Les données débitométriques de base requise pour mener à terme les objectifs de cette étude sont collectées auprès du Service Hydrologique de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) d'Annaba et Constantine. Pour chaque station, les

données sont organisées sous forme de fichiers opérationnels où on trouve les valeurs mesurées des débits moyens journaliers pour chaque mois de l'année et ceci sur de longues périodes d'enregistrement (Tableau 1).

Table 1-Bassin de la Seybouse-Coordonnées des stations hydrométriques [2].

Oued	Station	Code	X	Y	noy n	Jrf m ²)	it. (°N)	ig. (°E)	Série
Cherf	in Rochefort	0202	12.35	9.80	85	10	308607	19125	72-1993/94
Bouhamdane	jez Ammar	0301	12.30	16.75	85	05	378331	12026	59-2003/04
Mellah	Boucheggouf	0501	19.60	12.10	41	50	345472	1769	49-2003/04
Ressoul	in Berda	0602	18.20	17.00	50	03	368413	10462	54-2003/04
Seybouse	Mirbeck	0601	12.80	14.20	/	155	374221	17198	59-1991/92

On a pu extraire une base de données contenant les débits et les apports en eau annuels pour les cinq stations en question. On doit noter que certaines séries contiennent des lacunes au niveau des observations qui ont pu être reconstituées par la moyenne arithmétique et la méthode de régression linéaire sur les doubles cumulés. Les séries annuelles ainsi obtenues ont fait l'objet de tests d'hypothèses (homogénéité, indépendance et représentativité), un pré-requis dans l'analyse fréquentielle [3], [4] et [5].

RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'écoulement superficiel se démarque par une irrégularité inter mensuelle et interannuelle dans le temps et dans l'espace (Fig. 2).

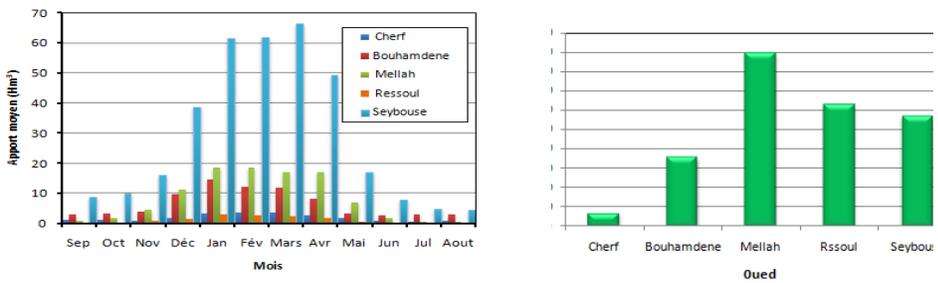


Fig. 2- Variabilité mensuelle et annuelle des apports moyens en eau dans le bassin de la Seybouse.

Le maximum des apports se place en saison humide (Décembre-Avril : 66 et 87 % à l'amont et à l'aval, respectivement). En fonction de la surface de réception, le module s'échelonne entre 13 Hm³/an à Ain Berda et 350 Hm³/an à Mirbeck. Grossièrement, l'apport spécifique croît de l'amont vers l'aval du bassin (133 m³/ha/an au niveau de l'oued Cherf à Moulin Rochefort et 1790 m³/ha/an à Boucheggouf). A l'échelle journalière, les débits maxima absolus varient de 12 m³/s (Oued Cherf et Bouhamdane) à 60 m³/s (Oued Mellah) en année déficitaire (Tableau 2).

Table 2- Bassin versant de la Seybouse-Débits caractéristiques¹

débit caractéristique	Cherf	Bouhamdane	Melleh	Ressoul	Seybouse
Q _{max} abs	345,00	785,10	784,00	71,60	1306,80
	<i>59,44</i>	<i>49,00</i>	<i>239,88</i>	<i>47,60</i>	<i>1092,60</i>
	<i>12,40</i>	<i>12,14</i>	<i>57,75</i>	<i>26,12</i>	<i>15,28</i>
Q _j max	114,00	649,11	378,56	29,92	1216,75
	<i>25,54</i>	<i>211,06</i>	<i>115,35</i>	<i>9,55</i>	<i>710,55</i>

¹ Les valeurs en gras et en italiques correspondent aux années humide et sèche, respectivement. La valeur du milieu représente l'année moyenne.

	6,66	1,41	6,25	2,40	12,00
	9,42	51,77	62,96	8,60	150,12
DCM	3,89	10,41	30,34	3,35	48,00
	0,74	0,24	2,00	0,44	5,64
Qmoyen	2,46	8,55	8,56	1,25	29,73
	0,77	2,14	3,48	0,45	10,87
	0,20	0,14	0,47	0,07	1,65
Q50%	0,88	0,55	1,31	0,31	5,91
	0,22	0,15	0,83	0,07	4,32
	0,14	0,14	0,34	0,02	1,38
DCE	0,18	0,10	0,08	0,00	1,61
	0,00	0,08	0,08	0,00	1,27
	0,00	0,07	0,02	0,00	0,01
Qjmin	0,13	0,10	0,05	0,00	1,30
	0,00	0,07	0,08	0,00	0,65
	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00

Par contre, en année excédentaire, ils seront de l'ordre de 345 et 1307 m³/s au niveau des oueds Cherf et Seybouse à Mirbeck, respectivement. A l'exception de ce dernier, le débit semi permanent reste inférieur à 1m³/s pendant l'année à moyenne hydraulicité.

L'analyse statistique descriptive montre que, dans 50 % du temps, l'apport annuel s'échelonne entre 10 et 240 Hm³/an à Ain Berda et Mirbeck, respectivement. Il serait de l'ordre de 2 à 30 Hm³/an dans 80% des cas (Tableau 3).

Table 3- Résumé statistique des apports annuels en eau dans le bassin de la Seybouse

Paramètre	Cherf	Iouhamdane	Mellah	Ressoul	Seybouse
Taille de l'échantillon	23	34	35	38	23
Minimum	1,440	4,210	9,280	0,160	38,456
Maximum	7,530	269,700	69,940	47,470	937,463
Quantile d'ordre 5%	5,533	6,144	7,399	0,664	53,363
1 ^{er} décile	3,612	7,284	19,550	1,780	65,291
1 ^{er} quartile	2,735	17,375	19,025	3,945	137,473
Médiane	7,730	59,575	15,930	10,470	241,225
3 ^{ème} quartile	2,935	124,978	29,890	20,005	542,759
9 ^{ème} décile	4,634	174,743	99,002	29,930	770,680
Quantile d'ordre 95%	9,857	190,608	31,775	33,894	915,213
Moyenne	0,890	78,661	18,432	13,256	345,946
Ecart type	5,370	68,168	17,013	11,787	281,590
Coefficient de variation	5,936	0,867	0,681	0,889	0,814

Coefficient d'asymétrie 2,441 0,897 0,938 1,107 0,933

Les apports annuels de fréquence décennale et centennale estimés par la loi des valeurs extrêmes généralisée étayée par les différents tests d'adéquation intégrés au logiciel *Easyfit de Mathwave Corporation* [6], sont de l'ordre de 30 à 60 Hm³ à Ain Berda et 720 à 1500 Hm³/an à Mirbeck (tableau 4 et figures 3 et 4).

Table 4- Bassin versant de la Seybouse: apports en eau probables (Hm³/an)

T (année)	herf	Bouhamdane	Mellah	essoul	Seybouse
2	17	64	83	10	273
5	28	126	150	21	524
10	38	170	196	29	717
20	49	215	238	37	924
50	66	278	290	49	1231
100	82	328	326	60	1493

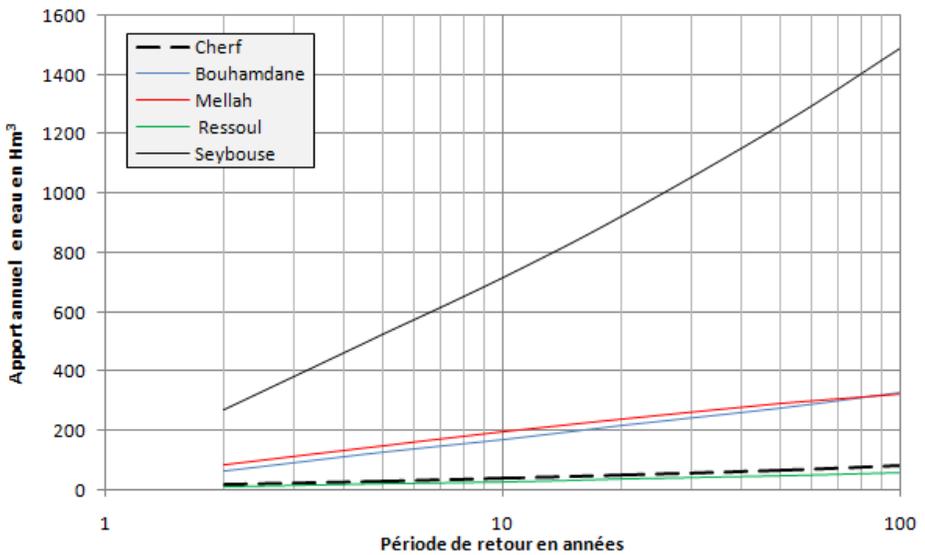


Fig 3. Fréquence des apports annuels dans le bassin de la Seybouse

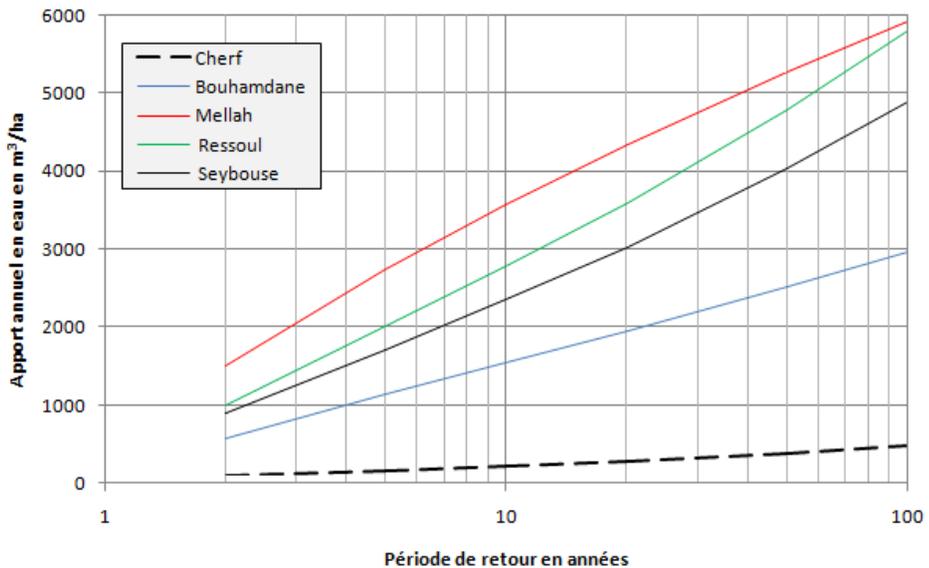


Fig 4. Fréquence des apports spécifiques annuels dans le bassin de la Seybouse

Au vu des résultats ci dessus, il ressort que les bassins les plus ruisselants sont ceux des oueds Mellah et Ressoul; les débits spécifiques de récurrence décennale étant de l'ordre de 3560 et 2780 m³/ha/an, respectivement.

Conclusion

La synthèse des données acquises et les résultats obtenus montrent que le bassin versant de la Seybouse à l'exutoire naturel couvre une superficie de l'ordre de 6475 km². Ce vaste domaine se divise, selon les conditions hydroclimatiques et géomorphologiques en trois zones distinctes: la haute, la moyenne et la basse Seybouse caractérisées par un régime d'écoulement, à caractère principalement pluvial où les apports spécifiques moyens sont très différents: 133 m³/ha/an à Moulin Rochefort, 710 et 1790 m³/ha/an à Medjez Amar et Boucheggouf et enfin 1255 et 1137 m³/ha/an à Ain Berda et Mirbeck, respectivement.

Les résultats de l'analyse statistique descriptive mettent en évidence les fortes fluctuations des apports en eau moyens annuels. Sachant que l'exploitation et la gestion rationnelle des potentialités hydriques reposent sur des prévisions plus ou moins correctes des ressources en eau, l'analyse fréquentielle a permis l'évaluation des apports annuels de différentes période de récurrence allant de 2 à 100 ans. Les courbes tracées pour les divers oueds peuvent être utilisées pour la prévision des apports en eau des différents oueds du bassin de la Seybouse ainsi que pour l'extrapolation, par le rapport de superficies ou tout autre méthode, des résultats obtenus à des bassins d'ordres inférieurs en admettant vaguement que la superficie serait, dans ce cas particulier, un facteur déterminant. La confrontation des prévisions sur les besoins en eau futurs aux apports probables permet, enfin, de procéder aux aménagements hydrauliques appropriés.

Références

- [1] Beloulou L., Guechi S., Djorfi S., Boucenna N., Estimation des crues de référence pour les plans de prévention des risques d'inondations. Cas du bassin versant de la Seybouse, Algérie, 1er Colloque International de l'Eau (CIE2010), Annaba, 25-27 Octobre (2010).
- [2] ANRH., *Annuaire hydrologiques de l'Algérie*, Bir Mourad Rais, Ministère des ressources hydrauliques, Alger.
- [3] Wald A., Wolfowitz J., An exact test for randomness in the non parametric case based on serial correlation, *Ann. Math. Stat.* Volume 14 (1943) 378-388.
- [4] Mann H.B., Whitney D.R., On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Ann. of Math. Stat.* Volume 18 (1947) 52-60.
- [5] GRUBBS F.E., BECK G., Extension of sample sizes and percentage points for significance tests of outlying observations, *Technometrics* 14 (1972) 847-854.
- [6] Mathwave data analysis and simulation, 2018. Distribution Fitting Tutorials. http://www.mathwave.com/articles/distribution_fitting.html (consulté le 15.03.2019).

Dolomitisation des faciès cénonanien-turonien de la "Formation du Ghoundjaïa" des Monts des Ksour : une réflexion sur l'origine.

Abdeljdebar SALHI et Miloud BENHAMOU

Université d'Oran 2, Mohamed Ben-Ahmed, Faculté des Sciences de la Terre et de l'Univers,
Département des Sciences de la Terre, Laboratoire de Géodynamique des Bassins et Bilan
Sédimentaire (GéoBaBiSé), BP. 1015, El M'naouer 31000, Oran (Algérie), E-mail :
djebbar2002@yahoo.fr, Tel /Fax : + (213) 41 64 81 29.

Résumé

Au sud des Monts des Ksour de l'Algérie sud-occidentale, une série de coupes ont montré que les sédiments sont affectés par une dolomitisation en plusieurs niveaux selon des degrés variables. La coupe de Tamednaïa (Béni Ounif) offre un cas particulier de dolomitisation qui touche presque la totalité de la série Cénonanien-Turonienne. Le microfaciès étudié a montré plusieurs formes de cristallisation de la dolomite de différente taille et variée de rhomboèdres à inclusions "cœur sale", et d'autres en mosaïque. Les inclusions diverses le plus souvent effacent les structures primaires en fonction de l'intensité de croissance. Ces inclusions qui sont, d'origines ferrugineuses ou contenant des résidus de la roche encaissante, occupent le centre du rhomboèdre formant ainsi un noyau sombre "cœur sale". Une deuxième variété d'inclusion est formée d'auréoles zonées parallèles "Saddle-dolomites" poussant parallèlement aux arêtes du rhomboèdre de dolomites. La zonation est une alternance, pendant la croissance du cristal, entre dolomite et dolomite impure et qui résulte de la variation chimique de la lignée du nourrissage. La forme mosaïque est le troisième type de cristallisation de dolomite qui se présente en différentes tailles. Il faut noter que les rhomboèdres de dolomites sont de deux tailles contrastées à des niveaux différents de la coupe. Probablement les plus grands ont subi une croissance dans un environnement sans entraves, alors que les petits cristaux ont été freinés soit par des obstacles allochimiques (ex. Bioclastes) ou orthochimique (la micrite par ex.). On peut envisager que cette dolomitisation est proche d'un milieu ennoyé qui accroît la possibilité de variation de la nature des fluides au cours du temps. Les rhomboèdres de dolomites se forment ainsi dans la zone de mixage des eaux marines et douces : "modèle de Dorag". Une deuxième voie suppose le "modèle seepage reflux" créant des saumures par évaporation dans un milieu supratidal et qui pénètrent verticalement et latéralement par gravité engendrant la dolomitisation des calcaires traversés.

Mots-clés : Dolomitisation, Cénonanien, Turonien, Tamednaïa, Rhomboèdre, cristallisation, "Seepage", "Dorag".

Abstract

In Western Algerian South Ksour Mounts, most sections series were shown several sedimentary passages affected by dolomitization at variables degrees. The Tamednaïa section (Beni Ounif) offers a dolomitization case-study affecting almost hole Cenomanian-Turonian serie. Thin sections studied show several forms of dolomite crystallization; small and large rhombs forms crystals sometimes with "dirty heart" inclusions and mosaic crystals. It is about dolomite formed by varied rhombohedral crystals containing various inclusions and which most often erase primary structures depending on growth intensity. Inclusions variety which is ferruginous origins or including surrounding rock residues, occupies the rhombohedra center and forms a dark nucleus "dirty heart". A second inclusion variety consists of zoned aureoles parallels to dolomites crystal edges. Zonation is an alternation, during the growth of the crystal, between dolomite and impure dolomite which results from chemical variation of feeding line. The mosaic form is the third type of dolomite crystallization and is present in various sizes. Note that the dolomite rhombohedra are in two contrasting sizes at different section levels. Probably the largest ones were grown in environment without hobble, while the little-ones were size-limited either by allochemical (e.g. Bioclastic) or orthochemical (as micrite) obstacles. This dolomitization can be envisaged to immersive environment which increases possibility of variation fluids nature over time. Thus, dolomites rhombohedra are formed in mixing area between marine and freshwaters; "Dorag model ". A second envisaged idea is the "reflux seepage" creating evaporative brine in supratidal environments and which vertically and laterally bring by gravity driving to dolomitization of the crossing limestone.

Keywords : Dolomitisation, Cenomanian, Turonian, Tamednaya, rhombohedron, crystallization, "seepage", "Dorag".

INTRODUCTION

Au Nord-Est de Béni Ounif, la coupe levée (X1=1°08'37.30"O, Y1=32°02'30.84"N, Z1= 868 m - X2= 1°08' 22.28"O, Y2= 32°02' 13.16", Z2=1015 m) à Chebket Tamednaïa montre une barre carbonatée subhorizontale, d'altitude moyenne de 1030 m (Fig. 1A et 1B) et présente trois unités : 1- un complexe terrigène correspondant à la « Formation de Tiout » ; 2- une vire marneuse attribuée à la « Formation de M'daouer » ; 3- et une corniche ou barre carbonatée attribuée à la « Formation de Ghoundjaïa » qui montre plusieurs niveaux dolomités (Fig. 1B et 1C) et font l'objet de cette étude.

MATERIELS ET METHODES

Les carbonates (calcaires et dolomies) échantillonnés sur la coupe de Tamednaïa ont fait l'objet de confection de lames minces au Centre de Recherche et Développement (CRD) de Boumerdès et au laboratoire de l'Université de Claude Bernard, Lyon I. Les échantillons ont subi des analyses de la calcimétrie. Le microfaciès a été analysé sous le microscope polarisant qui a permis de reconnaître les différents constituants de la roche (éléments et liant). Ensuite, l'évolution texturale selon la nomenclature d'Embry et Klovan (1971) a été réalisée. Un essai d'identification du contenu micropaléontologique qui malheureusement demeure très difficile par la reconnaissance spécifique de microfaune en section mince et par les phénomènes de diagenèse qui les affectent comme la dolomitisation, la silicification. La classification utilisée pour la texture dolomitique et celle de Gregg G.M. et Sibley D.F., 1984.

PRESENTATION DE LA « FORMATION DE GHOUNDJAÏA » (44 m) (Tm18-Tm48).

Elle est composée d'une barre carbonatée subdivisée en trois membres (Fig. 1C):

- *Le Membre dolomitique inférieur*, (Tm18 à Tm33 ; 14m) est formé essentiellement dans son terme basal de dolomicrosparite à fantômes de bivalves et granules de fer (Tm18) comprenant parfois des rudistes dissous. La dolomicrite laminée se présente aussi contenant des lithoclastes (Tm20), des *Granocardium desvauxi*, des huîtres, des *Apporhaidae* et des radioles d'oursins (Tm21). Une dolosparite/dolomicrosparite montre les cristaux de calcite arrangés selon une zonation ou bandes parallèles (Tm23). Ensuite, le terme marneux médian (Tm25-Tm 27) comprend la dolomie calcaire verdâtre plus ou moins stratifiée, ondulée, parfois disposée en plaquettes. C'est une dolomicrite à dolomicrosparite à fantômes de bivalves, huîtres et de lithoclastes. Enfin, le terme sommital (3m) (Tm31-Tm33) montre une masse dolomicrosparitique/ dolosparitique (2.5m) ravinante à stratification ondulée comprenant des nodules biomicritiques (Tm31') renfermant des bivalves, radioles et plaques d'échinodermes, *Witheinella* sp., (Tm 31) bryozoaires, des rhomboèdres de dolomite et granules de fer. Une discontinuité matérialisée par plages à remplissage de micrite rouge plus ou moins microconglomératique scelle un calcaire micritique peu bioclastique terminal (Tm33).
- *Le Membre marnes/calcaires intermédiaires*, (Tm34-Tm41 ; 12.5m) est formé par un faisceau de bancs calcaires micritiques blancs à stratifications ondulées et rare bioclastes (bivalves, gastéropodes, huîtres) encadrés par des termes marneux. Ce sont des biomicrites dolomités à texture mud/wackestone (Tm36). Les marnes ont livré des rudistes, les échinodermes (plaques et radioles), des foraminifères, des bryozoaires et de petits gastéropodes, des *Pholadomya vignesi*, *Turridae* (Tm 37). *Witheinella* sp., (Tm 38,) et *Heterohelix* (Tm 39).
- *Le Membre dolomitique supérieur*, (19m) (Tm42-Tm48) est une dolomicrosparite beige (0.75m), (Tm42) contenant des rhomboèdres à noyau sombre, des fantômes de rudistes dissous. Au-dessus, une dolomicrosparite vacuolaire (1-1.40m) à traces d'organisme dissous comprend de grands rhomboèdres de dolomite zonée et localement de la silice et des granules de fer. La dolomicrosparite à dolomicrite (Tm45) prend la stratification ondulée, confuse à subonduleuse et montre une silicification, des fantômes de bivalves et de la bioturbation. Vers le haut, cette dolomicrosparite est plus silicifiée (Tm46) comprenant des bandes de silex discontinues qui deviennent stratiformes et fréquents vers le haut.

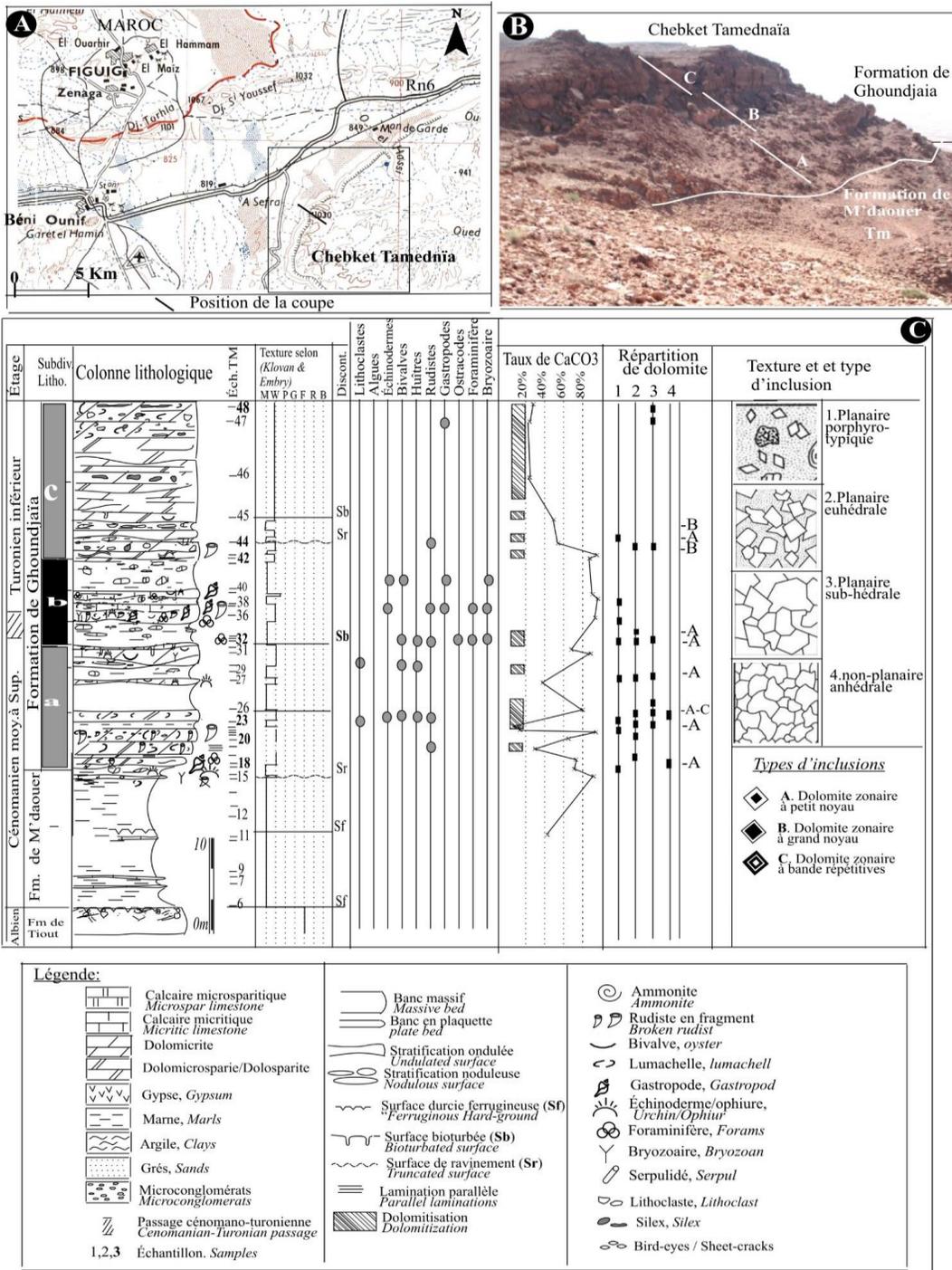


Fig. 1: Types de dolomite, calcimétrie, texture et répartition des organismes sur la coupe de Chebket Tamednaïa.

Fig. 1: Dolomite kinds, calcimetry, texture and faunal distribution on Chebket Tamednaïa section

STRUCTURE ET TYPES D'INCLUSIONS DE DOLOMIES PRESENTES

La dolomitisation qui affecte la série de Tamednaïa montre généralement des cristaux bien formés et tout à fait individualisés. Il y a la *dolomite planaire (idiotopique) porphyrotypique* où les petits cristaux de dolomite rhomboédrique euhédraux sont éparpillés dans une gangue ou ciment micritique (Tm 16, Tm 20, Tm 44, Pl. I, Fig. 1,3, 13 et 14). Lorsque les cristaux rhomboédriques de dolomite sont bien développés et croissent dans un ciment microcristallin et les cristaux ne sont pas forcément interconnectés comprenant parfois des vides intercrystallins ex. (Tm 21, Tm 42, Pl. I, Fig. 4 et 12), il s'agit bien de *dolomite planaire euhédrale*. Si la texture dolomitique montre de grands cristaux rhomboédriques subhédraux serrés avec un ciment presque négligeable ou dépourvu sans vide interstitiel (Tm 24, Tm 27, Tm 32 et Tm 48, Pl. I, Fig. 8, 9, 10, 11, 17 et 18), elle donne la *dolomite planaire subhédrale*.

Dans la *dolomite non-planaire (xénotopique) anhédrique*, les cristaux de dolomite anhédraux sont tassés et interconnectés avec des limites courbées irrégulière, lobées, dentelles ou indistinctes (Tm 18, Tm 21 et Tm 44, Pl. I, Fig. 5, 15 et 18). Elle ressemble à une mosaïque. Les inclusions peuvent être abondantes dans les cristaux qui montrent fréquemment l'extinction ondulante. Dans la dolomite planaire, les cristaux bien formés en rhomboèdres ont montré différentes inclusions. Elles sont sous formes de bandes ou zones alternées au sein des cristaux de dolomite avec une nucléus losangique centrale opaque entourée de bords clairs « *Dolomie zonée* » (Tm 18, Tm 20, Tm 21, Tm 27, Tm 32, Tm 42, Pl. I, Fig. 2,3,4, 10, 11). La couleur sombre de ces noyaux résulte de la présence d'inclusions, qui peuvent être des bulles ou résidus non remplacés de calcite ou d'autres minéraux, tandis que les bords clairs sont dépourvus d'inclusions. Le noyau peut être petit entouré de zone limpide large ou il peut au contraire être grand limité par un simple liseré clair (Tm 42, Tm 44 Pl. I). Ces « cristaux zonés » peuvent se former par le remplacement de la micrite ou peuvent se développer dans le vide poreux interstitiel. La poronécrose se fait par dissolution de CaCO_3 juste au bord externe du nucleus sombre du rhomboèdre remplacé. Le CaCO_3 dissous de la zone joutant est alors reprécipité sous forme d'un ciment syntactique de bordure dans l'espace nouvellement créé autour du rhomboèdre sombre. Certaines dolomites présentent, à petit échelle, un zonage répétitif issu de la différence de composition, en particulier du fer (Tm 24, Pl. I, Fig. 46) marquant ainsi les stades de croissance. Le résidu ferreux qui est un substitut du magnésium est fréquent dans de nombreux cristaux de dolomite de la coupe de Tamednaïa. Lorsqu'il est sous forme d'hématite rouge, il est facilement visible sous microscope optique. Puisque le fer ne se substitue pas si facilement au calcium, la calcite ne montre pas ce type de zonation.

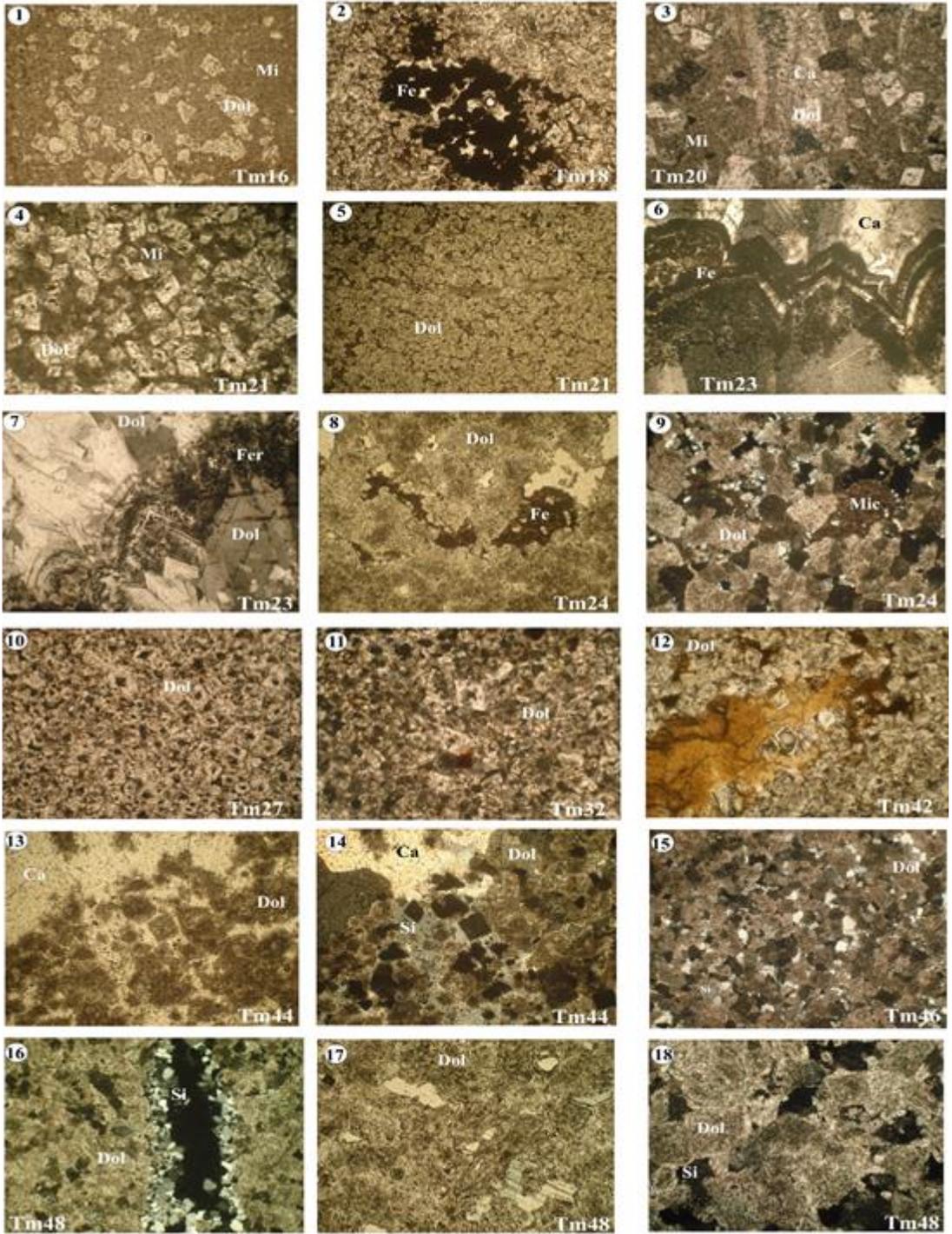
ORIGINE DE LA DOLOMIE.

Deux modèles sont proposés pour expliquer les types de dolomies présentes dans la coupe de Tamednaïa.

- *Modèle de reflux*. Dans des environnements hypersalins tels que les sebkhas et la zone supratidale sous climat aride, où le taux de l'évaporation dépasse le taux de précipitation. L'eau de mer cantonnée dans les sédiments devient plus concentrée par évaporation conduisant ainsi la précipitation de l'aragonite et le gypse, qui extrait préférentiellement le Ca^{2+} de l'eau et augmente la proportion de Mg/Ca. Le rapport Mg/Ca dans l'eau de mer est d'environ 5:1. Lorsque ce ratio s'élève à un niveau suffisamment élevé en raison de l'évaporation, éventuellement supérieure à 10:1, la dolomite commence à se former. La plupart des dolomites cristallisées à partir d'eau de mer évaporée sont post-dépôt et se forment par reflux ; quelques-unes sont pénécotemporaines et prennent naissance dans les sabkhas, (Machel, 2004). Adams et Rhodes (1960) ont proposé que l'eau de mer sur-saturée dans les étangs ou les baies (lagon et milieu littoral) derrière des barrières comme les récifs font transiter à travers (bypass) des carbonates précoces de l'eau de mer moins dense dans les pores. Le lessivage de grande quantité de cette saumure riche en magnésium à travers les sédiments sous-jacents conduit à la dolomitisation ; ce processus est appelé le reflux par *infiltration*. Au cours de ce processus, Mg^{2+} remplace Ca^{2+} dans CaCO_3 , libérant Ca^{2+} en solution. Ces saumures sont plus concentrées par rapport à l'eau de mer et sont enrichies en magnésium. Le reflux peut apparemment atteindre des grandes profondeurs (+ 100m). Au point de vue chimique, ces saumures évoluées issues de cet écoulement semblent être un mécanisme efficace de dolomitisation et ont été évoqués pour expliquer la dolomitisation à différentes échelles de la plate-forme. La modélisation numérique étudiée par Jones et Rostron (2000) et Jones et coll. (2002, 2003, 2004) démontrent que le reflux *actif* peut avoir lieu à des profondeurs de plusieurs centaines de mètres. Jones et coll. (2002) suggèrent que le reflux *latent* peut se poursuivre même après la dilution de saumure générée sur la plate-forme. Il est probablement guidé par les eaux sursaturées générées précocement provoquant par la suite que les saumures continuent à transiter en se dispersant latéralement même après l'arrêt de leur production. En outre, le « pompage » de l'eau de mer depuis la partie supérieure de la plate-forme s'ajoute aux liquides de reflux. Machel (2004) souligne que les saumures de reflux active et latente sortent par le bord de la plate-forme. Par conséquent, la dolomitisation de reflux est liée à la plate-forme et ne peut pas expliquer la dolomitisation au-delà de la marge de la plate-forme.

- *Modèle de zone de mixage « Dorag »*. Hanshaw et al. (1971) ont proposé que les dolomites se forment dans des eaux souterraines saumâtres issues de mélange d'eau de mer et d'eau douce. Ces eaux souterraines peu salées pourraient être saturée en taux Mg/Ca inférieur à 1:1 (Badiozamani, 1973 ; Land, 1973 ; Folk et Land, 1975). Ce modèle appelé encore "modèle de Dorag" a été expliqué en détail par Badiozamani (1973) sur la base de calculs thermodynamiques. Il s'agit d'un mélange d'eaux météoriques avec l'eau marine provoquant une sous-saturation de la calcite, alors que le remplacement de CaCO_3 par la dolomite entraîne la saturation de la dolomite. Dans le *modèle shizohalin*, Folk et Land (1975) maintiennent que dans des solutions

PL1



Dol.: Dolomite, **Si:** Silice, **Fe:** Fer, **Mi:** Micrite, **Ca:** Calcite

de faible salinité et de faible liaison ionique, la dolomite peut apparemment se former à des ratios Mg/Ca inférieur que 1:1. Lorsque l'eau de mer ou l'eau saumâtre d'évaporation à taux de Mg/Ca élevé sont dilués par l'eau douce, le mélange résultant conservera un taux Mg/Ca élevé (Taux faible Ca/Mg) mais pas une salinité élevée. Ainsi, ces eaux mixtes deviennent des eaux spéciales capables de former de la dolomite cristallisée. Selon Folk et Land, la dolomite formée à partir de ces solutions diluées sont parfaitement claires avec des faces planes brillantes (dite dolomite limpide) et elle résiste plus à la dissolution que la dolomite ordinaire. Malgré l'admission préalable du modèle de mixage par de nombreux chercheurs, dans certains de dolomitisation de plates-formes carbonatées, il semble être dissuasif. Machel (2004) suggère que ce modèle a été fortement surclassé et qu'il n'y a pas un seul endroit dans le monde qui révèle une large dolomitisation dans une zone mixte (eau douce – eau de mer) (Melim *et coll.*, 2004). Le processus diagénétique dominant dans la plupart des zones de mélange est plutôt la dissolution des carbonates de calcium jusqu'à la limite des grottes et non pas la formation de dolomite. Si cette dernière se forme comme-même, c'est en faibles quantités. Le rôle principal de la zone de mélange côtière peut être considérée comme une pompe hydrologique d'eau marine dolomitisante au lieu d'un environnement géochimique favorable à la dolomitisation (Machel et Mountjoy, 1990) (Melim *et coll.* (2004).

CONCLUSION

La "Formation de Ghoundjaïa" des Monts des Ksour sud-occidentaux est formée essentiellement de calcaire dolomitisé. La dolomie étudiée est secondaire (post-dépôt) issue de remplacement des calcaires. La dolomitisation a affecté la série dans plusieurs niveaux avec des degrés variables. Les modèles proposés des types de dolomies vues au microscope polarisant sont le reflux et la zone de mixage « Dorag ». La circulation du fluide dans le modèle de reflux est assurée par un écoulement descendant (*per descendum*), de saumures générées dans des environnements hypersalins des milieux marins peu profonds et lagon comme déduit des environnements de dépôt de Tamednaïa. Il nécessite une grande quantité d'eau marine transitant les sédiments calcaires. Les formes de cristaux de la dolomite ont montré surtout la texture idiotopique euhédrale, sub-euhédrale et porphyrique dans plusieurs niveaux de la coupe de Tamednaïa. Localement une forme xénotypique anhédrale a été aussi observée.

Références

- [1] Adams, J.E. and M.L. Rhodes, 1960, Dolomitization by seepage refluxion: Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., 44, 1912–1921.
- [2] Badiozamani, K., 1973, The Dorag dolomitization model – application to the Middle Ordovician of Wisconsin: J. Sediment. Petrol., 43, 965–984.
- [3] Embry, A. F. and J. E. Klovan, 1971, A late Devonian reef tract on the northeastern Banks Island, N. W. T.: Canada Pet. Geol. Bull., 19, 730–781.
- [4] Folk, R.L. and L.S. Land, 1975, Mg/Ca ratio and salinity: Two controls over crystallization of dolomite: Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., 59, 60–68.
- [5] Gregg, J. M. and D. F. Sibley, 1984, Epigenetic dolomitization and the origin of xenotopic dolomite texture: J. Sediment. Petrol., 54, 908–931.
- [6] Hanshaw, B.B., W.E. Back, and R.G. Deike, 1971, A geochemical hypothesis for dolomitization of groundwater: Econ. Geol., 66, 710–724.
- [7] Jones, G.D. and B.J. Rostron, 2000, Analysis of flow constraints in regional-scale reflux dolomitization: Constant versus variable-flux hydrological models: Bull. Can. Pet. Geol., 48, 230–245.
- [8] Jones, G.D., F.F. Whitaker, P.L. Smart, and W.E. Sanford, 2002, Fate of reflux brines in carbonate platforms: Geology, 30, 371–374.
- [9] Jones, G.D., P.L. Smart, F.F. Whitaker, B.J. Rostron, and H.G. Machel, 2003, Numerical modeling of reflux dolomitization in the Grosmont platform complex (Upper Devonian), Western Canada Sedimentary Basin: Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., 87, 1273–1298.
- [10] Jones, G.D., F.F. Whitaker, P.L. Smart, and W.E. Sanford, 2004, Numerical analysis of seawater circulation in carbonate platforms: II. The dynamic interaction between geothermal and brine reflux circulation: Am. J. Sci., 304, 250–284.
- [11] Land, L. S., 1973, Holocene meteoric dolomitization of Pleistocene limestones, North Jamaica: Sedimentology, 20, 411–424.
- [12] Machel, H.G. and E.W. Mountjoy, 1990, Coastal mixing-zone dolomite, forward modeling, and massive dolomitization of platform-margin carbonates – Discussion: J. Sediment. Petrol., 60, 1008–1012.
- [13] Machel, H.G., 2004, Concepts and models of dolomitization: a critical reappraisal, in Braithwaite, C.J.R., G. Rizzi, and G. Darke (eds.), The Geometry and Petrogenesis of Dolomite Hydrocarbon Reservoirs: Geological Society of London Special Publication 235, pp. 6–63.
- [14] Melim, L.A., P.K. Swart, and G.P. Eberli, 2004, Mixing-zone diagenesis in the subsurface of Florida and the Bahamas: J. Sediment. Res., 74, 904–913.

Étude de faisabilité d'un centre d'enfouissement technique dans la région de Ain Makhlouf, Nord-est algérien

Saadane Djorfi¹, Beloulou Laroussi¹, Samir Djorfi¹, Salima Guechi¹, Imad Sebbagh¹

¹ Laboratoire des Ressources Naturelles et Aménagement, Université Badji Mokhtar. Annaba, BP 12, 23000 Djorfi2001@yahoo.fr

Résumé

La gestion rationnelle et pérenne des déchets est l'un des défis majeurs que l'Algérie est appelée à relever aujourd'hui et dans le futur. Malgré les efforts énormes fournis par les pouvoirs publics afin d'éradiquer les décharges sauvages beaucoup de travail reste à faire. La région de Ain Makhlouf comprenant les Dairas de Ain Makhlouf, Ain Hassainia et Oued Zenati avec une population de 120000 habitants est parsemée de décharges sauvages situées à proximité de chaque agglomération et longeant, souvent, les routes nationales ; elles sont à l'origine de graves nuisances pour l'environnement et pour la santé humaine. Afin de remédier aux risques encourus par le milieu naturel, en zones de décharges non contrôlées de cette région, la réalisation d'un Centre d'Enfouissement technique (CET) s'avère plus que nécessaire. Ce travail se fixe, comme objectif principal, l'étude de la faisabilité d'un Centre d'Enfouissement Technique et son impact sur le milieu naturel. Pour répondre à cet objectif, plusieurs méthodes et outils scientifiques ont été utilisés : les éléments physico géographiques, la géologie, l'hydrogéologie, l'hydroclimatologie, le comportement de la population... Le choix de ces outils est déterminant dans un tel travail, leur combinaison va nous permettre, dans une première étape, de choisir l'emplacement du site de l'ouvrage et les aménagements nécessaires, ensuite de vérifier l'impact de cet ouvrage sur l'homme et l'environnement.

Mots clés : Ain Makhlouf, Déchets, Centre d'enfouissement techniques (CET), Environnement, Algérie.

The feasibility study of a technical landfill site in the region of Ain Makhlouf, Northeast of Algeria

Abstract

The sustainable management of waste is one of the major challenges that Algeria faces today and in the future. Despite the enormous efforts made by the public authorities to eradicate the wild dumps a lot of work remains to be done. The region of Ain Makhlouf comprising the Dairas of Ain Makhlouf, Ain Hassainia and Oued Zenati with a population of 120,000 inhabitants is characterized by wild dumps that are located near each agglomeration and often along the national roads. They may cause serious harm to the environment and human health. In order to minimise the risks of the natural environment pollution in uncontrolled landfills in this region, the construction of a technical landfill site (TLS) is more than necessary. This work attempts to study the feasibility of a Technical Landfill Center and its impact on the natural environment. To meet this objective, several methods and scientific tools have been used such as: physico-geographical elements, geology, hydrogeology, hydroclimatology, the behavior of the population, etc... The choice of these factors is decisive in such work. , their combination will allow us, in a first step, to choose the location of the site and the necessary adjustments, then, to verify the impact of this work on Man and the environment.

Key Words: Ain Makhlouf, Waste, Technical Landfill Center (TLC), Environment, Algeria.

INTRODUCTION

La région de Ain Makhlouf comprenant les trois Dairas (Ain Makhlouf, Ain Hassainia et Oued Zenati) avec une population de 120000 habitants est parsemée de décharges sauvages situées à proximité de chaque agglomération et longeant, souvent, les routes [1]. Le choix de la majorité de ces sites n'a pas fait l'objet d'une étude d'impact préalable (géologie et surtout hydrogéologie). Actuellement, ils sont à l'origine de graves nuisances pour l'environnement et pour la santé humaine. Les eaux superficielles et souterraines constituent les ressources naturelles les plus touchées par la pollution engendrée par les déchets solides [2]. Les sites actuels constituent, donc, un sérieux problème et une source de nuisances multiples et fréquentes tant sur le plan sanitaire (prolifération des vecteurs de maladies, odeurs fétides, fumées asphyxiantes,...), que sur le plan environnemental (contamination des eaux superficielles et souterraines, biogaz nocifs,...).

Dans ce cadre, et afin de remédier aux risques encourus par le milieu naturel en zones de décharges non contrôlées de la région d'étude, ce travail se fixe comme objectif l'étude de la faisabilité d'un Centre d'Enfouissement technique et son impact sur le milieu naturel.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Situation géographique

La région d'étude porte, communément, le nom de région de Ain Makhlouf. Elle englobe le territoire des Dairas de Oued Zenati, Ain Makhlouf et Ain Hassainia. Cette région est située dans le nord-est du pays. Elle couvre toute la partie sud ouest de la Wilaya de Guelma (fig.1).

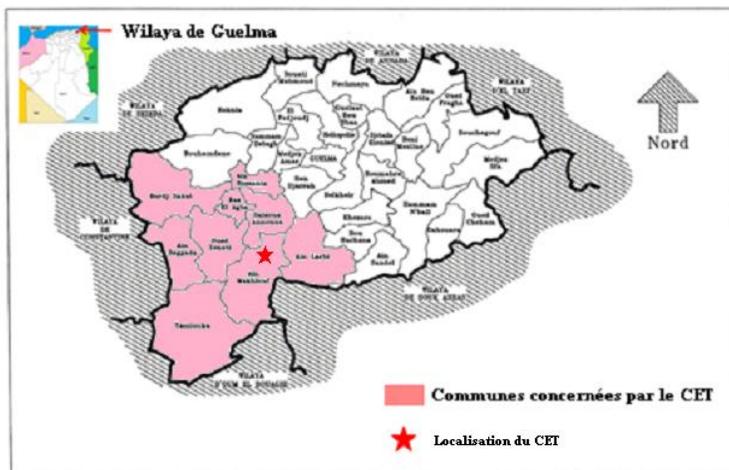


Fig. 1 – Localisation de la région d'étude.

Caractéristiques climatiques

Soumise à un climat semi-aride à influence méditerranéenne, la zone d'étude est caractérisé par des hivers pluvieux et froids et des étés chauds et secs, une pluviométrie annuelle très irrégulière, moyennant 523.3 mm/an et une température moyenne de 17.7°C (à Tamlouka) [3].

Aperçu géologique

Les terrains qui servent d'assiette à la décharge appartiennent à la série numidienne d'âge Oligocène [4]. Cette dernière est surmontée par des formations récentes d'âge Mio-plio-quaternaire. C'est une série argilo-gréseuse assez puissante formée à la base d'argiles et de marnes sous numidiennes versicolores parfois schisteuses surmontées par des grès quartziteux à ciment siliceux [5]. Ces derniers sont constitués de bancs centimétriques à métriques de couleur blanchâtre à brunâtre et présentant une fissuration assez importante qui est à l'origine de certaines sources perennes à intermittentes dans la région (fig. 2).

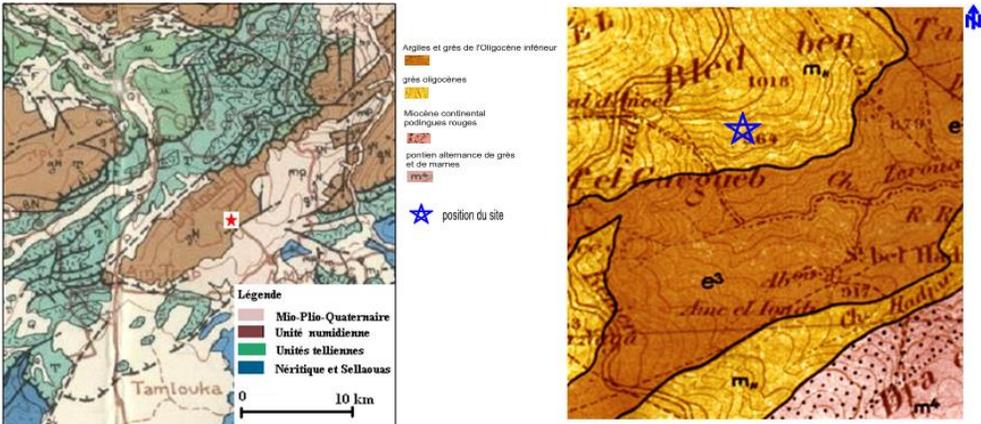


Fig. 2 – Carte structurale de la région de Ain Maklouf (carte structurale de Constantine 1/200000, J. M. Vila, 1977) et extrait de la carte géologique d'Oued Zenati 1/50000, P. Deleau 1949

DESCRIPTION DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT

Description du site

Le site est situé dans la commune de Ain Makhlouf au niveau, de Djebel Ancel, entre les coordonnées du quadrillage kilométrique (MTU) : X = 341.000.000 ; 342.000.000 et Y=4016.000.000 ; 4017.000.000. La nature juridique du terrain est domaniale avec une superficie de sept hectares et une profondeur moyenne utilisable de 10m. Le site est situé entre les altitudes 800 et 1000m avec une pente moyenne de 5%. La distance au chef lieux des communes est de 5, 8 et 12 km respectivement pour Ain Makhlouf, Oued Zenati et Ain Hessainia.

Le site est marqué par l'absence de sources. Cependant, dans les environs, quelques sources pérennes et saisonnières émergent à la faveur des bancs massifs des grès numidiens ; elles sont à l'origine de quelques ruisseaux. On note aussi l'absence de lac et de zone inondable. L'estimation du danger de pollution des eaux est, donc, très faible.

Caractéristiques environnementales et possibilités d'exploitation

Dans leur ensemble, les facteurs environnementaux et les conditions naturelles sont favorables pour la réalisation d'un Centre d'Enfouissement Technique (Tab. 1).

Tableau 1- Caractéristiques environnementales et possibilités d'exploitation du CET de Ain Makhlouf

Environnement	Intégration au paysage (Elément du masque existant sur l'ensemble du périmètre)			Possibilité d'exploitation	
Distance aux voies de circulation fréquentées	650 m.	Arbre et buissons	Néant	Type d'exploitation	CET
Utilisation actuelle du site	Terrain nu	Mur ou remblais	néant	Volume moyen disponible	Site extensible et suffisant pour contenir tous les déchets des Trois Dairas jusqu'en 2035
Utilisation des environs	Agriculture au N et terrain inculte sud	Creux topographique	néant	Réserve en matière de couverture	Dans les alentours et suffisante
Eloignement et direction des habitations les plus proches	plus de 2000 m	Valeur esthétique du site	Visible de très loin	Alimentation en eau potable	Néant
Vents dominants et direction	Nord			Possibilités d'aménagement du site	Plantations des arbres +sécurité active et passive des casiers et lagunes
Sensibilité du site au vent	Fort			Estimation de la durée de vie de l'exploitation	Possibilité d'extension utilisation jusqu'à plus de 25 ans

CONCEPTION DU CENTRE D'ENFOUSSEMENT TECHNIQUE (CET)

Phase d'aménagement et de construction

Le CET, selon la loi 01/19 du 12 Décembre 2001 relative à la gestion, le contrôle et l'élimination des déchets, doit remplacer la « décharge publique » dans son acceptation classique et ce, pour la préservation de l'environnement [6].

Le premier casier doit être aménagé pour contenir, environ, 200.000 m³ de déchets compactés et ne sera rempli que vers la fin de l'année 2025 (fig.3).

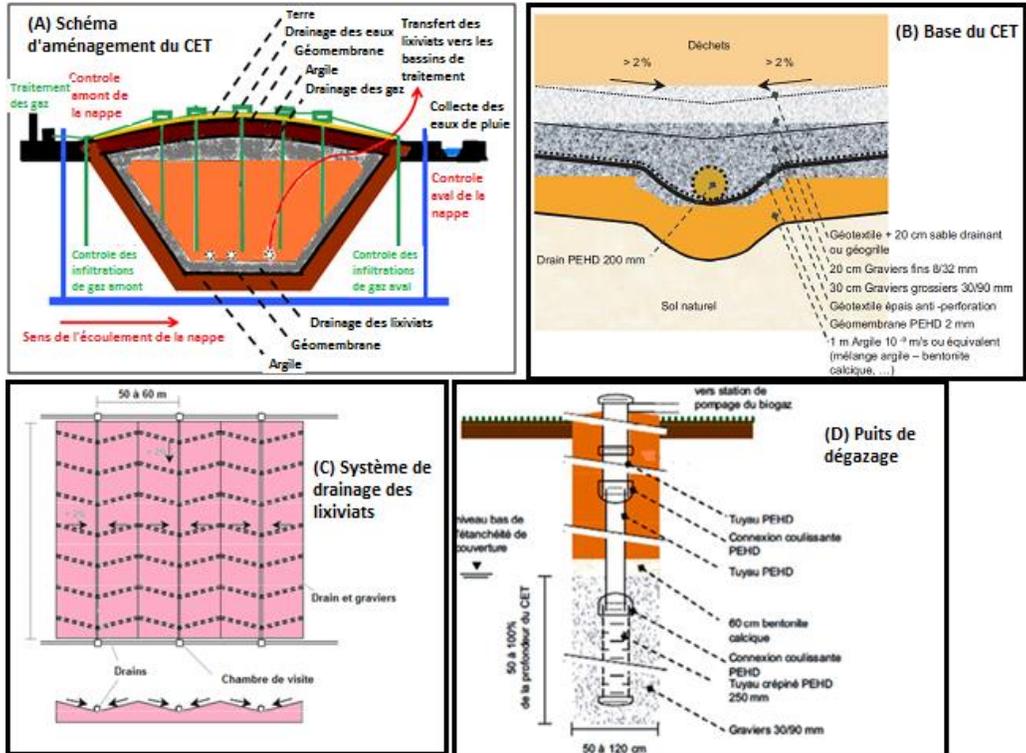


Fig. 3– Schéma d'aménagement du casier du CET (système de drainage et collecte des eaux et des gaz).

MATRICE D'IMPACTS

La matrice d'impact montre que la majorité des risques sont atténuables et ne constituent pas un danger pour l'environnement et la santé humaine. Elle a permis, aussi, de proposer des recommandations afin de compenser les éventuelles incidences négatives sur l'environnement. En effet, la réalisation de ce projet au niveau de ce site serait sans conséquences dommageables pour l'environnement.

CONCLUSION

Pour renforcer la protection de l'environnement dans la région de Ain Makhrouf, la réalisation d'un centre d'enfouissement technique intercommunal au niveau du lieu dit **Djebel el Ansel** dans le territoire de la commune d'**Ain Makhrouf**, s'avère plus qu'une nécessité pour le groupement des trois Dairas. Le site choisi présente plusieurs avantages recensés qui sont:

- Le site est presque à égale distance des trois communes.
- Terrain domanial et ne pose aucun problème foncier.
- Le terrain est spacieux, inculte, non exploité et présente des caractéristiques idéales pour l'implantation d'un CET.
- Son sol est facile à travailler à moyenne profondeur et ne nécessite pas de gros moyens.
- L'accès y est très aisé et très facile.
- Une faible diversité de la faune et de la flore.

- Le risque d'une pollution des eaux superficielle est très faible vu l'absence des agents de transport.
- Un terrain de pente légère ce qui facilite le terrassement et l'ouverture du casier.
- La durée d'exploitation de la décharge est illimitée car le terrain est extensible.

L'étude d'impact nous a permis, à la lumière de toutes les informations recueillies, de prévoir et d'évaluer les conséquences dommageables sur l'environnement lors de l'implantation et l'exploitation de ce CET au niveau du site. Les mesures de compensation proposées dans cette étude sont édictées de manière à compenser les éventuelles incidences négatives sur l'environnement. L'application de ces recommandations et alternatives proposées permettra de réduire, voire supprimer les impacts négatifs sur l'environnement et la réalisation de ce projet au niveau de ce site serait sans conséquences dommageables pour l'environnement.

Références

- [1] ONS. 2011. L'Office national des statistiques
- [2] Djorfi S. (2012) : Analyse, approche de gestion et de réhabilitation des sites pollués de la région de Annaba, Nord-est algérien. Thèse magister Université Badji Mokhtar Annaba, 129 p.
- [3] ONM Office National de la Météorologie
- [4] Vila J.M. (1980) « La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiers ». PhD of Science, University Pierre et Marie Curie, Paris VI. 665p
- [5] P. Deleau. M. Bouillon. Carte géologique de l'Algérie 1:50,000. 75, Oued Zenati. Service de la carte géologique de l'Algérie. 1949.
- [6] Ministère d'Aménagement du Territoire et d'Environnement (MATE) : Guide pour la conception des centres d'enfouissements techniques des déchets menagers. 2005.

Analyse globale à l'échelle du périmètre par la détermination des indicateurs de performance : Cas du périmètre public irrigué situé dans une région semi-aride de la Tunisie

Amor Boughdiri ¹, Hedi Daghari ², Mohamed Habib Sellami ³, Béchir Bennouna ⁴

¹ Ecole Supérieure d'Agriculture de Mateur, Route de Tabarka-7030 Mateur

² Institut National Agronomique de Tunisie, 43 Avenue Charles Nicolle, cité El Mahjène 1082-Tunis

³ Ecole Supérieure des Ingénieurs de Medjez El Bab, Route de Kef, Km 5 Medjez El Bab, 9070

⁴ Institut National de Génie Rural en Eaux et Forêts, Avenue Hédi Karray, Menzeh 4, 2080 Ariana

amor.boughdiri@yahoo.fr

hedi.daghari@iresa.agrinet.tn

Mohamed.Habib.sellami@iresa.agrinet.tn

b_bechir1106@yahoo.com

RESUME

Cette étude vise à la détermination et à l'analyse de l'efficacité de gestion de l'irrigation à l'échelle du périmètre public irrigué de Lakhmess à travers la détermination de certains paramètres de performance qui sont: L'efficacité de l'irrigation à l'échelle du périmètre (EIP), et le taux d'utilisation de l'eau (TUE).

Un modèle de gestion de l'irrigation « CROPWAT » a été utilisé pour déterminer les besoins en eau des cultures qui est basé sur l'application de la formule de Penman Monteith. Il présente une souplesse dans l'utilisation et l'accès aux données d'entrée sont faciles.

Les résultats obtenus ont montré que les volumes d'eau pompés à partir du barrage Lakhmess au périmètre varient de 2.8 millions à 7 millions de m³ durant la période s'étalant de 2008/2009 à 2013/2014, alors que pour celles facturés varient de 2.2 à 5 millions. L'efficacité de l'irrigation (EIP) annuelle fluctue en moyenne de 190 % à 400%.

Les valeurs de TUE annuelles ont fluctué entre 358 % à 465%, soit une efficacité moyenne de 392%. Ainsi on remarque la tendance générale des agriculteurs à l'application de l'irrigation déficitaire vu que les lames de pluie et d'irrigation ne couvrent pas les besoins en eau des cultures.

Mots clés : volumes pompés, efficacité de l'irrigation, taux d'utilisation de l'eau, irrigation déficitaire, besoins en eau.

INTRODUCTION

En systèmes irrigués, la performance hydraulique s'exprime le plus souvent en termes d'efficacités désignant les quantités d'eau mesurées à différents niveaux du système de distribution d'eau. Le souci principal en matière d'ingénierie en irrigation étant toujours d'augmenter ces efficacités (Akbari et al., 2007). Pour exprimer la performance hydraulique d'un système irrigué, plusieurs indicateurs ont été déterminés. En outre, Levine (1982) a présenté un indicateur de l'offre de l'eau défini comme étant le rapport de l'offre totale en eau à la demande en eau des cultures. Toutefois si cet indicateur reflète le degré de satisfaction de la demande en eau, il ne reflète pas si les apports d'eau sont appliqués au moment opportun. Ainsi, la performance des systèmes d'irrigation pourrait être analysée en recourant à des modèles du bilan hydrique dont les indicateurs de performance sont basés sur des valeurs moyennes pour l'ensemble du périmètre irrigué (Klaezen et Garcés-Restrepo, 1998; Molden et al., 1998 ; Burt et styles, 1999). Cependant, il n'y avait pas d'indicateur unique permettant de définir à lui seul et de façon adéquate la performance hydraulique d'un système d'irrigation dans une parcelle. Les indicateurs les plus communément utilisés sont des indicateurs d'uniformité et des indicateurs d'efficacité.

MATERIEL ET METHODES

1. Présentation de la zone d'étude

Le périmètre de Lakhmess étudié appartient à la partie Sud-Est de la plaine de Siliana (rive gauche d'Oued Lakhmess), situé à 10 Kilomètres de la ville de Siliana sur la route 73 joignant Siliana et Ouesletia .La longitude et la latitude du périmètre sont représentées ci-après :

- Longitude: 7° 81' et 7° 89' E, Latitude: 39° 97' et 40° 69' N. La mise en eau du périmètre a eu lieu en 1973, la superficie du périmètre public irrigué de Lakhmess est de 1275 ha réparties comme suit : Secteur privé : 456 ha, secteur organisé : 819 ha

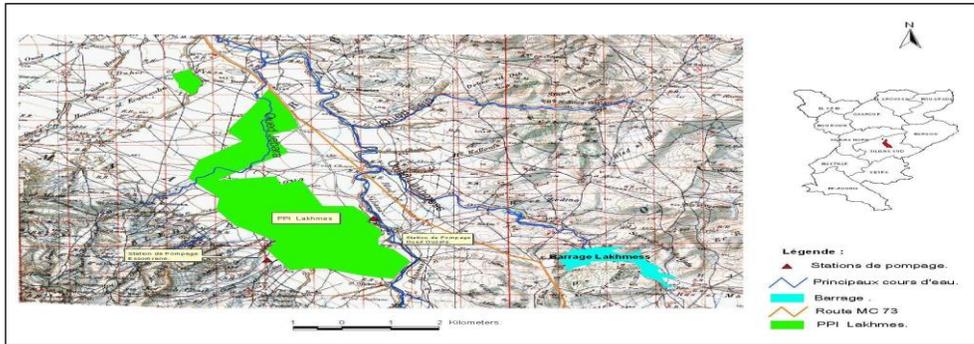


Figure 1: Carte de localisation du PPI Lakhmess-Siliana

2. Paramètres étudiés à l'échelle globale du périmètre

2.1. Volumes d'eau d'irrigation apportés réellement aux cultures

A l'échelle du périmètre, les volumes d'eau d'irrigation mensuelles, annuelles pompés et facturés ont été collectés auprès du CRDA de Siliana. En effet l'approvisionnement en eau d'irrigation du périmètre est assuré à partir du barrage Lakhmess de capacité 7 million de m³.

2.2. Evapotranspiration de référence ET₀

L'évapotranspiration de référence a été déterminée par le modèle CROPWAT, basé sur l'application de la formule de Menman Monteith.

2.3 Evapotranspiration maximale (ETM)

L'évapotranspiration maximale équivalent à l'ETM, par la correction de l'évapotranspiration de référence (ET₀) par un coefficient appelé « coefficient cultural » K_c en utilisant la formule suivante :

$$ETM = K_c ET_0 \quad (1)$$

Avec K_c coefficient cultural de la culture, ET₀ : Evapotranspiration de référence

2.4. Evapotranspiration totale pondérée (ET_p)

A l'échelle du périmètre, l'ET totale pondérée est estimée comme suit :

$$ET_p = \frac{\sum ET_i \cdot S_i}{S} \quad (2)$$

Avec :ET_i : l'évapotranspiration mensuelle de la culture i en (mm/mois); S_i : la superficie occupée par la culture i en (ha) ; S : la superficie totale du périmètre en (ha).

Ainsi le calcul de l'ET_i a été déterminé par le biais d'un logiciel CROPWAT

2.5. Pluie utile (P_u)

Le suivi de la pluviométrie a été effectué à l'aide de trois pluviomètres installées dans les deux exploitations et un troisième au centre de formation agricole de Siliana, les valeurs retenues correspondent à la moyenne mensuelle des pluies enregistrées. La pluie utile correspond à la lame infiltrée dans le sol, le taux de perte pris dans le modèle CROPWAT était de 0,8, ce qui explique que la pluie utile ou efficace; représente 80% de la pluie totale enregistrée.

2.6. Besoins en eau d'irrigation (B_{ir})

Les besoins en eau d'irrigation ont été déterminés par le modèle CROPWAT ; en tenant compte de la pluie utile qui est infiltrée dans le sol. Les besoins en eau d'irrigation sont déterminés en appliquant la formule suivante :

$$B_{ir} = K_c \cdot ET_0 - (P_u + \Delta S) \quad (3)$$

Avec, B_{ir} : besoins en eau d'irrigation (mm/mois) ; K_c : Coefficient cultural de la culture, ET₀ : Evapotranspiration de la culture de référence (mm/mois); P_u: pluie utile, ΔS: variation de stock

2.7. Taux d'utilisation de l'eau (TUE)

Dans un système irrigué, l'eau disponible provient soit des précipitations (P) soit des irrigations (I). Le taux de l'utilisation de l'eau (TUE) correspond au quotient de la quantité d'eau réellement exigée par les cultures (besoins en eau) sur la quantité totale d'eau apportée au système. Ce paramètre se calcule par l'expression suivante :

$$TUE = 100 \cdot \left[\frac{ET_c}{(P+I)} \right] \quad (4)$$

2.8. Efficience de l'irrigation à l'échelle du périmètre (EIP)

.Ce paramètre a été déterminé en appliquant l'équation suivante :

$$EIP (\%) = 100 \left[\frac{ETc - P_{ef}}{I} \right] \quad (5)$$

Avec :EIP : Efficience de l'irrigation à l'échelle du périmètre en % ; Pef : désigne la pluie efficace (estimée à 80 % des précipitations) ; ETc : besoins en eau des cultures, I: apport d'eau par irrigation.

RESULTATS ET DISSCUSSION

1. Approvisionnement en eau d'irrigation dans le périmètre

Les volumes d'eau pompés varient de 2.8 millions à 7 millions de m³ durant la période s'étalant de 2008/2009 à 2013/2014, alors que pour celles facturés varient de 2.2 à 5 millions (figure 2). Il ya des pertes dans le réseau de transport qui atteint dans certains cas 15 à 25%. La variation des volumes pompés varie d'une année à l'autre, ceci dépend de la pluviométrie annuelle enregistrée.

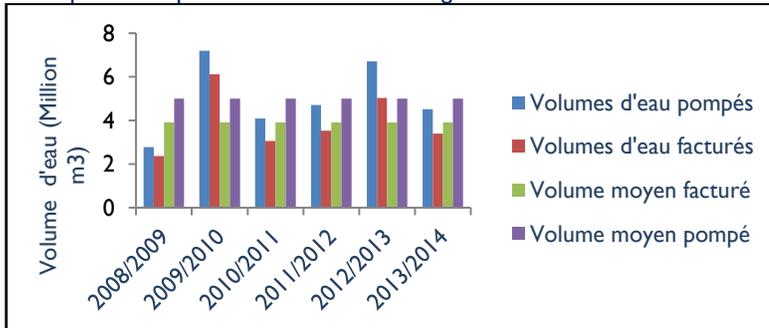


Figure 2: Volumes d'eau pompés et facturés

2. Efficience de l'irrigation dans le périmètre de Lakhmess EIP

2.1. Variation annuelle de l'efficience de l'irrigation

Au cours de la période (2009-2014), l'efficience de l'irrigation à l'échelle du périmètre de Lakhmess fluctue en moyenne de 190 % à 400%. De telles valeurs indiquent la tendance des agriculteurs à appliquer des volumes d'eau d'irrigation inférieurs aux besoins de la culture, ce qui engendre une irrigation déficitaire. Les besoins en eau des cultures peuvent être satisfaits uniquement par les apports d'eau de pluie.

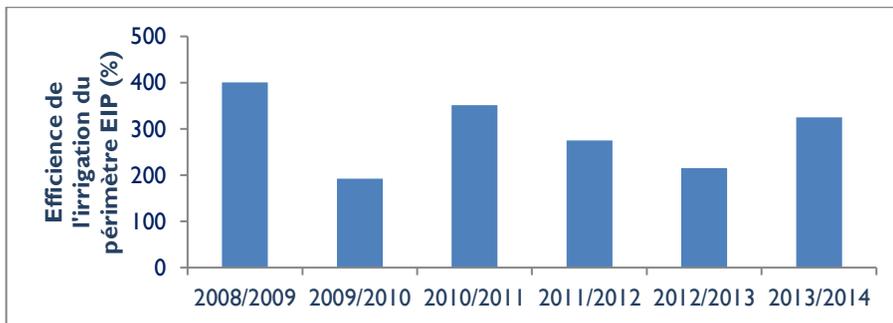


Figure 3 : Evolution annuelle de l'efficience de l'irrigation EIP

2.2. Variation mensuelle de l'efficience de l'irrigation

- Selon les années, les irrigations excédentaires ont eu lieu sur une période allant de 5 à 7 mois, au bout desquelles les valeurs d'EIP sont inférieures à 100 %.
- Sur une période allant de 1 à 5 mois, on remarque que les valeurs de d'EIP sont supérieures à 100 %, ce qui implique que la quantité d'eau appliquée est inférieure aux besoins en eau des cultures et par conséquent il s'agit d'une irrigation déficitaire bien que ces apports coïncident avec des périodes relativement pluvieuses.
- Durant les années du 2009 à 2011 et au cours de la saison de pleine irrigation (Juillet-septembre) les valeurs de EIP sont toujours supérieures à 100 %, traduisant une irrigation déficitaire, alors que pour les années s'étalant du 2012 à 2014 et durant la même période on note des valeurs inférieures à 100 %, traduisant une sur-irrigation.

3. Taux d'utilisation de l'eau dans le périmètre de Lakhmess TUE

3.1. Variation annuelle du taux de l'utilisation de l'eau

Au cours de la période 2009-2014, les valeurs de TUE ont fluctué 358 % à 465%, soit une efficacité moyenne de 392% (figure 4). Ainsi on remarque la tendance générale des agriculteurs à l'application de l'irrigation déficitaire vu que les lames de pluie et d'irrigation ne couvrent pas les besoins en eau des cultures.

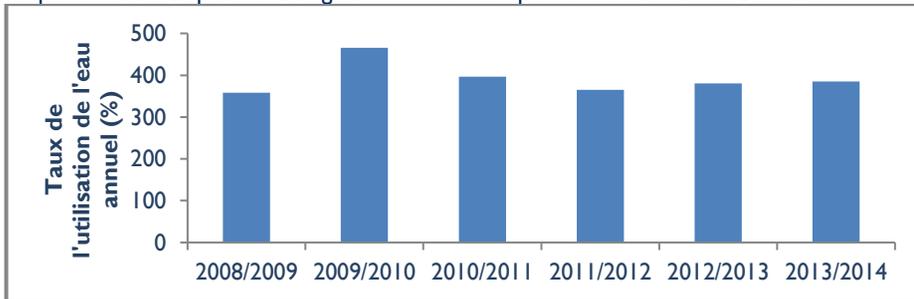


Figure 4: Evolution annuelle du taux de l'utilisation de l'eau

3.2. Variation mensuelle du taux de l'utilisation de l'eau TUE

L'analyse mensuelle de l'efficacité d'utilisation de l'eau, tout au long de la période de suivi, a révélé les constats suivants :

- Sur une période allant de 9 à 11 mois, les valeurs de TUE sont supérieures à 100 % impliquant que les quantités d'eau apportées sont inférieures aux besoins en eau des cultures. En outre au cours du mois de juillet et à l'exception de l'année 2008/2009, les valeurs indiquent la tendance générale des agriculteurs à la sur-irrigation. D'autre part, on remarque que cette tendance à la sur-irrigation est également envisageable même au cours des mois pluvieux.

CONCLUSION

- L'efficacité de l'irrigation à l'échelle du périmètre (EIP) annuelle fluctue en moyenne de 190 % à 400%. De telles valeurs indiquent la tendance des agriculteurs à appliquer des volumes d'eau d'irrigation inférieurs aux besoins de la culture, ce qui engendre une irrigation déficitaire. Les besoins en eau des cultures peuvent être satisfaits uniquement par les apports d'eau de pluie
- Sur une période allant de 1 à 3 mois, les valeurs de TUE sont inférieures à 100% ce qui implique que la quantité d'eau apportée ont dépassé largement les besoins en eau des cultures. Par conséquent, il s'agit d'une irrigation excédentaire. Du fait ces apports coïncident avec des périodes relativement pluvieuses, on peut attribuer ceci à la mauvaise gestion de l'irrigation ;
- Au cours de la saison de pleine irrigation (juillet-Septembre), les valeurs moyennes de TUE sont toujours inférieures à 100 % indiquant ainsi la tendance des agriculteurs à la sur-irrigation.
- Pour l'année 2013/2014 et au cours de la période (Janvier-Juin) les valeurs de TUE sont supérieures à 100 %, indiquant ainsi une irrigation déficitaire pratiquée par les agriculteurs ou les apports d'eau représentent 33 % des besoins en eau des cultures.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akbari M., Toomanian N., Droogers P., Bastianssen W. Gieske A. (2007). Monitoring irrigation performance in Esfahan, Iran, using NoAA satellites imagery Agricultural Water Management
- Burt, C.M., Styles, S.W., (1999). Modern WATER Control and Management Practices: Impact on Performance. Water Report 19, FAO/IPTRID/World Bank. FAO. Rome.
- Klæzen W.H0, Garcés. Restrepo C., (1998). Assessing irrigation performance with comparative indicators: the case of the Alto Rio Lerme irrigation District, Mexico. Research Report 22. International water Management Institute (IWMI), Colombo, Sirilanko.35 P.
- Levine G. (1982). Relative Water Supply. An Explanatory Variable for Irrigation systems. Technical Reports N°.6. Cornell University, Ithaca, NY, USA
- Molden D.J., Sakthi vadivel R., Perry C.J., de Fraiture C., Kloezen W., (1998). Indicators for Comparing performance of Irrigated Agricultural Systems. Research Report 20. International Water Management Institute Colombo.

Effet de l'irrigation avec des eaux salées sur les comportements agro-physiologiques d'une espèce fourragère: Sulla de Sousse

Amor Boughdiri¹, Gouider Tibaoui², Salsabil Ben Ahmed³

^{1,2,3}Ecole Supérieure d'Agriculture de Mateur, Route de Tabrka, 7030 Mateur

amor.boughdiri@yahoo.fr

tibaoui.gouider@iresa.agrinet.tn

salsabil.ben.ahmed@gmail.com

Résumé

L'étude de la salinité sur la germination a été réalisée au laboratoire de l'Ecole Supérieure d'Agriculture de Mateur ; par l'application de 9 traitements salins variant de 0 g/l à 16 g/l de NaCl à pas de 2g/l. Des traitements salins de 0g/l, 2g/l, 4g/l et 6g/l ont été appliqués sous abri dans 20 pots en plastique afin d'étudier l'effet de la salinité sur les comportements agronomiques de Sulla. on a utilisé 4 traitements salins et chaque traitement a été répété 3 fois. Le dispositif expérimental adopté est un dispositif factoriel en bloc complet aléatoire avec trois répétitions. Ce travail vise à l'étude du comportement d'une espèce de Sulla : Sulla de Sousse en conditions d'irrigation avec des eaux salées. Les résultats obtenus ont montré que le taux de germination de l'espèce est réduit avec des doses croissantes de NaCl. En effet il garde sa capacité de germination jusqu'à 14 g/l de NaCl. Son taux de germination par rapport au témoin varie de 92% à 2 g/l jusqu'à 56 % à 14 g/l. Concernant les essais effectués sous abri et réalisés en pot, le suivi de l'évapotranspiration chez l'espèce étudiée pour différents traitements durant la période de suivi montre que à 6 g/l. L'évapotranspiration moyenne représente 82 % du témoin. Une variation significative du rendement en fonction du stade de la culture a été enregistrée sans aucun effet du traitement salin. Le traitement salin n'a aucun effet significatif sur le rendement en grains. L'application des doses croissantes de sel n'a pas un effet significatif sur le rendement en matière sèche, le rendement en grains et la qualité fourragère.

Mots clés : sulla de Sousse, salinité, germination, traitements salins, rendement en grains, rendement en matières sèches, qualité fourragère.

Effect of irrigation with salt water on the agro-physiological behavior of a forage species: Sulla de Sousse

Abstract

The study of salinity on germination was carried out in the laboratory of the School of Agriculture of Mateur; by the application of 9 saline treatments ranging from 0 g / l to 16 g / l of NaCl at a rate of 2 g / l. Saline treatments of 0g / l, 2g / l, 4g / l and 6g / l were applied under cover in 20 plastic pots to study the effect of salinity on the agronomic behavior of Sulla. 4 saline treatments were used and each treatment was repeated 3 times. The adopted experimental device is a random complete block factorial device with three repetitions. This work aims to study the behavior of a Sulla species: Sulla de Sousse under irrigation conditions with salt water. The results obtained showed that the germination rate of the species is reduced with increasing doses of NaCl. Indeed it keeps its germination capacity up to 14 g / l of NaCl. Its germination rate relative to the control varies from 92% to 2 g / l up to 56% to 14 g / l. For trials conducted under cover and in pots, monitoring of evapotranspiration in the species studied for different treatments during the monitoring period shows that at 6 g / l. Mean evapotranspiration accounts for 82% of the control. A significant variation in crop stage yield was recorded without any effect of saline treatment. Saline treatment has no significant effect on grain yield. The application of increasing doses of salt has no significant effect on dry matter yield, grain yield and forage quality.

Key words: sulla de Sousse, salinity, germination, saline treatments, grain yield, dry matter yield, forage quality.

INTRODUCTION

La salinisation des sols est un processus anthropogénique qui se traduit par l'accumulation des sels hydrosolubles tel que le potassium, le magnésium, le calcium, le chlorure, le sulfate, le carbonate, le bicarbonate et le sodium dans le sol. Ce processus contribue à la dégradation des terres agricoles (Boualla et al., 2012). Les sels se dissolvent et se déplacent avec l'eau, quand celle-ci s'évapore, les sels s'accumulent et restent dans le sol (S.O.C.O., 2009). Cette accumulation associée à la salinité des sols empêche le développement des plantes et seules quelques plantes halophiles peuvent y croître. (François, 2008). Une étude faite par El-Hendawy (2004) montre que la salinisation engendre la diminution du rendement et même la dégradation des terres. Elle touche presque 400Mha des terres dans le monde (Bot et al., 2000).

Mani et Hannachi (2015) décrivent la salinité comme étant le principal facteur qui réduit le rendement dans les régions semi-arides et arides. En Tunisie et selon la FAO (2008) la surface irriguée s'étend sur 0.4Mha dont 25% sont affectés par la salinité.

Dans ce contexte et vue l'état des terres agricoles, la conservation et la valorisation des espèces les plus menacées deviennent alors une nécessité impérieuse. (Kallala, 2001)

Cependant, le développement des cultures fourragères locales est limité par les facteurs du milieu tel que la salinité. Afin de délimiter cette contrainte, l'utilisation des espèces et des variétés locales tolérantes au stress biotique et abiotique du milieu semble être la meilleure solution (Chelbi, 1991).

MATERIEL ET METHODES

1. Présentation de la zone d'étude

1.1. Localisation

L'expérience a été réalisée sous abri dans l'Ecole Supérieure d'Agriculture de Mateur (ESAM), située au gouvernorat de Bizerte à environ 70 Km au Nord-Ouest de la Tunisie dont les coordonnées GPS sont comme suit : l'altitude est de 20 m, la latitude est de 37°03'N et la longitude est de 9°36'E.

L'ESAM est située dans l'étage bioclimatique subhumide caractérisé par un hiver doux et pluvieux avec une pluviométrie moyenne de 533 mm sur 30 ans et un été chaud et sec.

1.2. Matériel végétal

Etant donnée l'importance fourragère du sulla et les nombreuses interrogations à propos de son comportement vis-à-vis à la salinité, nous avons envisagé de faire l'essai du stress salin sur deux espèces de Sulla : Sulla du Nord (*L'Hedysarum coronarium* L), Sulla de Sousse : *L'Hedysarum carnosum* Desf.

1.3. Protocole expérimental

Au laboratoire vingt-cinq graines par espèce ont été mises en germination dans des boîtes de pétri. Pour chaque espèce et chaque traitement on a effectué quatre répétitions à température ambiante (23°C). On a procédé à 9 traitements pour lesquels on a utilisé l'eau distillée pour le témoin et des solutions salées ayant les concentrations suivantes, 2g/l, 4g/l, 6g/l, 8g/l, 10g/l, 12g/l, 14g/l et 16g/l pour les autres boîtes de pétri.

Sous abri, Le semis a été effectué le 19 janvier 2018 dans 32 pots en plastique. Quatre traitements ont été appliqués aux plantes sous abri : T0, T1, T2, T3 qui correspondent à des concentrations en NaCl de 0, 2, 4 et 6 g/là une concentration en NaCl de 0g/l d'eau de robinet

2. Paramètres mesurés

2.1. Germination

Comme mentionné ci-dessus, au laboratoire, les tests de germination ont démarré le 20/02/2018 avec 25 graines par boîtes de Pétri et 4 boîtes par traitement pour les 9 traitements.

➤ Le taux de germination final : C'est le rapport du nombre total de graines germées par le nombre total de graines mises en germination.

➤ La cinétique de la germination : C'est le nombre des graines qui germent par unité journalière.

2.2. Paramètres agronomiques

2.2.1. Evapotranspiration (ETR)

La détermination de l'évapotranspiration a été faite par la différence de volume d'eau par unité de surface de pot durant une période moyenne de 4 jours.

2.2.2. Rendement en matière sèche

La détermination de la matière sèche consiste à prélever une plante, par variété, par traitement et par répétition puis on pèse immédiatement la partie aérienne et la partie souterraine afin de déterminer le poids frais PF feuille et le poids frais racinaire (g).

On met les échantillons dans l'étuve à 60°C pendant 48 heures. Après dessèchement, on détermine le poids sec PS feuille et le PS racinaire (g).

Le rendement en matière sèche est exprimé en g/plante.

2.2.3. Rendement en grains

Le nombre de grains est déterminé le 11 juin 2018 qui correspond au stade maturation des graines. En effet pour chaque traitement et par répétition on détermine le nombre des plantes puis leur poids en grains. Le pesage des graines a été réalisé à l'aide d'une balance de précision.

Rendement en grains (g/plante) = $\frac{\text{poids des graines}}{\text{nombre de plantes}}$

2.2.4. Détermination des Matières Azotées Totale (MAT) ou protéines brutes

La teneur en Matières Azotées Totales (MAT) ou en Protéines Brutes (PB) d'un échantillon peut être obtenue en dosant l'azote (N) qu'il contient selon la méthode de Kjeldahl

RESULTATS ET DISCUSSION

1. Effet de la salinité

1.1. Germination

L'analyse de la variance (Pr <0.001) montre que le taux de germination chez les deux espèces de *Sulla* varie significativement avec les trainements salin chez les deux espèces (Annexe 1).

La figure 30 montre que le taux de germination de deux espèces est réduit avec les doses croissantes de NaCl.

En effet, le *Sulla* de Sousse garde sa capacité de germination jusqu'à 14g/l NaCl. Son taux de germination par rapport au témoin varie de 92% à 2g/l jusqu'à 56% à 14g/l NaCl. Pour le *Sulla* du Nord, le taux de germination varie de 96% à 2g/l jusqu'à 68% à 12g/l par rapport au lot témoin.

1.2. Evapotranspiration (ETR)

Le suivi de l'évapotranspiration des deux espèces de *Sulla* par différents traitements durant la période qui s'étale du 17/03 au 17/04 2018 montre que l'augmentation de la concentration en sel réduit l'évapotranspiration de la plante pour les deux espèces. En effet, à 6g/l l'évapotranspiration moyenne représente 82% du témoin pour le *Sulla* de Sousse et 79% pour le *Sulla* du Nord). On peut conclure que plus la concentration en sel augmente plus l'évapotranspiration diminue.

1.3. Rendement en matière sèche, rendement en grains et qualité fourragère

L'analyse de la variance montre une variation significative du rendement en matière sèche en fonction du stade de la culture sans aucun effet du traitement salin. Par contre, le traitement salin n'a aucun effet significatif sur le rendement en grains.

L'application des doses croissantes de sel n'a pas un effet significatif sur le rendement en matières sèches (figure 1), le rendement en grains (figure 2) et la qualité fourragère (figure 3).

Le maintien de la capacité de production en matières sèche et en grain, en condition de forts teneurs en sels peut être relié à un mécanisme de tolérance que les plantes développent notamment à travers l'élaboration d'importantes surfaces photo synthétisantes, d'une bonne hydratation des tissus et d'une capacité d'ajustement osmotique élevée.

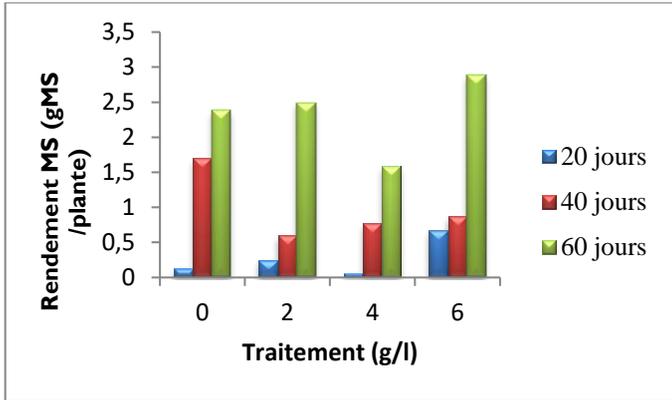


Figure 1 : Variation du rendement en matière sèche chez le sulla de Sousses

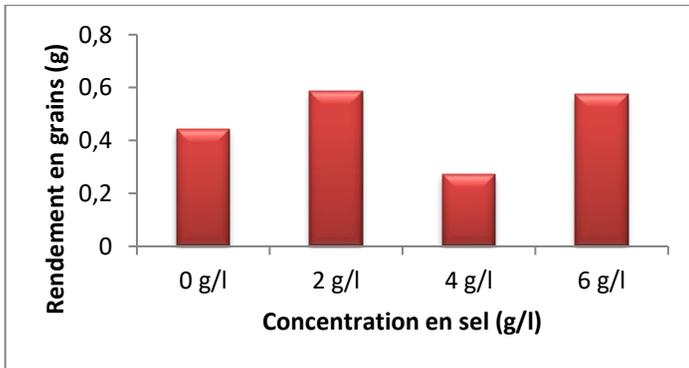


Figure 2 : Variation du rendement en grains chez le Sulla de Sousses pour différentes concentrations en sel après 60 jours du stress

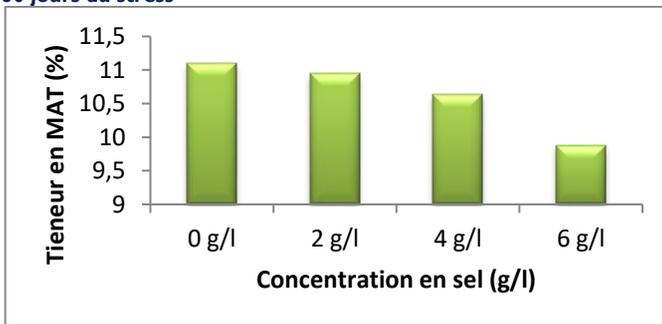


Figure 3 : Variation de la teneur en MAT après 60 jours d'application du stress salin

CONCLUSION

Les résultats enregistrés au niveau des performances des plantes témoins ont été supérieurs à ceux observés auprès des plantes ayant subi un stress salin.

L'analyse détaillée des paramètres agro-physiologiques, des paramètres de rendement et de qualité fourragère permet de tirer les constatations suivantes :

- Au niveau de la germination :
A 14g/l NaCl le sulla de Sousse et le sulla du Nord ont pu garder leur capacité germinative. Leurs taux de germination représentent respectivement 56% et 68% du témoin. Cependant la salinité a un impact sur la cinétique de germination, elle augmente le temps de latence et diminue la vitesse et le taux de germination chez les deux espèces.
- Au niveau de l'évapotranspiration : Plus la concentration du sel augmente plus l'évapotranspiration est réduite.
- Au niveau du rendement en matières sèches, du rendement en grains et de la qualité fourragère :
L'application des doses croissantes de sel n'a pas d'effet significatif sur le rendement en matières sèches, en grains et sur la qualité fourragère. La plante est capable de garder son potentiel de production malgré l'application des doses de sel ce qui peut être relié à des mécanismes d'adaptation que les plantes ont pu développer.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bot A., Nachtergaele F, and Young A., (2000). Land resource potential and constraints at regional and country levels. World Soil Resources Report N° 90. Rome: FAO of UN
- Boualla N., BENZIANE A., DERRICH Z., (2012). Origine de la salinisation des sols de la plaine de M'léta (bordure sud du bassin sebkhia Oran). Journal of Applied Biosciences, vol. 53, pp 3787-3796.
- Chelbi N et Y. Demarly, (1991). Amélioration des plantes pour l'adaptation aux milieux arides. Actualité scientifique. J.L Paris : 94 – 95 cité par (Tibaoui et al, 2017) Influence de la salinité sur les comportements agro-physiologiques de deux variétés de lupin blanc (*Lupinus albus.L*)
- El Hendawy, S., Y. Yakout, G.M. Hu, A.M. Awad, S.E. Hafiz and U. Schmidhalter, (2004). Evaluating salt tolerance of wheat genotypes using multiple parameters. Eur. J. Agron., 24: 445-452.
- Kallala, A.,A. Benboubaker.,A.Souissi.,H.Hizem.,J.Saadallah.,M.S.Hajjaj.,M.Zouaghi (2001). Programme d'action national de lutte contre la désertification . Eds Ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire-Tunisie.
- Mani et Hannachi (2015) / Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 18(1), 639-647
- S.O.C.O (2009). Sustainable Agriculture and soil conservation: Salinisation et codification

Effet de l'uniformité de la pluviométrie des asperseurs sur le rendement en grain chez une culture du blé dur cultivée dans les régions semi-arides de la Tunisie

I Amor Boughdiri, 2Tibaoui Gouider,3 Mohamed Habib Sellami, 4Hassouna Bahrouni
12 Ecole Supérieure d'Agriculture de Mateur, Route de Tabarka 7030 Mateur, Fax: 72485088

amor.boughdiri@yahoo.fr

tibaoui.gouider@iresa.agrinet.tn

3Ecole Supérieure des ingénieurs de Medjez El Bab, Route de Kef Km 5 Medjez El Bab, Fax: 78670471

sellami.fac@gmail.com

4Institut National de Recherches en Genie Rural Eaux et Forêts, Rue Hedi Karray 2080 – Ariana, Fax:71717951

h.bahrouni@gmail.com

Résumé

Ce travail vise à étudier l'effet de l'uniformité de la pluviométrie des asperseurs sur le rendement en grain chez une variété du blé dur « Karim ». Il a été effectué dans le périmètre irrigué de Lakhmess situé dans la région de Siliana (Sud ouest de la Tunisie), sur la rive gauche de la route MC 73 joignant Siliana et Ouesslettia. Le périmètre d'étude occupe une superficie de 1275 ha, subdivisé en trois réseaux : réseau intermédiaire, réseau bas et réseau haut. Il est alimenté à partir du barrage Lakhmes, desservis de 272 bornes d'irrigation, à raison de 4,7 ha par borne en moyenne. Il fonctionne à la demande. Le système d'irrigation pratiqué est l'aspersion classique avec un écartement 12 x12m.

Les pluviométries moyennes horaires des asperseurs mesurées ont été de 8, 9 et 11 mm/h au niveau du réseau intermédiaire, bas service et haut service respectivement. La valeur la plus élevée a été de 17 mm/h observée au niveau du service bas. Pour les autres types du réseau elles fluctuent entre 6 et 14 mm.

Le coefficient d'uniformité moyen mesuré au niveau du réseau service : bas et service intermédiaire a été de 67%, alors qu'au niveau du service haut a été de 57%. Ces coefficients sont inférieurs au coefficient exigé par Christiansen qui est de 70%. Les rendements moyens en grains observés ont été de 30, 35 et 45 qt/ha au niveau du service haut, service bas et service intermédiaire. Ces rendements sont faibles comparativement à d'autres pays tels que l'Egypte qui dépasse 70 qt/ha.

Mots clés : périmètre irrigué, uniformité, rendement en grain, pluviométrie horaire, réseau bas, réseau intermédiaire, réseau haut

Significance of Sprinkler Rainfall Uniformity for Determination of Grain Yield

Abstract

This work aims to study the effect of the uniformity of sprinkler rainfall on grain yield in a durum wheat variety "Karim". It was carried out in the irrigated area of Lakhmess located in the region of Siliana (south west of Tunisia), on the left bank of the MC 73 road joining Siliana and Ouesslettia. The study area covers an area of 1275 ha, subdivided into three networks: intermediate network, low network and high network. It is fed from the Lakhmes dam, served by 272 irrigation bays, at an average of 4.7 ha per bollard. It works on demand. The irrigation system practiced is conventional sprinkling with a spacing of 12 x 12m.

The average hourly rainfall of the sprinklers measured was 8, 9 and 11 mm / h at the level of the intermediate network, low service and high service respectively. The highest value was 17 mm / h observed at the low service level. For other types of network they fluctuate between 6 and 14 mm.

The average uniformity coefficient measured at the low service and intermediate service level was 67%, while at the high service level was 57%. These coefficients are lower than the coefficient required by Christiansen which is 70%. The average grain yields observed were 30, 35 and 45 qt / ha at the high, low and intermediate service levels. These yields are low compared to other countries such as Egypt which exceeds 70 qt / ha.

Key words: irrigated perimeter, uniformity, grain yield, hourly rainfall, low network, intermediate network, high network

Introduction

En Tunisie les rendements céréaliers sont sujettes à une importance fluctuation compte tenu de la pluviométrie interannuelle en plus des déficits hydriques saisonniers qui pourraient régner même durant une année pluvieuse (Saiss et al., 1994).

Les paramètres les plus communément usités pour l'évaluation de la performance de l'irrigation sont l'uniformité de distribution et l'efficacité d'application (S. Yakoubi, 2014). L'analyse des performances des systèmes d'irrigation notamment l'aspersion a fait l'objet de plusieurs travaux (Merriam et Keller, 1978 ; Heermann et al., 1990 ; Keller et Bliesner, 1990 ; Burt et al., 1997 et Perira 1999). Ces références présentent différentes interprétations de l'uniformité et de l'efficacité en fonction des caractéristiques techniques du système d'irrigation et des conditions de gestion de l'irrigation. Keller et Bliesner (1990) et Tarjuelo et al. (1999a) soulignent que l'efficacité d'application en aspersion est principalement déterminé par l'uniformité de distribution et les pertes d'eau par évaporation et dérive (PEDV).

La gestion efficace des systèmes d'irrigation par aspersion requiert la maximisation de l'uniformité de distribution et la minimisation des PEDV.

Solomon (1983) indique qu'une irrigation non uniforme se traduit par un déficit hydrique sur une partie de la surface irriguée et un excès d'eau sur une autre partie. Il va sans dire que le déficit et l'excès d'eau ont un impact dommageable sur les cultures touchant directement les rendements.

MATERIEL ET METHODES

L'expérimentation a été conduite dans l'exploitation du centre de formation professionnelle en Machinisme Agricole d'Elgantra Siliana (Nord Ouest de la Tunisie) située à 400 m d'altitude. Le sol est profond de texture limono-argileuse. Compte tenu de l'humidité à la capacité au champ volumique (Hccv); et l'humidité au point de flétrissement volumique (Hpfv); la réserve utile est de l'ordre de 130 mm/m. les paramètres mesurés sont résumés dans le tableau I.

Tableau I : Paramètres mesurés

Horizon (cm)	0- 20	20- 40	40- 60	60- 100
Argile (%)	60	65	60	40
Limon (%)	30	30	25	30
Sable (%)	10	5	15	30
Da	1.3	1.45	1.5	-
Hcc (%)	24.5	24	22.5	25
Hpf (%)	15	14	14	15
Stock hydrique				
à CC (mm/m)				340
Stock hydrique à				
Pf (mm/m)				210
Réserve utile (mm/m)				130
PH				7.42
Conductivité hydraulique (mm/h)				14
Conductivité électrique de l'eau (dS/m)				0.75
Niveau piézométrique de la nappe (m)				17

I. Présentation de la zone d'étude

Le périmètre étudié appartient à la partie Sud-Est de la plaine de Siliana (rive gauche d'Oued Lakhmess), situé à 10 Kilomètres de la ville de Siliana sur la route 73 joignant Siliana et Ouesletia (figure 1). La pluviométrie moyenne annuelle (1974- 2016) est de 400 mm, la longitude et la latitude du périmètre sont représentées ci-après :

- Longitude Est 7G81' et 7G89'
- Latitude Nord 39G97' et 40G69'

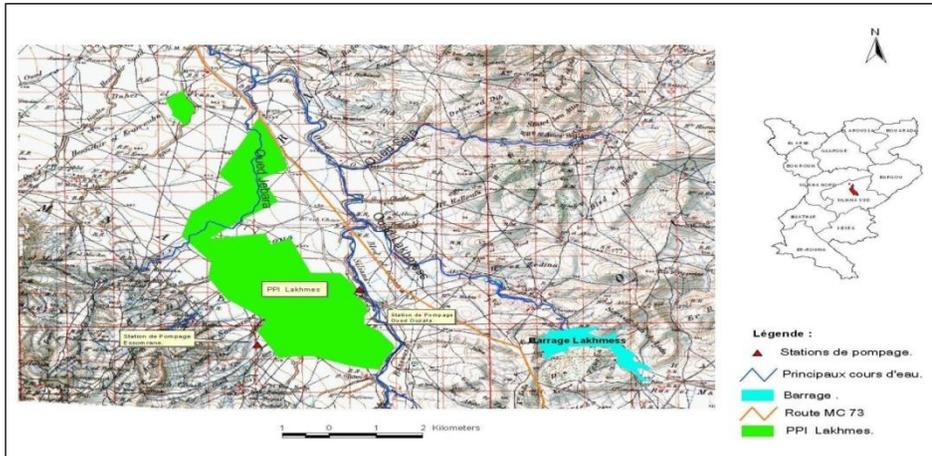


Figure 1 : Localisation du périmètre public irrigué de Lakhmess

2. Paramètres mesurés

2.1. Pluviométrie des asperseurs

Six pluviomètres écartés de 4m sont installés tout au long de la rampe d'irrigation, en faisant fonctionner les asperseurs de la rampe pendant une heure, on note la hauteur d'eau récupérée dans les pluviomètres, la hauteur moyenne exprimée en mm/h représente la densité d'aspersion ou bien la pluviométrie de l'asperseur.

Théoriquement la pluviométrie de l'asperseur peut être calculée de la façon suivante :

$$Pa = 1000 * \frac{qa}{Ea * Er} \quad (1)$$

Pa : pluviométrie de l'asperseur en mm/h,

qa : débit de l'asperseur en m³/h,

Ea : écartement entre les asperseurs en m,

Er : Ecartement entre les rampes en m.

2.2. Coefficient d'uniformité de Christiansen

La conduite de l'irrigation par aspersion suppose, d'une part la maîtrise du système d'irrigation et d'autre part satisfaire les besoins en eau de la culture irriguée. En Europe ainsi qu'en Afrique du Nord, les performances d'un système d'irrigation sont généralement évaluées à l'aide de l'uniformité de l'application, calculée à partir du coefficient d'uniformité (CU) développé par Christiansen au cours des années 40 (1942). Ce coefficient qui a été ajusté par Merriam et Keller en 1978 ; a été utilisé pour l'évaluation de la performance de l'irrigation localisée (Zayani et al., 2008).

$$Cu (\%) = 100(1 - \frac{\sum |h_i - h_m|}{nh_m}) \quad (2)$$

- hi : hauteur d'eau au niveau du pluviomètre i (mm) ;

- hm : hauteur d'eau moyenne appliquée sur la zone arrosée (mm) ;

- n : nombre des pluviomètres

La répartition de l'eau sous les asperseurs a été évaluée en recueillant les hauteurs d'eau appliquées dans des pluviomètres disposées suivant une grille de 3x3 m d'après la norme ISO 7749/2 (figure 2). Ce coefficient est largement utilisé comme indicateur des performances d'irrigation. Il varie suivant les performances des systèmes d'irrigation, de 0 à 100%. Plus ce coefficient est proche de 100%, plus l'uniformité est bonne, s'il est inférieur à une valeur comprise entre 70 et 75% (Keller et Bliesner.,1990), l'uniformité est médiocre. Aussi, ces auteurs recommandent une valeur de CU ≥ 80 % pour prétendre que l'uniformité de distribution est bonne. D'autre part,

Clement et Galand (1979) cité par Yakoubi (2014) indiquent qu'une valeur de CU de 75% correspond à un asperseur de performance moyenne.

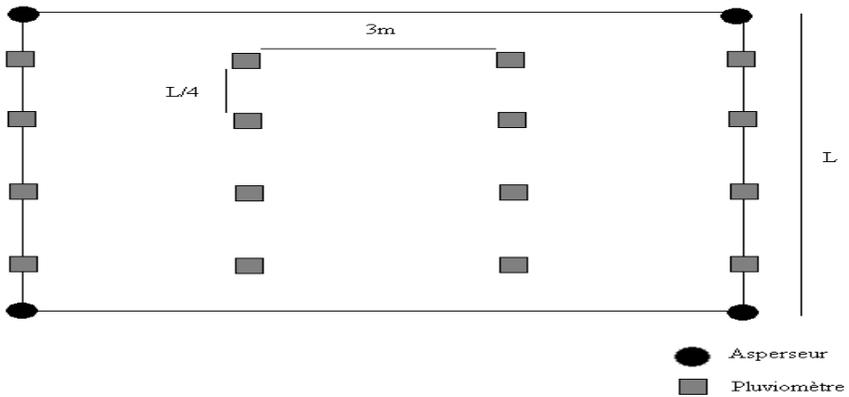


Figure 2 : Schéma du dispositif d'installation des pluviomètres entre les rampes

2.3. Rendement en grain

Le rendement en grains a été établi comme la moyenne du rendement pratique et théorique. Le rendement pratique correspond à la production escomptée après la récolte par la moissonneuse batteuse. La récolte a été effectuée vers la fin du mois de juin jusqu'à la première semaine de juillet.

Le rendement théorique dépend du nombre des épis/m² (NE), nombre des grains/épis (NGRP) et du poids de milles grains (PMG). Il a été déterminé en recourant à la formule suivante :

$$RGRt = \frac{NE * NGRP * PMG}{10000} \quad (3)$$

avec :

RGRt : rendement e en grains théorique (q/ha), NE: nombre des épis par m², NGRP : nombre des grains par épis, PMG : poids de milles grains (g).

RESULTATS ET DISCUSSION

I. Débits des asperseurs

I.1. Haut service

Le débit moyen des asperseurs était de 0,38 l/s. L'écart moyen des débits des asperseurs par rapport à la moyenne n'est pas significatif dans la majorité des asperseurs. Le maximum était de 0,1 l/s, sauf pour deux asperseurs de la borne 2 et la borne 7 dont l'écart a été respectivement de 0,16 et 0,55 l/s (figure 3). Ceci peut être expliqué par l'utilisation des asperseurs de différentes marques dans les exploitations et le nombre des bornes ouverts le jour de mesure.

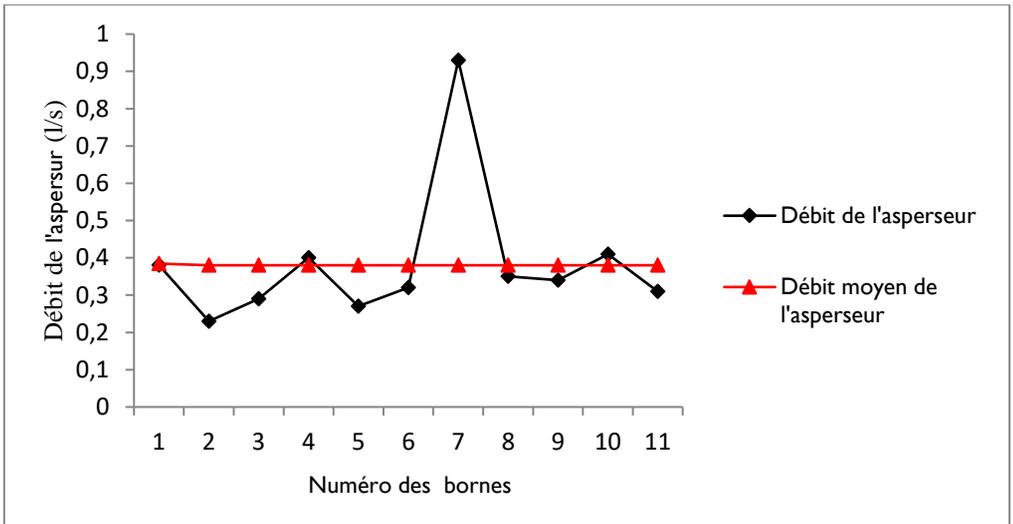


Figure 3 : Débits des asperseurs mesurés au niveau du réseau haut service

1.2. Service intermédiaire

Dans ce secteur le débit varie de 0,28 à 0,57 l/s, La moyenne était de 0,39 l/s. Les débits des asperseurs mesurés au niveau de la borne 1, 5,6 et 10 présentent un écart significatif par rapport à la moyenne de 0,125 l/s (figure 4).

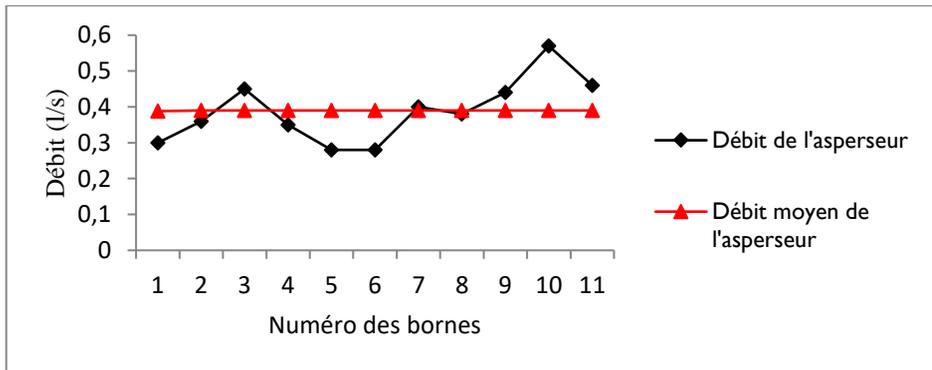


Figure 4: Débits des asperseurs mesurés au niveau du réseau service intermédiaire

1.3. Bas service

Le débit moyen était de 0,43 l/s avec un écart type de 0,12 et un coefficient de variation de 3,47. Le débit le plus bas a été observé au niveau de la borne 6 (0,27 l/s) ; le débit élevé était enregistré au niveau de la borne 4 (0,65 l/s) (figure 5).

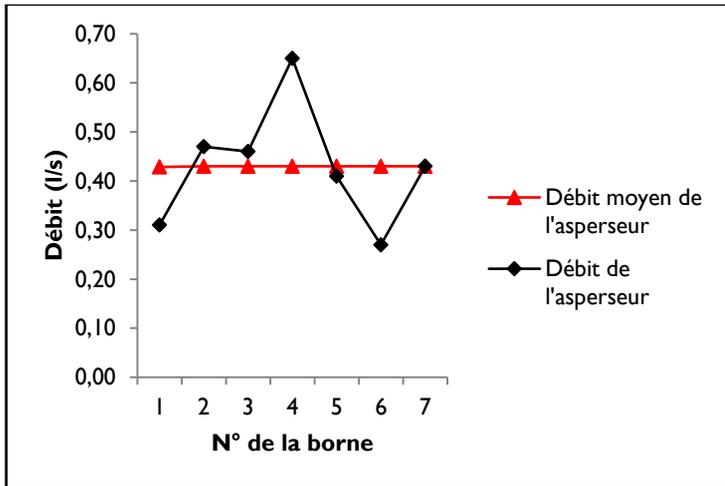


Figure 5: Débits des asperseurs mesurés au niveau du réseau bas service

2. Pluviométrie des asperseurs

La pluviométrie moyenne horaire mesurée a été de 8, 9, 11 mm respectivement au niveau du réseau service intermédiaire, haut service et bas service. La valeur la plus élevée a été de 17 mm/h dans la borne numéro 4 au niveau du réseau bas service. Pour les autres types de réseaux, elle fluctue entre 6 et 14 mm/h (figure 6).

Cette variation peut être expliquée par la variation de pression au niveau du réseau et l'utilisation des asperseurs de différentes marques fonctionnant avec des pressions différentes de la pression nominale.

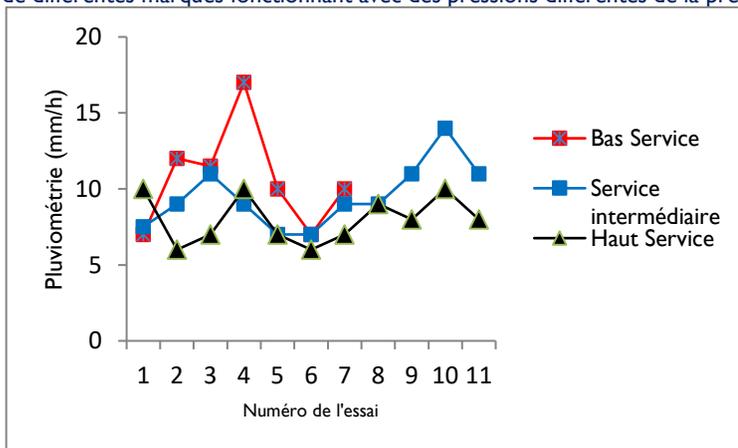


Figure 6 : Pluviométries des asperseurs mesurées au niveau du réseau

3. Uniformité des asperseurs

L'uniformité moyenne mesurée au niveau du réseau bas service et service intermédiaire était de 67,5% ; alors qu'au niveau du réseau haut service était de 57 % (figure 7). Elles sont inférieures à l'uniformité minimale pour le bon fonctionnement du réseau fixée par Christaansen (1942) qui est de 70%. Quelques valeurs mesurées d'uniformité répondent à cette condition.

Les résultats obtenus à partir de ce paramètre d'évaluation ont permis d'identifier plusieurs causes possibles d'une répartition hétérogène lors d'une irrigation par aspersion: la vitesse du vent, l'état de matériel utilisé et la technicité de l'opérateur en plus des paramètres hydrauliques tels que la pression et les variations de débit. On note ainsi q les fuites d'eau observées soit au niveau de la rampe ou au niveau de l'asperseur. Donc ces causes

pouvant affectées l'uniformité d'une irrigation sont multiples. Nous pouvons citer à titre d'exemple: une pression inadéquate qui aura un impact direct sur la distribution.
 L'utilisation d'une pression excessive aura pour effet la diminution de la grosseur des gouttelettes d'eau et favorisera une dérive tandis que l'utilisation d'une pression inférieure à celle recommandée par le fabricant réduira le recouvrement, et par conséquent la superficie irriguée.

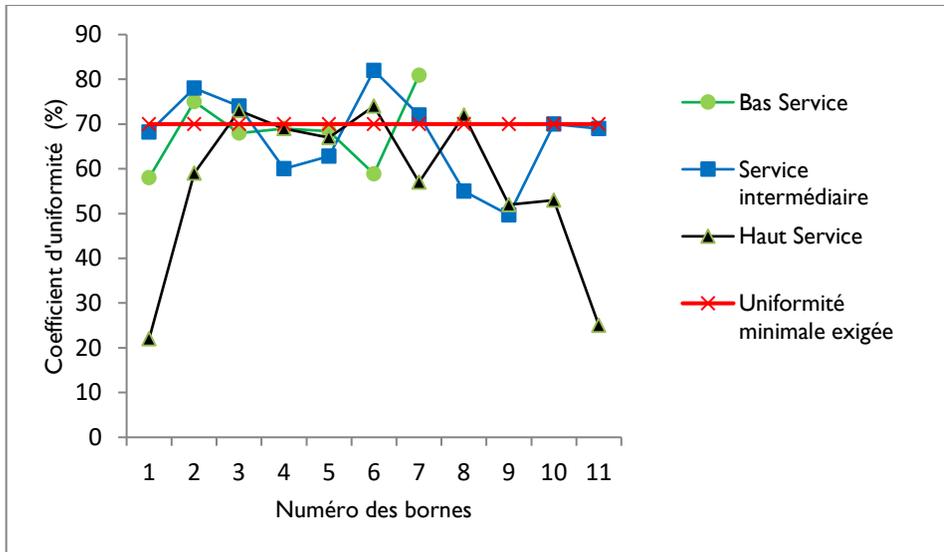


Figure 7: Coefficients d'uniformité mesurés dans le réseau

4. Rendement en grain

Les meilleurs rendements ont été observés au niveau du service intermédiaire. Il varie de 41 à 48 qt/ha, soit une moyenne de 45 qt/ha. Le rendement le plus faible a été enregistré au niveau du haut service, il varie de 21 à 32 qt/ha, soit une moyenne de 30 qt/ha (figure 8).

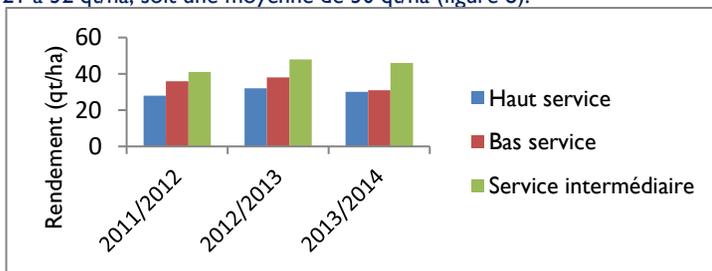


Figure 8: Rendements en grain observés dans différents types de réseau

Conclusion

Le périmètre irrigué de Lakhmess situé dans la région de Siliana couvre une superficie de 1275 ha, totalement aménagé par l'aspersion classique. La culture du blé cultivée représente 50 % de la superficie totale.
 Les pluviométries moyennes des asperseurs mesurées ont été de 8, 9 et 11 mm/h respectivement au niveau du réseau service intermédiaire, haut service et bas service. Les coefficients d'uniformités correspondants respectivement sont de 67% et 57% pour les deux autres. Le meilleur rendement enregistré a été observé au niveau du service intermédiaire, soit une moyenne de 45 qt/ha. En effet Les principaux problèmes observés dans le périmètre d'étude se manifestent par le vieillissement des équipements dans le réseau d'amenée d'eau et au sein des parcelles irriguées. L'état des asperseurs principalement les ressorts de rappel, les joints d'étanchéité et

l'hétérogénéité des arroseurs installés sur une même rampe sont les principales causes de la mauvaise répartition de l'eau au niveau du sol. Les pannes, l'absence parfois des compteurs d'eau au niveau des bornes ne permettent pas aux agriculteurs de maîtriser les apports nécessaires à chaque irrigation. De même, l'absence des manomètres sur les installations ne permet pas de détecter les chutes de pression et par conséquent l'altération de l'uniformité de la pluviométrie.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Burt, C.M., Clemmens, A.J; Strel Koff, T.S., Solomon, K.H., Bliesner R.D., Hordy, L.A., Howel, T.A., Eisenhaver, D.E.1997. Irrigation performance measures: efficiency and uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE 123 (6): 423-442
- Heermann, D.F., Wallender, W.W., Bos, G.M. (1990). Irrigation efficiency and uniformity. In: Hoffman, G.J., Howel, T.A., Solomon, K.H. (Eds), *Management of Farm Irrigation Systems*. ASAE, St. Joseph, MI, 125-143.
- Keller, J. and Bliesner, R.D. (1990). *Sprinkler and trickle irrigation*, Van Nostrand Reinhold, New York, USA.
- Merriam, J.L., Keller. (1978). *Farm irrigation system evaluation: a guide for management*, Utah State University, Logan, Utah.
- Pereira, L.S. (1999). Higher performance through combined improvements in irrigation methods and scheduling: a discussion. *Agricultural Water Management*, 40: 153-169.
- Sakiss N., Ennabli N., Slimani M.S et Baccouri H. (1994). La pluviométrie en Tunisie a-t-elle changé depuis 2000 ans: Recherche de tendances et de cycles dans les séries pluviométriques. Institut National de la Météorologie (INM), Institut National Agronomique de Tunis (INAT) et Agence National de protection de l'environnement (ANPE) 283 p.
- Solomon, K.H. (1983). *Irrigation uniformity and yield theory*. PhD. Thesis, Department of agricultural and Irrigation Engineering Utah State University , Logan, Utah.
- Tarjuelo, J.M., Montero, J., Honroubia, F.T., Ortiz, J.N., Ortega, J.F. (1999a). Analysis of uniformity of sprinkler irrigation in semi-arid area. *Agricultural Water Management*, 2(40): 315-331.
- Yakoubi S. (2014). Contribution à l'optimisation des indicateurs de performance de l'irrigation par aspersion dans un context semi-aride. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques INAT. 169 p.

Etats des ressources en eaux souterraine au Sud d'Algérie : Cas de la région de Zelfana (Ghardaïa- Algérie)

Nassima SEDRATI¹, Habiba MAJOUR²

¹ Laboratoire PEDD. Université Badji Mokhtar -Annaba- B.P.12, Annaba, 23000. Algeria.
nassimasedrati:@yahoo.fr

² laboratoire de géologie. Université Badji Mokhtar -Annaba- B.P.12, Annaba, 23000. Algeria
yah_majour@yahoo.fr

Résumé

Zelfana renferme des potentialités hydriques souterraines importantes, qui sont pour la plus part fossiles et donc non renouvelables. Le sous sol de la Zelfana recèle un grand réservoir chaud appartient de la nappe de continentale intercalaire de formation gréso-sableux d'âge Albien est réputé par ces ressources artésiennes, où il est captés avec succès par plusieurs forages sur une profondeur de 1000 mètres. La région de Zelfana soumise à un climat saharien connu par son aridité marquée notamment par la faiblesse et l'irrégularité des précipitations d'une part, et par les amplitudes thermiques et les températures trop élevées d'autre part.

Le but principal de ce travail est l'évaluation quantitative et qualitative du potentiel géothermique de cette région vis à vis aux normes de l'OMS et aux normes algériennes de potabilité, et de leur aptitude à l'irrigation.

Mots clés : potentialités, ressources, climat, évaluation, Zelfana

State of Groundwater Resources in South Algeria: Case of Zelfana Region (Ghardaia-Algeria)

Abstract

The Algeria is considered among the countries rich in thermo mineral resources. Indeed, many thermal springs exist in the North, whereas in the South of the country exist an important geothermal tank in the Albian, also called « The Intercalary Continental». The thermal springs of Zelfana region are collected starting from the Albien aquifer. The principal object of this work is the evaluation of the Zelfana's groundwater resources.

Key Words: groundwater, aquifer, thermal spring, resources, Zelfana

1. INTRODUCTION

L'exploitation des sources chaudes en Algérie généralement et la région de Ghardaia particulièrement est limitée, du fait que l'Algérie dispose d'importantes réserves en hydrocarbures. Cependant, l'exploitation de l'énergie géothermique n'a pas encore connu un grand développement dans notre pays. Cette richesse en sources chaudes peut avoir un avenir attrayant. Zelfana est située au Sud-est de Ghardaia à 100 km du chef lieu de la Wilaya. D'après l'Agence de Bassin Hydrographique Sahara (ABHS), celle-ci se trouve à 480m d'altitude s'étend sur une superficie de 2220 km². Plusieurs travaux ont été effectués dans l'étude de l'états des ressources en eaux souterraine Ces dernières années, de nombreuses recherches se sont concentrées sur l'étude de la quantité et qualité des ressources en eaux souterraines de la région de Ghardaia. Le présent travail vient s'ajout a d'autres travaux et concerne les caractéristiques des eaux chaudes de continentale intercalaire de la région de Zelfana. Cette dernière, est située à Ghardaia. Pour réaliser ce travail, des prélèvements d'échantillons d'eaux destinés aux analyses chimiques en éléments majeurs ainsi que des mesures physicochimiques pour les sept sources chaudes identifiées.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Présentation de la région d'étude :

La région de Zelfana est limitée au Nord par la commune de Guerrara ; à l'Est par la wilaya de Ouargla ; à l'Ouest par la commune de Metlili et au Sud par la commune d'El-Mansourah (fig n 1). C'est une région à vocation phoenicicole aussi bien touristique grâce à ces stations thermales existantes (1). Ressource hydriques et géothermiques de Zelfana Les ressources en eau de la région de Zelfana sont principalement d'origine souterraine et essentiellement du Continental Intercalaire. La nappe albiene est définie par les formations continentales du Crétacé inférieur comprises entre le Neocomien et le Cenomanien, constituées de sables, de grès avec des intercalations d'argiles [2]. C'est une nappe chaude, elle constitue par conséquent le plus important réservoir géothermique dans le Sahara algérien. La nappe du Continental Intercalaire est une nappe fossile, c'est-à-dire qu'elle est faiblement rapport à son volume considérable. Son alimentation s'effectue principalement par infiltration des eaux de ruissellement des oueds qui descendent des massifs montagneux de l'Atlas saharien. Un gradient de profondeur est observé du Sud-Ouest vers le Nord-Est, la profondeur moyenne au Nord-Est est de près de 2000 m, elle affleure au Sud-Ouest plus particulièrement dans les régions d'Adrar et In Salah (3). Les caractéristiques de profondeur, de température et de salinité de la station thermique de Zelfana (4) sont spécifiques au type de la formation géologique du Continental Intercalaire

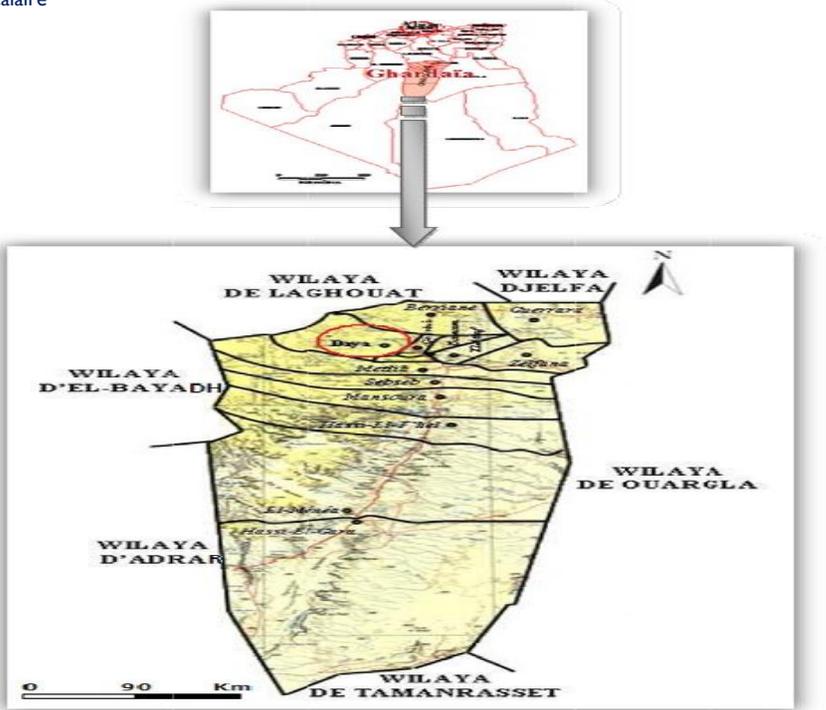


Fig. 1 Situation géographique de la région de Zelfana(Ghardaia)

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les résultats de la représentation graphique du faciès chimique sur le diagramme de STABLER sont regroupé dans le tableau ci après et figure 2.

Table I – classification des eaux selon STABLER..

faciès chimique	Les Forages	faciès chimique
Sulfaté Chlorure Sodique	F1, F2	Sulfaté Chlorure Sodique
Chlorure Sulfate Sodique	F3, F4, F5, F6, F7	Chlorure Sulfate Sodique

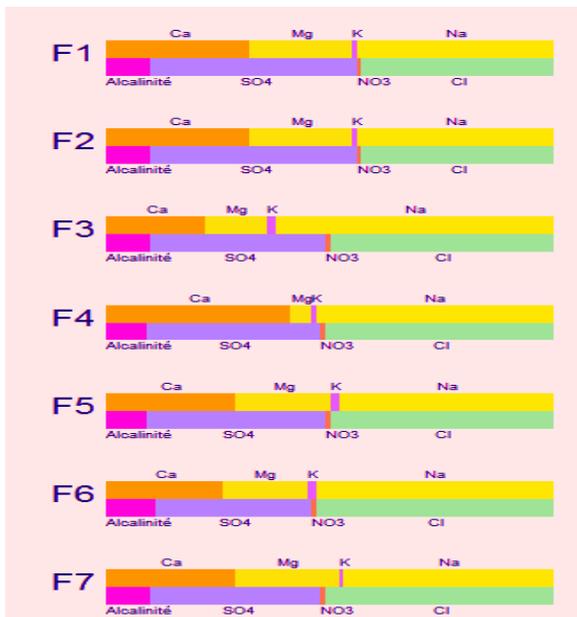


Fig 2 . Classification des eaux du CI Selon STABLER

Selon le diagramme de Piper (fig. 3), la distribution des points d'eau analysés d'après leurs compositions chimiques dans la région de Zelfana montre que : F1 et F2 : sont caractérisés par des faciès Sulfate Chloruré- Sodique , F3, F4, F5, F6 et F7 : sont caractérisés par un faciès Chlorurée -Sulfate Sodique

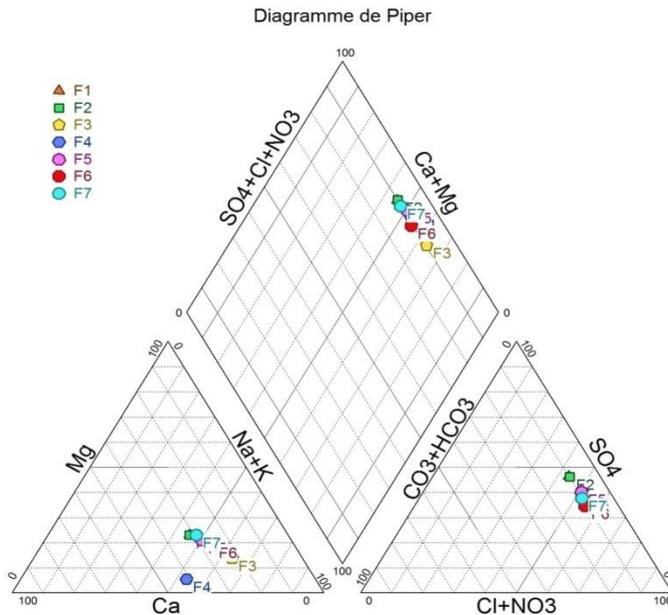


Fig 3 . Représentation graphique des eaux du CI sur le diagramme de Piper

CONCLUSION

L'observation générale de l'interaction eau –roche sur l'effet chimique des eaux permet de déterminer les points suivants :

Les valeurs des températures des eaux au niveau des points d'eau varient entre 39°C et 46°C, dont la classification dévoile des eaux d'origine profondes.

La conductivité des eaux traduit une minéralisation faible des eaux de continentale intercalaire de Zelfana, et que ces eaux sont dépolluée en matière Nitrates et Ortho phosphates (5).

Les diagrammes de Piper et Stabler montrent deux types de familles de facies : eaux à facies Sulfaté Chloruré- Sodique et eaux à facies ; Chloruré Sulfaté Sodique affirment une dissociation importante des sels et une sursaturation vis à vis des principales évaporites : gypse. La représentation de ces eaux sur le diagramme de Richards montre qu'elles sont de qualité admissible à l'irrigation de cultures tolérantes au sel (6) .

Références

- [1] Bencheikh .W(2012) : Etude de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux thermales de Hammam El Charef, Hammam Zelfana et l'eau minérale de Zamzam ainsi que leur activité antibactérienne et anti oxalocalcique, mémoire de magister, université de Djelfa.
- [2] Fennich A, (2016) : Qualité chimique des ressources hydriques de la région du M'Zab, mémoire de master, université de Ouargla
- [3] Daddi bouhoun .M, (1997). Contribution à l'étude de l'évolution de la salinité des sols et des eaux d'une région saharienne : cas du M'Zab. Thèse Magister, El-Harrach, I.N.A, 180p
- [4] Dubost (1980). Contribution à l'amélioration de l'utilisation agricole des eaux chaudes du continental intercalaire (Albien) dans la cuvette du Bas Sahara Algérien, In B ull. Agr. Sahar., 5, pp. 61 -109.
- [5] Ouali.S, (2006) : Etude géothermique du sud d'Algérie mémoire de magister. Université de Boumerdes.
- [6] Guerradi H (2007). géochimie et sédimentologie des alluvions de la daya d'El'Amied (Guerrara). Mémoire d'ingénieur, Ouargla, Université Kasdi Merbah, Ouargla, 66p.

Etude de la dégradation solaire de l'éosine dans les eaux usées à l'aide de l'hétérosystème $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$

S. Douafer¹, H. Lahmar^{*2,4}, M. Benamira^{3,4}, L. Messaadia⁴, M. Trari²

¹Département des E. F et Sciences de Technologie, Université de Jijel, 18000 Algérie
souaad.douafer@gmail.com

²Laboratory of Storage and Valorization of Renewable Energies, Faculty of Chemistry, USTHB, 16111 Algiers,
Algeria Lahmarhicham18@gmail.com

³Laboratory of Materials Interaction and Environment-LIME, Department of Chemistry, Université de Jijel,
18000 Jiel, Algeria benamira18@gmail.com

⁴Department of Chemistry, Faculty of Exact Sciences and informatics, Université de Jijel, 18000 Jiel, Algeria
Lyamine.messaadia@gmail.com

Résumé

SnFe_2O_4 a été synthétisé par la méthode sol-gel, en utilisant de l'acide citrique comme réactif complexant. Cette méthode consiste à former un précurseur organique, avec des cations métalliques répartis de manière homogène dans toute la matrice. Le gel est séché et calciné trois fois à 750°C pendant 5 heures. La poudre de SnFe_2O_4 telle que préparée a été caractérisée par diffraction des rayons X, et réflectance diffuse UV-Vis. L'activité photocatalytique du catalyseur synthétisé est suivie d'une spectroscopie UV-Vis à travers la décomposition de l'éosine sous irradiation solaire. Le potentiel de la bande plate (V_{fb}) est mesuré par Mott-Schottky en milieu de travail ($\text{pH} \sim 8$ et $C_0 = 10^{-4}\text{M}$). La conversion d'élimination du colorant éosine sur SnFe_2O_4 est de 45% après 90 min à température ambiante. La décomposition photocatalytique totale de la solution d'éosine a été obtenue en utilisant la nouvelle hétérojonction $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$ dans les mêmes conditions de travail. Le mécanisme d'illustration photocatalytique de la génération de paires électron-trou et les réactions redox correspondantes se produisant sur la surface $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$ de la dégradation de l'éosine ont également été suggérés.

Mots clés : $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$, photo-dégradation, éosine, lumière solaire.

Study of sunlight degradation of eosin in wastewater using the $\text{SnFe}_2\text{O}_4/\text{ZnO}$ heterosystem

Abstract

SnFe_2O_4 was synthesized by the sol-gel method, using citric acid as a complexing reagent. This method consists of the formation of an organic precursor, with metal cations distributed homogeneously throughout the matrix. The gel is dried and calcined three times at 750°C for 5 hours. The as-prepared powder of SnFe_2O_4 was characterized by X-ray diffraction and UV-Vis diffuse reflectance. The photocatalytic activity of the synthesized catalyst is followed by UV-Vis spectroscopy through the decomposition of eosin under solar light irradiation. The potential of the flat band (V_{fb}) is measured by Mott-Schottky in the work environment ($\text{pH} \sim 8$ and $C_{Dye} = 10^{-4}\text{M}$). The removal conversion of eosin dye on SnFe_2O_4 is 45% after 90 min at room temperature. The total photocatalytic decomposition of the eosin solution was obtained with the using of the new heterojunction $\text{SnFe}_2\text{O}_4/\text{ZnO}$ under the same working conditions. The photocatalytic illustration mechanism of the generation of the electron-hole pairs and the corresponding redox reactions taking place on the $\text{SnFe}_2\text{O}_4/\text{ZnO}$ surface of eosin degradation was also suggested.

Key Words: $\text{SnFe}_2\text{O}_4/\text{ZnO}$, Photo-degradation, eosin, Solar light.

INTRODUCTION

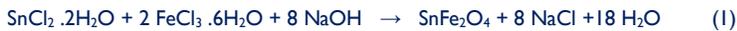
Les résidus de médicaments libérés dans nos excréments (urine, visages) sont très probablement la principale source de la plupart des produits. La concentration dans les eaux usées urbaines entrant dans la station d'épuration correspond sensiblement à celle qui est mesurée dans l'urine multipliée par le rapport entre le volume quotidien d'urine et le volume total d'eau rejetée. Ces rejets sont purifiés et certaines des molécules actives peuvent être arrêtées à l'usine de traitement, mais pas toutes [1-2].

Le rejet industriel semble très difficile à réaliser dans les installations de production de médicaments (eau de process, eau de lavage ou de vidange, etc.). Même si les pertes sont minimales, la grande quantité de produits fabriqués ou manipulés entraîne des pertes importantes pour l'environnement. À l'échelle mondiale, cette contribution est probablement faible, mais les effets peuvent être très importants dans les milieux aquatiques immédiatement en aval des installations [3]. L'éosine est une solution pour application cutanée mais le rejet de ce médicament dans l'environnement est susceptible d'avoir des effets indésirables, par sa très forte couleur visible [4].

Le traitement photocatalytique est donc une technologie de choix pour la dépollution et l'intégration de ces eaux usées car il s'agit d'un système puissant, simple et économique. Ces différentes caractéristiques attractives ont suscité un grand intérêt de la part des chercheurs pour la compréhension, l'optimisation et l'application industrielle de ce procédé [5]. Ce projet de recherche vise à étudier l'efficacité du processus photocatalytique pour traiter les eaux usées contaminées par l'éosine en utilisant un nouvel hétérosystème SnFe_2O_4 / ZnO irradié avec des photons de lumière naturelle.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le nouveau composé SnFe_2O_4 a été synthétisé selon la réaction suivante :



L'étain et le chlorure de fer (III) sont dissous dans l'eau en quantité suffisante. Le mélange est laissé sous agitation magnétique à une température de 80°C pendant 10 min, après addition d'hydroxyde de sodium (1 M) goutte à goutte jusqu'à $\text{pH} = 8$, laissant sous agitation jusqu'à la formation d'un gel. Après rinçage à l'éthanol, le gel sera séché au four, afin d'obtenir une poudre amorphe. A la fin, la calcination sera effectuée en deux étapes ($600^\circ \text{C} / 3\text{h} + 750^\circ \text{C} / 2\text{h}$) pour obtenir le produit fini. Cependant, pour ZnO , nous utiliserons un produit commercial dans cette expérience.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Caractérisation du matériau semiconducteur

Les données de diffraction des rayons X sur poudre (XRD) ont été collectées à température ambiante (RT) à l'aide d'un diffractomètre Brüker D8 Advance qui fonctionnait en géométrie de réflexion Bragg-Brentano avec une source de rayons X à anode Cu, la phase pure (Fig.1.a) est confirmée dans un accord avec la littérature [6].

La largeur de la bande interdite (E_g) (Fig. 1.b) est déterminée à partir des abscisses du point d'inflexion (λ_0) de la courbe de réflectance diffuse en fonction de la longueur d'onde.

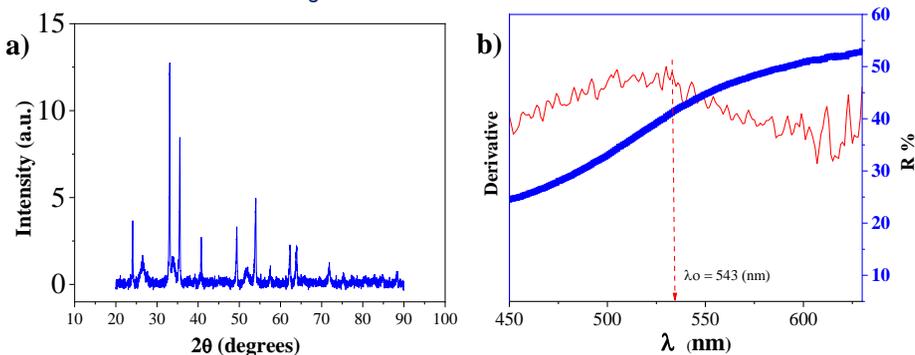


Fig. 1 - a) diffraction des rayons X de SnFe_2O_4 b) Le spectre de réflectance diffuse.

La largeur de la bande interdite (E_g) est déduite des coordonnées du point d'inflexion de la courbe. Ce point correspond au maximum de la dérivée de cette courbe. Le point d'inflexion est situé à $\lambda_0 = 543$ (nm), ce qui donne $E_g = hc/\lambda_0 = 2.28$ (eV).

Photocatalyse

Le mécanisme réactionnel de dégradation photocatalytique de l'éosine catalysée par l'hétérosystème $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$ montre que les électrons de la bande de conduction (e^-) et les trous de la bande de valence (h^+) sont générés lorsque la suspension de cette dernière est irradiée avec une énergie lumineuse supérieure à son énergie de bande interdite ($E_g = 2,28$ eV). La photo-génération d'électrons à partir de $\text{SnFe}_2\text{O}_4\text{-CB}$ peut réduire le colorant ou réagir avec des électrons accepteurs tels que l' O_2 adsorbé à la surface du catalyseur ou dissous dans l'eau en le réduisant en un anion O_2^- radicalaire superoxyde (Fig. 2).

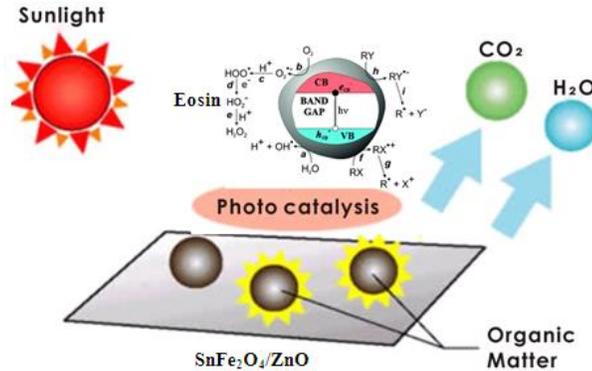


Fig. 2 - Processus de dégradation photocatalytique de l'éosine sous l'hétéro-système $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$

Les réactions pertinentes à la surface de notre catalyseur provoquant la dégradation du colorant éosine peuvent être exprimées comme suit :

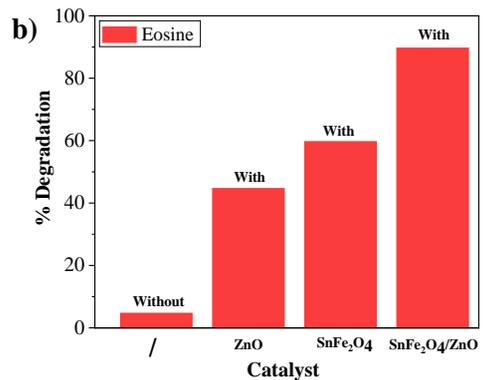
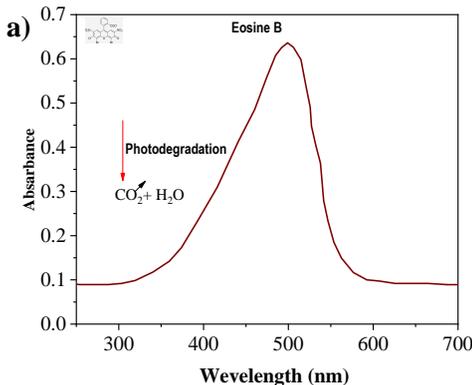
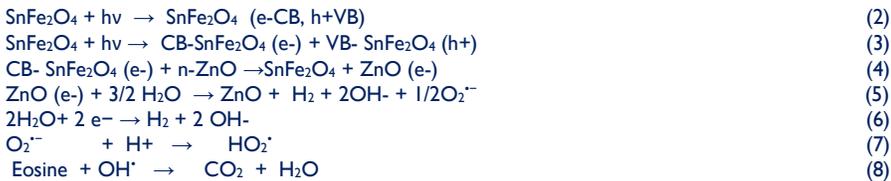


Fig. 3 - a) Spectre d'absorption visible et structure moléculaire de l'éosine, b) Efficacité photocatalytique.

Les résultats du traitement (Fig.3 a.b.) de l'éosine ont été suivis par UV-visible sur un appareil de type Shimatzu 1800 utilisant des cellules en quartz. Les mesures d'absorbance sont effectuées à ($\lambda_{\max} = 516 \text{ nm}$).

CONCLUSION

Dans le présent travail, nous avons mis au point un procédé photocatalytique utilisant le composé SnFe_2O_4 , pour la dégradation d'un colorant. Cette technique est moins coûteuse et efficace pour les faibles concentrations. L'objectif principal de ce travail est la sensibilisation de SnFe_2O_4 dans le domaine visible avec la présence de notre photocatalyseur. Pour atteindre cet objectif, les caractérisations physico-chimiques et photoélectrochimiques ont été réalisées sur ce matériau, la détermination des paramètres physiques tels que (E_a , E_g , V_{fb}) ainsi que l'utilisation d'hétéro-jonction de type p-n, $\text{SnFe}_2\text{O}_4 / \text{ZnO}$, ont permis la dégradation totale de l'éosine avec une concentration initiale de 10^{-4} M .

Remerciements

Nous remercions le soutien financier de l'Agence Thématique de Recherche en Sciences et Technologie (ATRST) à travers le programme national de recherche (PM 04/2018, Projet PRFU N ° B00L01UNI80120190003) et Projet à Impact Socio-économique N ° 06 / Univ Jijel / DGRSDT.

Références

- [1] H. Jean-Marie. Les résidus de médicaments présentent-ils un risque pour la santé publique. Santé publique 22.3 (2010) 325-342
- [2] I. Md Shahidul and M. Tanaka. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. Marine pollution bulletin 48.7-8 (2004) 624-649.
- [3] S. Ignasi and E. Brillas. Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: a review. Environment international 40 (2012) 212-229.
- [4] C. Sophie and L. Huang. Enhanced cutaneous gene delivery following intradermal injection of naked DNA in a high ionic strength solution. Molecular Therapy 5.1 (2002) 57-62
- [5] A. Roberto . Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. Catalysis today 53.1 (1999) 51-59.
- [6] F. X. Liu and T. Z. Li. Synthesis and magnetic properties of SnFe_2O_4 nanoparticles. Materials Letters 59.2-3 (2005) 194-196.

Origines et distribution des nitrates dans la nappe phréatique d'El Oued (SE Algérie)

BOUSELSAL Boualem¹

¹. Laboratoire des réservoirs souterrains pétroliers gazeiers et aquifères. Université de Kasdi Merbah. Ouargla. Algérie.
Email : bousboualem@gmail.com

Résumé.

Dans la région d'El Oued (SE Algérie), le phénomène de la remontée des eaux à engendrer des conséquences néfastes sur l'homme et l'environnement. On note ; le noyage des palmeraies et leurs asphyxies, le noyage des fosses domestiques et la propagation de la pollution bactériologique dans la nappe, contamination des eaux par les nitrates. L'objectif de ce travail est l'étude de l'évolution spatiotemporelle des nitrates dans la nappe phréatique d'El Oued. L'étude effectuée montre que le taux de nitrates est dans la plupart des cas est supérieur à la norme recommandée par l'OMS. La grande variabilité spatiale constatée dans la zone d'étude s'explique par l'hétérogénéité de l'occupation du sol, d'une part, et par la diversité des contaminants qui sont liés aux activités agricoles, d'autre part. Les concentrations élevées en nitrates se localisent dans les zones urbaines, et les zones agricoles irriguées à partir des puits dans la nappe libre. Les valeurs faibles se localisent dans les Ghouts inondés recouverts de roseaux, les régions isolées et la zone de rejet de la ville d'El Oued.

Mots clés : El Oued, remontée, contaminants, OMS, nitrates, nappe phréatique.

I. Présentation de la zone d'étude

I.1. Situation géographique et climat

La zone d'étude (Fig.1) fait partie de la wilaya El-Oued localisée au Sud Est Algérien, elle regroupe les centres urbains (Bouselsal 2016) les plus importants de la wilaya d'El-Oued qui s'étend de l'Ogla au sud à Kouinine au nord, avec des zones agricoles sur les bordures Est et Ouest des centres urbains. Sur une superficie de 500Km² et habitée par une population d'ordre de 250000 habitants. La zone d'étude se situe entre les coordonnées UTM : X = 290000 E/315000 E, et Y = 3680000 N/3700000 N.

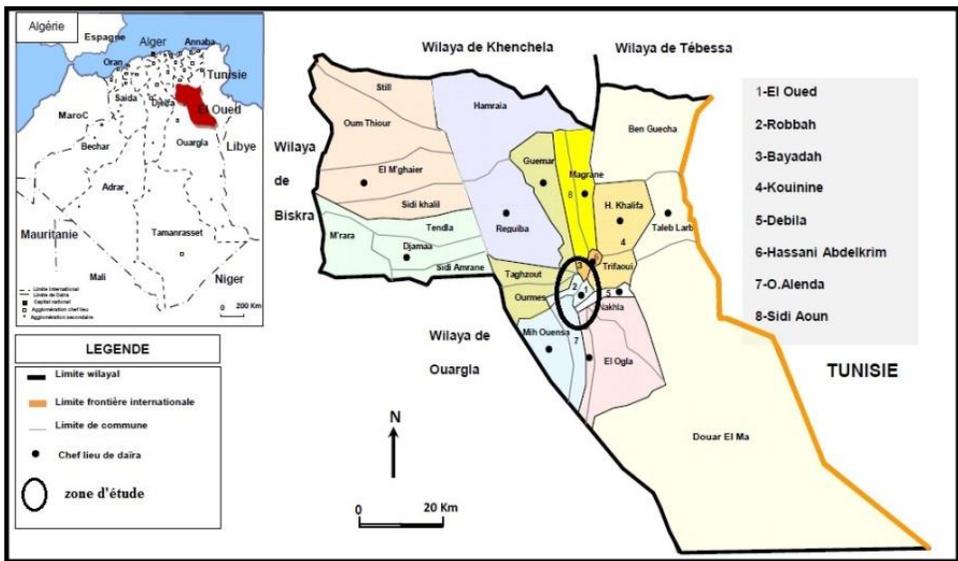


Figure 1 : Situation géographique de la zone d'étude.

La zone d'étude fait partie du grand Erg Oriental, qui se caractérise par un ensemble de dunes de sable d'origine Continental. La pente est généralement orientée Sud-Nord, avec des valeurs d'altitude oscillant entre 64m et 120m. Nous signalons ici l'existence des entonnoirs artificiels, creusés par les habitants pour planter les palmeraies et le légume, appelé localement « Ghout ».

Le climat de la région est saharien avec un hiver chaud. La précipitation moyenne interannuelle est d'ordre de 72 mm, la température moyenne annuelle est 28 °C. Le bilan hydrique de la zone d'étude est déficitaire, conséquence d'une faible précipitation et d'une forte évapotranspiration (1664 mm). La recharge par la pluie efficace est négligeable, par contre la recharge d'origine anthropique est très importante dû à l'infiltration des eaux assainissement sous les centres urbains et l'infiltration des eaux d'irrigation provenant des nappes captives de complexe terminale et de continental Intercalaire sous les zones agricoles.

1.2. Contexte hydrogéologique

La zone d'étude fait partie du bassin sédimentaire du Sahara septentrional dont l'extension couvre une superficie de 780 000 km². Ce bassin, constitue une importante dépression topographique, laquelle est sous-tendue par une cuvette structurale en forme de synclinal dissymétrique. La série sédimentaire des pendages des bancs sont généralement faibles, à l'exception de la zone bordière située au nord-est du bassin (OSS, 2003 ; Saïbi et Al, 2009) Les formations paléozoïques marines sont surmontées en discordance par les formations continentales du Secondaire et du Tertiaire épaisses de plusieurs milliers de mètres, le Quaternaire y succède. Seule la série supérieure présente un intérêt hydrogéologique.

Le système aquifère d'El-Oued (Fig.2) est constitué de trois aquifères (UNESCO, 1972), un aquifère libre, et deux aquifères captifs; (le Complexe Terminal (CT) et le Continentale Intercalaire (CI)).

L'aquifère libre est constitué de formations détritiques d'âge Quaternaire représentées par des sables, grès, sables argileux et des argiles sableuses avec un substratum constituée d'argile. La profondeur moyenne du substratum est de l'ordre de 60 m (Senoussi et al, 1992 ; Meziani et al, 2011).

L'aquifère du Complexe Terminal englobe les assises perméables du Sénonien calcaire et du Mio-Pliocène. En fait, il est possible d'y distinguer trois aquifères principaux, séparés localement par des horizons semi-perméables ou imperméables. La profondeur du Complexe Terminal (CT) est comprise entre 100 et 600 mètres et sa puissance moyenne est de l'ordre de 300 m.

L'aquifère du Continental Intercalaire (CI) est représenté par des dépôts continentaux sablo-gréseux et sablo-argileux du Crétacé Inférieur. Sa profondeur atteint localement 2000 mètres et dont la puissance varie entre 200 et 400 m. A El Oued, elle est exploitée par des forages artésiens pour l'AEP, les débits des forages sont de l'ordre de 160 l/s.

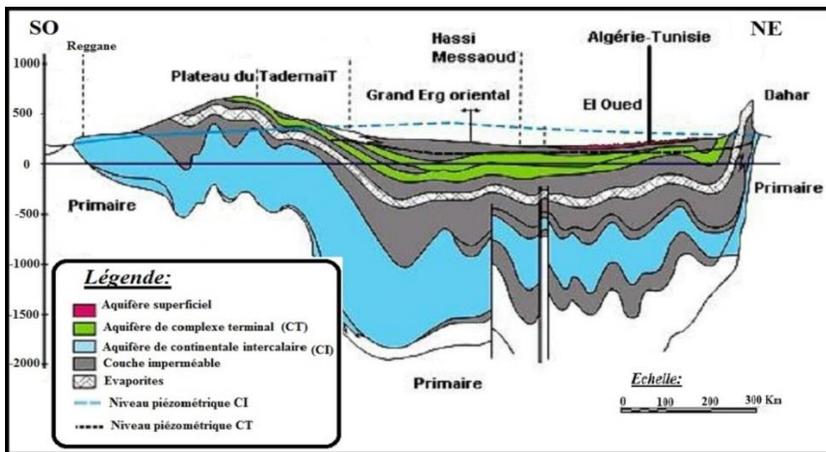


Figure 2 : Coupe hydrogéologique des aquifères du Sahara septentrionale (UNESCO 1972).

2. Matériels et méthode.

Pour la réalisation de cette étude, nous avons profité des données fournis par l'ANRH d'Ouargla et les résultats des deux campagnes de mesures hydrochimiques que nous avons réalisés sur les puits et les forages de l'aquifère phréatique d'El Oued, en juin 2012 et mai 2015.

3. Résultats et discussions

3.1. Carte de nitrates d'avril 2002.

La carte de nitrates d'avril 2002 réalisée par BG (Fig.3), met en évidence les fortes variations dans la répartition spatiale des teneurs en nitrates. Les plus fortes valeurs ne semblent pas dépendre de la densité de la population mais plutôt de l'activité agricole ou de la proximité immédiate (une vingtaine de mètres) de V.C .publics (école, mosquée, etc.).

On remarque une très forte variation d'un point à l'autre, sans qu'une tendance générale ne se dégage vraiment : un puits en ville peut présenter une valeur supérieure à 120 mg/l et le puits voisin de 40 mg/l ou même inférieur à 5 mg/l (comme c'est le cas entre Bayada et Kouinine). Dans la plus grande partie de la zone, le taux de nitrates est au-dessus du taux acceptable pour l'eau de boisson (50 mg/l selon l'OMS), à l'exception des zones suivantes :

- Les plantations irriguées par des forages au CT dans les périmètres agricoles de Mahri par dilution des nitrates par l'eau des nappes profondes.
- Dans les Ghouts ennoyés recouverts de roseaux.
- Dans les zones anaérobies où l'oxygène nécessaire à certaines réactions chimiques n'est plus apporté par l'oxygène mais par les nitrates.

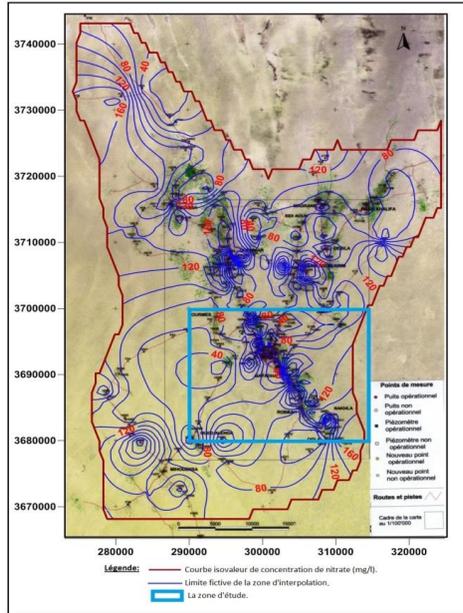


Figure 3: Carte des taux de nitrates dans la nappe libre en avril 2002.

3.2. Carte de nitrate dans la nappe libre en juin 2012.

Le taux des Nitrates dans la nappe phréatique d'El-Oued (Fig.4), varie entre 1,5 et 220 mg/l, les valeurs les plus faibles sont mesurées dans les plantations de Mahri, à l'ouest de l'Ogla et Bayadha, à Sidi Abdalah et au sud de Kouinine, due à la dilution des eaux de la nappe phréatique par les apports des nappes profondes de CT et dans les ghouts ennoyés recouverts de roseaux à la suite de leur utilisation pour la croissance des roseaux et au niveau du rejet d'El-Oued, où l'oxygène nécessaire à la respiration des microorganismes est assuré par la dénitrification des nitrates.

Les valeurs de NO_3 dans la plupart des forages sont supérieures à la norme (50 mg/l). Ils proviennent essentiellement des eaux usées et des fosses perdues, dans les zones urbaines, surtout à la partie sud est comme ; l'est Bayadha, El-Oued et Robbah, et des activités agricoles dans d'autres régions comme les plantations de Ogla, Nakhla et Khobna.

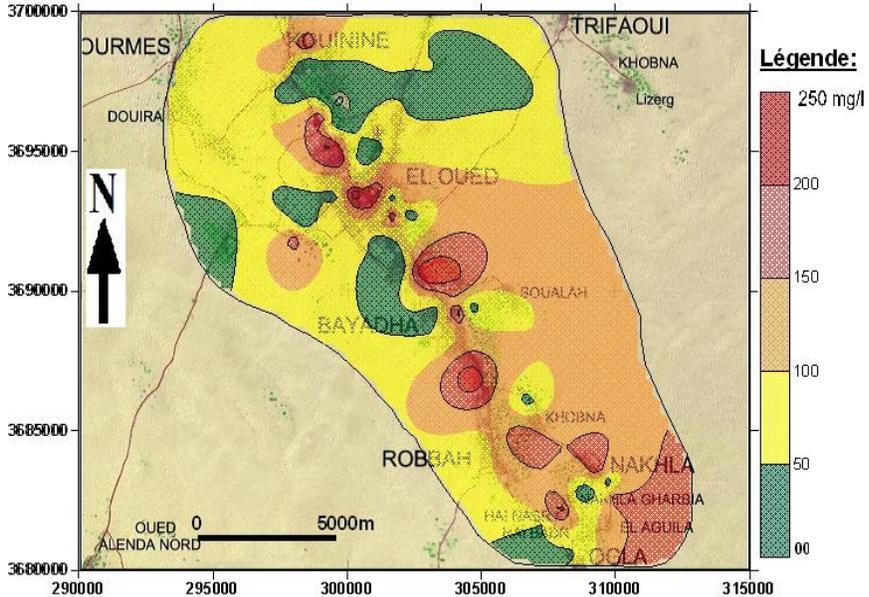


Figure 4: Carte des taux de nitrates dans la nappe libre en juin 2012.

3.3. Carte de nitrates de mai 2015

La carte des taux de nitrates de la campagne mai-juin 2015 (Fig.5) (Bouselsal et Kherici, 2014), montre une grande ressemblance avec la carte de nitrates de juin 2012. On remarque que le niveau de nitrates dans la nappe varie ente 1 et 250 mg/l. Parmi 82 forages et puits, qui ont fait l'objet d'analyses chimiques, 71.95% des points d'eau dépassent largement la limite admissible de l'OMS (50mg/l) (WHO 2006). Les endroits où le taux de nitrates est inférieur à 50 mg/l sont ; les plantations Mahri, sud de Kouinine, Bayada, Soualah et au nord et à l'ouest d'Ogla, à la suite de dilution des eaux de nappe libre par l'eau des nappes profondes, dans les Ghouts inondés recouverts de roseaux (suite à leur utilisation par les plantes) et dans les zones anaérobies comme le rejet de la ville d'El-Oued, où l'oxygène nécessaire à certaines réactions chimiques n'est plus apporté par l'oxygène mais par la dénitrification des nitrates. Les valeurs les élevées sont mesurées aux forages de; Teksabt, Chott, Sahenne et hôtel Louss, ils proviennent essentiellement des eaux usées et des fosses perdues, dans les zones urbaines, surtout au Sud est de la région; à l'est Bayadha, El-Oued et Robbah, et des activités agricoles dans d'autres régions comme les plantations de Ogla, Nakhla et Khobna.

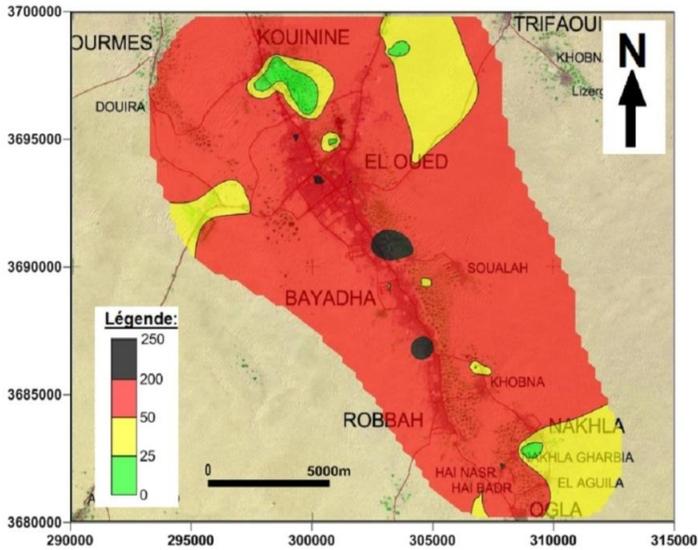


Figure 5: Carte des taux de nitrates dans la nappe libre en mai 2015.

Les nitrates montrent des corrélations faibles avec la profondeur d'eau (Fig.6) et avec les autres éléments majeurs. En effet les plus fortes valeurs semblent dépendre de l'occupation du sol (Bouselsal et al, 2016), comme la proximité immédiate des toilettes publiques (écoles, mosquées, etc.) dans les zones urbaines (BG, 2002), c'est le cas des forages (F3, F11, F14, F15 et F20), et l'utilisation de fumiers de poulaillers apportés des régions de Nord (Batna et Biskra) et des engrais, dans les zones agricoles, cas des forages (F2, F3, F4, F10 et F19).

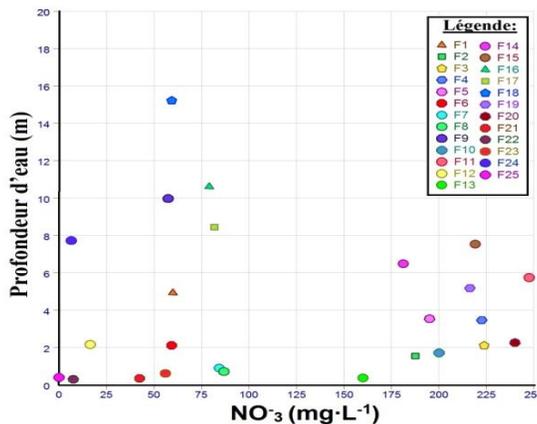


Figure 6. Relations entre le nitrate et la profondeur d'eau de l'aquifère superficiel

4. Conclusion

La zone d'étude se trouve à la wilaya El-Oued, elle occupe une superficie de 500Km², elle regroupe le centre urbain le plus importante d'El-Oued qui s'étendue de l'Ogla au sud à Kouinine au nord, avec des zones agricoles sur les bords l'est et l'ouest des centres urbains. La zone d'étude fait partie au système aquifère du Sahara septentrional (SASS), ce dernier est constitué de trois aquifères, un aquifère libre, et deux aquifères captifs; (le Complexe Terminal (CT) et le Continental Intercalaire (CI)). L'aquifère libre est constitué de sables, de grés, l'écoulement de la nappe se fait en général de sud-ouest vers nord-est.

L'étude effectuée sur la pollution nitrique de la nappe phréatique montre que le taux de nitrates est dans la plupart des cas supérieur à la norme recommandée par l'OMS. La grande variabilité spatiale constatée dans la zone d'étude s'explique par l'hétérogénéité de l'occupation du sol, d'une part, et par la diversité des contaminants qui sont liés aux activités agricoles, d'autre part. Les concentrations élevées en nitrates se localisent dans les zones urbaines, et les zones agricoles irriguées à partir des puits dans la nappe libre. Les valeurs faibles se localisent dans les Ghouts inondés recouverts de roseaux, les régions isolées et le rejet de la ville d'El Oued.

Références bibliographiques

- BG (Bureau d'étude Bonard et Gardel). 2002. Vallée du Souf : Etudes d'assainissement des eaux résiduaires, pluviales et d'irrigation, Mesures complémentaires de lutte contre la remontée de la nappe phréatique. Mission II. (2002). 111 p.
- BOUSELSAL, B., et N. KHERICI (2014). Effets de la remontée des eaux de la nappe phréatique sur l'homme et l'environnement : cas de la région d'El-Oued (Sud-Est Algérie). *Afrique Science.*, Vol.10, N°3.
- BOUSELSAL, B (2016). *Etude hydrogéologique et hydrochimique de l'aquifère libre d'El Oued souf (SE Algérie)*. Thèse de Doctorat, Université de Annaba, Algérie, 204 p.
- MEZIANI, A., H. DRIDI & M. KALLA (2011). The Aquifer System of the Souf Valley Algerian Northern Sahara. *European Journal of Scientific Research.*, ISSN 1450-216X Vol.65 No.3, pp. 416-423.
- OSS (Observatoire Sahara et Sahel) (2003). *Système aquifère du Sahara septentrional: gestion commune d'un bassin transfrontière*. Rapport de synthèse. OSS, Tunisie. 322p.
- SAIBI H., A. SEMMAR, M. MESBAH and S. EHARA (2009). Variographic analysis of water table data from the Oued-Souf phreatic aquifer, northeastern part of the Algerian Sahara. *Arabian Journal of Geosciences.*, 2 :83-93.
- SENOUSSI M. et M.A. AOuat (1992). *Etude géophysique par sondages électriques de la région de Souf*. Rapport ENAGEO. 40p.
- UNESCO (1972). *Etude des Ressources en Eau de Sahara Septentrional*. UNESCO, Paris, France.
- WHO (World Health Organisation) (2006). *Guidelines for Drinking-water Quality. Recommendations*, 3rd edition, vol. 1. WHO, ISBN 92 4 154696 4, 595 pp.

Cartographie du risque inondation de la Haute Vallée de Medjerda avec Hec- Ras

Sahar Abidi¹, Olfa Hajji², Wael Essaleh², Ahmed Ezzine³ et Taoufik Hermassi⁴

¹Institut Sylvo-Pastoral de Tabarka, sahar.abidi@ISPTB.u-jendouba.tn

²Ecole Supérieure des Ingénieurs de Medjez El Bab, olfa.hajji@yahoo.fr, wael25824@gmail.com

³Centre National de Cartographie et de Télédétection, ezzine.ah@gmail.com

⁴Institut National de la Recherche en Génie Rural; Eaux et Forêts,
taoufik.hermassi@iresa.agrinet.tn

Résumé

Suite au phénomène d'inondation qui a touché plusieurs villes autour de la Medjerda pendant le dernier siècle, cette étude a pour but de cartographier et délimiter les zones à risques. L'analyse des risques d'inondations est réalisée par le modèle hydraulique HEC-RAS 2D et avec l'appui des systèmes d'information géographique (SIG) en se basant sur quelques événements pluviométriques. Les crues exceptionnelles survenues en 2003, 2012 et 2015 ont ramenés un volume d'eau très important en amont du barrage de Sidi Salem. Les apports des bassins intermédiaires des deux rives ainsi que les volumes lâchés des barrages Mellègue et Bouhertma ont provoqué des inondations spectaculaires le long de la région entre Ghardimaou et le barrage de Sidi Salem. On s'est intéressé aux zones à très fort risque qui sont situées dans les secteurs à pente moyenne ou faible, avec un couvert plus ou moins dense. La méthode « inondabilité » est utilisée pour quantifier la vulnérabilité. La cartographie du risque est enfin obtenue par croisement de la carte de l'aléa inondation et de la carte de vulnérabilité des enjeux exposés. Le but était de déterminer l'étendue de la crue et d'identifier les zones sensibles à l'inondation. Les résultats de cartographie ont permis de délimiter les zones touchées par les inondations de la crue de février 2015. Les lieux inondés sont localisés principalement au niveau de la ville de Jendouba.

Mots clés : Inondation, haute vallée de la Medjerda, cartographie, HEC-RAS.

Flood risk mapping of Medjerda High Valley with Hec- Ras model

Abstract

Following the flooding that has affected several cities around Medjerda during the last century, this study aims to map and delineate areas at risk. The flood risk analysis is carried out using HEC-RAS 2D hydraulic model and with the support of geographic information systems (GIS) based on some rainfall events. The exceptional floods that occurred in 2003, 2012 and 2015 brought a very large volume of water upstream of Sidi Salem dam. The contributions of the intermediate basins on both banks and the volumes released from Mellegue and Bouhertma dams caused spectacular flooding along the region between Ghardimaou and Sidi Salem dam. We have been interested in very high-risk areas that are located in medium or low slopes, with a more or less dense cover. The "floodability" method is used to quantify vulnerability. The mapping of the risk is finally obtained by crossing the map of flood hazard and the vulnerability map of the exposed issues. The purpose was to determine the extent of the flood and to identify areas sensitive to flooding. The mapping results delineated the areas affected by the recent flood of February 2015. The flooded areas are located mainly in the city of Jendouba.

Key Words: Inundation, High valley of Medjerda, Mapping, Hec-Ras.

I. INTRODUCTION

Les inondations représentent l'une des catastrophes les plus destructives dans le monde. Elles résultent de la conjonction de plusieurs facteurs naturels et anthropiques dont les principaux sont liés aux climats et aux caractéristiques édaphiques du milieu.

Comme l'homme est attiré vers les zones fertiles au voisinage des cours d'eau, le risque d'inondation l'accompagne (Fehri, 2014). Ce problème se pose sérieusement en Tunisie dans le bassin versant de la haute vallée de Medjerda qui était envahie par les eaux plusieurs fois au cours des dernières années. Cette région ou les extensions urbaines ont été amplifiées avec un rythme accéléré ces dernières années a dépend des terres agricoles, est de plus en plus soumise à des ruissellements intenses qui génèrent des inondations provoquant des importants dégâts au niveau des zones urbaines et des terres agricoles.

La Tunisie reçoit en moyenne 230 mm/an, soit 36 milliards de m³/an (SEMIDE,2010). La pluviométrie est très variable dans l'espace et dans le temps à l'échelle mensuelle et annuelle. La moyenne annuelle varie de moins de 100mm dans l'extrême sud à plus de 1500 mm dans l'extrême nord-ouest.

Les apports en eau de surface proviennent de quatre régions naturelles distinctes par leurs conditions climatiques, hydrologiques et leurs aspects géomorphologiques et géologiques. L'extrême nord, bien que sa superficie ne représente que 3% de la superficie totale du pays, fournit des apports en eau de surface évalués en moyenne à 960 Mm³/an, soit 36 % du potentiel total du pays. Le nord, représenté par les bassins de la Medjerda, du Cap Bon et de Méliane, fournit une moyenne de 1230 Mm³/an, soit 46% du potentiel total en eau de surface. Le centre, comprenant les bassins versants de Nebhana, Marguelli, Zéroud et du Sahel, présente des ressources annuelles évaluées en moyenne à 320 Mm³/an, soit 12%. Le sud, qui représente environ 62% de la superficie totale du pays, est la région la plus démunie en eau de surface et ne possède que des ressources très irrégulières, évaluées à 190 Mm³/an, soit 6% du potentiel total.

Le potentiel total des eaux de surface est évalué à 2700 Mm³, représentant une moyenne interannuelle calculée sur une période d'environ 50 ans. Les ressources mobilisables sont estimées à 2170 Mm³, dont 85% proviennent des apports de crues et 15% des apports de base. Sur ce potentiel, 1800 Mm³ sont déjà mobilisés, soit un taux de 83 %.

Malgré les constructions des barrages depuis 50 ans jusqu'au nos jours, dont l'objectif principal est de protéger la vallée de la Medjerda contre les inondations, plusieurs crues récentes, surtout celles de Janvier 2003 et de Mars 2012, ont montré que les villes riveraines et les terres agricoles de ce fleuve nécessitent plus de protection contre tels risques.

Dans ce contexte, s'intègre cette étude portant sur la délimitation et la cartographie des inondations dans la haute vallée de la Medjerda avec le modèle Hec-Ras 2D. Cette étude fait partie du contrat programme de recherche du CNCT sous-titré 'Imagerie Multi-sources et Multi-dates pour l'étendue du risque d'inondation du bassin versant de l'oued Medjerda. Le premier objectif de ce projet est d'évaluer les capacités des imageries radar et optique à détecter les zones inondés et inondables du bassin versant de l'oued Medjerda (tronçon Ghardimaou/Jendouba et tronçon Jendouba/Bousalem). Il est proposé d'utiliser des données provenant des capteurs spatiales RADARSAT, Sentinel-1 et Sentinel-2 eu égard à leur capacité à cartographier les zones inondables et identifier les caractéristiques et les degrés d'humidité du sol. Ce projet vise aussi à la mise au point d'un système d'alerte basé sur une technique de suivi et de prévision de crues de l'oued Medjerda aidant à mieux gérer les risques d'inondation et à les atténuer.

L'objectif principal de cette étude est de concevoir un modèle hydraulique permettant d'exploiter aux mieux toutes les informations disponibles, pour parvenir à une cartographie de quelques événements étudiés et une cartographie des zones à risque d'inondation.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Site d'étude

Le bassin versant de Medjerda, principal bassin versant de la Tunisie, a pour source Souk Ahras (Algérie) et s'étend sur un territoire d'environ 23 000 Km² dont 16 400 km² sont en Tunisie et couvre 10% de la superficie du pays. La Medjerda prend naissance près de Souk-Akhras dans le constantinois Algérien et s'écoule sur 484 km jusqu'à le golf de Tunis.

De la frontière algérienne jusqu'à la méditerranée, le bassin versant de la Medjerda peut être découpé en 3 parties principales (figure 1) :

- La haute vallée : Elle s'étend de la ville de Ghardimaou au barrage de Sidi Salem et comprend les affluents : Mellègue, Tessa, Rarai, Bouhertma, Kasseb et Bèja.
- La moyenne vallée : Elle s'étend de l'aval de la retenue de Sidi Salem jusqu'au barrage Laaroussia et comprend les affluents Khalled, Siliana et Lahmer.
- La basse vallée : Elle s'étend du barrage Laaroussia jusqu'à la lagune de Ghar El Melh et ne comprend pas de grands affluents.

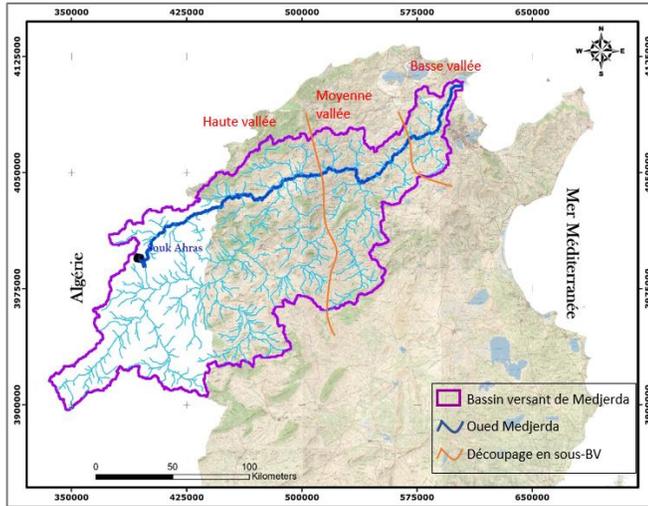


Fig. 1. Localisation du bassin versant de la Medjerda

La zone d'étude (Figure 2) fait partie de la haute vallée de la Medjerda. Administrativement, elle appartient au gouvernorat de Jendouba, Bèja et kef. En plus d'oued Tessa, les barrages de Mellègue et Bouheurtma déversent dans la plaine de Bousalem ce que la rendent une zone inondable.

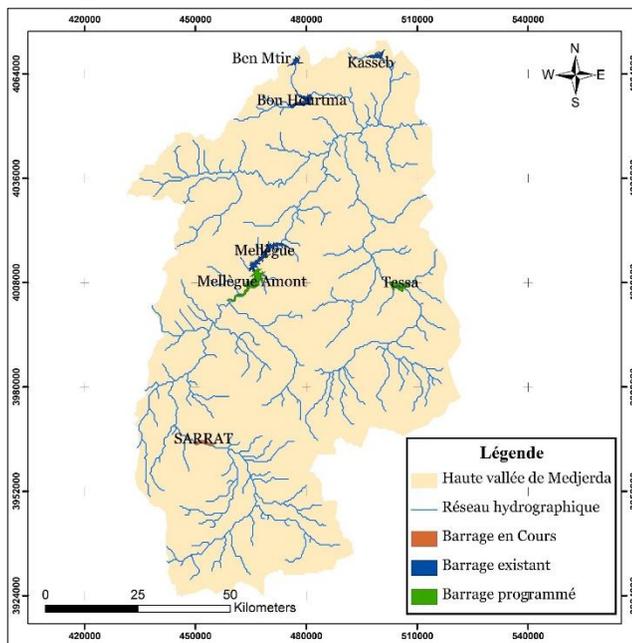


Fig. 2. Zone d'étude : Haute vallée de la Medjerda

b. Cadre climatique

Selon l'étude de la variation spatio-temporelle de la pluviométrie à l'échelle annuelle (Sahar & al., 2018) de la haute vallée de la Medjerda (figure 3) on détermine que la pluviométrie varie de :

- 525 à 1600 mm en 2003,
- 440 à 1200 mm en 2012,

- 465 à 1150 mm en 2015.

Cette variation relève l'importance de la quantité de pluie tombée sur la zone d'étude, d'où l'apparition des inondations dans l'aval de la hate vallée.

La variation mensuelle de la pluviométrie sur une période de 35 ans (de 1980 à 2015) montre que les mois les plus humides : Décembre, Janvier, Février et Mars avec des valeurs importantes de 65, 64, 55 et 50 mm (figure 4).

La majorité des inondations de la Medjerda, occurent durant ces mois.

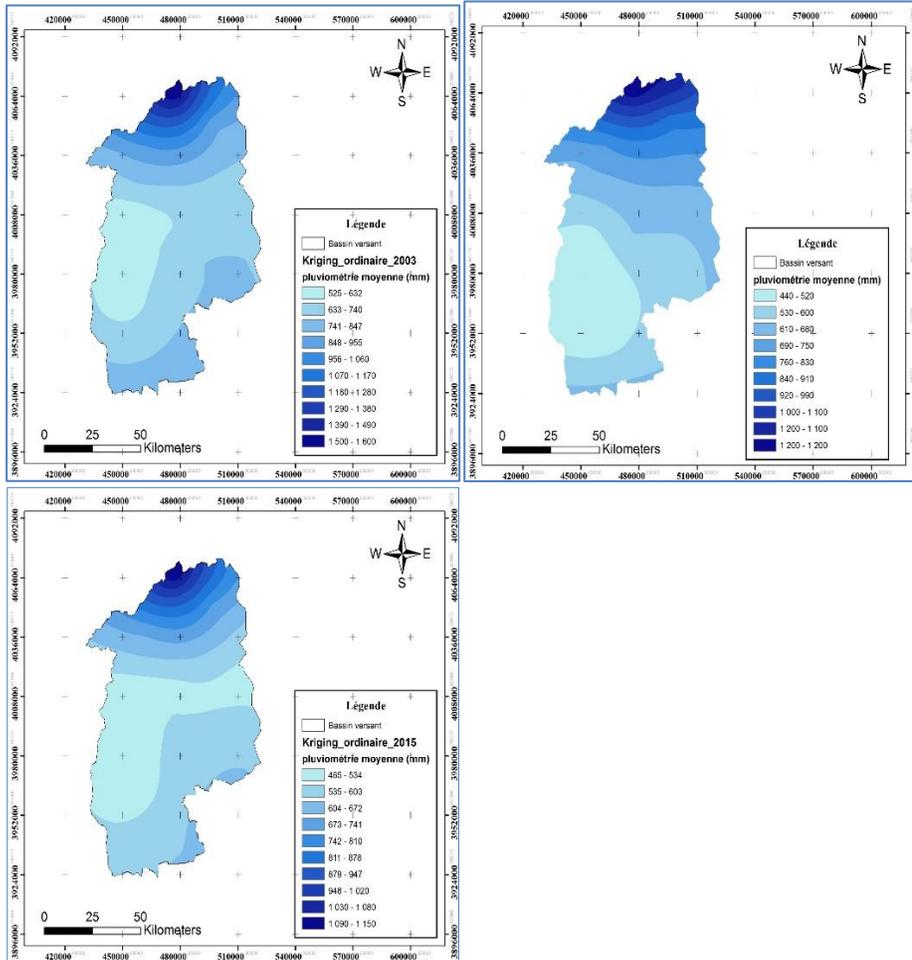


Figure 3. Interpolation spatiale de la pluviométrie moyenne annuelle (Sahar & al., 2018)

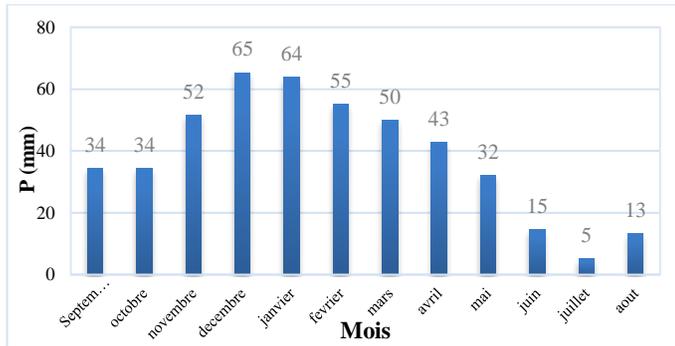


Figure 4. Variation mensuelle de la pluviométrie durant 35 ans (1980-2015)

c. Méthodologie de travail

Afin de cartographier les principales zones à risques des inondations de la haute vallée de la Medjerda, le démarche se base sur deux étapes principales qui sont l'collecte des débits aux stations hydrométriques et l'élaboration des cartes thématiques.

Description du logiciel HEC-RAS 5.0.3 (USACE)

HEC-RAS, Hydrologic Engineering Center-River Analysis System, est un logiciel de modélisation hydraulique développé par le centre d'hydrologie de l'ingénieur, Hydrologic Engineering center du U.S Army Corps of engineers, afin de simuler l'écoulement dans les réseaux hydrographiques et les canaux. L'utilisation de ce modèle exige que la rivière étudiée soit un peu profonde ayant une pente faible et que l'écoulement soit unidirectionnel.

Le fonctionnement du logiciel HEC RAS 5.0.3 est basé sur la saisie d'une gamme de données. Ces données sont de trois types :

- Les données topographiques : fournissent une description physique de la zone (importation de MNT).
- Les données géométriques : la création de la zone d'écoulement bidimensionnel (en utilisant le MNT) et du maillage afin de contrôler la propagation de l'onde de crue, l'identification de coefficient de rugosité (importation de la carte d'occupation de sol), traçage des lignes qui définissent les conditions aux limites de l'écoulement 2D.
- Les données hydrauliques : sont exigées pour exécuter une simulation de l'écoulement bidimensionnel. Ces données comprennent les débits, les conditions aux limites et le régime d'écoulement.

Carte de vulnérabilité aux inondations

La vulnérabilité aux inondations est quantifiée en considérant les cartes de résea hydrographique (H), la carte de pente (T) et l'occupation de sols (OS) par la formule empirique donnée par (Ben Brahim, 2012) :

$$\text{Vulnérabilité} = 2 \times \text{OS} + \text{T} + 0.5 \times \text{P} + \text{H}$$

Ces paramètres sont déjà spatialisés au moyen de l'Arc GIS sous forme de cartes thématiques seront rastérisées puis reclassées selon le tableau suivant :

Table. I. Les paramètres de la méthode cartographique multicritères

Paramètre	OS	P	T	H
1	Arbres	Perméable	0-2	Oued secondaire
2	Oliviers	Semi-perméabl	2-5	Oued Principale
3	Céréales et maraichères	Imperméable	5-10	
4	Sols nus		10-15	
5	Zones urbaines		> 15	
6	Surfaces d'eau			

Carte du risque d'inondation

Pour obtenir la carte du risque, une combinaison des cartes de vulnérabilité avec les cartes des inondations. Le risque d'inondation s'exprime comme suit (Dauphiné, 2002) :

$$\text{Risque d'inondation} = 9 \times \text{aléa} + 4 \times \text{vulnérabilité}$$

Avec :

Aléa : les carte des inondations élaborés

Vulnérabilité : la carte de vulnérabilité élaboré

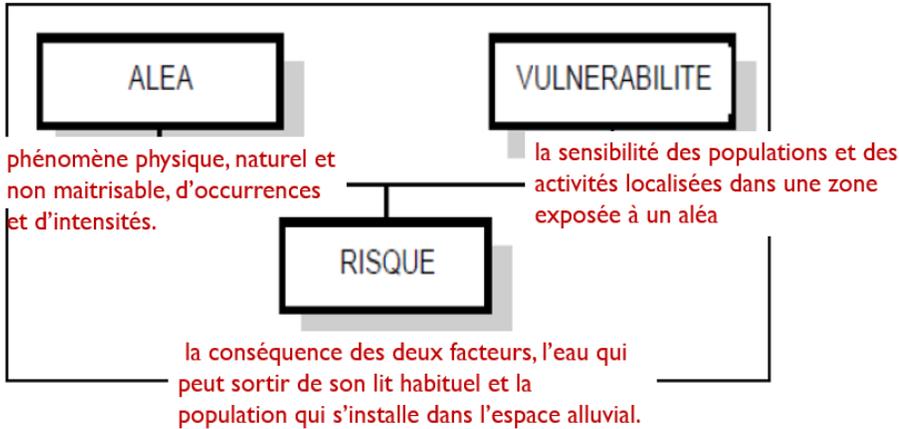


Fig. 5. Schéma explicatif d'élaboration de la carte de risque

2.3. Les données hydrauliques

Le régime d'écoulement peut être soit permanent soit transitoire. Pour notre cas d'étude, la propagation de l'onde de crue bidimensionnelle appartient à un régime d'écoulement transitoire.

Les hydrogrammes de crues étudiées sont enregistrés dans les cinq stations de la zone d'étude : Ghardimaou, Rarai, Mellègue k13, Tessa et Bouheurtma. On a sélectionné, les crues de Janvier 2003 et de Mars 2012 qui sont des crues de références et les crues de Décembre 2003 et Février 2015 vu les dégâts qu'ils ont provoqués.

Crue Janvier 2003 (figure 6) : Le pays tunisien a connu des fortes pluies au cours de la période du 10 Janvier au 10 Février 2003, ce qui a entraîné à Oued Medjerda et ses affluents et enregistré 4 inondations successives au cours de cette période. Les débits maximums ont atteint 1085, 1080 et 1020 m³/s pour les stations principales Ghardimaou, Jendouba et Bou Salem.

Crue de Décembre 2003 (figure 7) : Les débits maximums ont atteint 927 m³/s à Ghardimaou, 1020 m³/s à Jendouba et 889 m³/s à Bou Salem. Des lâchers ont été effectué du barrage Mellègue.

Crue de Mars 2012 (figure 8) : Suite aux fortes pluies du 21 et 22 Février 2012, et des pluies précédentes, il a été observé au Nord et à l'extrême nord du pays des crues importantes.

Crue de Février 2015 (figure 9) : Les pluies importantes du mois de février 2015 ; 208 mm à Jendouba et 55 mm à Kef ont engendré une crue à la haute vallée de Medjerda. 739 m³/s à Ghardimaou, 595 m³/s à Jendouba et 465 m³/s à Bou Salem.

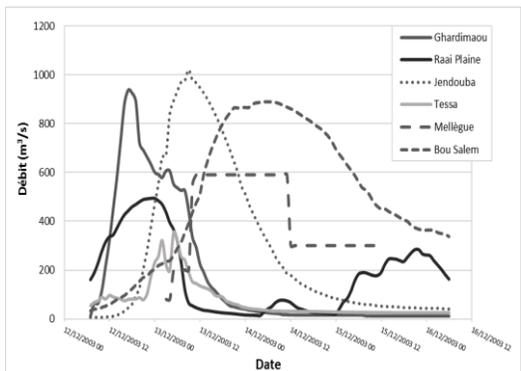
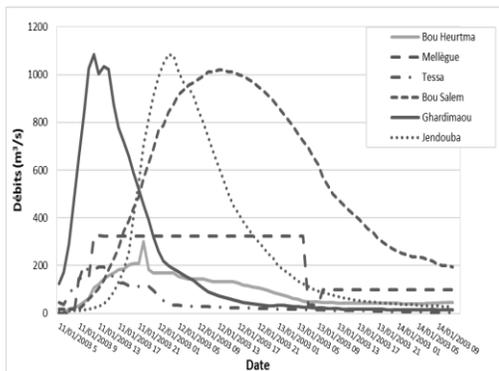


Fig.6. Hydrogrammes de la crue de Janvier 2003

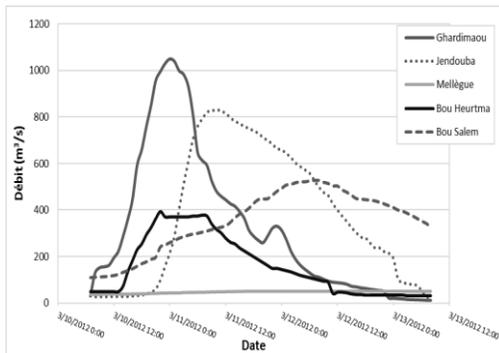


Fig.7. Hydrogrammes de la crue de Décembre 2003

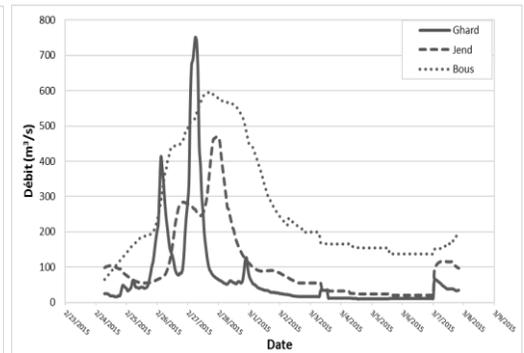


Fig.8. Hydrogrammes de la crue de Février 2012

Fig.9. Hydrogrammes de la crue de Mars 2015

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Les données topographiques

En utilisant les images satellitaires ASTER GDEM, on a élaboré Le Modèle Numérique de Terrain et la carte d'occupation de sol (figure 4). D'autres cartes ont été établis telque : la carte de réseau hydrographique, la carte de pente.

3.2. Les données Géométriques

Après l'importation du MNT dans HEC RAS et la création de la zone d'écoulement 2D, on a créé le maillage de la zone d'étude en choisissant 50 m comme taille des cellules de la maille, le maillage final comporte 406 Milles cellules (figure 10).

A la suite, on a identifié le coefficient de rugosité en important la couche d'occupation du sol et en ajoutant pour chaque classe la valeur de coefficient de rugosité.

Une fois la zone d'écoulement est établie, il faut définir les lignes des conditions aux limites de l'écoulement 2D. Dans notre cas on a 6 lignes qui définissent les conditions aux limites marquées par les cercles de couleur rouge comme le montre la figure 6.

Afin de réussir cette modélisation, on a besoin de définir des conditions aux limites (figure 11). Les conditions introduites sont, généralement, la hauteur d'eau dans l'amont du tronçon du canal et la pente critique en aval. Ces conditions, ainsi que le débit en amont, sont enregistrées par des stations hydrométriques situés au bord du canal. Les débits enregistrés sont utilisés dans l'analyse des différents scénarios.

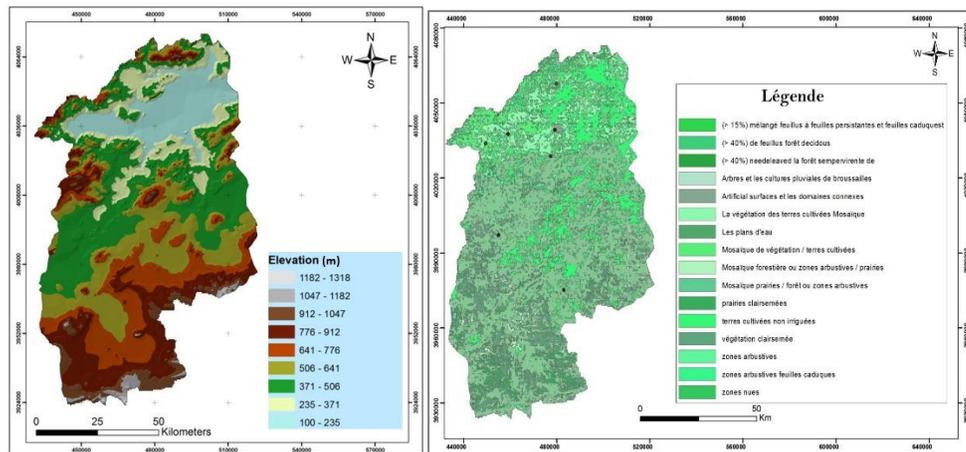


Fig. 10. Modèle Numérique de Terrain et la carte d'occupation du sol de la zone d'étude

Fig.13. Profil en long d'oued Medjerda en période de crue Janvier 2003

La lecture graphique de cette figure donne une approximation sur les zones de débordement de l'oued où le niveau de l'eau dépasse la cote des rives. Les zones de débordement sont situées principalement dans le tronçon étendu entre Jendouba et Bou Salem.

Les résultats de simulation 2D décrivent l'écoulement entre les rives d'oued ainsi que le débordement et les zones touchées dans un ordre chronologique par animation. Les figures ci-dessous présentent les résultats de simulation 2D des crues de 2003 et 2012. Les crues de Janvier 2003 et de Mars 2012 ont été très violentes et ont occasionné des énormes dégâts. Plus de 50% de la zone menacée par les inondations ont été touchés (figure 14). L'étendue de la crue de Janvier 2003 est de l'ordre 740 Km², alors que pour 2012 et de 480 Km². Les zones les plus touchées sont Bou Salem ainsi que l'amont du barrage de Sidi Salem et l'aval du barrage Mellègue près de Nebeur. Par contre, le nord du secteur d'étude, près du barrage Kasseb de Bèja n'est pas touché par les inondations. Les crues de Décembre 2003 et de 2015 sont moins violentes. Leur étendu sont 370 et 231 Km². Ils ont touché principalement la région de Bou Salem, Ouled Arfa. Contrairement à Janvier 2003 et Mars 2012, la ville de Jendouba et la partie aval du barrage Mellègue sont moyennement touchée.

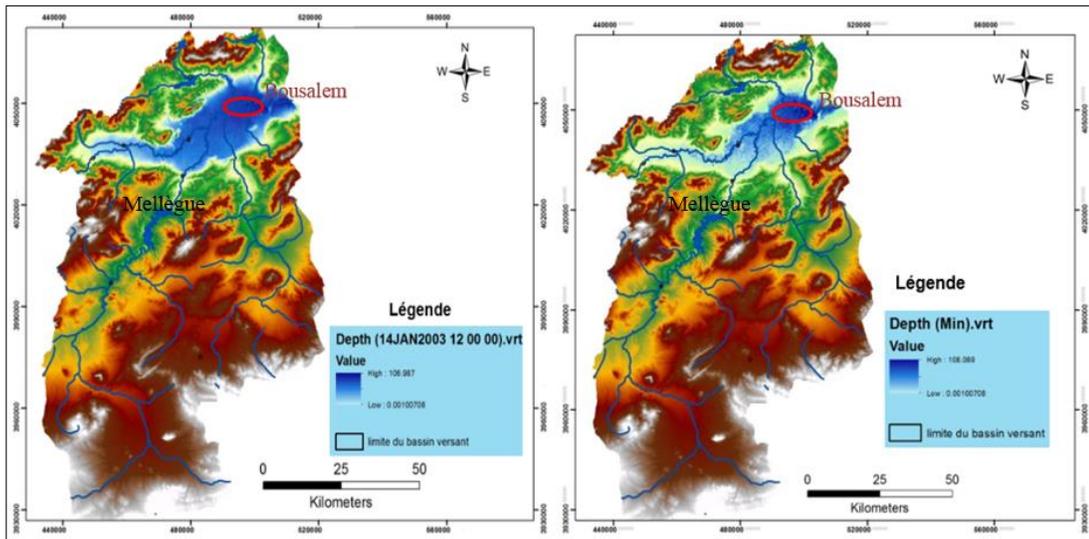


Fig.14. Cartographie des zones inondées avec Hec-Ras par les crues de Janvier 2003 et Mars 2012

3.4. Cartographie des zones à risques d'inondation

L'approche méthodologique adoptée présente l'avantage d'exploiter des données multi-sources qui ont permis de définir des descripteurs de vulnérabilité et d'aléa. Dans ce travail, l'analyse croisée des facteurs relatifs à la vulnérabilité du terrain et l'aléa des inondations permettent de cartographier les zones à risque d'inondation. Les cartes finales obtenues permettent la délimitation des zones à risques d'inondation. La carte (figure 15) à risque d'inondation est classifiée en quatre classes de vulnérabilité (Duphinée, 2002). Dans cette étude, la variabilité de l'aléa des inondations et leur importance joue un rôle primordial dans la délimitation des zones à risques des inondations. Dans ce contexte, la crue de Janvier 2003 est la plus importante des crues étudiées. La carte présente quatre zones dont le risque varie du faible au très fort. La zone la plus vulnérable aux inondations correspond à celle du centre du bassin versant qui s'étend principalement de Jendouba à Bou Salem. Cette zone convient particulièrement à la plus faible élévation. On constate que le risque d'inondation est plus important dans la rive droite que dans la rive gauche. Ceci est expliqué par la faite que la rive gauche est plus aménagée que la droite. Il faut noter aussi l'influence de la topographie de l'oued dans le risque d'inondations. En effet, l'oued Medjerda devient très étroit dans la région entre Jendouba et Bou Salem. Sa largeur ne le permet pas de contenir le flux d'eau en écoulement ce qui entraine le débordement d'une quantité importante d'eau. Cette région se caractérise aussi par des grands méandres, au niveau desquelles il y a des points bas de débordement des eaux de crue créant des raccourcis de cheminement des eaux.

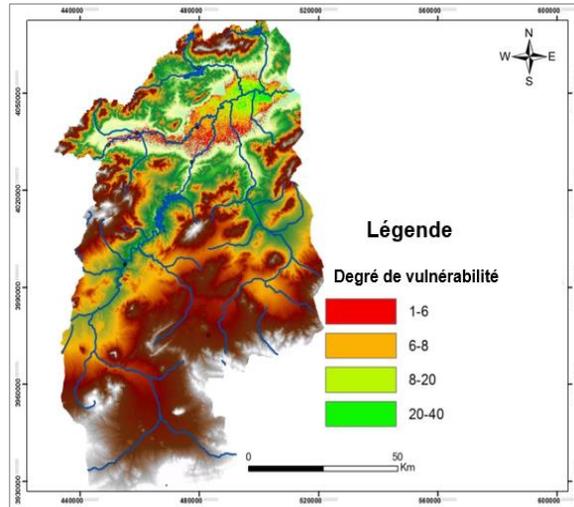


Fig.15. Zone à risque d'inondation dans la haute vallée de Medjerda

CONCLUSION

L'analyse des risques d'inondation de la haute vallée de Medjerda a été réalisée avec le modèle hydraulique HEC-RAS. Les résultats finaux se présentent sous forme des différentes cartes. Ces différents résultats ont alors été pris en compte pour l'établissement d'une méthodologie spécifique pour la cartographie de risques des inondations. On s'est intéressé aux zones à très fort risque qui sont situées dans les secteurs à pente moyenne ou faible, avec un couvert plus ou moins dense. Les zones à risques très fortes s'étendent principalement dans la partie centrale du bassin versant. Ces zones présentent un danger évident lors des crues. D'après la carte des zones à risques d'inondations, on remarque que le tronçon Jendouba-Bousalem est le plus exposé au risque d'inondation à cause de la topographie de l'oued qui se rétrécit au niveau de cette région ce qui le rend incapable à contenir le flux d'eau. Cette zone est caractérisée par des grands méandres qui favorisent le débordement.

Références

- [1] A. Ben Brahim, Contribution des SIG à l'évaluation du risque d'inondation dans la région de Nasrallah, 2012.
- [2] A. Dauphiné, Risques et catastrophes, observer, spatialiser, comprendre, gérer, Editions Armand Collin, Collection U Géographie, 2002, p17.
- [3] N. Fehri, L'aggravation du risque d'inondation en Tunisie : éléments de réflexion, pp 149-175 (2014) USACE, site de Hec-Ras.
- [4] S. ABIDI, O. HAJJI and H. HABAIEB, 2017. Study of Rainfall Variations In Tessa Subwatershed of Medjerda River in Tunisia. Water Resources in Arid Areas: The Way Forward, Springer Water Book. DOI:10.1007/978-3-319-51856-5. Pp. 59-74.

Quantification de l'érosion hydrique en contexte semi-aride méditerranéen (cas du bassin versant d'El Gouazine - Tunisie)

Olfa Hajji¹, Sahar Abidi², Ikram Mekni³ et Taoufik Hermassi⁴

¹Ecole Supérieure des Ingénieurs de Medjez El Bab, olfa.hajji@yahoo.fr.

²Institut Sylvo-Pastoral de Tabarka, sahar.abidi@ISPTB.u-jendouba.tn

³Société de Coopération Economique, SOCOOPEC, mekniyos@yahoo.fr

⁴Institut National de la Recherche en Génie Rural; Eaux et Forêts, taoufik.hermassi@iresa.agrinet.tn

Résumé

L'objectif de cette étude est la détermination et l'application d'une méthodologie d'estimation quantitative de l'érosion hydrique et l'élaboration de la carte d'érosion en utilisant les Systèmes d'Information Géographique (SIG) dans le bassin versant d'El Gouazine, afin de planifier convenablement les actions d'aménagement à entreprendre et de protéger en priorité les zones à grand risque vis-à-vis de l'érosion. L'application de l'approche USLE, MUSLE, RUSLE, FAO/SIG combine les principaux facteurs de l'érosion adaptés selon les conditions tunisiennes en se basant sur le principe de la combinaison de ses principaux facteurs qui sont liés au milieu naturel et aménagé. Dans ce but, la superposition des couches sur les précipitations, les sols, la topographie, le couvert végétal et les aménagements, permet d'obtenir des cartes synthétiques de répartition du taux d'érosion en t/ha/an et à partir des résultats obtenus on peut conclure que le lac collinaire se caractérise par une érosion faible avec taux d'envasement de l'ordre d'environ 1,8 t/ha/an. L'évolution des aménagements de conservation des eaux et des sols a entraîné une réduction remarquable de la perte en terre forte et moyenne de l'ordre de 50% au niveau du bassin El Gouazine ce qui prouve l'efficacité des aménagements antiérosive depuis leur création en 1996.

En fin, une analyse comparative des quatre méthodes montre la validité des méthodes RUSLE, USLE dans notre bassin versant contrairement à la méthode MUSLE et FAO. Par ailleurs, les résultats obtenus montrent que le modèle RUSLE, adapté aux conditions des bassins versant, permet d'obtenir les meilleurs résultats d'estimation.

Mots clés : Approche empirique, Erosion hydrique, SIG, Tunisie.

Quantification of water erosion in mediterranean semi-arid context (case of El Gouazine watershed- Tunisia)

Abstract

The objective of this study is to determinate and applicate a quantitative methodology to evaluate water erosion in El Gouazine watershed. In addition, we are conceived to develop the erosion map using Geographic Information Systems (GIS) to properly plan the management actions to protect priority areas from the erosion risk. Application of USLE, MUSLE, RUSLE and FAO approach's combines the main factors of erosion adapted according to the Tunisian conditions based on the principle of the combination of its main factors related to the natural environment and equipped. To attend this point, the layering on rainfall, soils, topography, vegetation cover and management, provides synthetic card distribution rate to erosion (in t/ha/year). From the results we can conclude that the hilly lake is characterized by low erosion with siltation rate 1.8 t/ha/year. The evolution of water and soil conservation works has led to a remarkable reduction in soil loss of about 50% at the El Gouazine basin which proves the effectiveness of erosion developments since 1996. Finally, a comparative analysis of the four methods determines the validity of methods RUSLE and USLE in our watershed unlike MUSLE and FAO methods. Furthermore, the results obtained show that the RUSLE model, adapted to the conditions of the watersheds, provides the best results of estimation.

Key Words: Empiric approach, Hydric erosion, GIS, Tunisia.

INTRODUCTION

Les changements climatiques globaux et les pressions anthropiques sur les milieux s'accroissent, les concepts de gestion, de protection et de durabilité des écosystèmes se développent à forts degrés actuellement. C'est dans ce cadre général que se situe l'ensemble de cette étude, visant à faire progresser la place de la télédétection et la dynamique des nouveaux capteurs maintenant accessibles à la communauté scientifique afin de mieux caractériser et prédire certains risques naturels largement répandus dans la région méditerranéenne, à citer l'érosion hydrique.

Les études récentes sur la vulnérabilité aux changements climatiques dans la région méditerranéenne indiquent une tendance à un accroissement de l'aridité qui accélère l'érosion hydrique (Bou Kheir et al., 2001 ; De Ploey et al., 1991 ; Jofitic et al., 1992 ; Shaban et Khawlie, 1998). L'érosion des sols par la pluie et le ruissellement est un phénomène largement répandu dans les différents pays de la Méditerranée, et qui continue à prendre des proportions considérables en particulier sur les pentes à cause de la nature torrentielle des pluies, de la forte vulnérabilité des terrains (roches tendres, sols fragiles, pentes raides et couvert végétal souvent dégradé), du surpâturage et de l'impact défavorable des activités humaines: déforestation, incendies, mauvaise conduite des travaux agricoles, urbanisme chaotique, exploitation des carrières, etc.

Selon des études de la FAO (1990), la situation continue à se détériorer : ainsi, sont affectées par l'érosion hydrique : en Grèce 35 % des terres, au Maroc 40 % et en Turquie 50 % avec des pertes de terre de 500 à 600 millions tonnes/an en Turquie (Celik et al., 1996). En Tunisie, 45 % de la superficie du pays est menacée par l'érosion (Chevalier et al., 1995 ; Boussema, 1996) et en Algérie, 45 % des zones telliennes, soit 12 millions d'hectares (Chebbani et al., 1999).

En Tunisie, pendant les deux dernières décennies, les lacs collinaires occupent une grande place dans les stratégies nationales de Conservation des Eaux et des Sols (CES). Outre leur rôle de protection du milieu, les lacs collinaires apparaissent comme des réserves locales d'eau disponible pour l'agriculture. Néanmoins ces infrastructures hydrauliques sont assez sensibles à la sédimentation à cause des apports solides. L'érosion hydrique touche près de 3 millions d'hectares des sols agricoles en Tunisie, et constitue une menace pour la durabilité des retenues collinaires destinées à mobiliser les eaux de surface ; où l'activité économique dominante demeure l'agriculture. Par conséquent, des méthodes de contrôle s'avèrent nécessaires, afin d'assurer une gestion durable des sols et de sécuriser les productions agricoles. Plusieurs études ont été faites dans le cadre de la conservation des Eaux et du Sol (CES), en recourant à la modélisation de l'érosion qui est devenue, une nécessité pour les hydrologues afin de pouvoir limiter les zones à risque majeur et chercher des solutions adéquates. La modélisation de l'érosion a commencé par les modèles empiriques comme l'équation universelle des pertes en sol (USLE), la version révisée de celle-ci (RUSLE), sa version modifiée (MUSLE) et l'équation FAO. En plus, la cartographie de l'érosion représente un outil fondamental pour connaître la répartition et l'ampleur géographique du phénomène. Ainsi, la combinaison des modèles empiriques existants avec les nouvelles techniques de spatialisation comme les systèmes d'information géographique (SIG) ont permis de réduire les coûts financiers et gagner le temps de cartographie des risques et par conséquent, l'intervention efficace, ciblée et rapide.

Dans ce cadre, cette étude vise à utiliser l'équation universelle des pertes en sol (USLE), la version révisée de celle-ci (RUSLE), sa version modifiée (MUSLE) et l'équation FAO, intégrés sous un Système d'Information Géographique (SIG) afin de quantifier et de cartographier l'érosion hydrique au niveau du bassin versant d'El Gouzine.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

D'après TAHIRI et al., 2014 plusieurs équations ont été établies pour lier les facteurs d'érosion entre eux et quantifier les pertes de sol : Universal Soil Loss Equation (USLE) de Wischmeier et Smith, (1978); Water Erosion Prediction Project (WEPP) de Flanagan and Nearing, (1995); Soil and Water Assessment Tool (SWAT) de Arnold et al., (1998); European Soil Erosion Model (EUROSEM) de Morgan et al. (1998). D'autres modèles par la suite ont été basés sur l'équation universelle de perte de sol (USLE) de Wischmeier et Smith (1978) et ses versions modifiées (MUSLE) et révisées (RUSLE).

RUSLE (Renard et al., 1997) est un modèle empirique révisé de l'équation USLE de Wischmeier et Smith (1978). Il est conçu pour une utilisation à l'échelle de la parcelle. Le modèle RUSLE permet de prédire le taux annuel moyen d'érosion du sol d'un site d'intérêt pour des scénari impliquant des systèmes de culture, les techniques de gestion et les pratiques de contrôle de l'érosion (Garde et Kathyari, 1990). RUSLE calcule l'érosion moyenne annuelle attendue sur les versants en multipliant plusieurs facteurs réunis : l'agressivité des pluies (R), l'érodibilité du sol (K), la pente et la longueur de la pente (LS), le couvert végétal (C), et les pratiques antiérosives (P). Les valeurs de ces facteurs sont déterminées à partir des mesures de terrain et de laboratoire (Renard et al., 1997). MUSLE est un modèle modifié de l'USLE (Renard et al., 1991). Il a été utilisé pour estimer la quantité de sédiments d'une seule tempête (Williams et Berndt, 1976). Ce modèle a remplacé le facteur d'érosivité des pluies (R) par le

débit maximum instantané et le volume total d'eau ruisselé en vue de prévoir l'érosion des sols pour un événement de l'érosion de l'eau.

De plus la Méthode de la F.A.O (Food and Agriculture Organisation) qui a été développée en 1979. Cette méthodologie est une généralisation d'USLE qui dépend des caractéristiques suivantes : l'érosivité des pluies, la nature du sol, la pente du terrain et l'occupation du sol.

Site d'étude

Le bassin versant du lac El Gouazine a une superficie de 17.08 km². Il appartient au bassin versant du Nebhana en Tunisie centrale semi-aride (figure 1). Il appartient au synclinal d'Oueslatia et est constitué par des marnes intercalées de barres calcaires du Lutétien Bartonien. L'occupation des sols varie d'un couvert semi-forestier à des parcelles totalement consacrées à l'activité agricole. Un petit barrage a été construit à l'exutoire de ce bassin en 1990 ; le lit de l'oued et le lac collinaire occupent 1.6 % de la surface. 40% de sa superficie a été aménagée en banquettes isohypses en 1996 et 1997. Cet aménagement concerne les terres de céréalicultures et les vergers (Mansouri, 2001).

Le climat est de type méditerranéen semi-aride avec une saison chaude d'été et une saison fraîche d'hiver. La continentalité et le relief accentuent les contrastes thermiques et la sécheresse de l'été. La pluviométrie est en moyenne de 400 mm mais connaît une très forte variabilité tant spatiale que temporelle. Durant la période d'observation (1994 à 2004) la pluviométrie annuelle a varié de 253 mm à 577 mm.

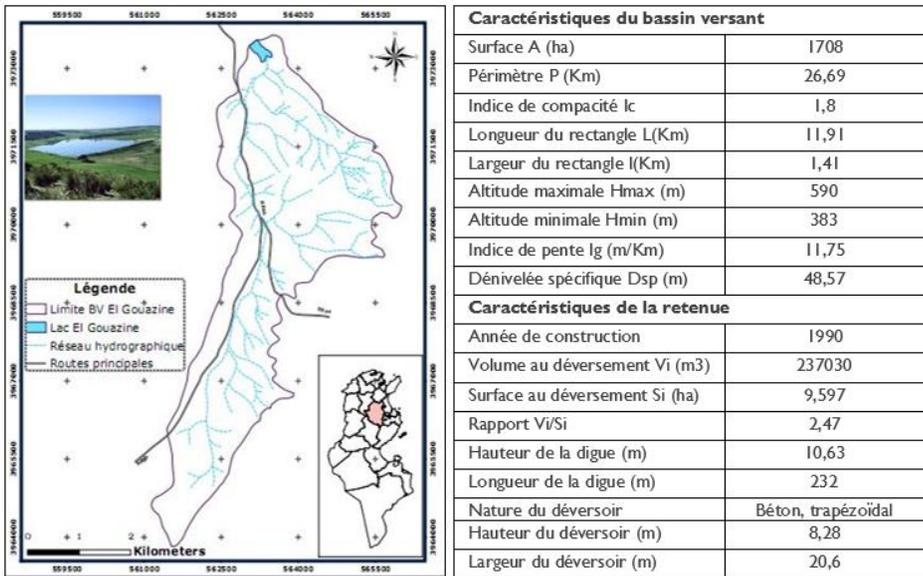


Fig. 1. Localisation du bassin versant d'El Gouazine

d. **Méthodologie de travail**

La quantification de perte en sol dans le bassin versant est assurée par la méthode de la F.A.O et les modèles empiriques MUSLE et RUSLE.

Méthode de la F.A.O (Food and Agriculture Organisation)

La F.A.O a développé en 1979 une méthodologie à l'échelle nationale à la fois paramétrique et empirique. Cette méthodologie est une généralisation d'USLE. Cette formule dépend des caractéristiques suivantes : l'érosivité des pluies, la nature du sol, la pente du terrain et l'occupation du sol.

Elle fait une estimation annuelle d'érosion Es (en t/ha/an) selon la formule suivante :

$$Es = Fm * C1 * C2 * C3 \tag{Eq.1}$$

Avec :

Fm : indice de Fournier modifié caractérisant l'érosivité des pluies ;

$$Fm = \frac{\sum_{i=1}^{12} P_i}{P} \quad (\text{Eq.2})$$

Pi étant la pluie moyenne du mois i (mm),

Pa la pluie moyenne annuelle (mm),

C1 : le coefficient de texture des sols qui dépend de sa nature et compris entre 0,5 et 1, déterminé à partir de la carte pédologique du bassin versant selon la nature du sol,

C2 : le coefficient topographique qui dépend de la pente et variant de 0,5 à 1,5, déterminé à partir de la carte des pentes du bassin versant,

C3 : le coefficient d'exploitation des sols variant selon l'occupation des sols variant de 0,4 à 1, déterminé à partir de la carte d'occupation du sol du bassin versant.

Tableau 8. Valeur du coefficient C1

Nature du sol	Coefficient C1
Sablo-limoneux	0,5 à 0,6
Limoneux	0,7 à 0,8
Limoneux-argileux	0,9 à 1,1
Argileux	1,1 à 1,2

Source : Guide CES (Chérif et al., 1995)

Classe C2	Pente	Occupation du sol	C3
0 – 8 %	0,5 - 0,7	Culture céréalière	0,8 à 1
8 – 30 %	0,8 - 1,0	Arboriculture	0,7
> 30 %	1,2 - 1,5	Parcours	0,6
		Broussaille	0,5
		Forêts	0,4

Source : Guide CES (Chérif et al., 1995)

Source : Guide CES (Chérif et al., 1995)

Modèles empiriques MUSLE et RUSLE

Parmi les modèles empiriques disponibles pour l'estimation de et du transport solide, l'équation universelle de perte de sol (USLE), la version modifiée de l'équation universelle de perte de sol (MUSLE), et sa version révisée (RUSLE) (Cherif, 2012).

Ces modèles empiriques s'expriment selon les formules suivantes :

$$A = R * K * LS * C * P \quad (\text{Eq. 3})$$

Avec:

A : perte annuelle moyenne du sol due à l'érosion (t/ha/an) ;

R : indice d'érosivité (MJ mm ha-1 h-1 an-1) ;

K : facteur de l'érodibilité du sol (t/ha/MJ/mm.ha.h) ;

LS : facteur topographique, tient compte de la longueur de la pente (L) et de son inclinaison (S) ;

C : facteur de couverture végétale, incluant la régie des cultures et des sols et les pratiques culturales ;

P : facteur des pratiques de soutien (ou pratiques culturales anti-érosives).

Le croisement des cartes des principaux facteurs intervenant dans l'érosion hydrique des sols permet d'obtenir la carte des pertes en sols en tout point du bassin versant (Figure 2).

Facteur d'Agressivité des Pluies (R)

L'indice d'agressivité tient compte des interactions entre la hauteur, l'intensité et la durée des pluies sur les transports solides sur une longue période (Brown et Foster, 1987). Cet indice climatique se calcule, pour une averse, et se cumule par épisode, par mois, ou par saison.

L'érosivité de pluie est considérée constante pour tout le bassin versant c'est-à-dire on n'a pas utilisé une couche de ce facteur sous un SIG, mais on a considéré une seule valeur. Dans le tableau 1, on résume les formules de déterminations de l'érosivité de pluie R pour chaque modèle empirique.

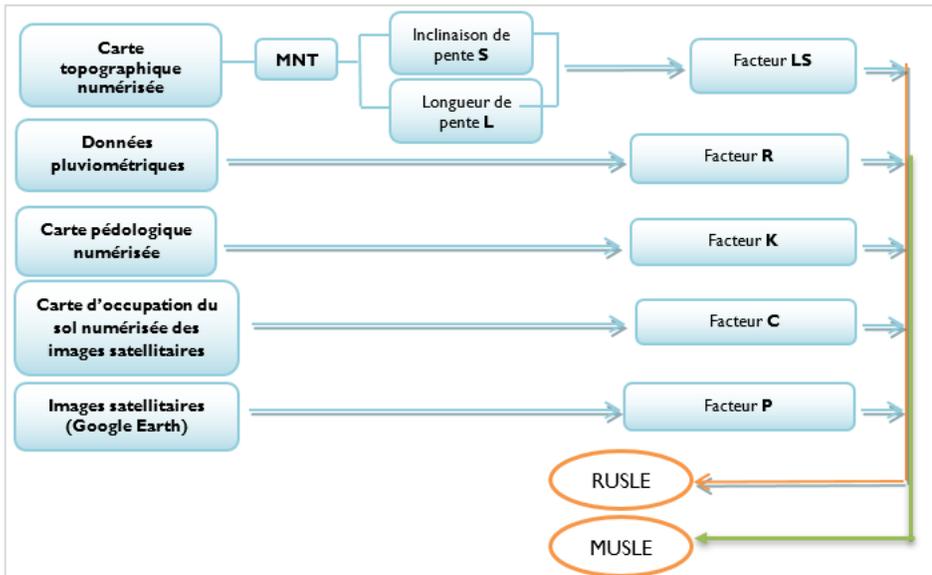


Fig. 2. Organigramme méthodologique

Tableau I. Formules de détermination de l'érosivité de pluie pour chaque modèle

Modèle	USLE (Le Bissonais, 2002)	MUSLE (Williams, 1975)	RUSLE (Arnoldou 1980)
Formule de l'érosivité de pluie selon chaque modèle	$R = E_T * I_{30}$ (Eq.4) I_{30} : intensité maximale de la pluie de 30 min pour l'averse considérée (mm/h). E_T : énergie cinétique totale de la pluie (MJ/ha/mm).	$R = 11,8(V.Q_p)^{0,56}$ (Eq.6) V : le volume des eaux de ruissellement (m³). Q_p : le débit de pointe (m³/s).	$\log R = 1,47 * \log \left(\frac{P_i^2}{P} \right) + 1,29$ (Eq.7) P_i : pluie mensuelle du mois i (mm) P : pluie annuelle (mm)
			$R = (EI)_{15} = \sum_{j=i}^n I_{15j} \left[\sum_{i=1}^m (\Delta h_{ij}, i) E_{i,j} \right]$ (Eq.8)
de l'énergie cinétique	$E_i = 210 + 89 \log(I_{30})$ (Eq.5)		$E_i = 0,29 * [1 - 0,72e^{(-0,05I)}]$ (Eq.9) I : intensité de la pluie en mm/h. e_i : énergie cinétique d'une pluvio-phase. Δh_i : hauteur de la pluvio-phase en mm.

Les données de pluies utilisées dans ce travail sont issues de la direction de ressources en eaux (1994-2009).

R(15 min) et R(30 min) de RUSLE : Ce facteur est calculer en utilisant les données des pluies instantanées qui donne les valeurs de pluies cumulées chaque 15 minutes de la même manière pour R(30) qui présente les valeurs de pluies cumulées chaque 30mn. Les données utilisées sont issues de la base DACTA/IRD.

Cet indice tient bien compte des trois conditions : énergie cinétique de la pluie E, intensité maximale de la pluie et de durée de durée des pluies (15 mn ; 15 ou de 30 mn ; 130).

La valeur de R adoptée dans l'équation de RUSLE est la moyenne de celles sommées durant une année hydrologique pendant une période pluriannuelle représentative.
 A chaque pas de temps, on mesure la hauteur précipitée et l'énergie cinétique (E_i) engendrée en (MJ/ha.mm) en fonction de l'intensité des précipitations (I) en (mm/h). Dans l'équation de RUSLE, l'énergie cinétique, pour chaque intervalle d'intensité uniforme dans l'averse, est donnée par la formule (Equation 8).

Facteur d'érodabilité du sol (K)

La carte du facteur K est obtenue à partir de la carte pédologique (carte agricole, 2000). Une étude bibliographique nous permet de déterminer les valeurs du facteur érodabilité des sols K du chaque unité pédologique du bassin versant comme le montre le tableau 2.

Facteur du couvert végétal (C)

Ce facteur sert à exprimer l'effet du couvert végétal présent dans les bassins versants. En effet, à cause de manque de données nécessaires pour calculer les valeurs du facteur C on a recours aux études réalisées sur des zones avoisinantes de notre zone d'étude.

La carte de répartition spatiale du facteur du couvert végétal est obtenue directement à partir de la carte d'occupation du sol réalisé à partir des images satellites de Google Earth. En effet, les indices de C retenues sont choisis en se référant aux travaux de Cormary et Masson (1971) en Tunisie et aux applications du modèle RUSLE notamment sur le lac collinaire Abdessaddok (Zante et al., 2003). Les valeurs du facteur C obtenues sont représentées dans le tableau 3.

Tableau 2. Facteur d'érodabilité des sols K (rapporté par Cormary, 1964)

Occupation	C RUSLE	C USLE/MUSLE
Forêt dense	0,01	0,1
Forêt dégradé	0,05	0,1
Culture annuelle	0,7	0,55
Oliviers	0,104	0,9
Parcours	0,55	0,45
Garrigues	0,3	0,36
Unité mixtes	0,37	0,72
Ravines vives	0	0

Tableau 3. Facteur du couvert végétal C (rapportée par Masson, 1971 et Zante & al., 2003)

Unités pédologiques	Indice K (RUSLE)	Indice K (USLE/MUSLE)
Complexes de sol	0,05	0,041
Rendzines	0,013	0,054
Sols minéraux bruts	0,036	0,042
Vertisols	0.01	0.01
Sols peu évolués d'apport	0,08	0,05

Facteur de pratiques anti-érosives P

Ce facteur reflète les effets des pratiques qui réduisent la quantité d'eaux de ruissellement et la vitesse de ruissellement et qui réduisent de ce fait l'importance de l'érosion.

L'indice de protection P utilisé dans le modèle USLE est un rapport sans dimension obtenu par comparaison d'érosion mesurée sur parcelles où le travail est effectué dans le sens de la plus grande pente ($P=1$) et l'érosion de parcelles diversement protégées et où $P < 1$, tous autres facteurs étant par ailleurs égaux.

Les pratiques anti-érosives les plus utilisées au niveau des bassins versants d'El Gouzine et sont les banquettes. L'indexation de ce facteur provient essentiellement des résultats expérimentaux de Masson (1971), Heusch (1970) en zone méditerranéenne ainsi que de différentes compilations (FAO, 1993, CES Tunis, 1995).

Tableau 4. Pondération de l'indice P selon la pente

Pente (%)	Indice P (USLE/MUSLE)	Pente (%)	Indice P (RUSLE)
1-2	0.6	0 - 5	0.1
2-7	0.5	5 - 15	0.12
7-12	0.6	15 - 25	0.16
12-24	0.8	25 - 35	0.18
> 24	0.9	> 35	0.28

Facteur topographique combiné (LS)

Ce facteur résulte de la combinaison du facteur inclinaison S et la longueur L de pente. L'action de l'inclinaison de la pente sur le ruissellement est amplifiée par la longueur de la pente, même si l'impact de ce dernier demeure limité.

Les fortes pentes avec un écoulement rapide sont en général à l'origine d'une érosion importante dont l'importance dépend de la géologie, de la nature des sols, et de la protection par la couverture végétale. Le facteur LS est fonction de la longueur et de l'inclinaison des pentes.

Facteur des pratiques LS selon USLE/MUSLE

Plusieurs études ont été effectués pour la détermination de ce facteur dans notre cas nous allons travailler avec l'équation de (Smith al., 1996) présenté ci-dessous :

$$LS = 1.4 * \left(\frac{As}{22.1}\right)^{0.4} * \frac{\sin(\theta * 0.01745)^{1.4}}{0.09} \tag{Eq.10}$$

θ : l'angle de la pente en degré.

As : La surface spécifique écrit sous un SIG de la manière suivante (Moore et Burch, 1986) :

$$As = Flow Accumulation * Cell Size$$

La carte de la surface (As) est déterminée en multipliant la carte de l'accumulation de ruissellement (Flow accumulation) par la taille de pixel (la résolution).

Facteur des pratiques LS selon RUSLE

Dans le cadre de notre étude, on a utilisé la formule développée par Wischmeier et Smith (1978) qui a été utilisée par plusieurs auteurs (Vezena et Bonn (2006), Park (2007), Rodríguez & Suárez (2010) et Toumi (2013)).

$$LS = (folow accumulation * \frac{resolution}{22.1})^m * (0.065 + 0.045 * S + 0.0065 * S^2) \tag{Eq.11}$$

Avec : S est la pente (%), et m est un paramètre tel que :

Tableau 5. Valeur de m relatif à chaque classe de pente

Pente (%)	m
>5	0,5
3-5	0,4
1-3	0,3
<1	0,2

Quantification de perte en sol dans le bassin versant d'El Gouzine

Les résultats d'application des quatres modèles pour déterminer la quantité de sol perdu par le ruissellement sont analysés ci-après.

Masson (1971), sur la base des expériences sur le semi-aride tunisien, propose une perte de sol tolérable d'environ 2.5, 5 et 10 tonnes/ha/an. En effet, sur la base de classification de Masson, on a adopté une nouvelle classification qui reflète mieux la répartition spatiale de la perte de sol.

Le tableau suivant résume les surfaces de chaque classe d'érosion déterminé par tout les modèles.

Tableau 6. Classe de l'érosion déterminée par la formule FAO

Classe nne/ha/an)	FAO		USLE		MUSLE		JSLE (R _{mensuelle})		USLE (R _{15min})		JSLE (R _{30min})	
	(ha)	S	(ha)	S	(ha)	S	(ha)	S	(ha)	S	(ha)	% S
0-2,5	52	04	04,3	4	12,5	28	391,8	2	69,5	9,1	8,5	74,1
2,5-5	-	-	6,2	3	89,3	08	102,6	06	23,4	7,3	0	6,1
5-10	-	-	3,3	4	96,8	52	88,3	2	09,4	5	7	6,06
10-20	72,2	6	57	3	68,3	85	63,6	7	08,9	4	1	5,6
>20	469	6	12	7	125	31	47,1	8	81,4	0,7	3	8,1

Les figures ci-après présentent la répartition spatiale de l'érosion hydrique sur le bassin versant.

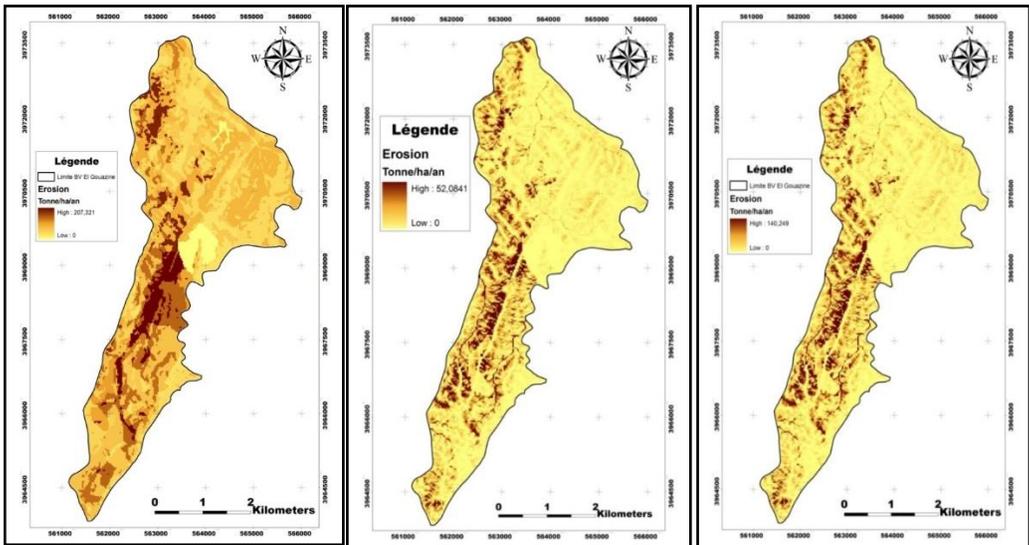


Fig.3. Carte des perte de sol déterminées par les formules FAO, USLE et MUSLE

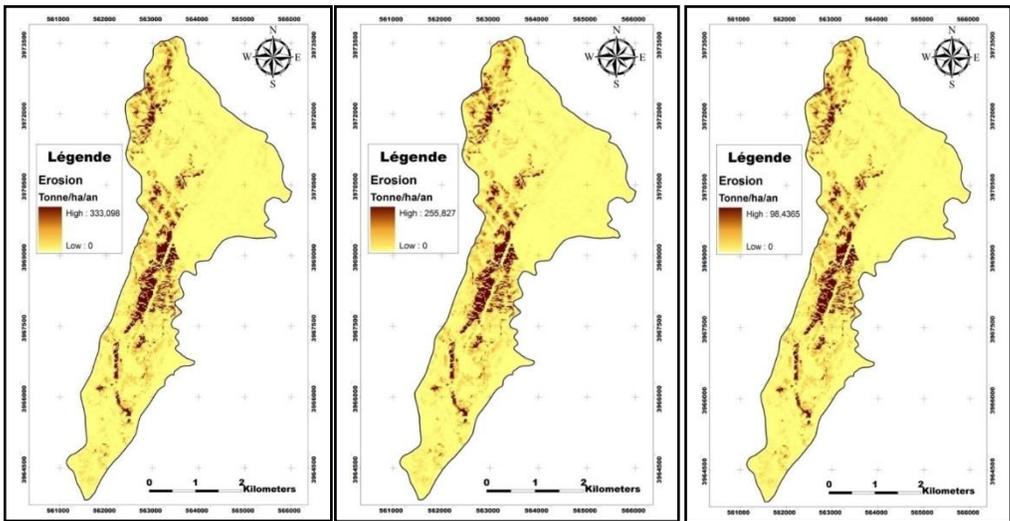


Fig.4. Carte des pertes de sol déterminée par les modèles de RUSLE (Rmensuel, R15min et R30min)

La modélisation de l'érosion par les différents modèles, montre que plus que la moitié de la surface du bassin versant El Gouazine est affectée par une érosion inférieure ou égale à 2,5 tonnes/ha/an, en revanche environ 20 % de la surface est affectée par une perte en sol comprise entre 2,5 et 10 tonnes/ha/an. Les pertes en sol de valeur très élevée est pratiquement négligeable, ne représente que 4 % de la surface totale du bassin. Ce qui prouve, par ailleurs, la faiblesse de la valeur moyenne de l'érosion.

On a comparé les valeurs obtenues par modélisation aux valeurs obtenues par les mesures bathymétriques (envasement) au niveau du lac collinaire d'El Gouazine (figure 5). En effet, l'érosion totale dans un bassin versant est la somme des deux formes essentielles de l'érosion qui sont : l'érosion en nappe qui peut être calculée par les modèles d'érosion et l'érosion par ravinement qui ne peut pas être calculée mais elle peut être estimée à partir de l'érosion en nappe en se basant sur la nature du sol dans le bassin versant.

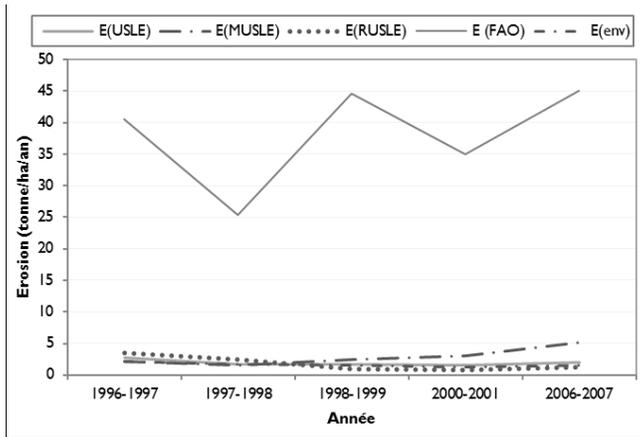


Fig.5. Variation de l'érosion hydrique (E)

Tableau 7. Variation de l'écart quadratique calculé pour les 4 modèles

Erosion	σ
E(USLE)	0,41
E(MUSLE)	1,91
E(RUSLE)	0,75
E(FAO)	37,23

Pour mieux comparer les résultats des modèles, on a procédé au calcul de l'écart quadratique σ , qui est l'écart entre les valeurs calculées par les divers modèles cités auparavant et mesurées ou observées de l'érosion, pour chaque modèle.

En comparant les différentes valeurs de l'écart quadratique (tableau 7), on constate que celle relatives à MUSLE et USLE sont proches et faibles. En effet, elles sont plus cohérentes et plus proches de l'érosion mesurée. On peut alors conclure qu'elles donnent une bonne estimation de l'érosion. Tandis que, celle correspondant à MUSLE et FAO sont plus importantes, le modèle FAO surestime l'érosion, il donne des valeurs trop élevées de perte en terre. On peut alors conclure que ces deux modèles n'estiment pas bien l'érosion et elle ne convienne plus à notre zone d'étude.

À la lumière des résultats obtenus et d'après les objectifs fixés pour la présente étude, les conclusions suivantes peuvent être tirées suite à l'analyse comparative des résultats obtenus par les différents modèles :

- Le modèle USLE donne une bonne estimation de l'érosion pour le bassin versant El Gouazine en estimant des valeurs cohérentes et valables.
- Le modèle MUSLE n'a pas donné des bons résultats, la modélisation par le modèle MUSLE surestime l'érosion dans le bassin versant El Gouazine.
- Le Modèle FAO n'a pas donné de bons résultats, il surestime l'érosion pour plusieurs raisons parmi lesquelles on peut citer qu'il est conçu à une grande échelle et elle ne tient pas compte des aménagements existants dans le bassin versant. En effet, on peut améliorer la formule FAO en introduisant un facteur qui tient compte des aménagements existants dans le bassin versant.
- Le modèle RUSLE donne une bonne estimation de l'érosion. En effet, il est le plus convenable pour notre bassin versant en utilisant R(mensuelle). Les résultats obtenus lors de l'application de ce modèle ne présentent que des valeurs satisfaisantes pouvant aider dans la planification des activités de conservation des sols et une réduction de l'envasement des barrages. Ils apportent une aide importante aux décideurs et aménageurs pour simuler des scénarios d'évolution du bassin versant d'El Gouazine et surtout planifier les interventions de lutte contre l'érosion hydrique.

CONCLUSION

Dans l'actualité, il existe plusieurs modèles empiriques qui estiment l'érosion hydrique du sol au niveau des bassins versants. Ces méthodes varient des plus simples aux plus complexes. Dans ce contexte, ce travail avait pour objectif la cartographie et la quantification de l'érosion hydrique sur le bassin versant d'El Gouazine par quatre modèles empiriques qui sont : la formule de FAO, l'équation universelle des pertes en sol (USLE), la version modifiée (MUSLE) et la version révisée (RUSLE) intégrés sous un Système d'Information Géographique (SIG). L'utilisation du (SIG) a permis d'édifier et de combiner ces différents facteurs de l'érosion, afin d'obtenir une carte de synthèse de perte en sol.

En effet, cette carte d'érosion fournit des informations synthétiques et systématiques sur l'intensité, la répartition spatiale du phénomène qui sera utilisé pour déterminer les zones d'intervention prioritaire afin de résoudre un

grand nombre de problèmes de cultures, sols et gestion de bassins versants, puisque cette dernière constitue un problème significatif au niveau du pays avec des degrés différents de sévérité.

En comparant les résultats obtenus par chaque modèle et les mesures bathymétriques on constate que le modèle RUSLE donne des résultats plus adéquats pour le bassin versant El Gouzaine. En effet, il aboutit à une bonne estimation de l'érosion.

Les lacs sont de très bons pièges à sédiments. Ils remplissent un rôle de protection pour des barrages de plus grandes tailles situés en aval. Mais leur colmatage rapide va à l'encontre d'un développement agricole. Implantés dans des environnements fragiles et à faibles activités économiques, ils sont perçus comme une ressource supplémentaire, rare et vitale : l'eau. Pour pérenniser cette ressource, l'aménagement des versants pour protéger ces lacs devient une priorité. La nature et la densité de ces aménagements doivent concilier la réduction du transport solide sans pour autant priver le lac de ces apports en eau par ruissellement.

Ce travail laisse entrevoir plusieurs perspectives de recherches qui peuvent être appliquées pour réétudier le même bassin versant en tenant compte l'interconnexion des nappes souterraines avec le ruissellement de surface.

Références

- [1] A. Shaban, M. Khawlie, Geoenvironmental assessment of riparian zones under extreme climatic events: a case study of representative rivers in Lebanon. Mediterranean rivers and riparian zones-processes and management symposium, Zaragoza, 1998, 25 p.
- [2] D.C. Flanagan, et M.A. Nearing, USDA water erosion prediction project: hillslope profile and watershed model documentation. NSERL Report No. 10. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, IN 47907-1194 (1995).
- [3] FAO, The state of food and agriculture, world and regional reviews structural adjustment and agriculture, Bulletin N23, 1990.
- [4] H-R. Boussema, Système d'information pour la conservation et la gestion des ressources naturelles. Colloque international sur le rôle des technologies de télécommunications et de l'information en matière de protection de l'environnement, Tunis, pp112-116, (1996).
- [5] I. Cherif, Elaboration d'une approche quantitative pour l'estimation de l'érosion hydrique : Bassin versant El Oglu du Zaghouan, Master présenté à INAT, Tunisie. Spécialité Hydraulique Agricole et Aménagement Rural, 2012, 61p.
- [6] J-J. Chevalier, J. Pouliot, K. Thomson, M-R. Boussema, Systèmes d'aide à la planification pour la conservation des eaux et des sols (Tunisie). Systèmes d'information géographique utilisant les données de télédétection. Actes du colloque scientifique international, Hammamet, Tunisie, (1995).
- [7] J. R. Williams, Sediment-Yield Prediction with Universal Equation Using Runoff Energy Factor, Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources, ARS-S-40, USDA, Agricultural Research Service, Washington D. C., pp 244- 252 (1975).
- [8] J.G. Arnold, R. Srinivasan, R.S. Muttiah, et J.R. Williams, Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. Journal of American Water Resources Association 34 (1), pp. 73-89 (1998).
- [9] J. De Ploey, A. Imeson, L-R. Oldeman, Soil erosion, soil degradation and climatic change. In : Brouwer F-M., Thomas A-J., Chadwick M-J., editors. Land use changes in Europe, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 275-292 (1991).
- [10] J. R. Williams, et H. D. Berndt, Determining the universal soil loss equation's lengthslop factor for watersheds. In: National Soil Erosion (Proc. Conf., 25-26 May), pp.217-225 (1976).
- [11] K.G. Renard, G.R. Foster, G.A. Weesies, et J.P. Porter, RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. Journal of soil and water conservation, 46, pp.30-33 (1991).
- [12] K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool et D. C. Yoder, Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Handbook 703, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., 1997.
- [13] Le Bissonnais, Y. J. Thorette, C. Bardet et J. Daroussin, L'érosion hydrique des sols en France, INRA, IFEN, 2002, 106 p.
- [14] L. Jofitc, J. Milliman, G. Sestini, Climate change and the Mediterranean. UNEP-E. Arnold Pub. NY, 1992.
- [15] M. Tahiri, H. Tabyaoui, F. El Hammichi, A. Tahiri et H. El Hadi, Evaluation et Quantification de l'Erosion et la Sédimentation à partir des Modèles RUSLE, MUSLE et déposition intégrée dans un SIG. Application au Sous-Bassin de l'Oued Sania (Bassin de Tahaddart, Rif nord occidental, Maroc). European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X/1450-202X Vol. 125 No 2 October, pp 157-178 (2014).
- [16] R. Bou Kheir, M-CI. Girard, M. Khawlie et C. Abadallah, Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens Étude et Gestion des Sols, Volume 8, 4, pp 231- 245 (2001).
- [17] R. Chebbani, K. Djilli, E. Roose, Etude des risques d'érosion dans le bassin versant de l'isser, Algérie. Bulletin Réseau Erosion 19, pp 85-95 (1999).
- [18] R. J. Garde, et U. C. Kathyari, Erosion prediction models for large catchments, in: Proceedings of the International Symposium on Water Erosion, Sedimentation, and Resource Conservation, Dehradun, India, pp.89-102, (1990).
- [19] T. Mansouri, Modélisation spatialisée des écoulements et du transport solide des bassins versants des lacs collinaires de la dorsale tunisienne et du Cap Bon. Thèse de doctorat en géologie à l'université de Tunis El Manar, Facultés de Sciences de Tunis, 2001, 286p.
- [20] W.H. Wischmeier, D.D. Smith, Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. USDA handbook No. 537. U.S. Department of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station, 1978.

Etude de la persistance de la Sécheresse dans le bassin versant de la Medjerda Nord Est de l'Algérie

Wacila Khoualdia¹, Abdellouadoud Mahfoudi² et Nouredine Gaaloul²

¹ Université de Souk-Ahras, MCM, Faculté des sciences et Technologie, Laboratoire de recherche InFrees, Team climat et gestion des ressources en eau Rue BP.1553.Route de Annaba 41000,Algérie Tel: +213.69.84.48.30, E-mail:

w.khoualdia@univ-soukahras.dz mwacila@yahoo.fr

² Université ElManar, ENIT, BP 37, Rue le Belvedere 1002 Tunis Tel: +213. 671231108,

E-mail: abdellouadoudmahfoudi@yahoo.com

² Université de carthage-IRESA, INGREF, Rue Hédi Karray B.P.10,2080,Ariana,Tunisie Tel: +216.98.435.772,

E-mail: gaaloul.nouredine@iresa.agrinet.tn ngaaloul2003@yahoo.fr

Résumé :

L'analyse d'une série de précipitations annuelles fait apparaître l'existence de dépendances stochastiques pour le climat nord est de l'Algérie. Elle permet de constater une forte tendance pour qu'une année sèche soit suivie d'une autre année sèche. Pour analyser cette dépendance, nous avons appliqué les chaînes de Markov. Afin d'assurer une vision globale du phénomène sur le bassin de la Medjerda, Nord Est de l'Algérie nous avons utilisé trois régions avec des séries de pluie annuelle allant de 1969-2007. L'étude a montré que la sécheresse est un phénomène assez fréquent et récurrent deux années de suite, voire plus. La probabilité d'avoir deux années sèches consécutives est plus importante dans les régions de Nord, du Nord-Ouest et du Centre-Ouest, régions qui participent d'une façon considérable à la production agricole du pays. Ces résultats pourront aider à établir une stratégie de lutte contre la sécheresse.

Mots-clés : Chaîne de Markoves, Climat, Ressources hydriques, Sécheresse, Medjerda, Afrique du Nord.

Study of the persistence of drought in the watershed of the Medjerda North East of Algeria

Abstract:

The analysis of a series of annual precipitations reveals the existence of stochastic dependencies for the north-eastern climate of Algeria. It shows a strong tendency for a dry year to be followed by another dry year. To analyze this dependence, we applied the Markov chains. In order to ensure a global vision of the phenomenon in the Medjerda basin, northeastern Algeria, we used three regions with annual rainfall series from 1969-2007. The study showed that drought is a fairly common and recurrent phenomenon two years in a row, or more. The probability of having two consecutive dry years is greater in the northern, northwestern and central-western regions, which are important contributors to agricultural production in the country. These results may help to establish a strategy to combat drought.

Keywords: Markoves Chain, Climate, Water resources, Drought, Medjerda, North Africa.

INTRODUCTION

En Algérie, en considérant les stations du nord Demmak et al, (1994) par une méthode comparative des moyennes (1974-1992 par rapport à celle de Chaumont 1913-1963) et à la moyenne de longue durée (1922-1992), ont constaté que l'ampleur du déficit pluviométrique de la dernière période 1974-1992 s'intensifie d'est en ouest. Ils mettent en évidence la tendance à la sécheresse des vingt dernières années et font apparaître des sécheresses analogues durant les années 1913 et 1940. Et la sécheresse constitue un fléau redoutable pour l'économie des pays fondée essentiellement sur la production agricole pluviale. L'analyse de la récurrence et de la persistance de ce phénomène par des méthodes scientifiques cherche à établir une estimation des probabilités qui pourrait contribuer à la planification de stratégies de mobilisation et de gestion des ressources en eau. Par ailleurs, l'économie du pays, fondée sur l'agriculture, reste tributaire de la pluviométrie. Et le bassin versant de la Medjerda se situe dans l'Est Algérien qui participe d'une façon notable dans la production agricole du pays et durant ces derniers temps ce bassin à été touché par l'irrégularité des pluies ce qui a conduit à l'exploitation des ressources en eau difficile de plus en plus. Pour ce faire cette étude présente l'intérêt de certaines méthodes statistiques, pour interpréter la variabilité pluviométrique et proposer une stratégie de gestion de ressources en eau.

PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

Le bassin versant de Medjerda qui s'étale entre l'Algérie et la Tunisie occupe une superficie de 23700 km² dont 7600 km² en territoire algérien. Ce dernier est bordé au Nord par le bassin des Côtiers Constantinois, à l'Ouest par les bassins de la Seybouse et des hauts plateaux Constantinois, au Sud par le bassin de Chott Melghrir, et à l'Est par la Tunisie. Ce bassin est aussi traversé par un des principaux oueds maghrébins, la Medjerda au Nord et le Mellègue au Sud (Figure 1). Le bassin d'étude constitue une zone charnière entre deux domaines structuraux distincts à savoir: l'Atlas Tellien au Nord et Saharien au Sud. C'est une zone à structure généralement simple au Sud et complexe au Nord. Au Nord, le bassin d'étude présente un relief accidenté et entouré d'une série de montagnes dont l'altitude varie entre 1400 m et 700 m. Il se caractérise par une végétation très développée et dense. Au Sud, il est considéré comme le prolongement naturel des hautes plaines constantinoises sans pour autant en avoir les mêmes caractéristiques naturelles et physiques. Il présente une structure plissée d'une orientation dominante Sud-Ouest, Nord-Est.

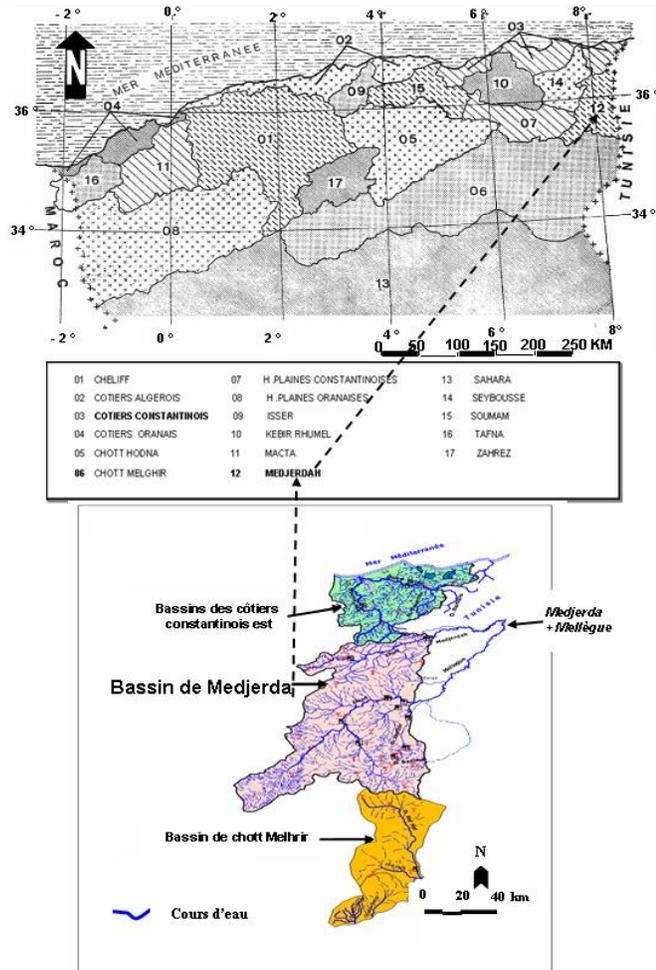


Figure 1 : Situation du bassin versant de Medjerda Nord-est Algérie.
 (Source : ANRH 2008)

PRESENTATION DES DONNEES

Les données pluviométriques proviennent des deux établissements responsables du réseau pluviométrique en Algérie, à savoir l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) et l'Office Nationale de Météorologie (ONM). des séries de données pluviométriques ont été utilisées (Tableau 1) ;

Ces données ont été contrôlées par la méthode des doubles cumuls pour le comblement des lacunes dans les stations voisines et de même caractéristique géographique et climatique.

L'une des caractéristiques principales de la pluviométrie, dans notre région, est sa grande variabilité interannuelle. En effet, d'une année à l'autre le total annuel peut varier fortement. Ceci nous a conduit à une étude détaillée de la variabilité interannuelle des précipitations. Dans cette partie, nous avons axé notre travail sur trois stations qui seront considérées comme stations types, chacune décrit une zone plus au moins homogène de notre région d'étude (Souk-Ahras, Tébessa et Ouenza), puisqu'elles présentent moins de lacunes

Tableau I: Liste des stations pluviométriques retenues pour l'étude.

No	Code	Stations	Période d'observation	Latitude X (km)	Longitude Y (km)	Altitude Z (m)
1	120101	Souk-Ahras	1969-2007	967,25	342,25	590
2	120401	Ouenza	1969-2007	989,00	313,00	520
3	120301	Tébessa	1969-2007	991,90	247,20	890

PRESENTATION DES METHODES

Test de Mann Kendall

Soit la série X_i , i variant de 1 à n . On calcule pour chaque élément, le nombre d'élément qui le précède et qui lui sont inférieurs et l'on fait la somme de ces nombres (t). Plus (t) est grand et plus l'organisation de la série est importante. La variable (t) est distribuée selon une loi normale avec :

$$E(t) = n \times (n - 1) / 4 \tag{1}$$

(2)

$$Var(t) = n \times (n - 1) \times (2n + 5) / 72$$

On cherche la probabilité α_1 à l'aide

de la loi normale centrée réduite tel que:

Avec:
$$u(t) = (t - E(t)) / \sqrt{Var(t)} \tag{2}$$

L'hypothèse nulle (absence de tendance) est acceptée ou rejetée au niveau de signification α_0 pour un seuil de 0.05 selon que l'on a $\alpha_1 > \alpha_0$ ou $\alpha_1 < \alpha_0$

Lorsque les valeurs de $u(t)$ sont significatives (Sneyers.R, 1975), on conclut à une tendance croissante ou décroissante selon que $u(t)$ est positif ou négatif. Le point d'intersection de $-u(t')$ avec $u(t')$ donne le début de la tendance.

Les chaînes de Markov

La méthodologie des chaînes de Markov permet de déterminer ou de prévoir la probabilité d'avoir une année sèche après une année sèche ou non. Ce processus exprime des probabilités conditionnelles de passage de l'état de la veille (année précédente) à l'état de l'année en cours. Pour ce faire, nous avons utilisé la méthode des chaînes de Markov (Arnaud., 1985). Les chaînes de Markov tiennent compte de la liaison entre les années successives; en effet la pluie de l'année k dépend de l'état des années passées. Ce modèle sera du premier ordre si la pluie de l'année k ne dépend que de l'année précédente, c'est-à-dire du passé le plus proche de l'état. Il sera d'ordre h si la pluie de l'année k dépend des $k - 1, k - 2, \dots, k - h$ années passées.

Une année peut être caractérisée du point de vue pluviométrique par deux états:

- état 0 : présence de la sécheresse (années sèche ou très sèche).
- état 1 : absence de la sécheresse (années normale, humide et très humide).

RESULTATS ET DISCUSSIONS :

Pour tester la tendance et détecter le début de cette dernière, nous avons utilisé le test de Mann Kendall. Les résultats obtenus sur les trois stations sont donnés dans le tableau 2. La statistique du test montre que la tendance est négative pour les trois stations, mais elle est fortement significative sur Tébessa et Souk-Ahras. L'observation de la figure 2 confirme l'apparition d'une tendance négative à partir des années soixante-dix et qui persiste durant les deux décennies 80 et 90.

Nom de la station	la statistique u (t)	seuil de signification	de la dernière tendance
Souk-Ahras	-2.47	-1.96	1976/1977
Ouenza	-1.95	-1.96	1975/1976
Tébessa	-2.82	-1.96	1975/1976

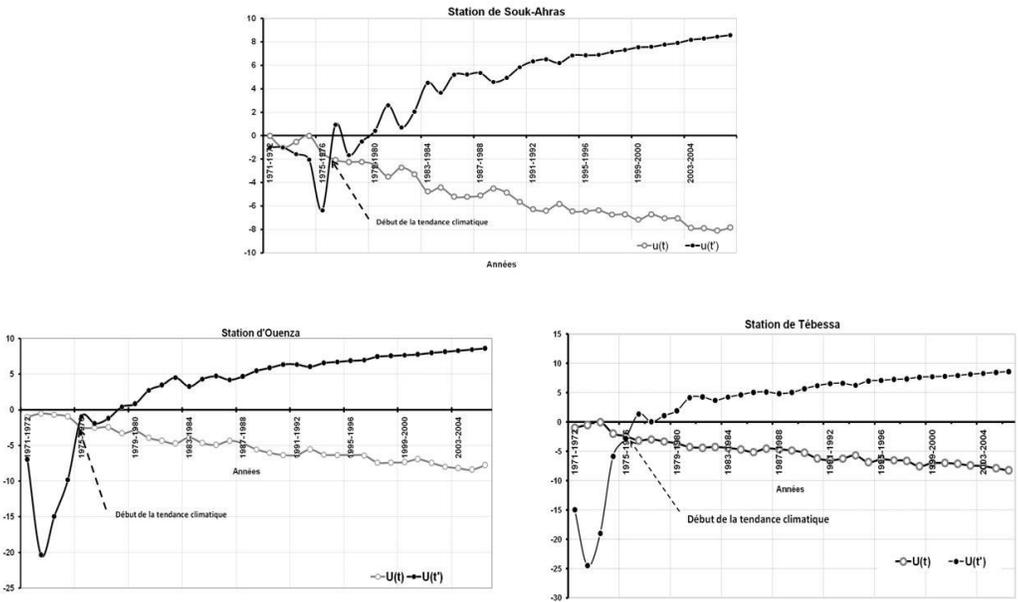


Figure 2 : Etude de la tendance des trois stations (Souk-Ahras, Tébessa, Ouenza).

Les résultats de cette étude ont montré l'apparition d'un déficit pluviométrique à partir des années soixante-dix. Et à la suite de l'application de l'hypothèse d'un processus de Markov d'ordre 1, la probabilité d'avoir une année sèche après une année de départ sèche varie de 43 à 57 % pour les trois stations, elle est importante au Sud (Ouenza, Tébessa) que dans la partie Nord du bassin (Souk-Ahras). En revanche, la probabilité d'avoir une année sèche après une année non sèche est faible (inférieure à 40 %) pour toute la zone d'étude. Si une année est sèche, la probabilité d'avoir une année non sèche l'année suivante est importante pour l'ensemble des stations (supérieur ou égale à 50 %).

Station	Probabilité conditionnelle %
---------	------------------------------

	S-S	S-NS	NS-S	NS-NS
Souk-Ahras	43	64	37.5	62.5
Tébessa	57.14	50	29.16	70.83
Ouenza	46.15	53.84	24	72

Ce déficit persiste actuellement et génère des graves répercussions d'ordre économique et social, compte tenu de la pression croissante qui s'exerce sur la ressource en eau (alimentation en eau potable, irrigation...). Ce qui confirme les résultats trouvés par (Meddi et Hubert; 2000 ; 2003 ;2009), (Meddi et al ; 2002), (Dairi, 2017), (khoualdia, 2014 ; 2017).

CONCLUSION

L'étude a montré que la sécheresse est un phénomène assez fréquent et récurrent une année, deux années de suite, voire plus. La probabilité d'avoir deux années sèches consécutives est plus importante dans les régions du Nord et du Sud, régions qui participent d'une façon considérable à la production agricole du bassin d'étude. Ces résultats pourront aider à établir une stratégie de lutte contre la sécheresse. Une explication de ces processus est à rechercher dans les situations météorologiques et leur fréquence d'apparition, dans le sens de rotation des vents dans les perturbations, dans l'orientation et l'exposition aux vents pluvieux ainsi que dans l'état de la circulation atmosphérique (jet stream) en altitude.

REFERENCES

1. Chaumont M., & Paquin C.,1971. Carte pluviométrique de l'Algérie au 1/500 000. Alger : Soc. Hist. Afri. Nord.
2. Dairi S. & AL 2017. Dynamic simulation for wastewater treatment plants management: Case of Souk-Ahras region, north-eastern Algeria. Journal of water and land development Vol 34 N°1 Pages 221-231
3. Meddi H. & Meddi M., 2009. Variabilité des précipitations annuelles du Nord-Ouest de l'Algérie. Sécheresse, Vol 20, 57-67.
4. Meddi M. & Humbert J., 2000. Étude des potentialités de l'écoulement fluvial dans le Nord de l'Algérie en vue d'une réalimentation des aquifères. In : Eaux sauvages, eaux domestiquées, Hommage à L. DAVY, Publications de l'Université de Provence, pp 177-190.
5. Meddi M. & Hubert P., 2003. Impact de la modification du régime pluviométrique sur les ressources en eau du Nord-Ouest de l'Algérie. In : Hydrology of the mediterranean and semiarid regions, IAHS publication, n°278, pp 229-235.
6. Khoualdia W, & Hammar Y.,2017. contribution a l'étude de la sécheresse et concepts des modèles probabilistes « cas de la région de Souk-Ahras, Algérie » Courrier du Savoir – N°22, Janvier 2017, pp.149-158
7. Khoualdia W, & al,2014. Caractérisation de la variabilité climatique : cas du bassin versant de La Medjerda (Nord-Est algérien) Rev. Sci. Technol., Synthèse 29: 6-23 (2014)

Al₂MnO₄ - Un nouveau photo-catalyseur pour la réduction des ions chromates toxiques dans l'eau

H. Lahmar^{*1,4}, S. Douafer², M. Benamira^{3,4}, L. Messaadia⁴, M. Trari²

¹Laboratory of Storage and Valorization of Renewable Energies, Faculty of Chemistry, USTHB, 16111 Algiers, Algeria Lahmarhicham18@gmail.com

²Département des E. F et Sciences de Technologie, université de MSBY, Jijel18000 Algérie souaad.douafer@gmail.com

³Laboratory of Materials Interaction and Environment-LIME, Department of Chemistry, University of MSBY Jijel, 18000 Jiel, Algeria Benamira18gmail.com

⁴Department of Chemistry, Faculty of Exact Sciences and informatics University of MSBY Jijel, 18000 Jiel, Algeria Lyamine.messaadia@gmail.com

Résumé

Les métaux lourds dans l'eau sont beaucoup moins surveillés que l'azote et le phosphore. Ce sont des micropolluants susceptibles de provoquer des nuisances même lorsqu'ils sont rejetés en très petites quantités dans l'environnement. Il existe deux formes de chrome (trivalent et hexavalent). Le chrome métallique et le chrome trivalent ne sont pas toxiques. En revanche, l'état hexavalent provoque une inflammation des muqueuses et des ulcères et est suspecté d'être cancérigène. Le présent travail consiste en la photo-réduction de chrome hexavalent sous forme hexavalente par photocatalyse sur l'hétéro-système Al₂MnO₄ / SnO₂. Le catalyseur a été choisi pour son faible coût, sa stabilité chimique sur une large gamme de pH et sa couleur grise lui permet d'absorber ~ 68% du spectre solaire. Il a été synthétisé par voie nitrate et cristallise dans une structure spinelle normale: Al₂MnO₄. Le semi-conducteur a été caractérisé par différentes techniques (XRD, réflectance diffuse, propriétés photoélectrochimiques). Ces caractérisations nous ont permis d'établir un diagramme de bande d'énergie pour la prédiction des réactions photo-catalytiques. 95% du chromate (30 mg / L) est réduit après 5 h sous lumière solaire. Le potentiel libre du couple HCrO₄⁻ / Cr³⁺ et le temps d'adsorption ont été déterminés par potentiométrie chrono et l'oxydation suit une cinétique de premier ordre.

Mots clés : Al₂MnO₄ / SnO₂, photo-dégradation, HCrO₄⁻, lumière solaire.

Al₂MnO₄ - A new photocatalyst for the reduction of toxic chromate ions in water

Abstract

Heavy metals in water are much less monitored than nitrogen and phosphorus. They are micropollutants capable of causing nuisance even when they are released in very small quantities to the environment. There are two forms of chromium (trivalent and hexavalent). Metallic chromium and trivalent chromium are not toxic. In contrast, the hexavalent state causes inflammation of the mucous membranes and ulcers and is suspected of being carcinogenic. The present work consists of the photo-reduction of hexavalent chromium in hexavalent form by photocatalysis on the Al₂MnO₄ / SnO₂ heterosystem. The catalyst was chosen for its low cost, its chemical stability over a wide range of pH and its gray color allows it to absorb ~ 68% of the solar spectrum. It has been synthesized by the nitrate route and crystallizes in a normal spinel structure: Al₂MnO₄. The semiconductor has been characterized by different techniques (XRD, diffuse reflectance, photoelectrochemical properties). These characterizations allowed us to establish an energy band diagram for the prediction of photo-catalytic reactions. 95% of the chromate (30 mg / L) is reduced after 5 h under sunlight. The free potential of the HCrO₄⁻ / Cr³⁺ pair and the adsorption time were determined by potentiometry chrono and the oxidation follows first order kinetics.

Key Words: Al₂MnO₄ / SnO₂, photo-degradation, HCrO₄⁻, Solar light.

INTRODUCTION

La photocatalyse est une technologie alternative pour la dépollution de l'eau. Il s'inscrit dans une perspective de développement durable utilisant le soleil comme source d'énergie [1-2].

Les effluents industriels, l'utilisation intensive de pesticides en agriculture et le stockage des déchets ménagers (décharges municipales) sont aujourd'hui des sources de contamination sans précédent, d'eaux de surface et souterraines [3]. L'interprétation des résultats de la photoactivité ne peut se faire que si les propriétés physico-chimiques du semi-conducteur sont liées aux phénomènes qui doivent être mis en jeu. Cette compréhension peut permettre de développer et de prédire les paramètres à modifier afin d'améliorer les propriétés des matériaux et par conséquent d'optimiser les performances photocatalytiques.

De plus, les semiconducteur a large gap ont un faible taux de conversion en raison de leurs couleurs blanche et limite sa zone d'utilisation. Juste avant de résoudre ce problème, différentes stratégies ont été adoptées telles que l'hétéro-jonction.

Nos travaux de recherche consistent en la synthèse et l'étude des propriétés physicochimiques d'un semi-conducteur "Al₂MnO₄", la photo-caractérisation électrochimique (type de semi-conductivité, potentiel de la bande plate Vfb, etc ...), ainsi que son application à la réduction du chrome hexavalent sur l'hétéro-jonction (Al₂MnO₄ / SnO₂), une mise à jour sur l'état de la recherche sera entreprise. Sa méthode de synthèse est simple et ne nécessite que des produits à bas prix.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Al₂MnO₄ a été synthétisé par décomposition thermique de solutions aqueuses de nitrate de Mn⁺² et Al⁺³. Des solutions de concentrations connues de Mn⁺² et Al⁺³ ont été préparées en dissolvant les quantités pesées d'Al(NO₃)₃·9H₂O et de Mn(NO₃)₂·4H₂O dans de l'eau distillée, les deux nitrates ont été réactifs. Les volumes des deux solutions ont ensuite été collectés pour faire la différence entre l'aluminium et le manganèse selon :



La solution finale a ensuite été chauffée à 400 C jusqu'à ce que toute l'eau se soit évaporée et l'azote a été éliminé par formation de composés oxygénés volatils. La réaction de décomposition des nitrates a été suivie de l'observation de l'évolution de la fumée orange astrong, indicative de la production de NO₂. Deux recuits sont nécessaires pour obtenir la phase pure confirmée par diffraction zdes rayons X.

Après, l'échantillon de Al₂MnO₄ obtenu a été transféré dans un four tubulaire et chauffés à 700 C pendant trois heures pour s'assurer que tous les azotes ont été éliminés. Ensuite, l'échantillon a été préparé en pressant la poudre à l'intérieur d'une filière uniaxiale puis le transféré vers un tube de quartz scellé avec un morceau de graphite solide pour maintenir la réduction de l'atmosphère à l'intérieur du tube, de telle sorte que le potentiel d'oxygène faible stabilise le manganèse à l'état +2. La structure cristalline spinelle de Al₂MnO₄ a été obtenue après avoir chauffé le tube de quartz scellé dans un four à moufle à 1100 C pendant 10 h. Le SnO₂ est synthétisé dans [4].

Pour suivre la photo-catalyse, nous avons mesuré la concentration en Cr (VI) par UV-visible sur un appareil de type Shimatzu 1800 utilisant une cellule à quartz.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Caractérisation du matériau semiconducteur

L'analyse par diffraction des rayons X sur poudre a été réalisée à l'aide d'un diffractomètre Siemens au moyen d'un rayonnement K α monochromatique d'une anticathode en cuivre. La phase pure de Al₂MnO₄ cristallise dans le système cubique (groupe d'espace F-43m), avec un paramètre de réseau a = 8,3694 Å en accord avec la fiche (JPCSD N°00-029-0881). Le motif est illustré à la Fig.1.

La largeur de la bande interdite (Eg) (Fig.1.b) est déterminée à partir des abscisses du point d'inflexion (λ_0) de la courbe de réflectance diffuse en fonction de la longueur d'onde.

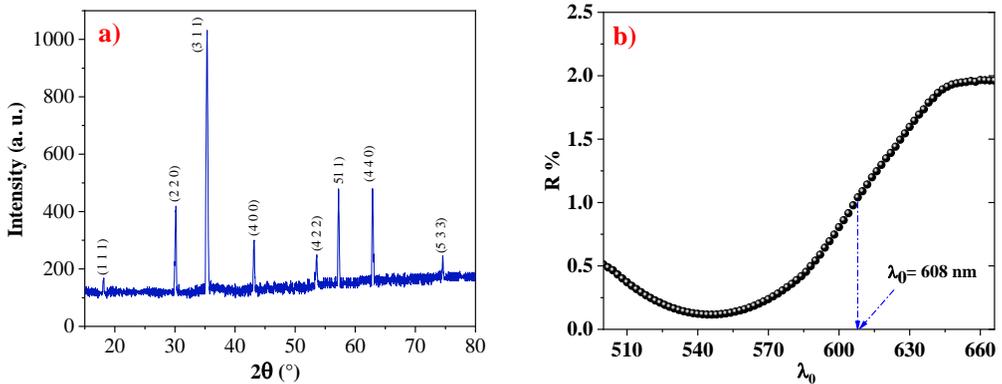


Fig. 1 - a) diffraction des rayons X de Al_2MnO_4 b) spectre de réflectance diffuse.

La Le spectre de réflectance diffuse de Al_2OMn_4 a été réalisé sur poudre à l'aide d'un spectrophotomètre Cary 500 dans la gamme (200 - 1000 nm). La largeur de la bande interdite ($E_g = 2,04$ eV) est évaluée à partir du point d'inflexion de la courbe $R\% = f(\lambda)$ (Fig.1,b) en accord avec la relation[5] :

$$E_g (eV) = \frac{1240}{\lambda_0 (nm)} \quad (3)$$

Photocatalyse

Depuis plus de 20 ans, la photocatalyse est considérée par les scientifiques comme un procédé efficace et économique pour améliorer la qualité de l'environnement et notamment de l'eau. Il est apparu comme une alternative propre en suscitant un fort intérêt technologique, dans la purification de l'eau, de l'air, l'élimination des odeurs et le nettoyage des revêtements de surface. Ce travail consiste à répandre une quantité de semi-conducteurs dans l'eau. Sous la lumière solaire, il génère des trous et des électrons respectivement dans les bandes de valence et de conduction, puis vers l'environnement extérieur où les polluants sont traités, permettant leur résorption selon le processus suivant :

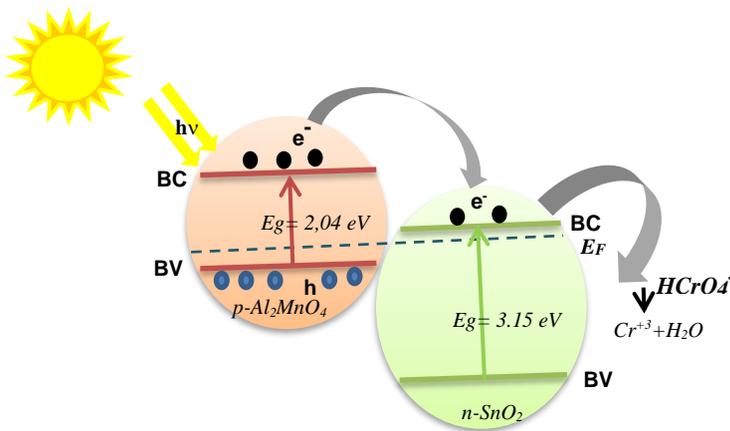


Fig. 2 - Diagramme de la bande d'énergie de l'hétéro-système $Al_2MnO_4 / SnO_2 / HCrO_4^-$ électrolyte.

La réduction du chrome dangereux (VI) a été réalisée dans un réacteur à double paroi d'une capacité de 250 ml, 50 mg de (Al_2MnO_4 / SnO_2) ont été introduits dans 50 ml de la solution de chromate (30 mg / L) ; la température était contrôlée par un

bain thermostatique (Julabo). La réaction de réduction a été contrôlée par titrage du Cr (VI) restant en solution. Des échantillons à des temps réguliers ont été déterminés et analysés par spectrophotométrie UV; les résultats sont illustrés sur la figure 2.

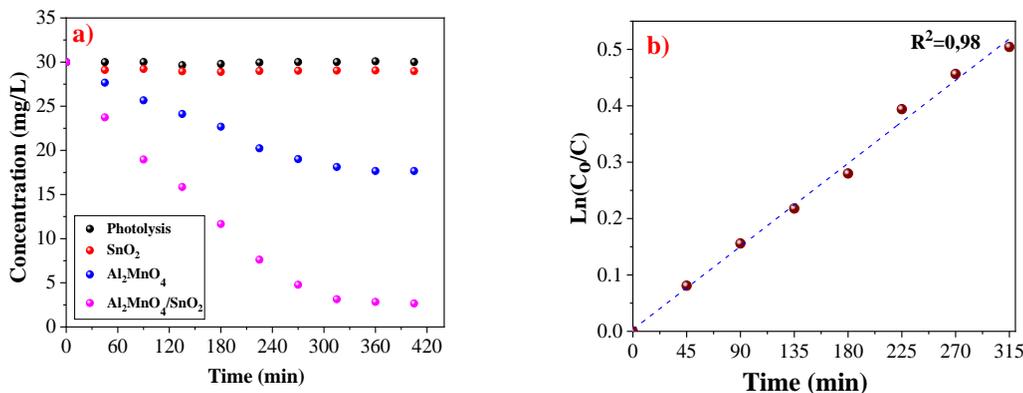


Fig. 2 – a) Variation des concentrations de Cr (VI) en fonction du temps d'irradiation pH \sim 4, T = 25 ° C et dose de catalyseur = 1 mg / mL. b) Cinétique de réduction du chrome sur l'hétéro-système Al₂MnO₄ / SnO₂.

La diminution de la photoactivité au fil du temps est attribuée au blocage des sites catalytiques Cr (OH)₃ avec des précipités à pH supérieur à \sim 7 en raison de son faible produit de solubilité ($K_s = 5,4 \times 10^{-31}$). La réduction cinétique est du premier ordre avec une constante apparente ($K_{app} = 0,16 \text{ h}^{-1}$).

CONCLUSION

Dans le présent travail, nous avons développé un procédé photoélectrochimique utilisant le spinelle Al₂MnO₄, pour la photoréduction du chrome hexa-valent, hautement toxique. Cette technique est moins coûteuse et efficace pour les faibles concentrations. Al₂MnO₄ a été synthétisé par voie nitrates, une propriété attrayante et requise en photocatalyse. Le produit a été caractérisé par la diffraction des rayons X et par réflectance diffuse. L'oxyde synthétisé présente une bonne stabilité chimique en milieu acide. L'hétéro-jonction (Al₂MnO₄ / SnO₂) montre une amélioration significative de la photoréduction (95%). Al₂MnO₄ a une bonne stabilité chimique sur une large gamme de pH, la bande interdite étroite ($E_g = 2,04 \text{ eV}$) lui permettant d'absorber \sim 68% du spectre solaire et un bon positionnement des bandes électroniques. La réduction cinétique est du premier ordre avec une constante apparente ($K_{app} = 0,16 \text{ h}^{-1}$).

Remerciements

Nous remercions le soutien financier de l'Agence Thématique de Recherche en Sciences et Technologie (ATRST) à travers le programme national de recherche (PM 04/2018, Projet PRFU N ° B00L01UN180120190003) et Projet à Impact Socio-économique N ° 06 / Univ Jijel / DGRSDT.

Références

- [1] Douafer, H. Lahmar, M. Benamira, G. Rekhila and M. Trari. Physical and photoelectrochemical properties of the spinel LiMn₂O₄ and its application in photocatalysis. *Journal of Physics and Chemistry of Solids* 118 (2018): 62-67.
- [2] N. Doufar, M. Benamira, H. Lahmar, M. Trari, I. Avramova, and M. T. Caldes. Structural and photochemical properties of Fe-doped ZrO₂ and their application as photocatalysts with TiO₂ for chromate reduction. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 386, (2020) 112105.
- [3] K. Telmani, H. Lahmar, M. Benamira, L. Messaadia, and M. Trari. Synthesis, optical and photo-electrochemical properties of NiBi₂O₄ and its photocatalytic activity under solar light irradiation. *Optik*, (2019) 163762.
- [4] H. Lahmar, G. Rekhila, M. Trari, and Y. Bessekhoud, Reduction on the novel heterosystem La₂CuO₄/SnO₂ under solar light. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 3 (2015) 744-750.
- [5] H. Lahmar, M. Benamira, L. Messaadia, M. Hamdi, I. Avramova, and M. Trari. Synthesis, physical and photo-electrochemical properties of Gd₂CuO₄. *Journal of Alloys and Compounds*, (2019) 152629.

Evaluation du risque d'érosion des sols par la méthode RUSLE dans le bassin versant de M'dez, Moyen Atlas, Maroc

M'Hamed boufala^{1,2}, Abdellah El Hmaid¹, Ousmana Habiba¹, Ali Essahlaoui¹, Khalid Chadli³, Abdelhadi El Ouali¹ and Abdelhakim Lahjouj¹

¹Equipe Sciences de l'Eau et Ingénierie de l'Environnement, Laboratoire de Géo Ingénierie et Environnement, Département de Géologie, Faculté des Sciences, Université Moulay Ismail, B.P. 11201, Zitoune, Meknès, Maroc. Email: m.boufala@edu.umi.ac.ma; elhmaid@yahoo.fr; a.essahlaoui@fs-umi.ac.ma; a.elouali@fs-umi.ac.ma.

²Office National de l'électricité et de l'eau potable –Branche Eau-, Meknes, Morocco.
Email: simoboufala@gmail.com;

³Département de géographie, Faculté des lettres et sciences humaines, Université Moulay Ismail. B.P. 11202, Zitoune, Meknes, Maroc Email: chadl_khalid@hotmail.com

Résumé

La préservation des ressources en sols est une préoccupation mondiale primordiale et un défi permanent pour tous les pays méditerranéens. Au Maroc, la capacité des réservoirs de barrages continue de diminuer d'année en année en raison du taux d'envasement, principalement en raison du phénomène de l'érosion hydrique. En effet, les origines de cette érosion sont généralement liées à l'aménagement du territoire, à la déforestation, aux pratiques agricoles et à la faible couverture végétale. Cependant, il est impératif de quantifier l'érosion des sols et sa répartition spatiale pour parvenir à une utilisation durable des sols et à la gouvernance de cette ressource. La méthode intégrée RUSLE a été utilisée pour évaluer les pertes de sol et caractériser les zones dégradées du bassin versant de M'dez, situé dans le haut Sebou, au nord du Moyen Atlas, et s'étendant sur une superficie de 3 350 km². Les pertes de sol moyennes estimées par le modèle sont de 2,94 t / ha / an. Les résultats obtenus au cours de ce travail montrent que 52,78% de la zone d'étude présentent un très faible risque d'érosion, 44,55% de faible risque, 2,67% de risque modéré. Néanmoins, l'utilisation de la méthode RUSLE, pour l'évaluation et la caractérisation des zones dégradées au niveau des bassins versants marocains, est devenue une approche très sollicitée pour une bonne gestion de la conservation des sols.

Mots-clés : RUSLE, SIG, Erosion, Bassin versant, M'dez, Moyen Atlas, SIG, Maroc.

Assessment of the risk of soil erosion using RUSLE method at the M'dez Watershed, Middle Atlas, Morocco

Abstract

The preservation of soil resources is a primary global concern and a permanent challenge for all Mediterranean countries. In Morocco, the capacity of dam reservoirs continues to decline from one year to the next due to the rate of siltation, mainly due to the phenomenon of water erosion. Indeed, the origins of this erosion are generally related to land use planning, deforestation, agricultural practices and low vegetation cover. However, it is imperative to quantify soil erosion and its spatial distribution to achieve sustainable land use and governance of this resource. The integrated RUSLE method were used to assess soil losses and characterize the degraded areas of the M'dez watershed, located in the upper Sebou, north of the Middle Atlas, and extend on an area of 3350 km². The average soil losses estimated by the model is 2.94 t / ha / year. The results obtained during this work show that 52.78 % of the study area has a very low risk of erosion, 44.55 % low risk, 2.67 % moderate risk .However, the use of RUSLE method, for the assessment and characterization of degraded areas at the level of Moroccan watersheds, has become a much sought-after approach for good soil conservation management.

Key Words: RUSLE, GIS, Erosion, M'dez watershed, Middle Atlas, Morocco

INTRODUCTION

Le volume annuel perdu des réservoirs au niveau barrages marocains est estimé à 75 millions de m³ / an, ce qui équivaut à la perte d'un barrage moyen tous les deux ans [1], à cause du phénomène de l'envasement. Cette situation peut être encore accentuée par la dégradation accrue des sols et du couvert végétal, qui entraînera une aggravation de l'érosion hydrique [2]. L'eau qui ne s'infiltré pas et qui s'enfonce à la surface du sol est l'agent de ce genre d'érosion et aussi du transport des composants solubles du sol, y compris les contaminants [3]. Elle résulte du détachement, sous l'effet de l'énergie cinétique des gouttes de pluie et du transport des particules du sol de leur site d'origine par l'eau, dégradant la qualité de l'eau et la fertilité du sol et réduisant la capacité des barrages [4]. Le bassin méditerranéen est une région très importante qui a été colonisée depuis la préhistoire [5]. Le contexte actuel et futur de la Méditerranée nécessite des études pour limiter les effets néfastes des risques d'érosion des sols. Globalement, il existe des différences substantielles dans l'état et la tendance de l'érosion des sols dans les différentes régions. De nombreuses parties de l'Europe, de l'Amérique du Nord et du sud-ouest du Pacifique montrent généralement une tendance à l'amélioration, bien que cela résulte de nombreuses décennies de perte de sol due à une érosion importante associée à l'expansion agricole. Le Proche-Orient et l'Afrique du Nord ont des conditions d'érosion défavorables avec une tendance significative à la détérioration. L'émergence des technologies de télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG) est une solution importante pour résoudre à la fois le problème de l'accès aux données et la mise en œuvre des modèles spatialisés. Les chercheurs croient que l'évolution significative de la modélisation des bassins versants dans l'avenir sera le résultat du développement de la collecte de données par satellite [6]. Notre contribution dans une gestion intégrée des bassins versants et la préservation des ressources en sol et en eau, pour la réduction des impacts négatifs du phénomène de l'érosion consiste à appliquer la méthode de l'équation universelle de perte de sol RUSSEL-GIS, qui est une approche complète, pratique et simple pour estimer l'érosion des sols [7]

Géographiquement le bassin versant de M'dez avec une superficie totale de 3350 Km² et un périmètre d'environ 378 km, fait partie du grand bassin Sebou situé au nord du Maroc, entièrement dans les montagnes du Moyen Atlas. Il est situé entre les méridiens 515 000 m et 625 000 m, et entre les parallèles 345 000 m et 270 000 m (Fig. 1). Le bassin versant de M'dez est exposé à des écoulements humides à dominante ouest, dont les altitudes dépassent 2000 m. Les affleurements géologiques rencontrés sont d'âge mésozoïque à cénozoïque. L'eau du bassin versant provient des écoulements du Moyen Atlas dans les formations sédimentaires à prédominance calcaire du Lias. L'épaisseur de ces formations calcaires peut atteindre 300 m. Les eaux filtrées réapparaissent sous forme de sources ou alimentent les nappes phréatiques ou artésiennes ou le sous-sol de la vallée latéralement [8].

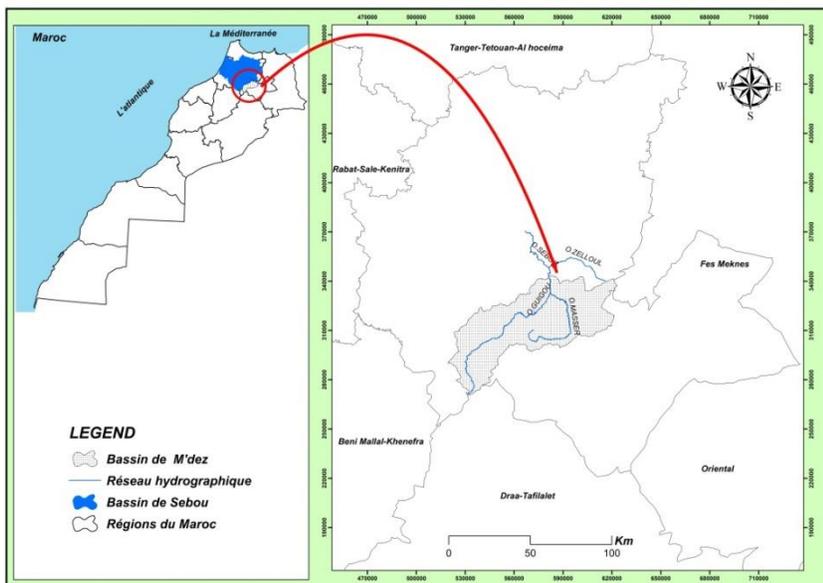


Fig. 1 :Situation géographique du bassin versant de M'dez.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Rusle

La méthode utilisée pour évaluer les zones à risque d'érosion est l'équation universelle de perte de sol développée par Wischmeier et Smith [9]. RUSLE estime la perte annuelle moyenne de sol en tonnes/an.

$$A = K * R * L * S * C * P \quad (1)$$

A : Perte du sol en [t/ha/an] ; **R** : Facteur d'érosivité de la pluie ; **C** : Facteur du type de couvert végétal ; **S** : Facteur de l'inclination de la pente ; **L** : Facteur de la longueur de pente ; **K** : Facteur de l'érodabilité du Sol ; **P** : Facteur des pratiques de la conservation du sol.

L'USLE a été améliorée, ce qui a mené à l'élaboration de l'équation universelle révisée des pertes de sol (RUSLE) qui a la même équation que l'USLE, mais avec plusieurs améliorations pour vérifier les facteurs. Le manuel d'agriculture n° 703 [10] publié par le département de l'agriculture des États-Unis (USDA) décrit cette méthode dans tous ses détails.

Erosivité des précipitations - Facteur R –

L'érosivité des précipitations (le facteur R ou EI30) (en Mj.mm/ha.h.an) dans le modèle RUSLE est définie comme une moyenne à long terme du produit de l'énergie cinétique [11]. RUSLE quantifie l'effet de l'impact des gouttes de pluie et reflète également la quantité et le taux de ruissellement, susceptibles d'être associés à la pluie [10-9] Il a été noté qu'une période de 22 ans de mesures est satisfaisante pour estimer l'érosivité des précipitations. Le facteur R est l'indice présenté par Wischmeier et al [9], et il est défini comme le produit de l'énergie cinétique d'une tempête et de son intensité maximale pendant un intervalle de 30 minutes (Eq. 2)

$$R = K.E.I_{30} \quad (2)$$

En raison des limites des données (intensité de la pluie et registres des pluviomètres) [12], l'équation (Eq. 3) générée par Corte's [13] a été choisie et exprimée comme suit :

$$Y = 2.8959X + 0.002983X^2 \quad (3)$$

Où Y représente l'indice annuel d'érosivité des précipitations en mj mm/ha .H.an, et X est la précipitation moyenne annuelle en mm

Cette formule a été appliquée sur dix stations se trouvant dans, ou à proximité de notre zone d'étude, pendant 24 ans avec un minimum d'observations (91/92-16/17) recueillies auprès de l'agence du bassin hydraulique de Sebou [1].

Erodibilité du sol - Facteur K-

Le facteur K, est une mesure empirique de l'érodabilité du sol en fonction de ses propriétés intrinsèques [14]. Le facteur K est lié à la texture du sol, à la teneur en matière organique, à la classe de perméabilité et à d'autres facteurs, il est principalement déterminé par le type de sol [10]. Ce facteur K est la perte moyenne de sol en tonnes/hectare pour un sol particulier dans une jachère continue cultivée avec une longueur de pente arbitrairement choisie de 22,13 m et une pente de 9 %. K est une mesure de la sensibilité des particules de sol au détachement et au transport par les précipitations et le ruissellement. La texture est le principal facteur qui influe sur le K, mais la structure, la matière organique et la perméabilité y contribuent également [15]. Le calcul de ce facteur se fait comme suit selon l'équation de Wischmeier et Smith [9], (Eqs. 4) :

$$100K = 2,1 \cdot M^{1.14} \cdot 10^{-4}(12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3) \quad (4)$$

où **M** = (% sable fin + limon).(100 - % argile) ; **a** : pourcentage de matière organique ; **b** : code de la perméabilité ; **c** : code de la structure.

Topographie – Facteur LS –

Le degré d'érosion augmente avec la longueur de la pente [10]. Le facteur LS est estimé, à partir d'un Module Numérique d'élévation (MNE) [16]. Le facteur LS a été dérivé de l'équation (Eq. 05) [17] de Stone et Hilborn [15]. Le calcul des facteurs de spatialisation L et S, basés sur les données du MNE, ont nécessité plusieurs analyses, pour enfin établir l'équation du facteur LS suivante :

$$LS = ((\text{"Ecoulement accumulé"} \times 30/22.1)^N) \times (0.065 + 0.045 \times "S" + 0.0065" \times "S" \times "S") \quad (5)$$

Où S est la pente en %, la longueur de la pente est la longueur de la pente basée sur le MNT et N est une valeur dépendant de la pente moyenne (Tab. 1) [17].

Tab. 1 : Les valeurs de NN basées sur la pente moyenne

Pente	N
< 1	0.2
1 ≤ s < 3	0.3
3 ≤ s < 5	0.4
> 5	0.5

Facteur C du couvert végétal

Le facteur C reflète les effets des différentes utilisations du sol sur le taux d'érosion, il est principalement lié au pourcentage de la couverture végétale [15], il est l'un des facteurs les plus importants qui influent sur l'érosion hydrique.

Facteur P des pratiques culturales antiérosives

Le facteur P représente les effets d'atténuation des différentes pratiques de conservation telles que le tracé des courbes de niveau, la culture en bandes et les terrasses [7]. Le facteur P quantifie ces pratiques par des valeurs qui vont de 1 pour le sol où il n'y a pas de pratiques de conservation et de 1/10 pour un sol faiblement incliné où le billonnage cloisonné est pratiqué. Le labourage en lignes de niveau oriente la rugosité du sol perpendiculairement à la pente de telle sorte à ralentir le ruissellement. Le facteur P diminue jusqu'à 0,5 pour des pentes de 1 à 8 %. Il augmente progressivement et tend vers 1 pour les pentes supérieures à 25 %. Le buttage en lignes de niveau est deux fois plus efficace que le labour en lignes de niveau [18].

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Facteur R

La carte d'érosivité (Fig. 2) est obtenue à partir de l'outil d'analyse géostatistique d'Arcgis. Les valeurs les plus importantes sont celles de la station DAR ELHAMRA (1985,90 Mj.mm/ha.h.an) et de la station AGUELMANE SIDI ALI (1787,16 Mj.mm/ha.h.an) situées respectivement au Nord-Est et au Sud-Ouest du bassin. La valeur la plus basse est indiquée au centre nord et au sud du bassin

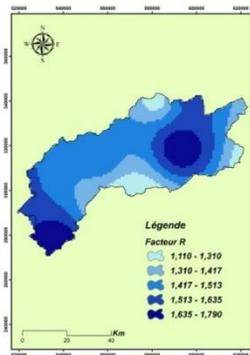


Fig. 2 :Carte d'érosivité du bassin versant de M'dez

Facteur K

Les valeurs de K pour chaque unité de sol ont été estimées en utilisant les données et analyses des sols, du rapport pédologique du Haut Commissariat des Eaux et Forêts et lutte contre la Désertification (HCEFLD). La carte du facteur K du bassin de M'dez, montre que 0,3 % des sols du bassin versant de M'dez sont très peu érodables, 19,71 % sont de faible à moyenne érodabilité, tandis que les sols fortement érodables constituent environ 79,99 % de la superficie totale du bassin versant. (Fig. 3), K varie de moins de 0,015 pour les sols résistants à l'érosion à environ 0,065 pour les sols sensibles à l'érosion.

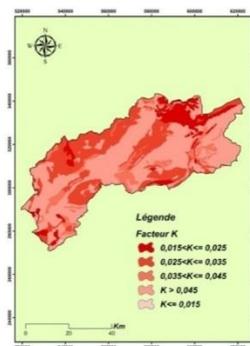


Fig. 3 :Facteur K du bassin versant de M'dez

Facteur LS

La répartition spatialisée du facteur LS au niveau de la zone d'étude est comprise entre 0 et 33.57. La figure 4, montre que la majeure partie du bassin-versant est caractérisée par des valeurs de LS comprises entre 0 et 9. Les superficies ayant des valeurs de LS supérieures à 30 sont très faible.

Tab. 2 : Valeurs du Facteur C

Occupation des sols	Facteur C	Auteurs
Plan d'eau (Lacs, Retenues des barrages, etc.)	0	[19]
Forêt mixte	0.08	[20]
Vergers	0.28	
Agriculture (Céréales saisonnières)	0.26	
Mattoral	0.32	[21]
Sol nu	1	[18]
Parcours pour pâturage	0.08	
Terres agricoles	0.6	[22]

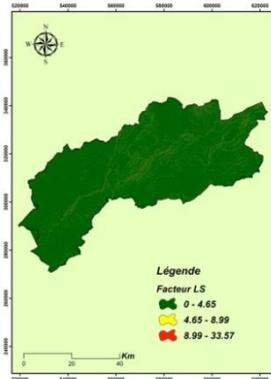


Fig. 4 :Facteur LS du bassin versant de M'dez

Facteur C

Les valeurs choisies du facteur C ont été obtenues à partir des études de plusieurs chercheurs et auteurs, ainsi que des tableaux publiés dans le manuel de contrôle de l'érosion et du sédiment en Georgie [19]. La carte d'occupation des sols a été préparée en se basant sur la carte réalisée par les services de cartographie du Haut Commissariat des Eaux et Forêts et lutte contre la Désertification (HCEFLD), et complétée et mise à jour par l'utilisation des Techniques spatiales de télédétection. (Tab. 2 ; Fig. 5)

Tab. 3 : Les Valeurs du facteur P

Occupation du sol	Facteur P
Forêt mixte	0.5
Terres agricoles	0.5
Mattoral	1
Plan d'eau (Lacs, Retenues des barrages, etc.)	1
Sol nu	1
Vergers	1
Parcours pour pâturage	1
Agriculture (Céréales saisonnières)	1

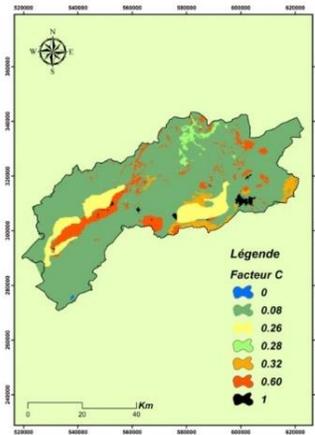


Fig. 5 :Facteur C du bassin versant de M'dez

Facteur P

Pour notre zone d'étude, nous utilisons le tableau (Tab. 3) publié dans le manuel de contrôle de l'érosion et du sédiment en Georgie [19]), afin de générer la carte du facteur P (Fig. 6).

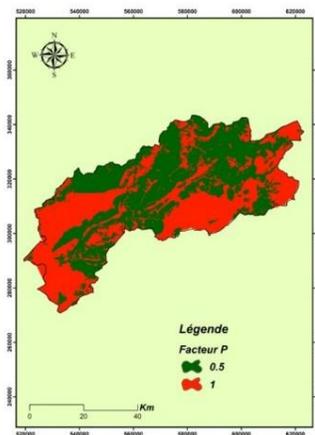


Fig. 6 : Facteur C du bassin versant de M'dez

Le bilan d'érosion

Les résultats obtenus par l'application de l'équation RUSLE, montrent que La perte moyenne en sol, estimée est de 2,94 t / ha / an, avec 52,78% de la zone d'étude présente un très faible risque d'érosion, 44,55% de faible risque, 2,67% de risque modéré. Les zones les plus touchées sont situées au centre du bassin, dont les pentes moyennes dépassent 30 % (Fig. 7). Les valeurs trouvées peuvent être confirmées par les résultats enregistrés par d'autres chercheurs [2-8-23], qui sont respectivement (6.22 t/h/an ; 3.6 t/h/an ; 1.95 t/h/an). Ce faible taux d'érosion, qui domine la majeure partie du bassin, est dû à plusieurs facteurs, dont le plus important est la perméabilité des formations géologiques très fissurées qui caractérisent le bassin de M'dez, comme les roches calcarodolomitiques, sans oublier le couvert végétal dominé par la chênaie verte.

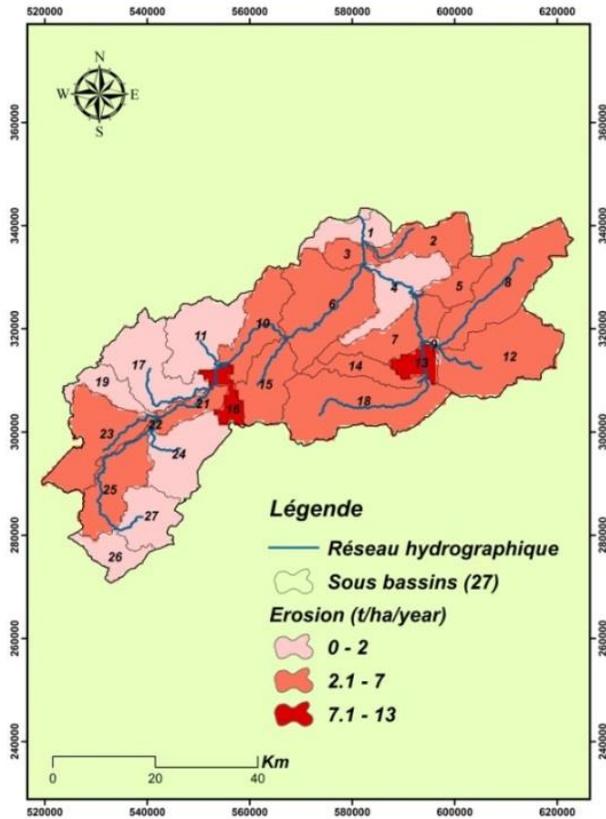


Fig. 7 :La carte du risque d'érosion du sol au niveau du bassin de M'dez basée sur l'équation RUSLE

La régression linéaire multiple

Dans cette étude, la régression linéaire multiple (RLM), a été utilisée, pour déterminer les paramètres qui influent positivement dans le phénomène de l'érosion. La fiabilité de cette analyse statistique nécessite un nombre important de données, cependant nous avons créé 1500 points répartis aléatoirement dans la zone d'étude, ensuite nous avons procédé à l'extraction des valeurs des facteurs R,K,L,S,C et P, pour chacun de ces points. En considérant l'érosion comme une variable dépendante et les paramètres R, K, P, LS et C comme des variables explicatives. Toutefois, la validité du résultat est basée sur la signification du modèle au niveau $p < 0.05$. Ce test statistique de la régression, a montré que les facteurs K et C, sont les plus sensibles qui influent fortement par rapport aux autres paramètres dans l'évaluation du risque d'érosion dans le bassin versant de M'dez, avec $p\text{-value} = 0.000416$ pour le facteur K et $p\text{-value} = 0.000402$ pour le facteur C.

CONCLUSION

L'évaluation du risque d'érosion des sols du bassin de M'dez, réalisée par la méthode RUSLE, a permis d'obtenir une carte de répartition spatiale de l'érosion, qui montre que 97,33 % de la superficie du bassin est exposée à un risque d'érosion faible à modéré. La perte en sol moyenne au niveau du bassin est 2.94 t/ha/an, avec une perte totale de 1 552 785.42 t/an. Aussi l'analyse de sensibilité des facteurs de l'équation RUSLE, a montré que K et C, sont les facteurs qui influent sur l'érosion au niveau du bassin de M'dez, de ce fait, les stratégies de gestion pour réduire les pertes en sol, doivent porter sur le choix des types de culture et les méthodes de travail du sol qui réduisent l'érosion, par contre le facteur K reste relativement constant.

Références

- [1] ABHS, Study to update the management master plan integrates water resources in the Sebou watershed. Sebou-mission review, Kingdom of Morocco Sebou Hydraulic Basin Agency, (2005)
- [2] M.Boufala, A. El Hmadi, K. Chadli, et al, Hydrological modeling of water and soil resources in the basin upstream of the Allal El Fassi dam (Upper Sebou watershed, Morocco). Model. Earth Syst. Environ,(2019). <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00621-y>
- [3] FAO, Global soil status, processes and trends. Status of the World's Soil Resources (SWSR) Main Report of the Food and Agriculture Organization, New York, United Nations, (2015)
- [4] S. Toumi, Application des techniques nucléaires et de la télédétection a l'étude de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued Mina. Thèse de Doctorat Es-Sciences, L'école nationale supérieure d'hydraulique, Algérie, 175 p. ,(2013)
- [5] B. Knapp, P. van Dommelen, The Mediterranean. In Archaeology Vol II. Encyclopedia of Life Support Systems, (2005)
- [6] K.C. Abbaspour, User manual for SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty analysis programs. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag, Duebendorf, Switzerland. 103 pp, (2011)
- [7] I.Z. Gitas, K. Douros, C. Minakou, G.N. Silleos, and C.G. Kyrdas, Multi-temporal soil erosion risk assessment in N. Chalkidiki using a modified USLE raster model. EARSEL eProceedings8, (2009)
- [8] R. Hazan et D. Lazarevic, Hydrologie en zone karstique au Maroc : Sebou - Beth. Pub. Annales Hydrol. Maroc 1962-1963 et Actes Coll. hydrol. roches fissurées. Dubrovnik 1965. publi. 1967. Ass. Int. Hydrol. Sci, UNESCO Paris 1967, pp 275-292, (1965)
- [9] W.H. Wischmeier, D.D. Smith, Predicting rainfall erosion losses - a guide for conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture. Handbook 537, (1978)
- [10] K.G. Renard, G.R.Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, D.C. Yoder, Predicting soil erosion by water - a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS) Handbook No. 703. United States Government Printing Office, Washington, DC, (1997)
- [11] A. Benchettouh, Spatial estimation of soil erosion risk using RUSLE/GIS techniques and practices conservation suggested for reducing soil erosion in Wadi Mina watershed (northwest, Algeria) Arab J Geosci (2017) 10:79 - DOI 10.1007/s12517-017-2875-6, (2012)
- [12] K. Chadli, Estimation of soil loss using RUSLE model for Sebou watershed (Morocco) Model. Earth Syst. Environ. (2016) 2:51 DOI 10.1007/s40808-016-0105-y, (2016)
- [13] THG. Corte's, Caracterizacion de la erosividad de la lluvia en México utilizando métodos multivariados. Tesis M. C. Colegio de postgraduados, Montecillos, México, (1991)
- [14] B.J. Fu, W.W. Zhao, L.D. Chen, Q.J. Zhang, Y.H. Lu, H. Gulinck, J. Poesen, Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the loess plateau of China. Land Degrad Dev 16:73–85, (2005)
- [15] R.P. Stone, D. Hilborn, Universal soil loss equation (USLE) factsheet. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Ontario, (2012)
- [16] G. Wang, S. Wentz, G.Z. Gertner, A. Anderson, Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods with Landsat thematic mapper images. Int J Remote Sens 23(18):3649–3667, (2002)
- [17] Sinha K.C. Labi S, Transportation Decision Making: Principles of Project Evaluation and Programming, In: Chapter 13, Impacts on water resources Wiley Publications, (2007)
- [18] A. Sadiki, S. Bouhlassa, J. Auajjar, A. Faleh, J.J. Macaire, Utilisation d'un SIG pour l'évaluation et la cartographie des risques d'érosion par l'Equation universelle des pertes en sol dans le Rif oriental (Maroc) : cas du bassin versant de l'oued Boussouab. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre, 2004, n°26, p. 69-79, (2004)
- [19] Georgia Soil Water and Conservation Commission, Manual for Erosion and Sediment Control in Georgia, (2000)
- [20] A. El Garouani, H. Chen, L. Lewis, A. Tribak et M. Abahrour, Apport de la télédétection et du SIG pour le suivi spatio-temporel de l'occupation du sol et de l'érosion nette dans le bassin versant de l'Oued Tlata (Maroc). Actes de JSIRAUAF, Hanoi, 1-9, (2007)
- [21] S. Ibrahimi, Application du 210Pbexs comme une alternative à l'utilisation du 137Cs pour l'étude de la redistribution du sol sur des transects cultivés et non cultivés. Bassin versants El Hachef et Raouz, nord du Maroc, Thèse présentée pour l'obtention du doctorat en Sciences, Université Abdelmalek Essaadi, Tanger, Maroc, (2005)
- [22] L. Ait Brahim, F. Alaoui. Sossey, H. Siteril et M. Tahiri, Quantification des pertes en sols dans le bassin versant Nakha (Rif septentrional) ». Sciences et changements planétaires/sécheresse. Volume 14, Numéro 2, 101-6, Note de recherche, (2003)
- [23] L. Karrat, K. Elouadeihe, J.G. Brehert, M.A. Hessane, Erosion et matières transportées en suspension dans le bassin versant de l'Oued Sebou en amont du barrage Allal Fassi (Moyen Atlas, Maroc). Revue Marocaine de Géomorphologie, Numéro 1, pp 47-61, (2016)

Caractéristiques physico-chimiques et biochimiques de l'eau de l'oued Seybouse (extrémité nord-orientale de l'Algérie)

Soumeia Khaled-khodja¹, Semia Cherif²

¹ Laboratoire de Génie Géologique, Equipe : Eau-Environnement, Université de Jijel B. P. 98, Ouled Aissa Jijel 18000 E-mail: khaledkhodjasoum@gmail.com

² Laboratoire de Recherche des Matériaux et de l'Environnement pour le Développement Durable (LR18ESI0), ISSBAT, Université de Tunis El Manar, 9 Avenue Zouheir Essefi, 1006 Tunis, Tunisia. E-mail: semiacherif@yahoo.fr

Résumé

Situé à l'extrémité nord-orientale du pays, l'oued Seybouse représente le second oued d'Algérie après oued Chlef. Ses eaux représentent une source de vie fondamentale pour plus de 510 000 habitants. Cette région est connue pour sa grande activité agricole et industrielle (industrie lourde, industrie chimique et industrie agro-alimentaire). Tous les rejets urbains, agricoles et industriels confluent au niveau de la Seybouse maritime pour rejoindre le littoral. Ce flux terrigène riche en sels nutritifs, en matières organiques et en micropolluants organiques et minéraux, peut présenter une menace pour l'avenir socio-économique de la région (phénomène d'eutrophisation, dégradation de la qualité des eaux, altération des pêches, empoisonnement du bétail...).

La connaissance des caractéristiques physico-chimiques, chimiques et biochimiques du milieu limnique est indispensable pour la préservation et la gestion rationnelle et durable de l'oued.

Un suivi bimensuel des teneurs en sels nutritifs (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) et en matières organiques (DBO_5) dans le compartiment aquatique a été réalisé durant deux ans (2002-2004). Une analyse complémentaire des micropolluants minéraux dans l'eau a été effectuée au cours de l'année 2009-2010.

Les résultats révèlent que l'élément minéral dominant est l' NH_4^+ qui représente 66 % du total des nutriments et 80% de la fraction azotée. Cette dernière reste faible durant toute la période d'étude. Les phosphates présentent des taux élevés particulièrement en été. Les valeurs de la DBO_5 sont excessivement élevées témoignant ainsi d'une pollution organique accrue. En outre, la Seybouse paraît être sujette à une altération par les micropolluants métalliques essentiellement le fer, l'Al, le Mn, le Zn et le Cu.

Mots clés : sels nutritifs, eutrophisation, hyper fertilisation des eaux, contamination métallique, Seybouse, Algérie.

Physicochemical and biochemical characteristics of Seybouse Wadi water

(Northeastern Algeria)

Abstract

Located at the north-Eastern end of the country, the Seybouse wadi represents the second wadi of Algeria after Chlef wadi. Its water represents a source of fundamental life for more than 510 000 inhabitants. This area is known for its great agricultural activity and industrial (heavy industry, chemical industry and agribusiness industry). All urban, agricultural and industrial wastes confluence on the level of maritime Seybouse to join the littoral. This terrigenous flow rich in nutritive salts, organic matters and micropolluants organic and mineral, can represent a threat for the socio-economic future of the area (phenomenon of eutrophication, degradation of water quality, deterioration of fishing's, poisoning of the cattle...).

The knowledge of the physicochemical, chemical and biochemical characteristics of the limnic medium is essential for the safeguarding and the rational and durable management of the wadi. A semi-monthly follow-up of the contents of nutritive salts (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) and of organic matters (DBO_5) in the watery compartment was carried out during two years (2002-2004). An analysis complementary to the mineral micropolluants in water was carried out during the year 2009-2010. The results reveal that the biogenic salt dominating is the NH_4^+ , which accounts for 66% of the total of the nutrients and 80% of the nitrogenized fraction. The latter remains weak during all the study period. The phosphates have high rates in summer particularly. The values of the DBO_5 are excessively high thus testifying to an increased organic pollution. Moreover, Seybouse appears to be prone to a deterioration by the metal micropolluants primarily iron, Al, Mn, Zn and Cu.

Key Words: nutritive salts, eutrophication, hyper fertilization of water, metal contamination, Seybouse, Algeria.I

I. INTRODUCTION

L'Algérie connaît aujourd'hui, des problèmes écologiques majeurs. Elle est confrontée à de sérieux problèmes de pollution (industrielle, agrochimique, atmosphérique et urbaine). La pollution des ressources hydriques (de surface et souterraines) par les eaux domestiques, par les effluents industriels et agricoles contribuent de façon notable à la dégradation de la qualité des cours d'eau et des barrages [1]. L'oued Seybouse est considéré comme l'un des oueds les plus pollués d'Algérie [2]. Dans la plaine basse de la Seybouse se concentre une multitude d'activités anthropiques. Il existe cinq zones industrielles, qui se résument en : industrie lourde (SIDER, complexe sidérurgique d'El Hajar), ENAB (entreprise nationale du bois), ERCE (entreprise régionale du ciment), SOMELOM (société de la mécanique et de location de camions), GIPC (groupe industriel du papier et de la cellulose), SOFARM (société de fabrication des articles médicaux), TMPK (transfert et emballage du plastique), ORELAIT (office régionale de l'Eduogh du lait), Ferroviai (entreprise nationale de construction des matières et équipements ferroviaires), Fertil (complexe des engrais chimiques), usines agro-alimentaires (tomate, confiseries et chocolats) et enfin, une entreprise de peinture. Il est à noter que sur les 86 unités industrielles, seules 8 ont leur propre station d'épuration [3]. Toute cette industrie est localisée essentiellement, en bordure de l'oued Meboudja, qui est le dernier affluent de la Seybouse, et sur l'oued Seybouse.

Une agriculture variée occupe l'ensemble de la basse plaine de la Seybouse. Ses terres sont des plus fertiles d'Algérie. Les principales activités présentent sont : l'élevage de bovin et la polyculture. Les cultures maraîchères, les cultures industrielles (tomates et tabac), les cultures fourragères, les céréales et l'arboriculture fruitière se côtoient en fonction des disponibilités en eau [4, 5]. Long de 240 km, l'oued parcourt plus de 86 communes et 7 métropoles dont les eaux usées domestiques y sont rejetées, sans prétraitements, faute de station d'épuration [3]. Tous ces rejets, de diverses natures et en quantités variables confluent au niveau de la Seybouse maritime avant de se jeter dans le littoral.

L'objectif principal de cette étude est l'estimation des caractéristiques physico-chimiques, chimiques et biochimiques, de la Seybouse maritime où confluent les rejets issus des diverses activités anthropiques. Ces apports nutritifs étant potentiellement accompagnés de composés chimiques minéraux à caractère biocide, une analyse des métaux lourds complète ce travail.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

La Seybouse est un très grand oued située au nord-est algérien. Il prend sa source près de la région de Guelma, il est issu de la confluence de deux oueds : oued cheref et oued Zenati (Figure 1). Son bassin est le plus étendu d'Algérie (6471 km²) avec un débit annuel moyen de 11,5 m³/s. Il s'étend des hautes plaines, aux massifs telliens, jusqu'à la plaine littorale d'Annaba en aval, où il rejoint la Méditerranée [4, 5]. La zone d'étude est caractérisée par un climat méditerranéen, un hiver doux et humide et un été chaud et sec.

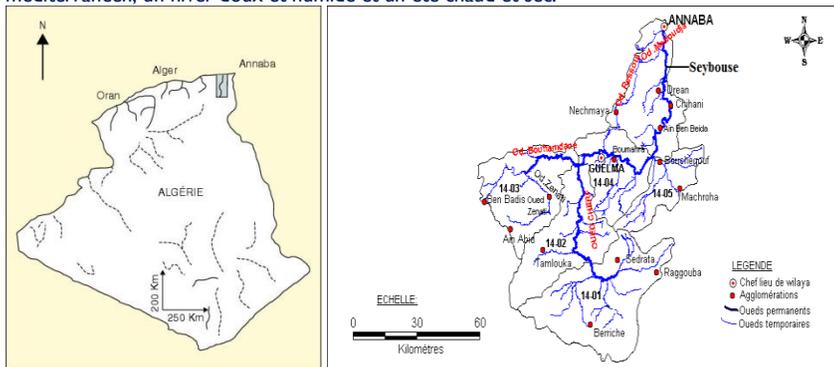


Fig. 1 - Localisation et réseau hydrographique du bassin de l'oued Seybouse (ABHCSM, 2005)

Afin, d'évaluer la qualité de ce flux terrigène riche en polluants organiques et minéraux, un suivi bimensuel des teneurs en sels nutritifs (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) et en matières organiques (DBO_5) a été réalisé durant deux ans (2002-2004), dans le sous bassin de la Seybouse maritime où confluent les divers rejets anthropiques. En outre, un échantillonnage saisonnier a été réalisé afin d'apprécier les teneurs en micropolluants minéraux, durant l'année 2009-2010. Les méthodes d'analyses des nutriments sont celles préconisées par Aminot et Kerouel (2004) [6]. La DBO_5 a été mesurée par un DBO_5 mètre. Quand à l'analyse des éléments trace métalliques, elle a été réalisée par spectrométrie de plasma à couplage inductif (ICP).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Sels nutritifs dans l'eau

Les résultats acquis révèlent une fluctuation importante des sels dissous dans l'eau. L'ammonium semble être l'élément minéral dominant tout au long des deux années d'étude et en toute saison (Fig. 2, Fig. 3, Fig. 4 et Fig. 5).

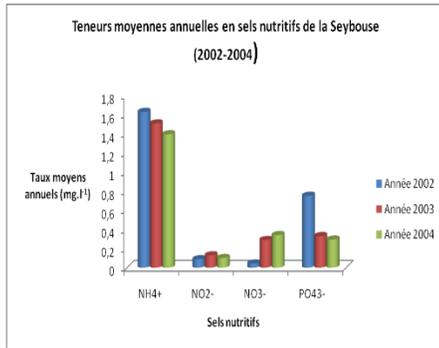


Fig. 2. Teneurs moyennes annuelles des sels nutritifs (Années 2002-2004)

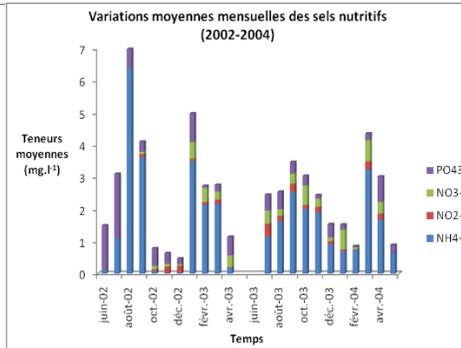


Fig. 3. Teneurs moyennes mensuelles des sels nutritifs (Années 2002-2004)

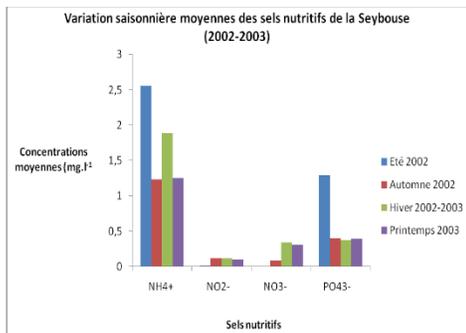


Fig. 4. Teneurs moyennes saisonnières des sels nutritifs (Années 2002-2003)

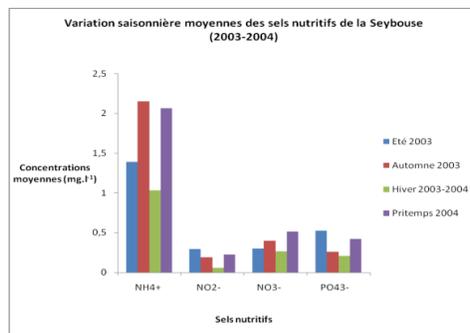


Fig. 5. Teneurs moyennes saisonnières des sels nutritifs (Années 2003-2004)

Les concentrations les plus élevées sont enregistrées durant l'année 2002 (Fig. 2) où nous observons deux pics au cours du mois d'août (6,40 mg/L) et le mois de septembre (3,63 mg/L) (Fig. 3). L'année 2002 est une année sèche et chaude. Les précipitations moyennes annuelles enregistrées sont de 699,5 mm (Office National de Météorologie (ONM d'Annaba, 2012)). Les mois d'août et de septembre ont enregistré, respectivement, les températures moyennes les plus élevées (25°C et 23°C). Ceci peut expliquer les concentrations élevées en NH₄⁺ et particulièrement durant ces deux mois. Au cours de l'année 2003, nous constatons que l'NH₄⁺ est toujours présent et dominant mais ses teneurs paraissent plus faibles que celles de l'année précédente (Fig. 2) malgré le pic enregistré en janvier 2003 (3,51 mg/L) (Fig. 3). Ceci peut être expliqué par un apport en précipitations un peu plus étoffé (715,3 mm) favorisant le processus de nitrification. Les concentrations relativement élevées en NO₃⁻ viennent appuyer cette hypothèse (Fig. 2 et 3). Pendant l'année 2004, l'ammonium prédomine également mais ses taux paraissent moindres en comparaison avec l'année 2002 et l'année 2003 (Fig. 2). Le seul pic (3,24 mg/L) noté est celui de mars 2004 (Fig. 3). Cette année a enregistré les précipitations moyennes annuelles les plus élevées (837,7 mm). Cet apport d'eau a eu pour effet d'oxygéner le milieu et de favoriser le processus de nitrification d'où les concentrations moindres en NH₄⁺.

La variation saisonnière en NH₄⁺ reste très irrégulière avec des taux qui dépassent la norme admise (< 1 mg/L) pour les eaux douces [7]. Généralement les taux les plus faibles sont enregistrés en période hivernale, suite à un apport d'eau favorisant le processus de nitrification. L'hiver (2003-2004) a enregistré le taux le plus bas (1 mg/L) (Fig. 5) suite à un apport de pluie (715,3 mm en 2003 et 837,7 mm en 2004). Alors qu'en hiver (2002-2003) le taux était plus élevé (1,9 mg/L) (Fig. 4). L'année 2002 a été marquée par une pluviosité faible et des températures moyennes relativement élevées ce qui a favorisé la concentration de l'NH₄⁺. Les taux les plus élevés sont, généralement, observés durant la période estivale et varient entre 1,6 mg/L pour l'année 2003 à 2,6 mg/L pour l'année 2002 (Fig. 4). Ces valeurs excèdent les normes de qualité préconisées par l'ABHCSM (2009)[8] et le SEQ-Eau (2003)[9]. Vis-à-vis de ce paramètre, l'eau est de qualité passable à médiocre [9, 10] et de mauvaise à très mauvaise [9].

L'ammonium représente environ 66% du total des sels nutritifs de la Seybouse (Fig. 6) et 80% de la fraction azotée (Fig. 7).

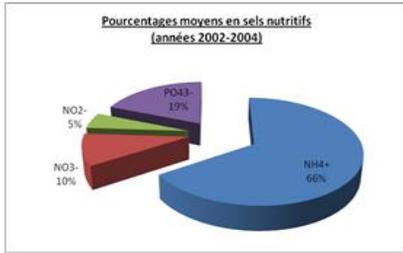


Fig. 6. Pourcentages moyens annuels des sels nutritifs
 Années (2002-2004)

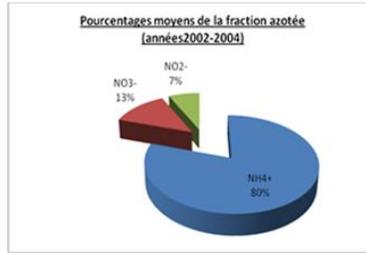


Fig. 7. Pourcentages moyens annuels de la fraction azotée
 Années (2002-2004)

La fraction de l'azote oxydé (NO_2^- et NO_3^-) fluctue également de manière notable. Généralement le taux en NO_3^- est supérieur à celui de NO_2^- , excepté pour l'année 2002 (Fig. 2) où les teneurs relativement élevées en NO_2^- peuvent révéler des conditions réductrices du milieu, particulièrement en période estivale (Fig. 4) suite à un déficit en pluie (27,7 mm). Au cours de l'année 2002-2003, les concentrations les plus élevées en NO_3^- étaient enregistrées pendant la saison hivernale (0,34 mg/L) ce qui peut être probablement dû à un apport d'eau favorisant l'oxygénation du milieu limnique (Fig. 4). Nous observons une nette augmentation du taux de NO_3^- (0,65 mg/L) durant l'année 2003-2004, et principalement durant la période printanière (Fig. 5). Ce qui peut attester d'une amélioration relative des conditions de l'oued et un gain en oxygène dissous successif à une chute de pluie (73,5 mm) durant le printemps 2004. Les nitrates constituent 13% de la fraction azotée (Fig. 7) et 10% du total en nutriments (Fig. 6). Les teneurs en ions nitreux paraissent constantes, avec une légère hausse pour l'année 2003 (Fig. 2), pouvant traduire des conditions réductrices du milieu. Globalement, leurs taux sont relativement faibles car ils se forment transitoirement, lors des réactions de nitrification en hiver. Ces dernières semblent être inhibées, en été. Le taux moindre en NO_2^- (0,02 mg/L) au cours de l'été 2002 (Fig. 4) peut traduire une dégradation incomplète des matières organiques et par conséquent expliquer les taux d' NH_4^+ très élevés (2,6 mg/L) (Fig. 2, Fig. 3 et Fig. 4) particulièrement durant l'année 2002-2003. Au cours de l'année 2003-2004, les teneurs en ions nitreux paraissent relativement plus élevées en été (0,3 mg/L) avec un taux plus faible en NH_4^+ (1,6 mg/L) (Fig. 5), ce qui vient appuyer l'hypothèse d'une meilleure oxygénation et donc, une relative amélioration des conditions du milieu. Les ions NO_2^- représente environ 7% de la fraction azotée et 5% du total des éléments nutritifs dissous (Fig. 6 et Fig. 7). Les phosphates viennent en seconde position après l'azote ammoniacal et représentent environ 19% de la charge totale en nutriments (Fig. 6). L'année 2002 a enregistré un taux en PO_4^{3-} important fluctuant en moyenne entre 0,20 et 2 mg/L (Fig. 2). L'eau est de qualité mauvaise [8, 9]. Ensuite, le taux a chuté de manière significative durant les années 2003 et 2004 (Fig. 2) consécutivement à une pluviométrie relativement importante. La période estivale est relativement marquée par des teneurs plus élevées en PO_4^{3-} (Fig. 4 et Fig. 5), la moyenne saisonnière est de 1 mg/L. D'après [7], une concentration de 1 mg/L de PO_4^{3-} suggère la présence d'une éventuelle pollution. En période hivernale les concentrations en PO_4^{3-} sont faibles (0,32 mg/L) suite vraisemblablement, à sa dilution par un débit de l'oued plus important.

Ainsi il apparaît que l' NH_4^+ prédomine durant les deux années d'étude mais avec une légère diminution de son taux au fil du temps. Il confère à l'eau de la Seybouse une qualité très mauvaise [8,9]. La fraction de l'azote oxydé (NO_2^- et NO_3^-) reste faible tout au long de l'étude ce qui peut mettre en relief les conditions réductrices du milieu et l'inhibition du processus de nitrification. Le taux important en NH_4^+ témoigne d'une mauvaise et incomplète dégradation de la matière organique. Les teneurs élevées en PO_4^{3-} viennent appuyer cette hypothèse et classent l'eau de la Seybouse de mauvaise qualité [8,9].

3.2. La demande biochimique en oxygène dissous (DBO₅)

La DBO₅ est élevée et excède dans tous les cas la limite de 6 mg/L, témoignant ainsi d'une pollution organique excessive [11]. L'eau est de qualité mauvaise à très mauvaise [9].

L'année (2002-2003) a enregistré les teneurs les plus élevées en matières organiques, particulièrement en été (144,4 mg/L) et au printemps (87 mg/L). Tandis que l'automne et l'hiver, les valeurs restent moindres et fluctuent respectivement de (21,65 à 7,5 mg/L) (Fig. 8).



Fig. 8. Valeurs moyennes saisonnières de la DBO₅
 (Année 2002-2003)

Fig. 9. Valeurs moyennes saisonnières de la DBO₅
 (Année 2003-2004)

La deuxième année 2003-2004 présente une nette diminution de la concentration en matière organiques biodégradable, qui semblent stable durant l'été, l'automne et l'hiver (15 mg/L) avec une légère hausse pour le printemps (19,17 mg/L) (Fig. 9). La Figure 10 présente l'évolution de la DBO₅ durant les deux années d'étude. Il en découle, qu'en fait, la DBO₅ diminue d'une année à l'autre et de façon remarquable. Ce qui peut refléter une baisse du pouvoir auto-épurateur du milieu au fil du temps suite à l'inhibition de l'activité bactérienne par divers intrants.

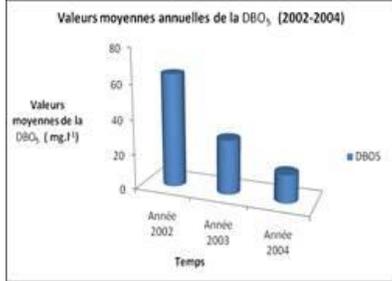


Fig. 10. Valeurs moyennes annuelles de la DBO₅ (Année 2002-2004)

3.3. Micropolluants minéraux

En vu d'apprécier la qualité de l'eau de la Seybouse, qui est utilisée à des fins domestiques et agricoles, nous nous sommes référés à diverses normes de qualité d'eau superficielle ou brute, destinées à la production d'eau potable, qualité d'eau requise pour la vie aquatique et enfin qualité des eaux utilisées pour l'irrigation. Les résultats préliminaires montrent que l'eau de la Seybouse renferme un grand nombre de micropolluants minéraux (Tableau 1).

Tableau 1. Les éléments traces métalliques trouvés dans l'eau de l'oued Seybouse au cours des quatre campagnes (année 2009-2010)

E.T.M.	Concentrations (µg/L)				SEQ-Eau (2003)	NQE _p (2009)
	octobre 2009	Février 2010	Mai 2010	Août 2010		
Aluminium (Al)	280,00	544,40	1652,00	1266,00	200	200
Arsenic (As)	8,80	4,80	12,40	5,92	10	4,2
Baryum (Ba)	92,00	57,40	75,60	72,20	700	58
Cadmium (Cd)	0,00	0,00	0,16	0,00	0,04	5
Chrome total (Cr)	0,00	0,94	8,20	2,92	1,8	3,4
Cuivre (Cu)	0,00	5,00	5,06	3,26	1	1,4
Fer total (Fe)	600,00	1054,00	3328,00	2140,00	-	200
Manganèse (Mn)	116,00	52,40	155,60	154,80	-	50
Nickel (Ni)	2,80	1,24	5,58	2,06	6,2	2,1
Plomb (Pb)	4,60	2,20	22,80	9,78	5,2	0,4
Sélénium (Se)	6,00	0,00	0,00	13,42	10	1
Etain (Sn)	0,00	0,00	0,00	0,00	10	1,5
Zinc (Zn)	24,00	32,00	42,40	39,60	4,3	7,8

E.T.M. : éléments traces métalliques ; chiffre en gras : dépasse la norme ; - : pas de norme ; SEQ-Eau : système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau préconisée par les agences françaises de l'eau (2003) ; NQE_p : les normes de qualité environnementales provisoires pour les eaux superficielles (Rodier, 2009).

Les E.T.M. sont rencontrés dans l'eau durant les quatre campagnes d'échantillonnage. Les concentrations varient de 0 µg/L à 3328 µg/L. La période automnale a révélé la présence de 9 E.T.M. dont les concentrations fluctuent de 2,80 µg/L à 600 µg/L (Tableau 1). Tous les E.T.M. trouvés excèdent les normes recommandées par le SEQ-Eau et les NQE_p. L'eau est d'aptitude passable à la biologie par rapport au Zn et à l'Al et a un mauvais potentiel biologique vis-à-vis du Pb, du Se, du Zn et du Fe. Au cours de la période hivernale, une dizaine d'E.T.M. ont été mis en évidence. Leurs concentrations fluctuent entre 0,94 µg/L et 1054 µg/L (Tableau 1). Sept E.T.M. dépassent les normes. L'eau est de qualité mauvaise à la vie biologique vis-à-vis à du Zn, de l'Al, du Pb, du Fe et du Cu. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées au cours de la période printanière. 11 E.T.M. ont été mis en relief dont les concentrations fluctuent de 0,16 µg/L à 3328 µg/L (Tableau 1). La totalité des E.T.M. trouvés excèdent les normes préconisées par le SEQ-Eau et les NQE_p. L'eau est

de très mauvaise qualité par rapport à l'aptitude à la biologie, vis-à-vis de l'Al et présente un mauvais potentiel biologique par rapport au Pb, au Fe et au Zn. Pendant la période estivale, 11 E.T.M. ont été trouvés. Leurs concentrations varient de 2,06 µg/L à 2140 µg/L (Tableau 1). Une dizaine d'E.T.M. dépassent les valeurs recommandées par le SEQ-Eau et les NQEp. Le Se et l'Al confèrent à l'eau de la Seybouse une très mauvaise qualité par rapport à l'aptitude à la biologie.

CONCLUSION

Suite aux résultats physico-chimiques et biochimiques de l'eau de l'oued Seybouse, nous pouvons avancer ce qui suit : l'élément minéral omniprésent durant les deux années d'étude et en toute saison est l' NH_4^+ . L'année (2002-2003) a été particulièrement marquée par des taux excessivement élevés et plus précisément en période estivale (6,40 mg/L). Il reste présent et prédominant au cours de l'année (2003-2004) mais nous constatons que ses teneurs sont plus faibles (3,24 mg/L). Sa variation saisonnière reste irrégulière et dans tous les cas ses teneurs dépassent la norme de 1 mg/L. Ce paramètre classe l'eau comme mauvaise à très mauvaise pour la vie biologique [9]. La fraction d'azote oxydé (NO_2^- et NO_3^-) reste faible dans le milieu avec des concentrations un peu plus élevées en faveur des NO_3^- principalement, durant la deuxième année. Cependant le taux en NO_2^- l'emporte sur le taux en NO_3^- au cours de l'année 2002-2003. Ce qui peut refléter les conditions réductrices du compartiment aqueux. De façon générale les teneurs en NO_2^- et NO_3^- restent faibles dans le milieu ce qui peut suggérer une inhibition du processus de nitrification conduisant à une mauvaise dégradation de la matière organique d'où les teneurs élevées en NH_4^+ . L'année (2002) a enregistré un taux élevé en PO_4^{3-} essentiellement en été (1,3 mg/L) ce qui constitue un indice de pollution [7] et classe l'eau vis-à-vis de la vie aquatique comme mauvaise [9]. Or, l'année (2003-2004) enregistre une chute significative en PO_4^{3-} , les teneurs saisonnières fluctuent de (0,5 mg/L à 0,23 mg/L) et restent donc, dans la norme ($\leq 0,5$ mg/L). On constate que l'année (2002-2003) a enregistré les taux les plus élevés en NH_4^+ et en PO_4^{3-} alors que l'année (2003-2004), les taux ont relativement chuté particulièrement pour les PO_4^{3-} . Ces teneurs moindres peuvent être attribuées à un apport d'eau (715,3 mm de précipitations ont été enregistrés en 2003 et 837,7 mm en 2004).

Les valeurs de la DBO_5 , fluctuant entre 15 mg/L à 144,44 mg/L, viennent appuyer l'hypothèse de la pollution organique excessive du milieu [11] et qualifie l'eau de la Seybouse de mauvaise à très mauvaise [8, 9]. Inapte à la vie biologique et à tous les usages et pouvant constituer une menace pour la santé publique et l'environnement [9].

Il doit être également signalé, que les valeurs plus faibles enregistrées, au cours de l'année (2003-2004), en DBO_5 peuvent mettre en relief la diminution de la capacité auto-épuratrice du milieu au fil du temps suite à l'inhibition de l'activité biologique par les divers polluants.

En plus de la pollution chimique et organique qu'elle subit, la Seybouse ne paraît pas à l'abri d'une contamination métallique dont la source anthropique est la plus probable. Les résultats préliminaires en micropolluants minéraux montrent que la majorité des E.T.M. trouvés dans l'oued Seybouse sont toxiques. Certains appartiennent à la première catégorie (substances prioritaires et dangereuses : Cd), d'autres appartiennent à la deuxième catégorie (substances prioritaires : Ni et Pb) qui figurent dans l'annexe X, de la directive cadre de l'eau (DCE). Le reste appartient à la troisième catégorie (substances pertinentes : As, Ba, Cr, Cu, Se et Zn) de la liste II de la directive 76/464/ CEE.

Selon [9], elle est respectivement polluée par : Al, Se, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd et As.

D'après les NQEp, l'eau de la Seybouse est altérée prioritairement par : Pb, Fe, Al, Zn, As, Mn, Cu, Ba, Se, Ni et Cr. Ce qui lui confère une très mauvaise aptitude à la biologie.

Références

- [1] Office National d'Assainissement (ONA), Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Algérie, 2000, 118 p.
- [2] Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), Plan National d'Actions pour l'Environnement et le Développement Durable (PNAE-DD), Algérie, 2002, 148 p.
- [3] KHERRAZ K, Seybouse, Atelier sur la protection des eaux du bassin de la Seybouse contre la pollution, INECO program, Agence du bassin hydrographique constantinois-seybouse-mellegue, Annaba, Algérie, Janvier (2008) 1-27.
- [4] A. Abdelguerfi, A. Zeghida, Utilisation des engrais par culture en Algérie, FAO (Ed.), Rome 2005.
- [5] F. Derradji, N. KHERICI, S. Djorfi, M. Romeo, R. Caruba, Etude de l'influence de la pollution de l'oued Seybouse sur l'aquifère d'Annaba (Algérie Nord-orientale) par le chrome et le cuivre, La Houille Blanche., 1 (2005), 73-80.
- [6] A. Aminot, R. Kérouel, Hydrologie des écosystèmes marins, Paramètres et analyses, Ifremer (Ed.), Brest, France, 2004, 336 p.
- [7] J. Rodier, B. Legube, N. Merlet, L'analyse de l'eau, Dunod (Ed.), Paris, 2009, 1526 p.
- [8] Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue (ABHCSM), Qualité des eaux superficielles dans les bassins du Kébir-Rhumel, de la Seybouse et de la Mejerda-Mellegue 2004-2007, Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 2009, 44 p.
- [9] Agences françaises de l'Eau, Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau), Grilles d'évaluation, version 2, 2003, 40 p.
- [10] J-F. Beaux, L'environnement, Nathan (Ed.), Paris, 2004, 159 p.
- [11] Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue (ABHCSM), Bassin de la Seybouse, Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 2002, 32 p.

Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux D'hémodialyse : cas de station de traitement de l'EHU d'ORAN-ALGERIE

Nabil Laref¹, Mohammed Nadir Sidi yakoub², Lotfi Zakaria Gaouar³

¹Université d'Oran I - Algérie, +213 659448958, laref.nabil@univ-oran1.dz

²Université d'Oran I - Algérie, +213 551180200, sidi.yakoub@univ-oran1.dz

³Université d'Oran I - Algérie, +213 662494203, zakarialotfigaouarzaki@outlook.fr

Résumé

L'eau pour hémodialyse est une substance médicamenteuse inscrite à la pharmacopée européenne, elle doit être sous la responsabilité du pharmacien, pour cela il convient de veiller à la validation du procédé de production d'eau pour hémodialyse avant sa mise en application, à la surveillance du fonctionnement en routine, ainsi qu'à l'entretien du matériel.

La qualité de l'eau utilisée pour diluer les solutions concentrées de dialyse constitue un élément essentiel de l'efficacité et de la sécurité de cette thérapie.

L'objectif de ce travail consiste à contrôler la qualité de l'eau d'hémodialyse de la station de traitement de l'EHU d'ORAN et d'évaluer les paramètres physico-chimiques reflétant la qualité de cette eau.

L'étude a révélé que la majorité des éléments analysés (chlorures, nitrites, nitrates, matières organiques ...) étaient conformes aux normes de qualité établies par la pharmacopée sauf pour quelques prélèvements qui présentaient des taux dépassant légèrement les normes.

En raison du mode de production en continu de l'eau pour hémodialyse et des risques toxiques et infectieux, il est nécessaire de mettre en place, un système d'assurance qualité représenté par un ensemble de dispositions préétablies et systématiques destinés à donner toute confiance dans la qualité du soluté utilisé.

Mots clés : Hémodialyse, Eau, Qualité, Oran, Risques, Assurance Qualité.

Evaluation of the physicochemical quality of water of hemodialysis: case of station of treatment of the EHU of ORAN –ALGERIA

Abstract

Water for hemodialysis is a medicamentous substance registered with the European pharmacopeia, it must be under the responsibility of the pharmacist, for that he is appropriate to take care of the validation of the process of production of water for hemodialysis before its application, with the monitoring of operation in routine, like with the maintenance of equipment. Water quality used to dilute the concentrated solutions of dialysis constitutes an essential

component of the effectiveness and security of this therapy. Objective of this work consists in controlling the water quality of hemodialysis station of treatment of the EHU of ORAN and to evaluate the physicochemical parameters reflecting the quality of this water.

The study revealed that majority of the analyzed elements (chlorides, nitrites, nitrates, organic matters...) were in conformity with the quality standards established by the pharmacopeia safe for some taking away whose showed rates exceeding the standards slightly.

Because of the mode of production uninterrupted of water for hemodialysis and the risks toxic and infectious, it is necessary to set up, a system of quality assurance represents by a set of preestablished and systematic provisions intended to give any confidence in the quality of the aqueous solution used.

Key Words: Hemodialysis, Water, Quality, Oran, Risks, Quality assurance.

INTRODUCTION

L'eau pour hémodialyse est une substance médicamenteuse inscrite à la pharmacopée européenne, elle doit être sous la responsabilité du pharmacien, pour cela il convient de veiller à la validation du procédé de production d'eau pour hémodialyse avant sa mise en application, à la surveillance du fonctionnement en routine, ainsi qu'à l'entretien du matériel.[1]

La qualité de l'eau utilisée pour diluer les solutions concentrées de dialyse constitue un élément essentiel de l'efficacité et de la sécurité de cette thérapie.

L'eau purifiée est une eau destinée à la préparation de médicaments lorsqu'une eau d'une qualité biologique élevée est nécessaire elle est préparée par distillation, par échange d'ions ou par tout autre procédé approprié à partir d'une eau destinée à la consommation humaine.[1]

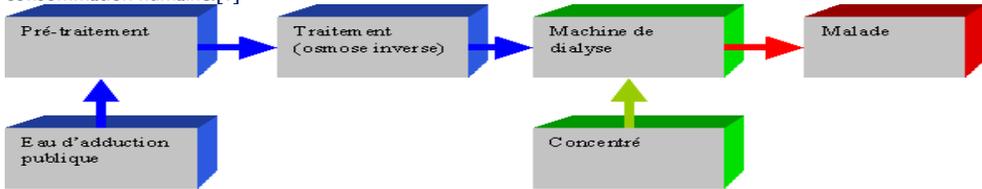


Figure 01 : Production d'eau pour hémodialyse [2]



Figure 02 : la station de traitement de l'eau de dialyse EHU 1er Novembre [4]



Figure 03 : Unité d'osmose inverse et le pré filtre [4]

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Ce travail consiste à contrôler la qualité de l'eau d'hémodialyse de la station de traitement de l'EHU d'ORAN et d'évaluer les paramètres physico-chimiques reflétant la qualité de cette eau.

Pour ce faire, une étude prospective sur une période de 1 mois portant sur l'analyse physicochimique des échantillons d'eau d'hémodialyse a été réalisée à raison de 3 prélèvements chaque mois. Les échantillons de l'eau d'hémodialyse de la station de traitement de l'EHU d'oran sont analysés dans le laboratoire de la SEOR (société de l'eau et de l'assainissement d'oran) [3], par les méthodes normalisées et les résultats sont interprétés selon les normes décrites dans la pharmacopée européenne. Le laboratoire s'appuie sur un système qualité basé sur la norme européenne NF EN ISO/CEI 17025 de Mai 2000 qui dicte les prescriptions générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnage et d'essais.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Tableau 01 : Résultats de l'analyse physico-chimiques de l'eau d'hémodialyse au niveau de l'EHUO.

Paramètres	1 ^{er} prélèvement	2 ^{ème} prélèvement	3 ^{ème} prélèvement
pH	6.52	7.75	7.72
TA	0 méq/l	0 méq/l	0 méq/l
TAC	5 mg CaCO ₃ /l	2 mg CaCO ₃ /l	2.5mg CaCO ₃ /l
Dureté totale	0.16 méq/l 8 mg CaCO ₃ /l	0.16 méq/l 8 mg CaCO ₃ /l	3.2 méq/l 16 mg CaCO ₃ /l
Dureté Magnésienne	0 méq/l 0 mg Mg ²⁺ /l	0 méq/l 0 mg Mg ²⁺ /l	0.264 méq/l 3.168mgMg ²⁺ /l
Dureté calcique	0.16 méq/l 8 mg CaCO ₃ /l	0.16 méq/l 3.2 mg Ca ²⁺ /l 8 mg CaCO ₃ /l	0,25 méq/l 4,00 mg Ca ²⁺ /l 8,4 mg CaCO ₃ /l
Chlorures	0.14 méq/l 14.2 mg Cl ⁻ /l 23.4 mg NaCl/l	0.15 méq/l 5.325 mg Cl ⁻ /l 8.775 mg NaCl/l	0.1méq/l 3.55 mg Cl ⁻ /l 5.85 mg NaCl/l
Matières organiques	1.15 mg d'O/l	1.4 mg d'O/l	1.45 mg d'O/l
Nitrites	0,015 mg NO ₂ /l	0.012mg NO ₂ /l	0.012mg NO ₂ /l
Nitrates	< 10 mg NO ₃ /l	< 10 mg NO ₃ /l	< 10 mg NO ₃ /l
Aluminium	0.00 mg/l	0.00 mg/l	0.00 mg/l

Fluor	0.00 mg/l	0.00 mg/l	0.00 mg/l
Ammoniaque	0.00mg/l	0,00mg/l	0,00mg /l
Sulfates	219,25mg/l Avant traitement	170,74mg/l Avant traitement	195mg/l Avant traitement
phosphates	0mg/l	0mg/l	0mg/l
conductivité	25,3 μ s/m	26 μ s /m	25,5 μ s/m
Turbidité	0,082 NTU	0,082 NTU	0,080NTU
Chlore libre	0 mg/l	0 mg/l	0 mg/l
Chloramines	0 mg/l	0 mg/l	0 mg/l

L'étude a révélé que la majorité des éléments analysés (Aluminium, fluor, ammonique, sulfates, phosphahtes chlorures, nitrites, nitrates, matières organiques ...) étaient conforme aux normes de qualité établies par la pharmacopée sauf pour un prélèvement qui présentait des taux dépassant légèrement les normes ceci a été remarqué pour les chlorures.

D'après les résultats trouvés, nous remarquons que tous les éléments analysés chimiquement et physiquement sont conformes aux normes de l'eau de l'hémodialyse fixées par la Pharmacopée européenne et cela a été remarqué pour les éléments qui sont toxique même à des faibles doses .

Bien que les prélèvements effectués n'ont pas été fait d'une façon régulière et journalière, surtout après le traitement de l'eau d'hémodialyse dans la station, mais comme même on constatait que les paramètres analysés sont stables cela signifié que les étapes de traitement sont efficaces.

Notant aussi que les analyses microbiologiques sont importantes pour mieux évaluer la qualité des eaux d'hémodialyse chose qui n'a pas été réalisée . Pour cette dernière sa qualité doit être impérativement excellente.

CONCLUSION

En Europe les contrôles de qualité sont permanents pour les eaux d'hémodialyse ont connu une évolution vers la sévérité de traitement en raison des progrès technologiques et des contaminations fréquentes.

Dans le but de maintenir constants les paramètres indiqués par la pharmacopée, des contrôles périodiques d'éléments chimiques, physiques et bactériologiques présents dans l'eau, devront être effectués.

Références

- [1] Pharmacopée Européenne, 6ème édition, Eau pour dilution des solutions concentrées pour hémodialyse, 2006
- [2] P. Cousin, Traitement d'eau en hémodialyse, 2004 pages 25-46
- [3] Manuel SEOR, analyse physico-chimique des eaux ,2010
- [4] Document interne de l'établissement hospitalier universitaire 1^{er} Novembre d'Oran

Extraction du plomb par membrane liquide émulsionnée

Benyahia Nacera, Belkhoucha Nasr-Eddine

Laboratoire des Technologies de Séparation et de Purification (LTSP)-Département de chimie-faculté des sciences-Bp 119-13000- Université de Tlemcen-Alger,

Email : bnacera@yahoo.fr

Résumé

Le problème de la pollution des eaux par les substances organiques et inorganiques est aujourd'hui très préoccupant pour les pays émergents, surtout pour certaines espèces toxiques non biodégradables comme les métaux lourds tels que le chrome, le plomb et le zinc. L'eau entraîne des réactions chimiques liées à l'acidité, à l'alcalinité, à la température, à l'oxygénation..., transporte les métaux lourds, et les insère dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.).

Les techniques conventionnelles d'extraction d'ions métalliques à partir de matrices environnementales incluent les procédés suivants: La précipitation, l'extraction par solvant, l'échange ionique, l'adsorption et la récupération électrochimique. Ces derniers, qui sont actuellement les plus employés dans les techniques de traitement, peuvent être inefficaces en vue des contraintes d'ordres législatives, techniques ou économiques [1].

Pour palier ce problème, de membranes liquides ont été développées La technologie de (MLE) a gagné une grande importance parmi les autres méthodes de séparation conventionnelles [1].

L'objectif de notre travail est d'étudier l'extraction du plomb(II) à travers la membrane liquide émulsionnée par un extractant acide ; le di (2-éthylhexyl) phosphorique (D2EHPA) comme transporteur et le triton X-100 comme tensioactif. Les paramètres expérimentaux étudiés sont: Rapport D2EHPA/TritonX-100 ; nature du diluent, vitesse de formation de l'émulsion ; concentration en acide d'épuration ;concentration du plomb, Les résultats ont montré que le Pb(II) est extrait à 100%.

Mots clés : Membrane liquide émulsionnée ; Plomb ; D2EHPA ; TritonX-100

Extraction of lead by emulsion liquid membrane

Abstract

The problem of water pollution by organic and inorganic substances is now very worrying for emerging countries, especially for certain non-biodegradable toxic species such as heavy metals such as chromium, lead and zinc. Water causes chemical reactions related to acidity, alkalinity, temperature, oxygenation ..., transports heavy metals, and inserts them into food chains (algae, fish, etc.)

Conventional techniques for extracting metal ions from environmental matrices include the following processes: Precipitation, solvent extraction, ion exchange, adsorption, and electrochemical recovery. The latter, who are currently the most employed in treatment techniques, may be ineffective in view of legislative, technical or economic constraints [1]. To overcome this problem, liquid membranes have been developed (MLE) technology has gained great importance among other conventional separation methods [1]. The objective of our work is to study the extraction of lead (II) through the liquid membrane emulsified by an acid extractant; di (2-ethylhexyl) phosphoric acid (D2EHPA) as transporter and triton X-100 as surfactant. The experimental parameters studied are: D2EHPA / TritonX-100 ratio; nature of the diluent, rate of formation of the emulsion; concentration of stripping acid; equilibrium time of extraction; The results showed that Pb (II) is 100% extracted.

Key Words: Emulsion liquid membrane, lead, D2EHPA, TritonX-100

INTRODUCTION

In recent years, the pollution of the environment by heavy metals including lead has been receiving considerable attention [1]. Lead is one of the most metal used in a number of industrial applications such as storage battery manufacture, television tube, printing pigments, fuels, photographic material and explosives manufacturing [2] almost 80% of all the lead now used in the US is for the production of lead-acid batteries. Lead alloys are largely used in industry. Lead is relatively abundant in the earth's crust, it is sometimes found free in nature, and the main minerals are galena (sulphide), the cerussite (carbonate) and anglesite (sulfate). In the ore, lead is often associated with silver and zinc. Antimony, arsenic, bismuth and copper are other elements commonly found in minerals lead. The main sources of these minerals are volcanic emissions [3]. The annual world production of lead is between 3 and 3.5 million tones where the main producing countries are the United States, Canada, Australia, Peru, Russia and Mexico [3]. Nowadays Lead contamination in an environment is a very important problem of worldwide concerning due to its highly toxic and non biodegradable in nature. Lead is toxic to humans [4], causing hematological damage, brain damage, anemia, and kidney malfunctioning. Therefore, the World Health Organization (WHO) recommends that Pb concentrations be below $10 \mu\text{gL}^{-1}$ in natural water systems.

There are many methods have been proposed for removal, extraction, separation and preconcentration of lead from wastewaters as well as other environmental samples. These include chemical precipitation, ion exchange [5] activated carbon, adsorption and biosorption, membrane filtration, solvent extraction, etc. as reported in the literature [2] but all of these methods can be only used for metal extraction when the concentration is less than 100 mg/L.

Literature shows various solvent extraction methods for the separation and preconcentration of lead [6]. A method was developed for the extraction of lead(II) from aqueous solution using Cyanex 302 as extractant in toluene. Lead (II) was separated by liquid-liquid extraction with HMWAs (High Molecular Weight Amines solution from mineral acid as well as weak acid media. Novel solvent extraction system for lead(II) was developed with dicyclohexano 18-crown-6 and extraction of lead(II) with LIX 984 dissolved in n-heptane was studied. Another study by [7] report application of TPB as carrier in methyl isobutylketone (MIBK) for the removal of lead.

One of the promising methods for the separation of such effluents is the emulsion liquid membrane (ELM) process, invented by Li and Norman [8] about 30 years ago. The main advantages of the ELM system are: (a) high interfacial area for mass transfer, especially at the inner oil-water interface, due to the small size of the aqueous phase droplets; (b) high diffusion rate of the metal ion through the membrane; (c) simultaneous performance of extraction (at the outer interface) and stripping (at the inner interface) in the same system, and (d) capability of treating a variety of elements and compounds in industrial setting at a greater speed and with a high degree of effectiveness, with varying contaminant concentrations and volume requirements [2].

ELM process generally consists of three steps. The first step is emulsion preparation in which emulsion is prepared by mixing membrane phase and internal phase such as water-in-oil (W/O), water is dispersed into the oil in the form of fine droplets or particles. The second step is permeation of solute through membrane phase from a feed phase to a receiving phase through interfacial contact between emulsion and continuous phase consisting metal waste. The third step is settling of the emulsion and external phases followed by demulsification to recover the membrane phase [8].

EXPERIMENTAL AND APPARATUS

Experimental

D2EHPA extractant was purchased from Fluka and used without further purification. Triton X-100 (isooctylphenoxypolyethoxyethanol) was supplied by Sigma-Aldrich. Dichloromethane was purchased from Merck. The acids such: sulfuric, nitric and hydrochloric, and chloroform were provided from Prolabo

Apparatus

Haier mechanical agitator with a standard platform was used in extraction experiments. pH measurements were taken with a Consort C831 pH-meter using a combined electrode. The weighing was made with an electronic analytical balance; type Kern ABS. A homogenizer; type Vortex was used for the emulsion formation. UV-Visible absorption spectrophotometer; type Lambda 800 Perkin Elmer was used for the Lead analysis

Preparation of emulsion

The organic solution of dichloromethane was prepared by mixing the appropriate amounts of TritonX-100 and D2EHPA. The stripping aqueous solution of sulfuric acid at 0.5 M was added dropwise to liquid membrane solution under stirring at 2500 rpm, to produce emulsion globule.

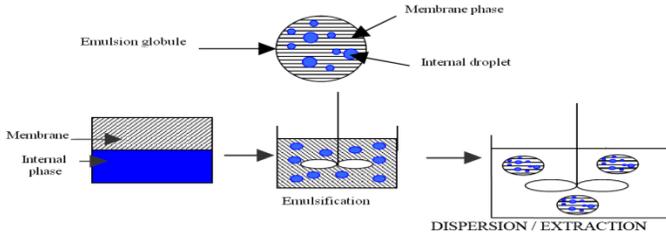


Fig..Schematic of emulsion liquid membrane process

RESULT AND DISCUSSION

Influence of extractant and surfactant ratio on extraction

It was observed that, the extractant concentration in the membrane phase played an important role in the overall extraction, of ELM systems. To study this effect, the extractant concentration in the ELM was varied in the range of 0.25-2% w/w. The effect of D2EHPA and TritonX-100 ratio on the transport of Pb(II) was given in Fig. 1. From where, we observed that the transport rate of Pb(II) increased with the increasing the quantity of D2EHPA in liquid membrane. With increasing the carrier concentration beyond 1% w/w, the extraction rate of metal ions decreased. Thus, the efficiency extraction of Pb(II) was of 94% .

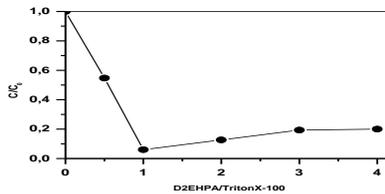


Fig. 1. Effect of extractant on surfactant ratio on the metal ions extraction;

Effect of nature of diluents on extraction

Different organic diluents produce change in emulsion stability, percentage of transport, enrichment factor and swelling. Polar and apolar diluents were tested in the preparation of emulsion liquid membrane. The transport behavior of Pb(II) using dichloromethane, chloroform and pentanol as diluents was presented in Fig. 2. From where, the Pb(II) ions were rapid transported when using dichloromethane as diluent. Thus, low transport was obtained with chloroform. This last should give the high transport of metal ion because it has high density, favorable to O/W emulsion. From the results, dichloromethane was being the suitable diluent due to their low viscosity.

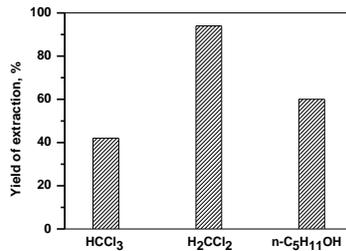


Fig. 2. Effect of nature of diluents on metal ions extraction

Effect of stirring speed on the formation of the emulsion

The influence of the stirring speed on the formation of the emulsion was showed in Fig. 3. Experiments were conducted at different emulsification speeds. It was observed that, the emulsion stability increased when the emulsification rotating speed increased from 800 to 1800 rpm, Then, the transport rate of Pb(II) reached 94% .

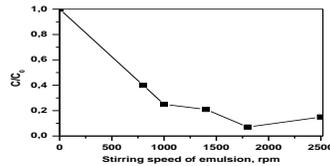


Fig.3. Influence of emulsification speed on the extraction of Lead ions.

Influence of stripping concentration on extraction

The effect of sulfuric acid concentration on the extraction of Pb(II) was showed in Fig. 4.. The increase of acidity of internal phase to certain level will increase extraction efficiency due to the difference in chemical potential. However, at higher acidity level, the extraction will decrease due to the membrane swelling problem.

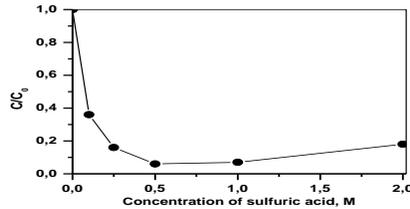


Fig. 4. Influence of the stripping concentration on the extraction of Pb(II) ions.

Effect of the feed concentration

The study of the influence of initial concentration of Pb(II) on the ELM transport were carried out. The feed Pb(III) solutions were varied from 250 to 750 ppm. The results shown that the optimal Pb(II) ions transport was obtained from 500 ppm. We noted that, when increasing the initial concentration of Pb(II) at 750 ppm, the rate of transport decreased.

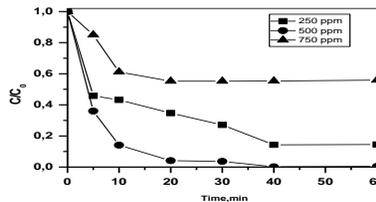


Fig. 5. Effect of the initial feed concentration on the extraction of Pb (III) ions.

CONCLUSION

An emulsion liquid membrane process using Di(2-ethylhexyl)phosphoric acid and TritonX-100 as biodegradable commercial surfactant for separate lead from nitrate solutions containing lead (II) and bismuth (III) has been investigated. From this study the lead(III) was extracted at 100%, from the initial lead solution of 500 ppm, under the optimum experimental conditions such as : D2EHPA/TritonX-100 ratio =0.5, stirring speed of the emulsion formation 1800 rpm during 20 min, stripping solution of sulfuric acid at 0.5 M, stirring speed of bulk phase of the 220 rpm under 40 min of equilibrium time.

REFERENCES

- [1] A.R.K. Dapaah, N.Takano, A.Ayame, Solvent extraction of Pb(II) from acid medium with zinc hexamethylenedithiocarbamate followed by back-extraction and subsequent determination by FAAS. Anal. Chim. Acta 386(1999)281-286.
- [2] R. Sabry, A.Hafeza, M.Khedr, A.El-Hassanin, Removal of lead by an emulsion liquid membrane. Desalination 212(2007)165-175.
- [3] R. Garnier, Toxicity of lead and lead compounds. EMC-Toxicologie Pathologie 2(2005)67-88.
- [4] X.Liang, Y.Su, Y. Yang, W.Qin, Separation and recovery of lead from a low concentration solution of lead(II) and zinc(II) using the hydrolysis production of poly styrene-co-maleic anhydride. J. Hazard. Mater.203-204(2012)183-187.
- [5] A.A.Shady, C.Peng, J. Bi, H.Xu, O.J.Almeria, Recovery of Pb (II) and removal of NO_3^- from aqueous solutions using integrated electrodialysis, electrolysis, and adsorption process. Desalination 286(2012) 304-315.
- [6] S.Bouranene, P.Fievet, A.Szymczyk, M.E.H.Samar, Vidonne, Influence of operating conditions on the rejection of cobalt an aqueous solutions by a nanofiltration polyamide membrane. J.Membr Sci 325(2008)150-157.
- [7] R., Anupama, K.palanivelu, Removal and recovery of lead from aqueous solution using Supported liquid membrane, 2005. Indian Journal of Chemical Technology 12 (2005)436-440.
- [8] B. Mokhtari, K. Pourabdollah. Inclusion desalination of alkali metal cations by emulsion liquid membranes and nano-baskets of p-tert-calix[4]arene bearing di-[N-(X)sulfonyl carboxamide] and di-(1-propoxy) in para-cone conformation. Desalination 292(2012)1-8.

Modélisation et cartographie du risque d'érosion hydrique par approche SIG/RUSLE : Cas du bassin-versant Oued Souani (Nord-Ouest de la Tunisie)

Arbi.Chafai¹, Nadhem. Brahim¹, Najet. Slim Shimi¹

¹Université de Tunis El Manar, Département de Géologie, Faculté des Sciences de Tunis, Campus Universitaire EL Manar, 2092 Tunis (geologue.arbi@hotmail.com) (nadhem.brahim@gmail.com) (najetshimi@yahoo.fr).

Auteur correspondant : geologue.arbi@hotmail.com

Résumé :

En Tunisie, la succession de plusieurs civilisations, la situation géographique, les conditions physiques, climatologiques et socio-économiques sont particulièrement favorables à la fragilisation du milieu naturel et la dégradation des sols. L'érosion hydrique est une menace pour la durabilité des retenues collinaires et le développement agricole. Cependant, les conditions naturelles et l'inadaptation des activités anthropiques ont contribué à la dégradation de la fertilité naturelle des sols, la détérioration de la qualité des ressources en eaux et l'envasement de l'infrastructure hydraulique. Pour répondre à ces problématiques environnementales, la modélisation peut constituer un outil de cartographie et de prévision des processus d'érosion hydrique. En effet, nous allons adopter le modèle RUSLE (équation universelle révisée de perte en sol) pour évaluer les quantités de pertes en sols et modéliser les paramètres de causalité de l'érosion hydrique à l'échelle du bassin versant d'oued Souani (Nord Ouest du Tunisie). L'application du modèle RUSLE est une combinaison des cinq facteurs d'érosion à savoir l'érosivité de la pluie, l'érodibilité du sol, l'inclinaison et la longueur de pente, le couvert végétal et les pratiques antiérosives. Le produit de ces facteurs sous un système d'information géographique (SIG), nous a permis d'établir une carte des pertes en sol et identifier les zones sensibles à haut risque et présenter les zones d'interventions prioritaires.

Les résultats obtenus, sous forme de carte de risque d'érosion, montrent que le bassin d'oued Souani présente des pertes en sols variable sur la totalité du bassin versant. Cette perte résulte essentiellement de l'interaction des plusieurs facteurs à savoir une couverture végétale dégradée, des formations lithologiques à érodabilité élevée, et des pentes fortes.

Mots-clés : Érosion hydrique, Bassin versant Souani, Cartographie, RUSLE, SIG, Carte d'érosion, Tunisie.

Modeling and mapping of the risk of water erosion by GIS / RUSLE approach: Case of the watershed Souani river (North-West of Tunisia)

Abstract:

In Tunisia, the succession of several civilizations, the geographical situation, the physical, climatological and socio-economic conditions are particularly favorable to the weakening of the natural environment and the degradation of the grounds. Water erosion is a threat to the sustainability of hillside reservoirs and agricultural development. However, natural conditions and the inadequacy of human activities have contributed to the degradation of natural soil fertility, the deterioration of the quality of water resources and the silting up of water infrastructure. To respond to these environmental issues, modeling can be a tool for mapping and forecasting water erosion processes. Indeed, we are going to adopt the RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) model to evaluate the quantities of soil losses and to model the causality parameters of water erosion at the Souani river watershed scale (North West of Tunisia). The application of the RUSLE model is a combination of the five erosion factors namely erosivity of the rain, soil erodibility, inclination and slope length, vegetation cover and erosion control practices. The product of these factors under a geographical information system (GIS), allowed us to establish a map of soil losses and identify high-risk sensitive areas and present priority intervention zones.

The results obtained, in the form of an erosion risk map, show that the Souani river watershed has variable soil losses over the entire watershed. This loss results essentially from the interaction of the several factors namely degraded vegetation cover, lithological formations with high erodibility, and steep slopes.

Keywords: Water erosion, Souani watershed, Cartography, RUSLE, GIS, Erosion Map, Tunisia.

I-Introduction:

L'érosion hydrique constitue l'un des principaux facteurs de la dégradation des terres et des problèmes de l'environnement. Elle a des retombées socio-économiques à l'échelle locale, régionale et nationale. Elle est causée généralement par la croissance démographique et des changements climatiques. C'est la forme la plus courante du processus de dégradation des sols, c'est un vieux problème naturel qui attaque les sols par l'énergie des pluies et qui se manifeste en trois phases : le détachement des particules, le transport solide et la sédimentation. Les conséquences de ce processus sont multiples et variées telles que la perte du capital en sol, l'ensablement et le colmatage de l'infrastructure hydraulique. De plus, comme elle agit d'une manière sélective, l'érosion modifie les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols. Par ailleurs, elle peut réduire à long terme les potentialités de certains sols. Le pourtour méditerranéen est parmi les régions les plus touchées par la dégradation des terres Selon des études de la FAO [1], 40% des terres sont affectées par l'érosion hydrique au Maroc, 35% en Grèce, 45% en Tunisie et 50% en Turquie. Ce phénomène est très connu dans la Tunisie. Les conditions physiques, géomorphologiques, hydro-climatiques et socio-économiques sont particulièrement favorables à leur dégradation. En effet, la superficie touchée par une érosion hydrique forte, est estimée à 8092360 hectares (51,9%) et les terres menacées par une érosion moyenne sont évaluées à 399600 hectares (2,6%). L'érosion provoque l'ensablement des retenues des grands barrages, par conséquent une diminution de la capacité de stockage, estimée annuellement à 0.8%. [2]. Pour faire face à ce problème, la Tunisie a déployé depuis les années 60 une politique d'aménagement et de conservation des sols qui se traduit par deux stratégies nationales de développement des ressources en eau et de conservation des eaux et du sol (1990–2001 et 2002–2011) orientées essentiellement vers la construction de nouveaux lacs et barrages collinaires et l'aménagement des versants. L'ampleur de l'érosion hydrique et la gravité de ses conséquences durant ces dernières années ont fortement contribué au développement des méthodes préventives et des modèles de prévision qualitative et quantitative. En effet, plusieurs modèles d'érosion ont été appliqués pour étudier l'érosion hydrique dont certains sont à base empirique tel que l'USLE de Wischmeier et Smith [3] et ses versions modifiées, d'autres à base physique tels que WEPP de Foster et Lane [4], ANSVERS de Beasley et al., [5] et d'autres semi empiriques tel que SWAT d'Arnold et al., [6].

L'objectif de cette étude est l'application d'une méthodologie d'estimation de l'érosion hydrique dans le petit bassin de l'oued Souani. Ce bassin fait partie du six lacs collinaires programmé par le Commissariat régional de développement agricole du Gouvernorat de Siliana en 2015. Ce travail entre dans le cadre des stratégies tunisiennes de protection des ressources naturelles et développement du secteur agricole. La méthodologie adoptée a été basée sur le recours du modèle RUSLE (l'équation universelle révisée de la perte des sols) [7], c'est une mise à jour du modèle USLE de Wischmeier & Smith [3]. RUSLE est un modèle empirique et spatialisé permet d'évaluer le taux annuel moyen de perte en sol et d'établir la répartition spatiale de la carte du risque d'érosion, en se basant sur des principaux facteurs (l'érodibilité des sols, la pente, l'érosivité des pluies, la couverture végétale et les pratiques antiérosives). L'ensemble des facteurs mesurés et intégrés dans un système d'information géographique nous ont permis d'élaborer une carte des risques érosifs à l'échelle du ce bassin versant.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d'étude

Le petit bassin versant d'Oued Souani est situé au Nord-Ouest de la Tunisie dans la zone d'Esmirat du la délégation Rouhia du gouvernorat de Siliana avec une superficie de 196 hectares. La topographie du la zone d'étude est relativement accidentée, caractérisée par une variation altitudinale importante, allant de 791 m à l'exutoire à 1047 m sur les hauts reliefs de l'extrémité Sud Ouest du bassin versant respectivement à djebel Bou Rokba (Fig. 1).

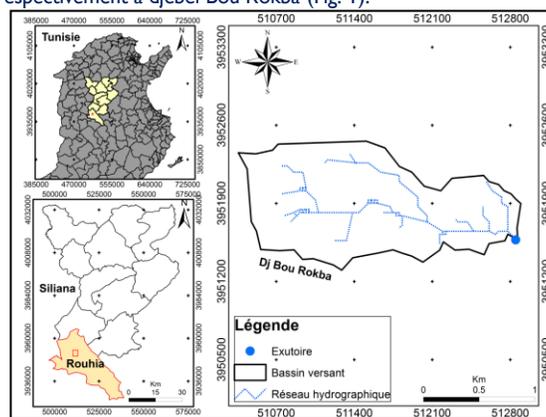


Figure 1 : Situation géographique et modèle numérique de terrain du la zone d'étude

Le climat est de type semi-aride inférieur à hiver frais. La zone d'étude est délimitée par les isohyètes 300 et 320 mm. En l'absence de poste pluviométrique à l'intérieur du bassin versant de l'oued Souani, nous avons utilisé les informations du poste Majbare Skarna qui à moins de 4 Km du bassin versant .Les années 2002-2003,2003-2004 et 2009-2010 sont les plus humides avec des valeurs de précipitations supérieures à 450 mm par ans, alors que l'année la plus sèche est celle de 1988-1989 ou la pluviométrie n'a pas dépassé 160 mm (Tab.5).Les températures moyennes annuelles se situent entre 16°C et 18°C, les moyennes minimales varient de 17,5°C à 17.7°C alors que les moyennes maximales varient de 34.2°C à 34.4°C. En ce qui concerne l'hydrologie, les eaux superficielles du bassin sont issues du cours d'eau principal représenté par Oued Souani. De point de vue hypsométrique, la classe d'altitude dominante du bassin versant d'oued Souani est celle de 791 à 910 m. Elle occupe environ 63 % de la superficie totale du bassin versant. Les zones d'altitudes très élevées (supérieur à 950 m) comme: Djebel Bou Rokba, couvrent une surface ne dépassant pas 20%. Les caractéristiques physiques déterminées sont résumées dans le tableau n° I. Elles montrent un pouvoir d'érosion hydrique important comme la plupart des bassins versants de la partie Nord-ouest de la Tunisie.

Tableau I : Caractéristiques physiographiques du bassin versant d'oued Souani

B.V Oued Souani	Unité	Caractéristiques
Superficie	km ²	1,96
Périmètre	km	6,78
Indice de compacité	Kc	1,35
Altitude maximale	m	1047
Altitude minimale	m	791
Longueur équivalente L	km	3.25
Largeur équivalente l	km	0.60
Dénivelée	m	213
Indice globale de pente	/Km	65.5
Dénivelée spécifique (Ds)	m	91.75
Classe du relief	-	R4 modéré

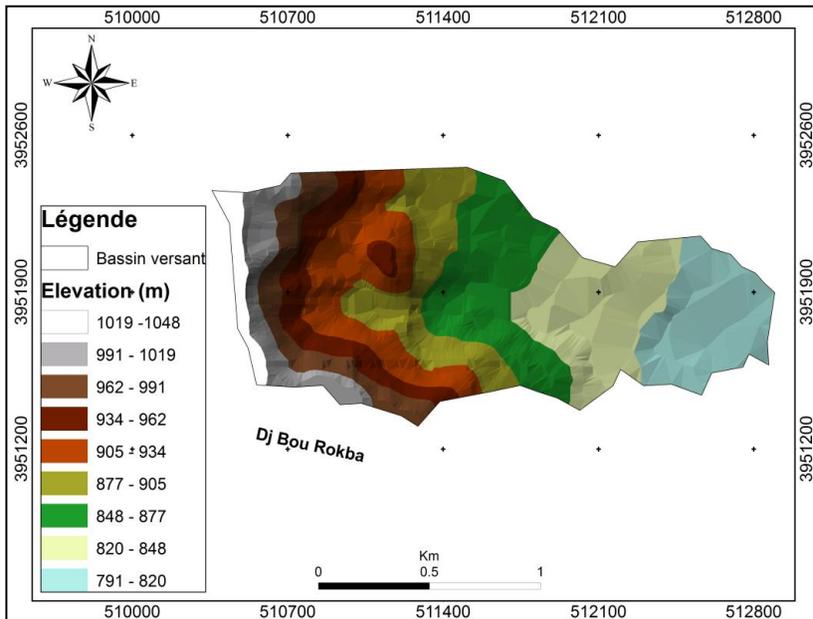


Figure 2: Modèle numérique du terrain du bassin versant d'oued Souani

Dans ce bassin versant, nous avons pu identifier 4 unités lithologiques présentées sur la carte géologique du bassin versant d'oued Souani (fig.2). Cette carte a été établie à partir de la carte géologique du Djebel Barbrou (Rouhia) à l'échelle 1/50000. Ce bassin est formé dans sa quasi-totalité de matériaux du Crétacé (Tab.2). La partie aval où se situe la cuvette, les couches géologiques correspondent à des marnes grisâtres et verdâtres alternant avec des inter-lits de calcaires de la formation Kef. Le pendage des couches est faible 10° à regard vers l'aval et peuvent atteindre 20° et 30° en dehors des limites du bassin versant et effet le contexte structural au niveau de la cuvette correspond à une allure de fermeture synclinale légèrement déversée vers la rive gauche.

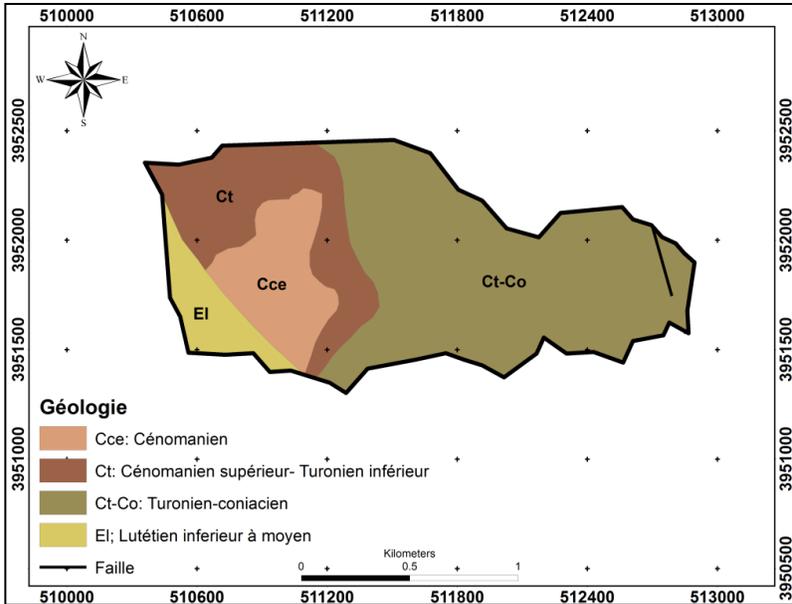


Figure 3 : Carte géologique du bassin versant d'oued Souani

Tableau 2 : les unités lithologiques du bassin versant de l'oued Souani

Unité lithologique	Formation géologique	Surface (ha)	Surface (%)	Caractéristiques
1	Ct-Co : Turonien-coniacien	27	3,8	Marnes et de calcaires (Kef inférieur)
2	Cénomanien supérieur-Turonien inférieur	40,5	40,7	Calcaires feuilletés riche en matière organique (Bahloul)
3	Cce : Cénomanien	13,7	58	Marnes vertes à intercalations calcaires
4	El : Lutétien inférieur à moyen	4,8	7,5	Argiles lumachelliques et des calcaires

Les principaux types de sol qui occupent le bassin versant Souani sont les sols minéraux bruts (lithosols, régosol) (44,1%), les sols peu évolués d'apport (20 %) et les sols complexes (35,9%). La répartition spatiale de l'occupation des sols au niveau de bassin versant d'oued Souani indique plusieurs domaines d'occupation, les terres agricoles (céréales, oliveraies) totalisent une superficie de 27,7 hectares soit 14 % du bassin versant. La formation forestière (forêt, garrigue arboré et non arboré) dominant sur ce bassin, elles occupent un espace très important de 135,9 hectares soit environ 69.34% de la superficie du bassin versant. Les zones de parcours couvre un taux de 13,8 % de la superficie totale et se trouve essentiellement dans la partie Nord-est du bassin versant. Le reste de la superficie du bassin est occupé par des terrains non agricoles.

La pente joue un rôle très important vis-à-vis du phénomène érosif. Elle accentue la force d'arrachement des particules et augmente ainsi l'effet de dégradation du sol [8]. La carte des pentes de la zone d'étude (Fig4) été établie à partir du MNT (Modèle Numérique du Terrain), à résolution spatiale de 10 mètres qui a été générée à partir des courbes de niveau issues de la carte topographique de Djebel Barbrou en utilisant le logiciel Arc-Gis. Les pentes moyennes à très fortes sont identifiées

surtout, dans la partie amont du bassin versant qui caractérisée par un relief accidenté, ce qui nous permet d'attribuer un taux d'érosion élevé. Cependant, les pentes faibles sont concentrées au niveau de la plaine.

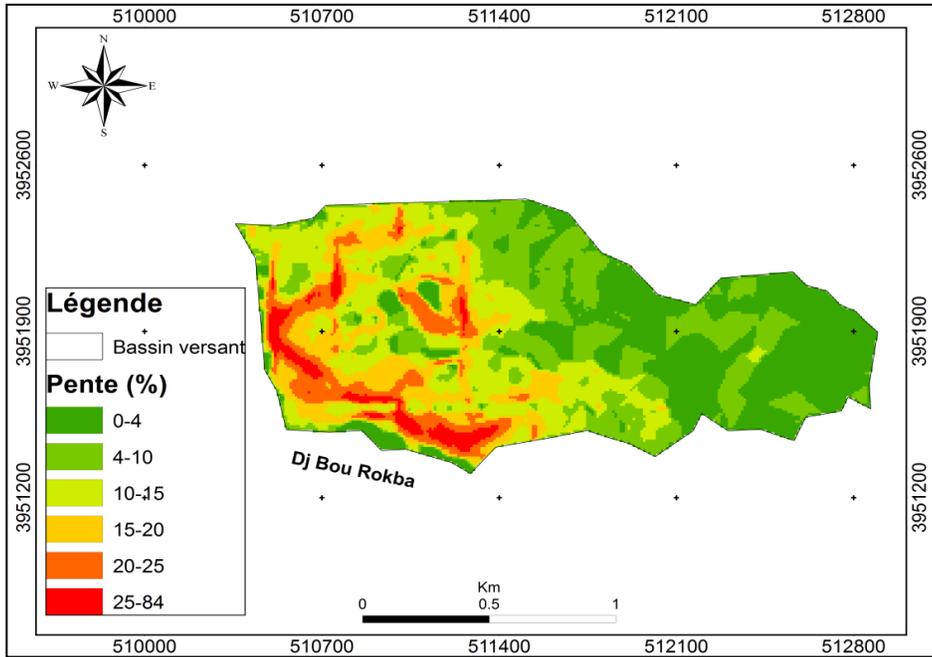


Figure 4 : Carte des pentes de la zone d'étude.

Tableau 3: Classification des pentes en fonction des surfaces

ente (%)	Classe de pente	urface (ha)	Taux (%)
0-4	Pente très faible	22,9	11,68
4-10	Pente faible	55,5	28,32
10-15	Pente moyenne	26,5	13,52
15-20	Pente assez forte	28	14,28
20-25	Pente forte	19,8	10,1
25-84	Pente très forte	43,3	22,1

En se référant à la carte de la Figure 4 et au tableau ci-dessus (Tab.3), nous remarquons que les faibles à moyennes pentes occupent environ 53 % de la surface totale du bassin. Cette zone favorise le décapage superficiel du sol. Cependant, 32 % de la surface considérée est caractérisée par des fortes à très fortes pentes. Sur cette partie du terrain, le ruissellement est ainsi concentrée et la vitesse augmente, l'érosion n'est plus sélective et creuse des rigoles et des ravines (Fig.5). Le bassin versant d'oued Souani est faiblement aménagé surtout dans sa partie nord où on trouve des seuils en gabion. Actuellement, la majorité de ces gabions sont totalement comblés de sédiments et n'ont aucun effet de rétention de sédiments (Fig.6).



Figure 5 : Formes d'érosion hydrique du bassin d'oued Souani, comblé de sédiments.



Figure 6 : Seuil en gabion

2.2. Présentation du RUSLE

L'équation universelle révisée de la perte des sols (RUSLE) [7] est une mise à jour du modèle USLE de Wischmeier & Smith [3]. Ce nouveau modèle permet d'évaluer le taux annuel moyen de perte en sol et d'établir la répartition spatiale de la carte du risque d'érosion. Il permet d'estimer les pertes en terres pour des prédictions à long terme (>20 ans) et concernant l'érosion en nappe et en rigole des parcelles agricoles. RUSLE est de type empirique puisqu'elle est basée sur des observations et des statistiques. Ce modèle est basé sur une fonction linéaire faisant intervenir la combinaison spatiale des différents facteurs contribuant à l'érosion des sols : C, P, LS, R, K.

La perte en sol (A) est déterminée par le produit des six facteurs selon l'équation suivante :

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

A (t/ha/an) Perte en sol par unité de surface et par an,

- **R** : Indice de pluie caractérisant l'agressivité climatique (MJ.mm/ha.h.an).
- **K** : Indice d'érodabilité du sol (t.ha.h/ha.MJ.mm).
- **LS** : Indice combinant l'effet de la longueur (**L**) de la parcelle et de la pente (**S**) (adimensionnel).
- **C** : Indice des pratiques culturales (adimensionnel).
- **P** : Indice d'aménagement antiérosifs (adimensionnel).

2.3. Base de données

La base de données utilisée dans ce travail est composée de :

Tableau 4 : Matériels et logiciels utilisés.

Documents	Logiciels
-Une image Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) de résolution de 30 m obtenue sur le site : http://opentopo.sdsc.edu/datasets - Carte géologique de Dj barbrou (1/50000) - Carte agricole Siliana - Carte d'occupation su sol du la région Siliana (1/100000) - Carte topographique de Dj Barbrou (1/50000) - Pluviométrie enregistrés entre 1988-2011 (INM.2011).	-Arc-gis (10.3)

L'organigramme ci-dessous (Fig.11), résume le fonctionnement du modèle RUSLE pour quantifier le taux de perte en sol et cartographier les zones sensibles vis-à-vis de l'érosion hydrique sur l'ensemble du bassin versant.

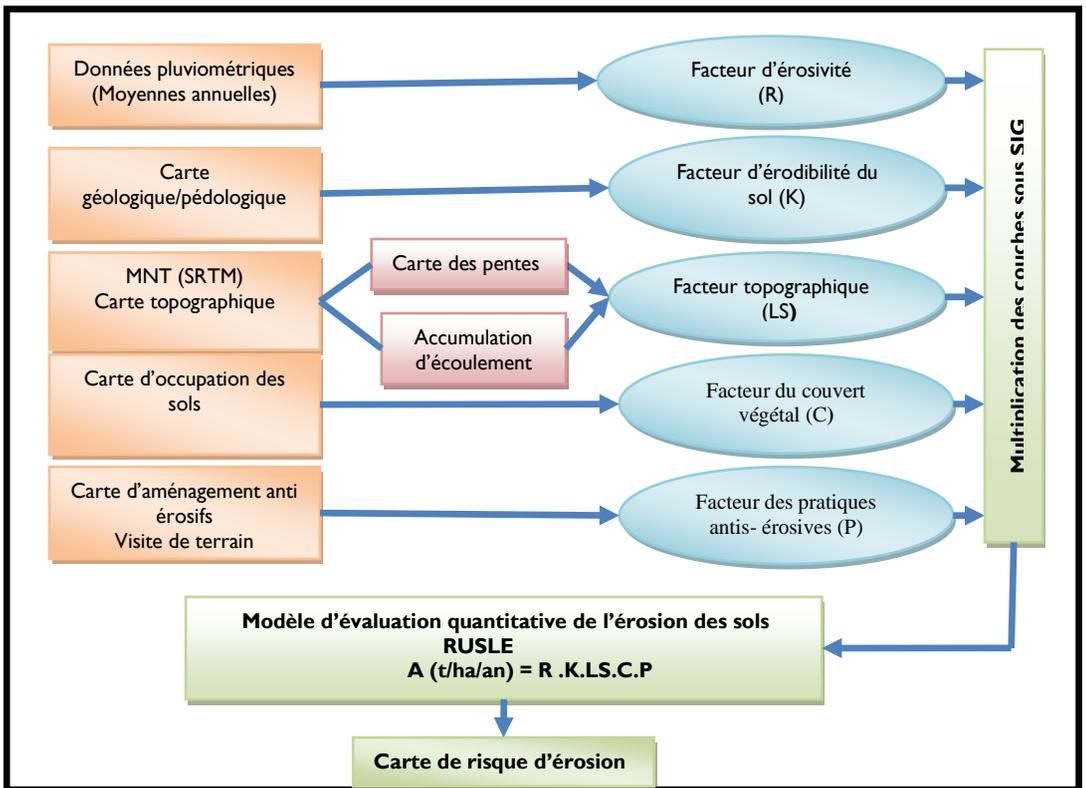


Figure 7: Organigramme de réalisation de la carte d'érosion du bassin versant d'oued Souani

3. Résultats et discussion

3.1. Facteur d'érosivité des pluies (R)

La pluie est l'un des principaux facteurs d'érosion des sols, ceci se produit lorsque les eaux pluviales ne peuvent plus s'infiltrer dans le sol et arrachent les particules du sol en emportant des particules [9]. Hudson [10] définit l'érosivité comme étant la capacité potentielle de la pluie pour produire l'érosion. Pour le calcul du facteur érosivité de la pluie, nous avons utilisé la formule la plus adaptée pour les régions tunisiennes est celle développée par Renard et Freimund [11].

$$R = 0.0483 * P^{1.610} \text{ (en Megajoule.mm/ha.h.an)}$$

Avec : P = Moyenne des précipitations annuelles en mm

Tableau 5 : L'érosivité des pluies en (MJ mm ha-1 h-1 an-1) pour la station Majbare Skarna pendant la période allant de 1988 à 2011.

Année hydrologique	P (mm)	R(MJ m ha-1 h-1 an-1)	Année hydrologique	P (mm)	(MJ mm l h-1 an-1)
1988/1989	153,10	159,13	2000/2001	335,60	563,01
1989/1990	450,0	902,86	2001/2002	186,30	218,27
1990/1991	237,60	322,94	2002/2003	553,35	259,44
1991/1992	204,40	253,41	2003/2004	482,10	1008,78
1992/1993	176,90	200,81	2004/2005	400,90	749,61
1993/1994	218,20	281,52	2005/2006	451,20	906,74
1994/1995	330,60	549,57	2006/2007	234,70	316,57
1995/1996	316,40	512,07	2007/2008	338,90	571,95
1996/1997	410,80	779,64	2008/2009	199,90	244,49
1997/1998	255,40	362,72	2009/2010	465,35	952,95
1998/1999	390,20	717,66	2010/2011	433,20	849,21
1999/2000	291,60	449,01	Moyenne	326,81	539,46

L'examen du tableau montre que l'indice d'érosivité moyenne annuelle, calculé sur vingt-trois ans d'observation à la station de Majbare Skarna est de l'ordre de 539.46 MJ.mm/ha.h.an pour une pluviométrie moyenne annuelle de 326.81 mm. L'année hydrologique 2002/2003 est la plus érosive avec une valeur de l'ordre de 1259,44 MJ.mm/ha.h.an et la saison hydrologique 1988/1989 est la moins érosive avec 203,37 MJ.mm/ha/h/an ; les précipitations correspondantes sont de 553,35mm et 153,1 mm respectivement(Tab.5).

3.2. Facteur d'érodibilité du sol (K)

L'érodabilité d'un sol peut se définir comme étant sa vulnérabilité ou sa susceptibilité à l'érosion. En d'autres termes, elle est le contraire de sa résistance à l'érosion [10]. Dans notre cas d'étude, on n'a pas suffisamment de données granulométriques pour définir l'érodibilité suivant l'équation généralement utilisée. En effet, les valeurs du facteur K pour le modèle RUSLE sont déterminées à partir de la carte agricole du Siliana. A chaque unité pédologique est attribué une indice K, à partir d'une étude bibliographique (Zante et collinet au niveau de site El Hnach (Maktar, Tunisie) [12] et Collinet et al, [13] dans le barrage collinaire de Zanfour (Kef, Tunisie) (Fig.8).

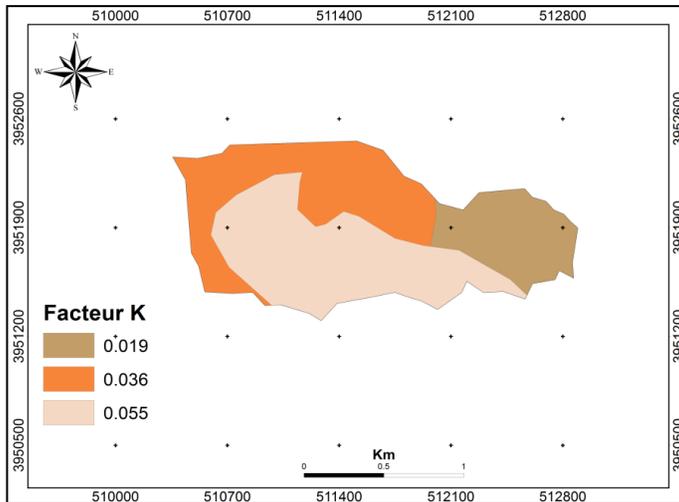


Figure 8 : Carte de l'érodibilité des sols (K) dans le bassin versant d'oued Souani

Tableau 6 : Facteur d'érodibilité ses sols K adopté pour le bassin versant d'oued Souani

Unités pédologiques	Facteur ksi	Surface (ha)	Surface (%)
ols minéraux bruts (lithosols, régosol)	0,055	86,5	44,13
Sols complexes	0,036	70,4	35,92
Sols peu évolués d'apport	0,019	39,1	19,95

Les valeurs de l'indice d'érodibilité sont comprises entre 0,019 et 0,055. En effet, la carte synthétique montre que 19,95% du bassin versant à une érodibilité faible (0,019) par la classe des sols peu évolués d'apport. Le reste du bassin présente des valeurs élevées avec prédominance des sols minéraux bruts (lithosols, régosols) (44,13 %) et des sols complexes (35,92%) qui montrent une érodibilité forte avec K variant de 0,036 à 0,055 (Tab.6).

3.3. Facteur topographique (LS)

Ce facteur a évalué à partir de deux critères : l'inclinaison de la pente et sa longueur, La carte de répartition du facteur LS dans le bassin versant d'oued Souani a été établie à partir du MNT (Modèle Numérique du Terrain), à résolution spatiale de 10 mètres qui a été générée à partir des courbes de niveau issues de la carte topographique de Djebel Barbrou (Rouhia) à l'échelle 1/50000. Le logiciel Arc-Gis a facilité le calcul du facteur topographique qui a été calculé à partir du MNT, de la carte des classes de pentes et la carte des flux selon la formule suivante de Wischmeier et Smith [3]:

$$LS = (\text{Flow. Accumulation} * \text{Resolution} / 22, 1)^m \times (0,065 + 0,045 \times S + 0,065 \times S^2)$$

Les valeurs de l'indice LS varient entre 0 et 27,9. La lecture de la carte (Fig.8) reflète généralement la topographie du terrain. Les valeurs minimales (0-1,3) couvrent 93 % la plus grande partie du bassin versant. Les 7 % restants de la superficie du bassin correspondent aux valeurs supérieures à 1,31 dispersées dans toute la zone, coïncidant généralement avec les zones à hautes altitudes et pentes élevées respectivement à djebel Bou Rokba.

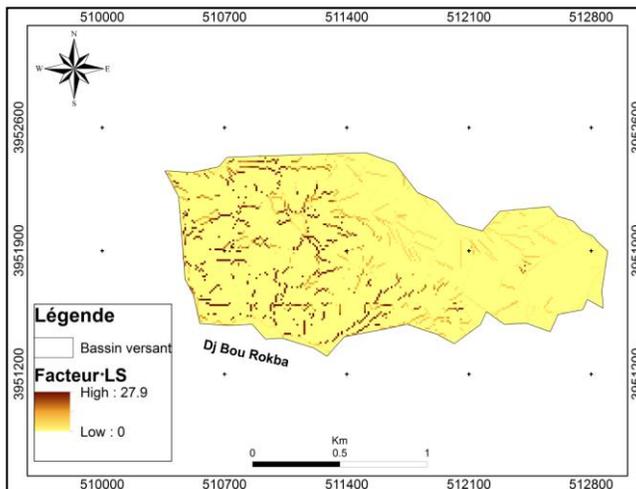


Figure 9 : Carte du facteur topographique (LS) dans le bassin versant oued Souani

3.4. Facteur de la couverture végétale (C)

Le couvert végétal est le facteur le plus pertinent pour freiner l'ampleur de l'érosion des sols sur les versants. En effet, un couvert végétal dense est d'autant plus efficace pour réduire l'érosion car il dissipe l'énergie des gouttes de pluies, il ralentit l'écoulement des eaux à la surface du sol et maintient une bonne porosité superficielle en évitant l'encroûtement superficiel [14-15]. Les valeurs de C attribuées à chaque classe d'occupation du sol, déterminées d'après les travaux réalisés en Tunisie

par Cormary et Masson [16], Masson [17], Zante et Collinet [12] relatives au site El Hnach (Maktar, Tunisie) et Zante et al., [18] sur le site d'Abdssadok (Maktar, Tunisie) et Collinet et al., [13] dans le barrage collinaire de Zanfour (région de Kef, Tunisie). Les valeurs de C varient entre 0.01 pour la forêt et 1 pour les sols nus (Tab.7). Dans le bassin d'oued Souani, on distingue sept types d'occupation des sols (Fig. 10).

Tableau 7 : Les valeurs du facteur C par type de sols

Type d'occupation du sol	Facteur C
Forêt	0,01
Parcours	0.2
Garrigue claire	0.3
Garrigue	0.25
Céréaliculture	0.4
Oliveraies	0.5
Sols nus	1

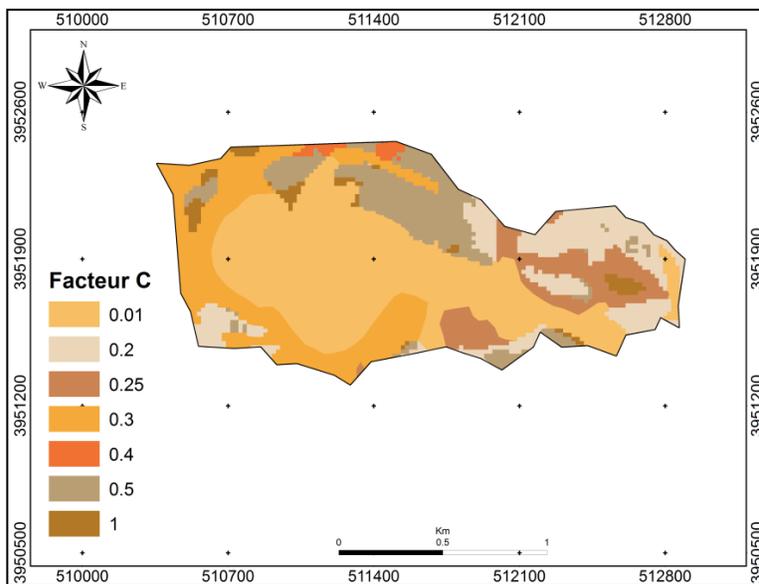


Figure 10 : Carte du facteur (C) dans le bassin versant d'oued Souani

3.5. Facteur des pratiques culturales (P)

Le facteur P décrit les actions humaines conservatrices des sols qui se pratiquent pour contrer l'érosion hydrique [19]. Selon Wischmeier et Smith [20], les valeurs de (P) sont inférieures ou égales à (1). La valeur (1) est attribuée aux terrains sur lesquels il n'y a pas de pratiques antiérosives. Dans notre bassin versant, quelques seuils en gabion ont été identifiés, mais sont totalement comblés de sédiments. En effet, ce facteur a été considéré comme valeur unitaire égale à 1.

3.6. Evaluation des pertes en sol

La combinaison des principaux facteurs du modèle RUSLE, notamment l'agressivité de la pluie R, l'érodibilité des sols K et l'effet combiné du degré et de la longueur de la pente LS, la couverture végétale C et les pratiques antiérosives permet d'élaborer une carte de risque de l'érosion. Le seul facteur variable d'une année à une autre est l'érosivité des pluies R, on a retenu pour ce facteur une moyenne annuelle pendant la période (1988-1989 à 2010-2011) de l'ordre de $R = 539.46$ pour une précipitation annuelle $P = 326.81$. La carte obtenue (Fig.11) montre des taux d'érosion variant entre 0 et 264 t/ha/an répartis sur l'ensemble de l'aire d'étude. Les taux de risque d'érosion dans ce bassin versant sont regroupés en 5 classes : très faible (0 et 6 t/ha/an), faible (6 et 26 t/ha/an), modérée (26 et 56 t/ha/an), élevée (56 et 106 t/ha/an) et très élevée (supérieur

à 106 t/ha/an). La carte des pertes en sols montre que la classe (0-6 t/ha/an) domine toute la superficie du bassin versant et se localisent en grande partie au centre et en aval de la zone d'étude sur des pentes faibles (Tab.8).

Tableau 8: Distribution des classes de risques érosifs dans le bassin versant de l'oued Souani.

Taux d'érosion (t/ha/an)	Risque d'érosion hydrique	Superficie (en ha)	Superficie (en %)
0-6	Très faible	188,5	96,17
6-26	Faible	4,72	2,41
26-56	Moyenne	1,65	0,84
56-106	Elevé	0,81	0,41
>106	Très élevé	0,32	0,07

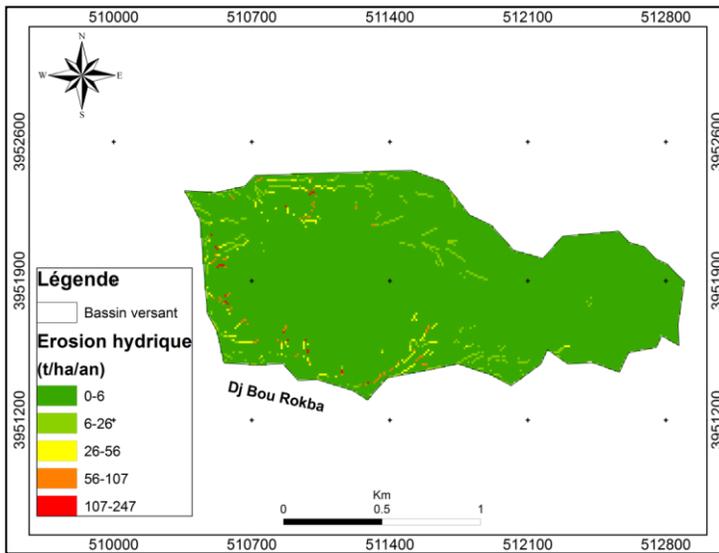


Figure 11 : Carte de la perte en sol (t/ha/an) dans le bassin versant d'oued Souani

La description de la carte des classes d'érosion nécessite obligatoirement une lecture parallèle des cartes des paramètres physiques (pente et altitudes) et naturels (lithologie et végétation) de tout le bassin versant. En se référant aux cartes des différents facteurs, la classe de la plus forte d'érosion se situe essentiellement dans les hauts reliefs du bassin versant respectivement à Djebel Bou Rokba qui sont occupées principalement par des garrigues non arborés et des parcours avec des altitudes dépassant 850 m et des pentes atteignant le 84 %. Cette zone montre l'effet conjugué du couvert végétal et celui des pentes fortes. Ceux-ci nous ont permis de conclure que les pertes en sols présentent une bonne corrélation au facteur topographique et du couvert végétal. En se référant à la carte des sols du bassin, on rencontre des formations friables de type argileuses et limoneuses occupées principalement par des sols complexes et des sols minéraux bruts très érodibles avec une érodibilité forte (K compris entre 0,036 et 0,055). Les facteurs de l'équation universelle révisée (topographie, érodibilité, climatologie et couvert végétal) des pertes en sols présentent une bonne corrélation aux pertes en sols.

4. Conclusion

La présente étude constitue un apport pour la cartographie et la modélisation des risques d'érosion hydrique des sols dans le petit bassin versant d'oued Souani. En effet, on a appliqué le modèle empirique RUSLE (Equation Universelle Révisée de Perte en Sol) qui tient compte de l'incidence de la majorité des facteurs, y compris l'érosivité des pluies (R), l'aptitude du sol à l'érosion (K), l'occupation de sol (C) et longueur / inclinaison de la pente (LS). Les résultats obtenus, sous forme d'une carte de risque d'érosion, montrent que ce bassin présente des pertes en sols (t/ha/an) qui varient de 0 et 264. L'érosion hydrique

est visible dans l'ensemble du bassin versant. Les hauts reliefs subissent une érosion plus forte alors que l'érosion réduite s'observe dans les vallées alluviales. Cette perte résulte de l'interaction des plusieurs facteurs qui se conjuguent pour accélérer l'érosion, les pentes importantes (45 % de la surface totale du bassin présente des pentes supérieures à 15%), sols à érodibilité élevée (44 % des sols montre un facteur K compris entre 0,036 et 0,055) et une couverture végétale dégradée (zones céréalières, parcours, garrigues non arborés et des sols nus).

Ces résultats ne présentent que des valeurs relatives pouvant aider dans la planification des activités de conservation des sols. Ils apportent une aide importante aux décideurs pour évaluer le taux d'érosion potentielle, révéler les facteurs déterminants de la dégradation des terres et cibler les zones prioritaires qui nécessitent des actions d'intervention de conservation et de lutte contre l'érosion.

Références

- [1]-FAO. 1990. Conservation des sols et des eaux dans les zones semi-arides. Bulletin pédologique 57: 182 p.
- [2]-CNEA. Centre National des Etudes Agricoles (2008). Etude sur l'état de la désertification pour une gestion durable des RN en Tunisie/Rapport de la troisième phase/Fév. 2008. 122p.
- [3]-Wischmeier W.H., Smith D.D.1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook No. 537.
- [4]-Foster, G.R., Lane, L.J. 1987. User requirements: USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP). NSERL Report N° 1, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, IN, 43 pp.
- [5]-Beasley D.B, Huggins L.F, Monke E.J.1980. ANSWERS: A model for watershed planning. Transactions of the ASAE, 23: 938-944.
- [6]-Arnold, J.G., Williams, J.R., Srinivasan, R. and King, K.W. 1996. SWAT: Soil and Water Assessment Tool. User's Manual USDA Agriculture Research Service Grassland. Soil and Water Research Laboratory, 808 East Blackland Road Temple, TX 76502, 190 pp.
- [7]-Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. 1997. Predicting soil erosion by water-a-guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, Handbook, 404 p.
- [8]-R. Cissokho, Développement d'un indice de vulnérabilité à l'érosion éolienne à partir d'images satellitaires, dans le bassin arachidier du Sénégal : cas de la région de Thiès. Thèse de doctorat, Université de Montréal, 2011.
- [9]-Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C. et Daroussin, J. (2002). L'érosion hydrique des sols en France. Orléans, INRA & IFEN, 105 p.
- [10]-Hudson, N. 1981. Soil Conservation. Second Edition. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- [11]- Renard K.J., Freimund J.R. 1993. Using Monthly Precipitation Data to Estimate the R factor in the Revised USLE. Journal of Hydrology, 157 : 287-306.
- [12]- Zante P., Collinet J.2001.Cartographie des risques érosifs sur le bassin versant de la retenue collinaire de El Hnach (dorsale tunisienne), CES et IRD. Mission IRD. Tunis, 70p.
- [13]-Collinet J., Zante P., Balieu O, Ghesmi M. 2001.Cartographie des risques érosifs sur le bassin versant du barrage collinaire de Zanfour (Nord Dorsale tunisienne). Tunis: CRDA du Kef, IRD, 39 p. + annexes.
- [14]-Roose E. 1996. Méthodes de mesure des états de surface du sol, de la rugosité et des autres caractéristiques qui peuvent aider au diagnostic de terrain des risques de ruissellement et d'érosion, en particulier sur les versants cultivés des montagnes. Bulletin Réseau Erosion, N°16, 87-97.
- [15]- Sabir M., Roose E. 2004. Influences du couvert végétal et des sols sur le stock de carbone du sol et les risques d'érosion et de ruissellement dans les montagnes méditerranéennes du Rif Occidental (Maroc). Bulletin Réseau Erosion N°23, 11, 144-154.
- [16]- Cormary Y. et Masson J.M. (1964).Étude de CES au Centre de recherches de génie rural en Tunisie. Cahiers ORSTOM, série Pédologie, vol. 2, p. 3- 26.
- [17]- Masson J.M.1971.L'érosion des sols par l'eau en climat méditerranéen. Méthode expérimentale pour l'étude des quantités érodées à l'échelle du champ. Thèse – Université des Sciences et Techniques de Languedoc – 213 p.
- [18]-Zante P., Collinet J., Leclerc G.2003.Cartographie des risques érosifs sur le bassin versant de la retenue collinaire d'Abdessadok (nord dorsale tunisienne), Institut de Recherche pour développement, Tunisie, pp 13-18+ annexes.
- [19]- Bouguerra S., Bouanani A. 2016. Cartographie qualitative de la sensibilité du sol à l'érosion hydrique-Cas oued Boukiou l'Algérie), Étude et Gestion des Sols, Vol 23, 96p.
- [20]-Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1965.Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Guide for selection of practices for soil and water conservation. U.S.Department of Agriculture. Agriculture Handbook 282, 47 p.

Approche Régionale des précipitations extrêmes dans le Bassin Versant de la Medjerdah

Mohammed BENAINI ^{1,2}, Mohammed ACHITE ¹

¹ Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Laboratoire Eau & Environnement, Université Hassiba Ben Bouali de Chlef, B.P 78C, Ouled Fares, 02180 Chlef, Algérie, adresse E-mail : med_benaini@yahoo.com, achitemohammed@gmail.com

² Département des sciences agronomiques, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers, Université Mohamed El Bachir El Ibrahimy de Bordj Bou Arréridj, El-Anasser, 34030 Bordj Bou Arréridj, Algérie.

Résumé

Les précipitations extrêmes et fréquentes qu'a connues l'Algérie au cours des dernières années, ont entraîné des pertes considérables pour les sociétés humaines et les écosystèmes naturels. Ces précipitations extrêmes sont devenues un sujet d'intérêt absolument prioritaire et d'une importance majeure. L'analyse fréquentielle régionale utilisée prend des formes égales des distributions statistiques des séries pluviométriques pour comprendre essentiellement les caractéristiques spatiotemporelles avec une approche régionale. Elle est basée sur l'idée de substituer l'espace au temps afin de réduire les incertitudes. La région d'étude concernée est le bassin versant de la Medjerdah, situé dans le Nord-Est Algérien. Des mesures de précipitations journalières maximales annuelles ont été utilisées dans 17 stations pluviométriques de 1970 à 2014. L'application du L-moment montre que nos séries conviennent avec la plupart des distributions : GEV, Gumbel (GM), Log Normal 02 (LN2), Log Normal 03 (LN3) et Pearson 03 (P3). Mais leurs performances diffèrent légèrement en termes d'ajustement à la courbe, la loi GEV présente environ 36% de l'ensemble des stations, alors que les lois GM et LN2 présentent 24% d'environ pour chacune, et le reste est entre les deux lois d'ajustement LN3 et P3.

Mots clés : Précipitations extrêmes, Nord-Est d'Algérie, Medjerdah, L-moments.

Titre en Anglais (en minuscule, Gil Sans Mt, Taille 10, Gras)

Abstract

The extreme and frequent rainfall experienced by Algeria in recent years has resulted in considerable losses for human societies and natural ecosystems. Extreme rainfall has become a topic of utmost priority and importance. The regional frequency analysis used takes equal forms of the statistical distributions of the rainfall series to essentially understand the spatiotemporal characteristics with a regional approach. It is based on the idea of substituting space for time in order to reduce uncertainties. The study area concerned is the Medjerdah watershed in northeastern Algeria. Maximum annual daily precipitation measurements were used at 17 rainfall stations from 1970 to 2014. The application of L-moment shows that our series are suitable for most distributions: GEV, Gumbel (GM), Log Normal 02 (LN2), Log Normal 03 (LN3) and Pearson 03 (P3). However, their performance differs slightly in terms of fit to the curve, the GEV distribution presents about 36% of all stations, while GM and LN2 laws present about 24% for each, and the rest is between two adjustment law LN3 and P3.

Key Words : Extreme precipitations, Northeastern Algeria, Medjerdah Watershed, L-moments.

INTRODUCTION

Il est largement reconnu à l'échelle régionale qu'à l'échelle mondiale que les changements climatiques ont causés une augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements hydrologiques extrêmes. Toutefois, les changements dans les précipitations ne seront pas uniformes dans l'espace, mais devraient varier d'une région à l'autre, et les records des valeurs extrêmes sont battus tous les ans avec ce qui augmente le nombre de catastrophe [1 ; 2].

Les précipitations extrêmes peuvent causer des catastrophes naturelles tel que les inondations, ces derniers entraînent la mort et la dégradation d'infrastructures environnementales, agricoles, économiques et de communication dans le monde entier, année après année. C'est un phénomène naturel inévitable qui peut toucher n'importe quel endroit et endommager l'écosystème de cette région. Ainsi, les gens ont besoin de protection contre ces catastrophes. Les mesures de protection nécessitent une quantification précise et fiable de la fréquence associée à un stade ou à un écoulement donné. La quantification et l'estimation de la fréquence des inondations sont également nécessaires pour la conception et la construction de divers travaux d'ingénierie dans les ressources en eau et d'autres projets liés à l'eau. Dans de nombreux domaines de l'ingénierie environnementale, l'estimation de la période de retour, tels que des inondations extrêmes ou des sécheresses, constitue un problème majeur [3].

Face à ces précipitations extrêmes, il est essentiel d'utiliser les informations tirées des séries chronologiques hydrologiques avec une bonne compréhension de leur interprétation. Dans le passé, l'ingénierie des ressources en eau était basée sur la caractérisation d'événements futurs en supposant que l'avenir ressemblerait au passé, et le passé peut être représenté avec précision à l'aide d'un échantillon d'observations tirées du même processus physique à partir duquel l'avenir être généré. En analyse hydrologique de fréquence, l'invariance temporelle est connue sous le nom de stationnarité et constitue la base de nombreuses méthodologies statistiques [4]. L'analyse statistique des séries des précipitations journalières maximales annuelles constitue une approche idéale pour l'estimation des valeurs extrêmes pour chaque période de retour. Pour dimensionner les réseaux acheminant les eaux de ces précipitations extrêmes, une analyse de fréquence d'inondation peut être effectuée pour gérer le système d'eaux pluviales existant et pour évaluer la précision de l'approche adoptée pour la conception d'un système d'eaux pluviales. Cette analyse est basée sur le calcul des fréquences et les quantiles pour chaque période de retour [5].

La régionalisation consiste à inclure dans l'analyse de fréquence des données provenant de sites autres que celui sur lequel une caractérisation statistique est requise. La méthode suppose que les distributions de fréquence des autres sites sont similaires au site d'intérêt. La plupart des applications de régionalisation statistique ont pour objet de réduire l'incertitude liée à l'estimation quantile extrême. Il y a donc lieu de douter de l'intérêt de la régionalisation. Cependant, des recherches ont montré que même si une région peut être modérément hétérogène, une analyse régionale produira toujours des estimations quantiles beaucoup plus précises qu'une analyse sur site [6].

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Présentation de la zone d'étude

La région d'étude dite « Bassin Versant de la Medjerdah » est un grand bassin versant (23 700km²) en commun en entre l'Algérie et la Tunisie, dont 7600km² en territoire Algérien. Situé à l'extrême Est du Nord Algérien, limité :

- Nord : Bassin versant Côtiers Constantinois ;
- Sud : Bassin versant de Chott Melrhir ;
- Est : les frontières Algéro-Tunisienne ;
- Ouest : Bassin versant Seybouse et Hauts plateaux Constantinois.

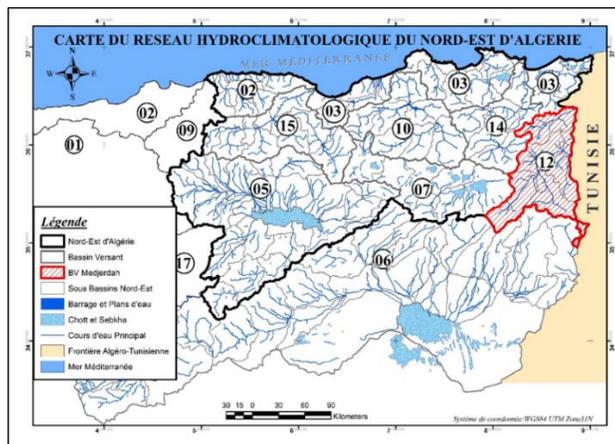


Fig. 1 - Situation du Bassin versant de la Medjerdah d'étude dans la Carte des Bassins versants et les limites de l'ANRH.

Ce bassin est aussi traversé par un des principaux oueds du Maghreb : oued Medjerda au Nord (Sous Bassin 01) et l'oued Mellegue au Sud (Sous Bassin 02, 03, 04, 05). Oued Medjerdah prend sa source près de Souk-Ahras, puis coule vers l'est avant de se jeter dans la mer Méditerranée (golfe de Tunis), avec une longueur totale de 482 km dont 132 km en Algérie. Elle prend sa source près de Souk-Ahras, dans le Constantinois algérien, puis coule vers l'est avant de se jeter dans la mer Méditerranée (golfe de Tunis) [7]. Oued Mellègue est un affluent de Oued Medjerdah, prend sa source par le cours d'eau secondaire depuis les monts de Tebessa (Djebel Doukkane) et les Monts de Khenchela (Djebel Tafrennt, Tadelist et Ouinet En Nessour...etc).

Le bassin d'étude constitue une zone charnière entre deux domaines structuraux distincts à savoir : l'Atlas Tellien au Nord et Saharien au Sud. C'est une zone à structure généralement simple au Sud et complexe au Nord. Au Nord, le bassin d'étude présente un relief accidenté et entouré d'une série de montagnes dont l'altitude varie entre 1400 m et 700 m. Il se caractérise par une végétation très développée et dense. Au Sud, il est considéré comme le prolongement naturel des hautes plaines constantinoises sans pour autant en avoir les mêmes caractéristiques naturelles et physiques. Il présente une structure plissée d'une orientation dominante Sud-Ouest, Nord-Est [8].

Choix et distribution des données

Les données pluviométriques proviennent du principal établissement responsable du réseau pluviométrique en Algérie, à savoir l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH). Le réseau pluviométrique de la région d'étude est constitué de 17 stations réparties sur le bassin avec des altitudes entre 520 m pour la station de Ouenza et 1 100 m d'Altitude pour la station d'EL KOUIF.

Table I - Codes et coordonnées des stations pluviométriques.

Stations	Nom de Station	X (Km)	Y (Km)	Z (Km)
2 01 01	SOUK AHRAS SUBD.	967,25	342,25	590
2 01 03	AIN SEYNOUR	956,55	339,25	700
2 01 04	KHEMISSA (Ruines de)	945,5	332,5	900
2 01 05	TAOURA	980,55	331,55	850
2 02 01	MESKIANA	949,7	271	845
2 02 02	DHALAA	940,85	250,4	980
2 02 03	AIN SEDJERA	941	284,55	1010
2 03 01	TEBESSA P.C.	991,9	247,2	890
2 03 02	BOUKHADRA	982,25	285,95	900
2 03 04	HAMMAMET	976,5	251,75	875
2 03 17	ECHTA OULED HAMZA	988,9	265	840
2 04 01	OUENZA	989	313	520
2 04 03	MDAOUROUCH	960,85	320,65	870
2 05 04	EL KOUIF	1009,7	259,15	1100
2 05 11	GASTEL	999	271	950
2 05 14	AIN ERKEL	997,2	265	1080
2 05 19	DYR DJEMAA	995,9	268	975

Méthode de Régionalisation

L-moments

La théorie des L-moments a été développée par Hosking (1990) pour résoudre certains problèmes liés à l'ajustement des lois statistiques à partir des moments conventionnels. Elle a par la suite fait l'objet de plusieurs travaux de recherche (e.g. Hosking & Wallis, 1993 ; Alila, 1999). Dans ce qui suit, nous procédons à une présentation sommaire des principes de base de la théorie des L-moments. On pourra éventuellement se référer à Hosking (1990) pour une présentation plus détaillée. Soit un échantillon x_1, x_2, \dots, x_n ou $x_{1:n} < x_{2:n} < \dots < x_{n:n}$ les probabilités des moments pondérés sont estimés par HOSKING et WALLIS (1997) comme suit :

$$\beta_0 = n^{-1} \sum_{j=1}^n x_{j:n} \tag{1}$$

$$\beta_1 = n^{-1} \sum_{j=2}^n \frac{j-1}{n-1} x_{j:n} \tag{2}$$

$$\beta_2 = n^{-1} \sum_{j=3}^n \frac{(j-1)(j-2)}{(n-1)(n-2)} x_{j:n} \tag{3}$$

$$\beta_3 = n^{-1} \sum_{j=3}^n \frac{(j-1)(j-2)(j-3)}{(n-1)(n-2)(n-3)} x_{j:n} \tag{4}$$

Ainsi, les L-moments peuvent être estimés à l'aide de probabilités des moments pondérés :

$$l_1 = \beta_0 \tag{5}$$

$$l_2 = 2\beta_1 - \beta_1 \tag{6}$$

$$l_3 = 6\beta_2 - 6\beta_1 + \beta_0 \tag{7}$$

$$l_4 = 20\beta_3 - 30\beta_2 + 12\beta_1 - \beta_0 \tag{8}$$

Le premier L-moments l_1 est égal à la moyenne de la distribution et l_2 est un paramètre d'échelle (L-écart-type). De plus, les rapports des L-moments suivant ont été introduits :

$$\text{L-coefficient de variation, L-Cv : } t = l_2/l_1 \tag{9}$$

$$\text{L-coefficient d'asymétrie, L-Cs, } t_3 = l_3/l_2 \tag{10}$$

$$\text{L-coefficient d'aplatissement, L-Ck, } t_4 = l_4/l_2 \tag{11}$$

Identification de la distribution régionale

Le traitement des précipitations extrêmes en Algérie utilise plusieurs distributions, et la plus utilisée est la distribution Gumbel, Cette loi à deux paramètres est aussi largement utilisée dans différents contextes climatiques citons : Mebarki (2005) et Tamara (2013) dans l'analyse fréquentielle des précipitations journalières maximales annuelles de l'est Algérien. Le comportement asymptotique de la distribution Gumbel est cependant remis en question par Koutsoyiannis (2004), qui confirme qu'elle a pour effet de sous-estimer les valeurs des précipitations de fréquences élevées par rapport à la distribution GEV (EV2) (Generalised Extreme Value) [9].

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Statistiques

La variation des précipitations extrêmes pendant la période d'étude est montrée dans la figure 02, les plus remarquables sont marqués pendant la première décennie (1970-1980) et la valeur la plus grande pendant cette période d'observation est enregistrée en 2013.

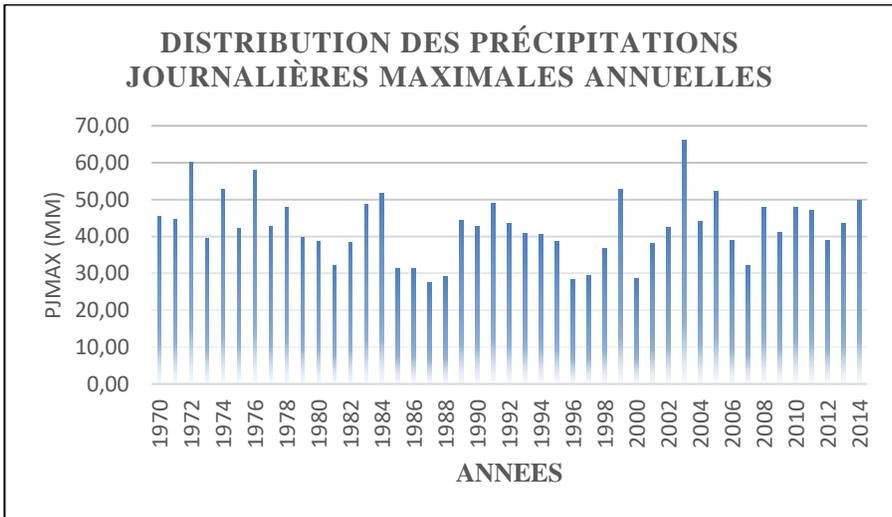


Fig. 2 - La distribution des pluies journalières maximales annuelles au cours de la période 1970-2014.

3.2. Analyse fréquentielle

Un des outils de base de l'analyse de l'occurrence d'événements extrêmes est l'analyse fréquentielle. Cette méthode statistique a comme objectif principal d'utiliser des mesures d'événements passés pour estimer les probabilités futures d'occurrence. L'analyse fréquentielle est utilisée, en particulier, pour estimer l'ampleur de l'événement temporel x_T auquel est associé à une période de retour T (quantile de période de retour T ou de probabilité au dépassement $p=1/T$). L'estimation \hat{x}_T de la valeur du quantile s'obtient en ajustant une loi de vecteur de paramètres associé à la distribution de probabilité F. les résultats sont montrés dans le tableau 02 [10].

Table 2 - Résultats de l'application du test Khi2 l'analyse fréquentielles.

Lois Statistiques		EV	Imbel	02	03	3
Degré de liberté		5	6	5	5	5
STATIONS	itique	,07	,592	,592	,07	,07
SOUK AHRAS SUBD	1 01	,2	4,4	,4	,2	,2
AIN SEYNOUR	1 03	,0	4,0	,6	,8	,8
KHEMISSA	1 04	,2	4,0	,0	,4	,4
TAOURA	1 05	,6	2,4	,4	,6	,6
MESKIANA	2 01	,0	9,2	,6	,0	,8
DHALAA	2 02	,6	5,2	,2	,2	,2
AIN SEDJERA	2 03	,2	3,6	,6	,2	,6
TEBESSA P.C.	3 01	,8	5,2	,6	,6	,6
BOUKHADRA	3 02	,6	0,8	,0	,6	,6
HAMMAMET	3 04	,8	2,8	,8	,8	,2
CHTA OULED HAMZA	3 17	,6	2,8	,0	,0	,6
OUENZA	4 01	,6	0,0	,8	,6	,6
MDAOUROUCH	4 03	,8	3,2	,8	,0	,8
EL KOUIF	5 04	,0	4,0	,0	,6	,0
GASTEL	5 11	,0	6,0	,8	,0	,6
AIN ERKEL	5 14	,0	6,0	,0	,4	,8
DYR DJEMAA	5 19	,8	0,0	,8	,2	,0

L'Analyse en composantes principales (ACP)

Un premier objectif de cette analyse est de subdiviser la zone d'étude en sous-régions climatiquement homogènes afin d'identifier des éléments de compréhension de l'évolution climatique dans la zone d'étude et de considérer la contribution de la région au changement climatique.

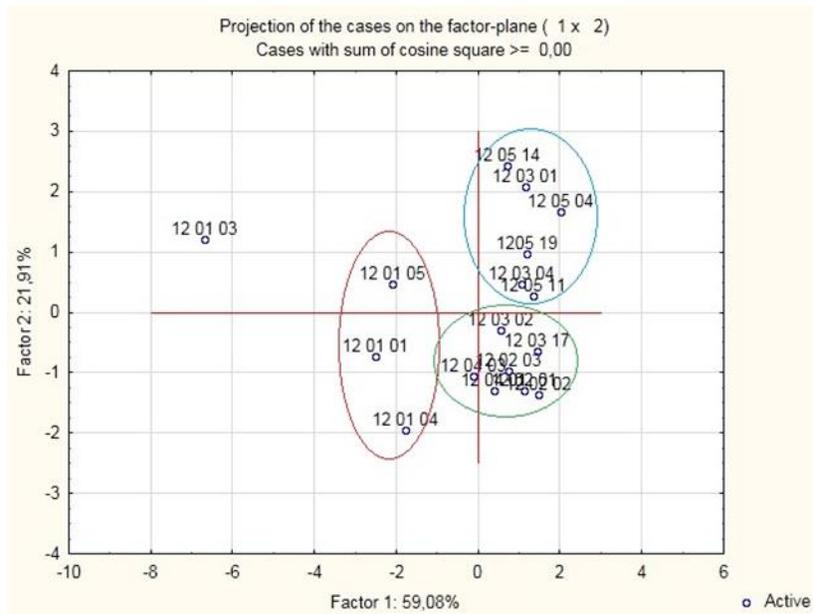


Fig. 3 - Projection des individus sur le plan factoriel 1x2.

La projection sur le plan factoriel 1x2 qui présente plus de 80% d'information, montre l'apparition de trois groupes distincts, chaque groupe présente une 01 zone climatique.

Application du L-moments

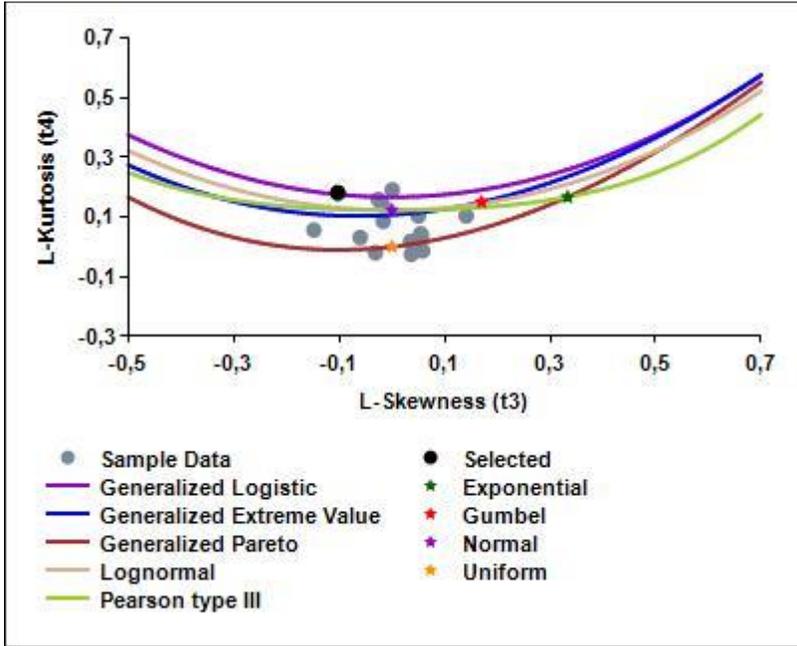


Fig. 4 - Relation entre t_4 et t_3 des précipitations journalières maximales annuelles (GEV, Gumbel, Log Normal, Log Normal III, Pearson III).

Table 3 - Estimation pluviométrique (mm) pour différente période de retour.

ode de retour (ans)	02	05	10	20	50	100	1000
12 01 01	2	3	,1	,9	,2	0,7	8,7
12 01 03	,7	1	5,4	9	6,5	19,3	2,6
12 01 04	,4	4	,1	,4	0,8	19,5	5,6
12 01 05	,7	9	,7	,9	1,7	13,6	2,8
12 02 01	,9	6	,9	2	,4	0,2	0,6
12 02 02	,6	9	,7	,1	,1	7,4	20
12 02 03	,7	2	,7	,8	,6	3,6	2,4
12 03 01	,9	1	,3	,2	,2	5,2	9,9
12 03 02	,2	8	1	,4	,8	7,8	0,9
12 03 04	,4	8	2	,9	,8	4,6	8,1
12 03 17	,5	5	0	7	,7	2,1	2,9
12 04 01	,8	5	,1	5	,7	4,8	6,8
12 04 03	,3	6	,1	,9	,7	4,8	4,5
12 05 04	,8	6	,7	,2	,2	3,4	1,1
12 05 11	,6	8	,8	,9	,2	3,3	7,6
12 05 14	,9	9	,5	,4	,3	02,3	6,6
12 05 19	,5	9	,6	,4	5	8,8	1,9

CONCLUSION

Cette étude a porté pour la détermination du modèle fréquentielle pour chaque série pluviométrique à l'aide de l'analyse fréquentielle, dans le bassin versant de la Medjerdah situé dans l'extrême Est Algérien, avec la limite Algéro-Tunisienne. Les lois de distributions appliquées ont montrées différentes résultats pour chaque loi, les lois les plus dominantes sont : la loi GEV et la loi log Normal 03, les autres lois : Gumbel, Log Normal 02 et Pearson type 03 ont une mauvaise adéquation selon les valeurs de Khi deux calculés.

L'application de l'ACP a montré 03 régions climatiques homogènes : Région Sud, Région Centre et région Nord, selon cette classification l'approche L-moments a été appliquée afin de confirmer les résultats de l'analyse fréquentielle. La régionalisation des précipitations journalières maximales annuelles, dans le but d'obtenir une qualité fiable de l'estimation des quantiles extrêmes dans les stations de la région d'étude. La méthode d'analyse régionale fréquentielle basée sur les L-moments introduite par Hosking et Wallis (1997) a été utilisée.

Références

- [1] Eden JM, Kew SF, Bellprat O, Lenderink G, Manola I, Omrani H, Oldenborgh GJV. Extreme precipitation in the Netherlands: An event attribution case study. *J Weather and Climate Extremes* 21 (2016) 90-101. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2018.07.003>.
- [2] Vanden Broucke S, Wouters H, Demuzere M, Van Lipzig N. The influence of convection-permitting regional climate modeling on future projections of extreme precipitation: dependency on topography and timescale. *J Climate Dynamics* 52 (2018) 5303. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4454-2>
- [3] Hussain Z, Pasha GR. Regional Flood Frequency Analysis of the Seven Sites of Punjab, Pakistan, Using L-Moments. *J Water Resources Management* 23 (2009) 1917-1933. <http://doi.org/10.1007/s11269-008-9360-7>.
- [4] Chen PC, Wang YH, JY You G, Wei CC. Comparison of methods for non-stationary hydrologic frequency analysis: Case study using annual maximum daily precipitation in Taiwan. *J of Hydrology* 545 (2017) 197-211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.001>.
- [5] Hailegeorgis TT, Alfreidsen, K, Analyses of extreme precipitation and runoff events including uncertainties and reliability in design and management of urban water infrastructure. *J Hydrology* 544 (2013) 290-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.11.037>.
- [6] González J, Valdés JB. A regional monthly precipitation simulation model based on an L-moment smoothed statistical regionalization approach. *J Hydrology* 348 (2007) 27-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.09.059>.
- [7] Kotti F.C, Mahé G, Habaeib H, Dieulin C, Calvez R, Ben Ali H. Etude des pluies et des débits sur le bassin versant de la Medjerda, Tunisie. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Terre* 38 (2016) 19-28.
- [8] Khoualdia W, Djebbar Y, Hammar Y. Caractérisation de la variabilité climatique : cas du bassin versant de La Medjerda (Nord-Est algérien). *Rev. Sci. Technol., Synthèse* 29 (2014) 6-23.
- [9] Kondratieva T, Amarchi H. Régionalisation des précipitations journalières extrêmes : cas de la région située au Nord-Est de l'Algérie. *Journal des Sciences Hydrologiques*. (2015) 1-15. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2014.988154>
- [10] St-Hilaire A. Analyse Fréquentielle Des Précipitations Des Stations De Montréal Et Shawinigan. Rapport de recherche R832. Chaire industrielle Hydro-Québec / CRSNG en Hydrologie statistique (2005) 1-29.
- [11] Hosking, J. R. M., Wallis, J. R.. Some statistics useful in regional frequency analysis. *Water Resource Research*, 29(2) (1993) 271-281.
- [12] Alila, Y., A hierarchical approach for the regionalization of precipitation annual maxima in Canada. *Journal Geophysical Research*, 104 (D24) (1999) 31645-31655.
- [13] Hosking, J. R. M., Wallis, J. R., Regional frequency analysis: an approach based on L-moments. Cambridge: Cambridge University Press (1997).

Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux utilisées dans les établissements hospitaliers : cas de l'EHU et du CHU d'Oran-Algerie

Mohammed Nadir Sidiyakoub¹, Nabil Laref², Lotfi Zakaria Gaouar³

¹Université d'Oran I - Algérie, +213 551 180200, sidi.yakoub@univ-oran1.dz

²Université d'Oran I - Algérie, +213 659448958, laref.nabil@univ-oran1.dz

³Université d'Oran I - Algérie, +213 662494203, zakarialotfigaouarzaki@outlook.fr

Résumé

L'eau est un élément essentiel dans le fonctionnement des établissements de santé. A l'hôpital l'eau existe sous différents types présentant des caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques bien définies, elle pourra être destinée à des usages particuliers soit en contact direct ou indirect avec les patients ce qui peut être la qualifié comme une source d'infection grave qui engage le pronostic vital du patient.

Pour évaluer la qualité des eaux utilisées en milieu hospitalier, nous avons réalisé une enquête portant sur l'analyse physico-chimique de différents types d'eau utilisées à savoir l'eau d'hémodialyse, l'eau conditionnée stérile... dans deux établissements hospitaliers l'EHUO et CHUO de la wilaya d'Oran selon les méthodes décrites dans le journal officiel Algérien.

Parmi les 33 prélèvements analysés, 17 échantillons répondaient aux normes fixés par les autorités responsables, ce qui représente un pourcentage de 57% dont 13% révélaient des taux élevés en nitrites et 17% en calcium. En ce qui concerne l'eau stérile conditionnée la réglementation impose des normes et des critères de qualité surtout microbiologique selon la pharmacopée européenne.

Cette étude reste restreinte par rapport l'échantillonnage réalisé, il serait plus intéressant de compléter l'étude par d'autres recherches plus poussées pour mieux apprécier la situation de l'eau et la qualité de cette dernière au sein de l'hôpital.

Mots clés : Eau, Qualité physico-chimique, Etablissement de santé, Wilaya d'Oran

Evaluation of the physicochemical quality of the water used in the medical institutions: case of the EHU and CHO d'Oran-Algeria

Abstract

Water is an essential component in the operation of the health care institutions. At the hospital, water exists under various types presenting of the physicochemical characteristics and microbiological well

defined, it could be intended for particular uses in direct contact or indirect with the patients what can be qualified as a source of serious infection, which engages the vital prognosis of the patient.

To evaluate the quality of the water used in hospital medium we conducted a survey carrying into the physicochemical analysis of various types of water used with knowing water of hemodialysis, water conditioned sterile... in two medical institutions the EHUO and CHUO of the wilaya of Oran according to the methods described in the Algerian official journal.

Among the 33 analyzed taking away, 17 samples met the standards fixed by the responsible authorities what represents a percentage of 57% of which 13% revealed nitrite high rates, 17% out of calcium. With regard to conditioned sterile water, the regulation imposes standards and especially microbiological quality standards according to the European pharmacopoeia.

This study remains restricted by reports sampling carried out; it would be more interesting to supplement the study by others more pushed research for better assessing the situation of water and the quality of the latter within the hospital.

Key Words: Water, Physicochemical quality, Health care institution, Wilaya of Oran

I.INTRODUCTION

Les établissements de santé sont parmi les structures qui consomment l'eau en grande quantité, cette consommation évoque le risque de contamination par des germes à transmission hydrique en particulier les germes incriminés dans les infections nosocomiales si la qualité de l'eau n'est pas conforme.

A l'hôpital l'eau existe sous différents types présentant des caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques bien définies, elle pourra être destinée à des usages particuliers soit en contact direct ou indirect avec les patients ce qui peut être la qualifiée comme une source d'infection grave qui engage le pronostic vital du patient.

Notre travail a pour but d'évaluer la qualité des eaux utilisées en milieu hospitalier, pour cela nous avons réalisé une enquête portant sur l'analyse physico-chimique de différents types d'eau utilisées dans les services de soins à savoir l'eau d'hémodialyse, l'eau conditionnée stérile... dans deux établissements hospitaliers l'EHUO et CHUO de la wilaya d'Oran selon les méthodes décrites dans le journal officiel Algérien et la pharmacopée européenne.[1][2]

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Notre étude a été réalisée sur une période de 3mois du 12/11/2016 au 12/03/2017 durant laquelle nous avons réalisé 33 prélèvements d'eaux dans différents services des structures hospitalières de l'EHU et le CHU d'Oran. Les prélèvements d'eaux étaient accompagnés d'une fiche de renseignement.

Le choix des sites de prélèvements a été conditionné par la fréquence de cas de maladies, pour ce faire nous avons consulté les responsables des différents services.

Tableau 1 : Choix des sites de prélèvement.

Type de l'eau	Services	
L'eau de robinet	CHUO	EHUO
	Microbiologie Néphrologie Maternité	Gastrologie Néphrologie Réanimation
L'eau chaude sanitaire		Gastrologie
L'eau d'hémodialyse	Néphrologie	Unité d'hémodialyse
L'eau stérile conditionnée		Pharmacie centrale

Les méthodes de dosage utilisées sont des méthodes titrimétrique et spectrales décrites dans le manuel analyse physicochimiques des eaux [2], ce sont des méthodes harmonisées et les résultats obtenus sont comparés aux normes nationales et internationales [4] [5]

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. L'eau de robinet :

3.1.1. pH :

Selon la norme Algérienne décrite dans le journal officiel 2014, les eaux destinées à la consommation humaine doivent présenter un pH compris entre 6.5 et 9. [5]

On remarque que la plupart des échantillons analysés présentaient un pH qui se situe dans l'intervalle de norme établie par les autorités responsables, cette valeur est liée à la répartition de l'acide carbonique et de ses dérivés dans l'eau.

3.1.2. TA :

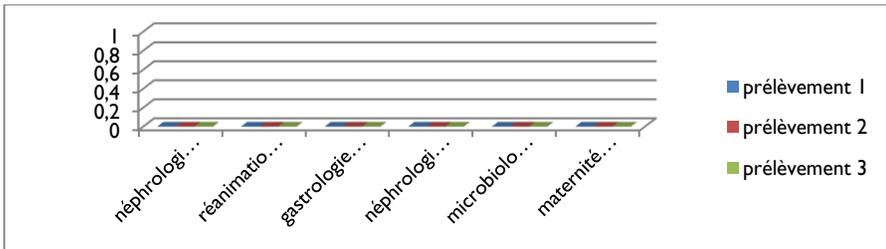


Figure 1 : Détermination du titre alcalimétrique simple de l'eau de robinet des services choisis. Les échantillons étudiés présentent un titre alcalimétrique simple nul (absence de carbonates). Donc ils ont un pH inférieur à 8.3, ceci signifie que l'alcalinité des eaux analysées est attribuable aux ions bicarbonates (HCO_3^-).

3.1.3. TAC :

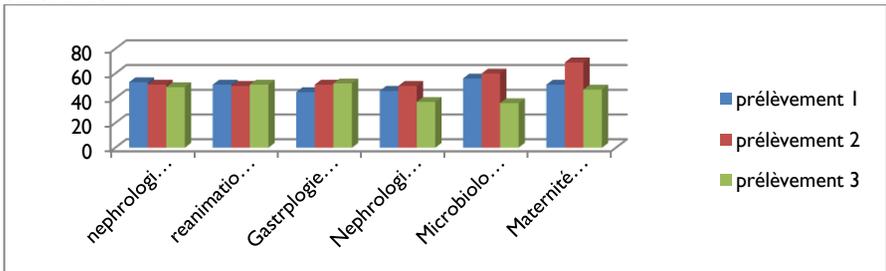


Figure 2 : Détermination du TAC de l'eau de robinet dans les services choisis. Le journal officiel Algérien préconise une alcalinité de 65 mg de CaCO_3/l pour l'eau de distribution [5]. On constate que : La plupart des prélèvements analysés ont un titre alcalimétrique complet inférieur à la norme établie sauf pour le 2^{ème} prélèvement de service maternité du CHU d'Oran qui présente une légère variation par rapport à la norme fixée et par rapport aussi aux deux autres prélèvements. Ceci pouvait entraîner un dépôt de tartre dans les canalisations. On remarque aussi une légère variation de la valeur de TAC entre les trois prélèvements du même service et aussi entre les prélèvements d u CHU et de l'EHU d'Oran et ceci peut être dû à des erreurs de manipulation ou un changement de la température entrainant la libération du CO_2 accompagné d'un dépôt de tartre. Mais malgré cette différence ces prélèvements répondent à la norme de qualité Algérienne.

3.1.4 .Dureté totale :

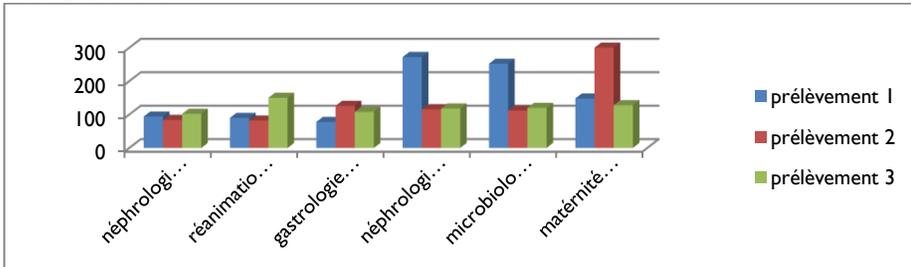


Figure 3 : Détermination de la dureté totale en mg CaCO_3/l de l'eau de robinet. Le journal officiel Algerien recommande pour les eaux destinées à la consommation humaine une valeur indicative de 500 mg de CaCO_3/l et ceci pour le paramètre de la dureté totale. [5] D'après les résultats obtenus on remarque que tous les échantillons analysés ont une dureté totale inférieure à la valeur indicative fixée par les autorités responsables.

3.1.5. Dureté magnésienne :

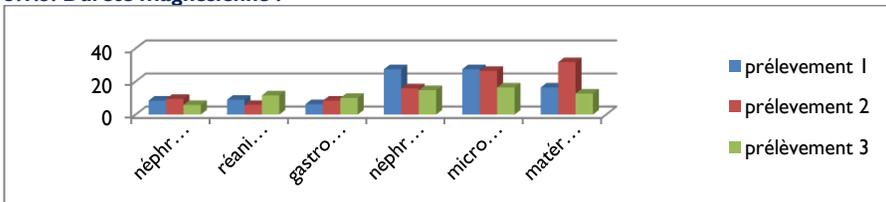


Figure 4 : Détermination de la dureté magnésienne en mg de Mg^{2+}/l de l'eau de robinet.

Les anciennes directives du conseil des communautés européennes recommande pour la concentration en magnésium une valeur guide de 30 mg de Mg^{+2}/l pour l'eau destinée à la consommation humaine. [4]

On remarque que la plupart des échantillons analysés ont une concentration qui ne dépasse pas la norme, sauf que pour l'eau de robinet de service de maternité CHUO présentait une augmentation de la concentration en magnésium dans le 2^{ème} prélèvement par rapport à la valeur guide qui est de 31.68 mg de Mg^{+2}/l . cette différence a été constatée même au sein des deux établissements et sur les mêmes services étudiés comme le montre la figure ci-dessus. Cette variation peut être due à la différence de réseau d'alimentation des deux établissements hospitaliers d'Oran et l'état de canalisation.

3.1.6. Dureté calcique :

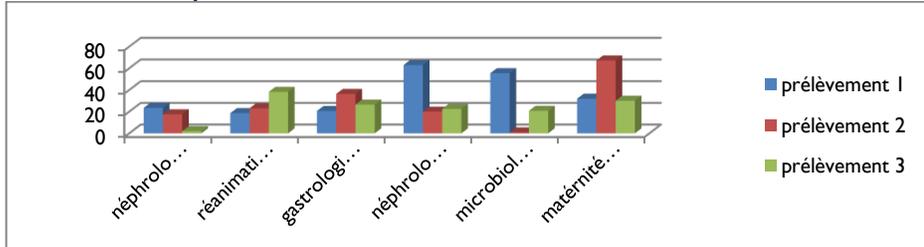


Figure 5 : Détermination de la dureté calcique en mg de Ca^{2+}/l de l'eau de robinet.

On constate que la majorité des échantillons analysés présentaient des teneurs plus au moins inférieures par rapport à la valeur fixée par la norme Algérienne [4] et ce dans la plupart des services de l'établissement.

En comparant les résultats obtenus entre les deux secteurs sanitaires (EHUO, CHUO) on trouve que l'eau de robinet de CHUO présente une teneur en calcium légèrement supérieure à celle de l'EHUO.

On constate aussi une variation de la concentration de calcium entre les trois prélèvements réalisés dans le même site, ceci peut être dû à la dissolution de calcium.

3.1.7. Matières organiques :

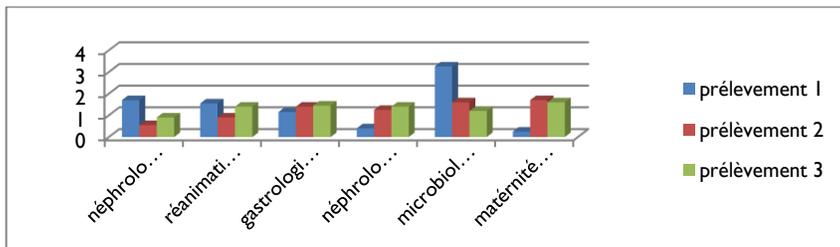


Figure 6 : Détermination de la matière organique en mg d' O_2/l de l'eau de robinet.

D'après la figure ci-dessus, on remarque que tous les échantillons analysés ont une faible teneur en matière organique par rapport à la norme fixée par le journal officiel qui recommande une valeur de 5mg d' O_2/l pour l'eau potable. [4]

3.1.8. Nitrites :

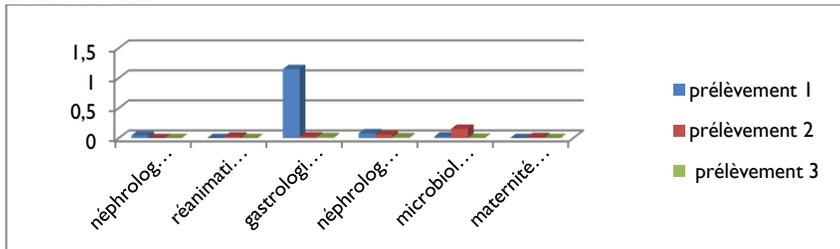


Figure 7 : Détermination de taux des nitrites en mg de NO_2^-/l de l'eau de robinet.

D'après les résultats obtenus on remarque que la plus part des échantillons analysés répondaient aux normes fixées par le journal officiel Algérien qui recommande une valeur de 0.2 mg de nitrite/l [4] sauf pour le 1^{er} prélèvement du service de gastrologie de l'EHUO qui présentait une concentration de 1.15mg de NO_2^-/l , cette valeur est supérieure à la norme fixée ce qui peut être un signe de contamination d'origine organiques.

3.1.9. Chlorures :

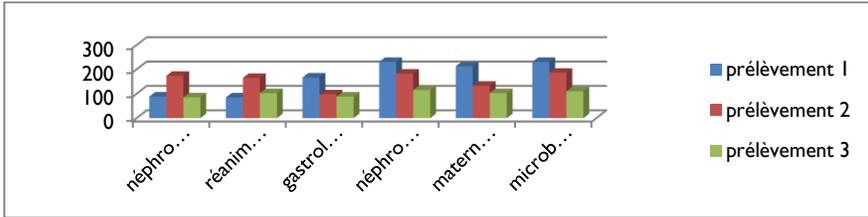


Figure 8 : Détermination de la concentration des chlorures des eaux de robinets analysées en mg de Cl⁻/l d'eau. La majorité des échantillons présentent une teneur en chlorure inférieure aux normes fixées par le journal officiel algérien qui recommande une valeur indicative de 500 mg de Cl⁻/l, une augmentation a été observé pour l'eau de robinet de CHUO qui présentait une teneur en chlorure supérieure à celle de l'EHUO et ceci peut être expliqué par le fait que l'origine de l'eau provient de différentes sources de la région.

3.1.10 .Nitrates:

On constate que la majorité des échantillons analysés répondaient à la norme fixée par le journal officiel. [4]

3.2. L'eau chaude sanitaire :

3.2.1 TA et TAC :

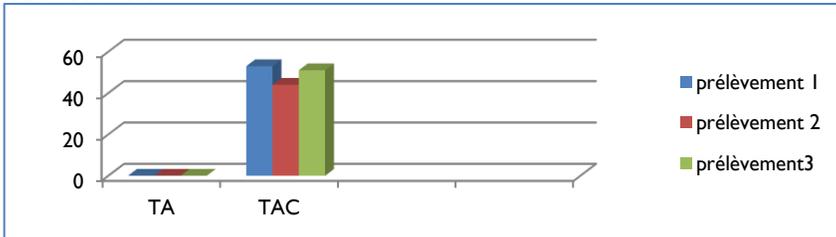


Figure 9 : Détermination du titre alcalimétrique simple et complet de l'eau chaude sanitaire de service gastrologie EHUO. L'eau chaude sanitaire doit répondre aux critères de potabilité de l'eau, mais aussi aux dispositions des textes relatifs à la température de l'eau et à ceux relatifs à la prévention de la légionellose. [4]

On constate que l'eau chaude de l'EHUO présente un titre alcalimétrique simple nul donc son pH est inférieur à 8.3 et son alcalinité est due aux ions bicarbonates. Elle présente aussi un titre alcalimétrique complet inférieur à 65 mg de CaCO₃/l. [4]

3.2.2. Dureté totale :

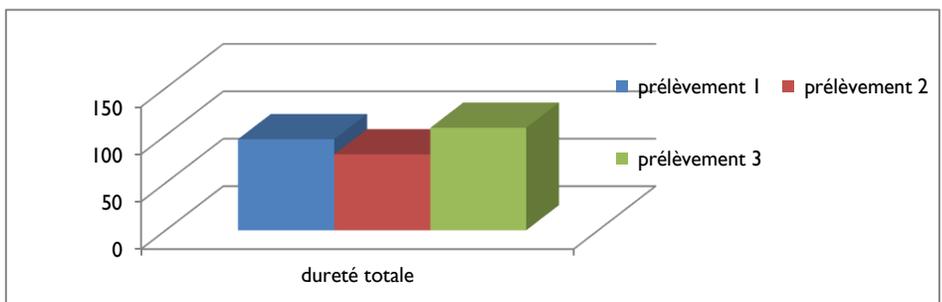


Figure 10 : Détermination de la dureté totale en mg de CaCO₃/l de l'eau chaude sanitaire. En comparant les résultats obtenus lors de dosage des paramètres cités ci-dessus et les normes Algériennes on constate que l'eau chaude sanitaire répondait aux normes. [4]

3.2.3. Chlorures, matières organiques, nitrites et nitrates :

Le taux des nitrates, des nitrites et la teneur en matières organiques de cette eau chaude sanitaire répondaient aux normes Algériennes et ceci pour tous les prélèvements réalisés. On remarque aussi que cette eau chaude sanitaire a une teneur en chlorures acceptable. [4]

3.2.4 pH :

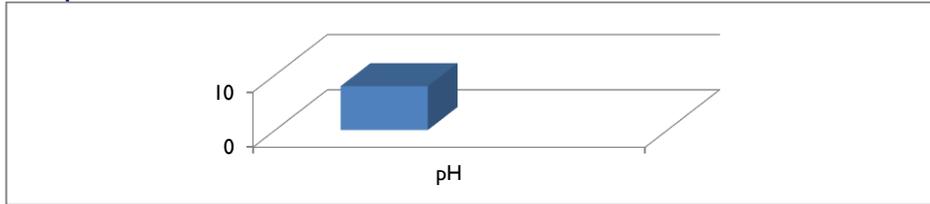


Figure 11 : Détermination du pH de l'eau chaude sanitaire de l'EHUO.

On remarque que l'eau chaude sanitaire présentait un pH qui se situe dans l'intervalle de norme établie par la norme Algerienne, [4]

3.3. L'eau de l'hémodialyse :

3.3.1 TA, TAC :

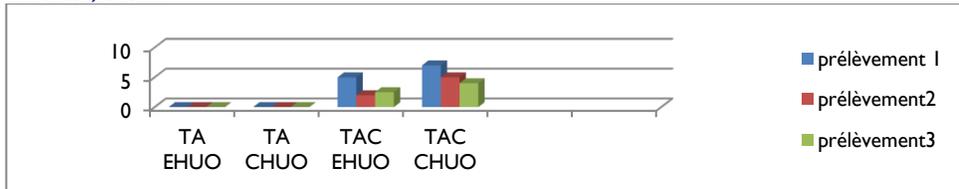


Figure 12 : Détermination du titre alcalimétrique simple et complet de l'eau d'hémodialyse de CHUO et l'EHUO. La pharmacopée européenne ne fixe pas une norme pour le titre alcalimétrique simple et complet. [5]

3.3.2 Dureté totale, magnésienne et calcique :

3.3.2.1. Dureté totale :

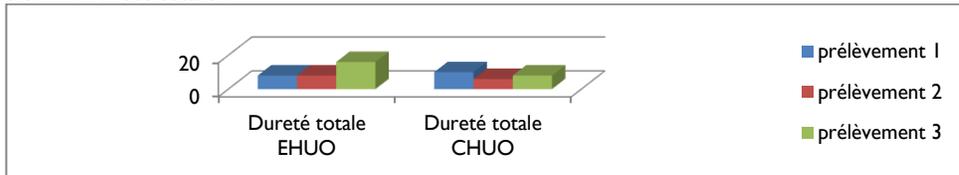


Figure 13 : Détermination de la dureté totale en mg de CaCO3/l de l'eau d'hémodialyse de CHUO et l'EHUO.

3.3.2.2. Dureté calcique :

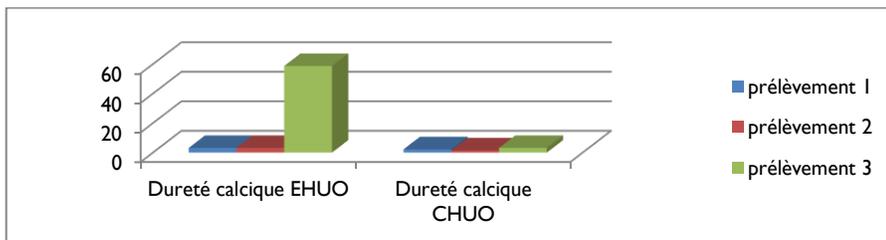


Figure 13 : Détermination de la dureté calcique en mg de Ca+2/l de l'eau d'hémodialyse.

La concentration de calcium dans l'eau d'hémodialyse pour le 2^{ème} prélèvement du CHUO est légèrement inférieure à la norme fixée par la pharmacopée européenne qui est de 2 mg de calcium par litre. [5]

Alors que pour les deux autres prélèvements et pour tous les prélèvements de l'EHUO la teneur en calcium est supérieure à la norme surtout pour le 3^{ème} prélèvement de l'EHUO où la dureté calcique atteint 58.72 mg de Ca⁺²/l et ceci peut être expliqué par le changement des résines échangeuses d'ions dans la station de traitement d'eau d'hémodialyse de l'EHU d'Oran au moment de la prise de 3^{ème} prélèvement ce qui a été confirmé par le service concerné. On peut conclure que cette eau n'est pas conforme aux normes de la pharmacopée.[5]

3.3.2.3. Dureté magnésienne :

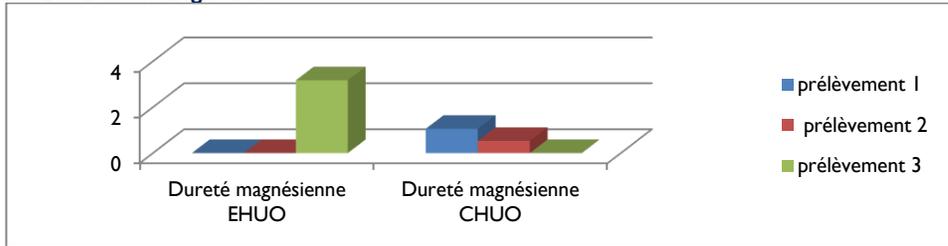


Figure 14 : Détermination de la dureté magnésienne en mg de Mg²⁺/l de l'eau d'hémodialyse. L'eau d'hémodialyse de CHUO présente une teneur en magnésium inférieure à 2 mg de Mg²⁺/l donc elle répondit à la norme de la pharmacopée européenne et ce pour les trois prélèvements analysés. [5]
 Par contre les prélèvements analysés de l'eau d'hémodialyse de l'EHUO présentent une variation de la concentration entre les trois prélèvements. On remarque que le 3^{ème}prélèvement à une concentration en magnésium qui est supérieure à la norme fixée par la pharmacopée européenne, elle est égale à 3.168 mg de magnésium par litre d'eau tandis que les deux autres prélèvements répondaient à la norme.[5]

3.3.3. Chlorures, nitrites, nitrateset matièresorganiques :

3.3.3.1. Chlorures :

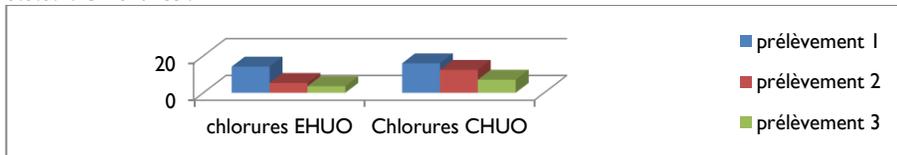


Figure 15 : Détermination de la concentration en chlorure en mg de Cl⁻/l de l'eau d'hémodialyse. Les échantillons analysés des deux secteurs sanitaires (CHUO, EHUO) présentaient une teneur en chlorure inférieure à la norme fixée par la pharmacopée européenne qui recommande une valeur de 50 mg de chlore/litre. [5]

3.3.3.2. Nitrites :

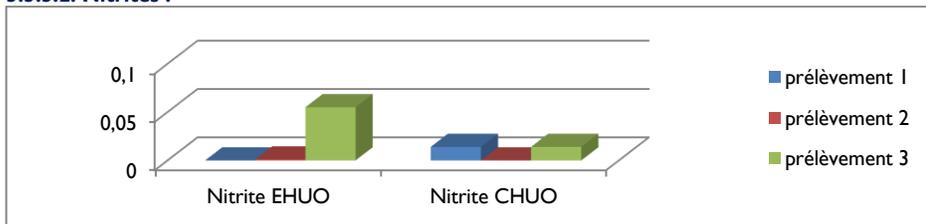


Figure 16 : Détermination de la teneur en nitrite en mg de NO₂⁻/l de l'eau d'hémodialyse. La pharmacopée européenne exige pour l'eau d'hémodialyse une concentration en nitrite égale à 0.005 mg de NO₂/l. [5]
 Pour l'eau d'hémodialyse de CHUO les résultats ont montré que seulement un prélèvement analysé répondit aux normes alors que pour les deux autres prélèvements réalisées présentaient des taux supérieurs à la norme.

3.3.3.3. Matières organiques :

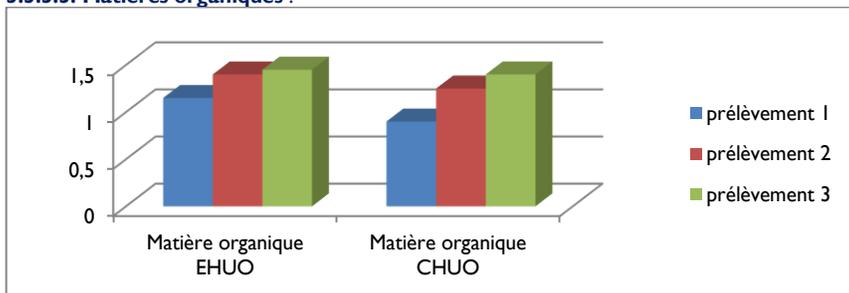


Figure 17 : Détermination de l'oxydabilité permanganique en mg d'O₂/l de l'eau d'hémodialyse.

La directive des communautés européennes indique pour l'oxydabilité au permanganate (mesure faite à chaud et en milieu acide) de l'eau pour hémodialyse une valeur qui ne dépassait pas 2 mg d'O₂/l. [5]

Les échantillons analysés ont une oxydabilité permanganique inférieure à 2 mg d'O₂/l, donc ils sont conformes à la norme.

Tous les paramètres physico-chimiques analysés sont conforme aux normes établies pour chaque type d'eau ceci est observé pour 57% de la totalité des prélèvements.

Des anomalies ont été remarqué pour le paramètre de nitrites dans l'eau de robinet de service de gastrologie de l'EHUO et l'eau d'hémodialyse des deux établissements, cette augmentation a été relevée dans 04 prélèvements réalisés ce qui représente un pourcentage de 13%.

Concernant la dureté magnésienne on a deux prélèvements qui dépassaient la norme ceci est observé dans deux services à savoir le service de maternité CHUO et l'unité d'hémodialyse de l'EHUO ce qui représente un pourcentage de 7%.

La teneur en calcium s'échappe à la norme dans la plupart des prélèvements de l'eau d'hémodialyse ce qui a été observé dans 05 prélèvements sur 30 prélèvements réalisés. Cette augmentation pourrait exposer le patient à un syndrome d'eau dure qui se traduit par des symptômes de céphalées, nausées, vomissements.

Pour le pH, on a 7% des prélèvements réalisés qui ne sont pas conformes à la norme fixée. Ces prélèvements proviennent de l'unité d'hémodialyse de l'EHUO ce qui impose un contrôle strict pour ce type d'eau en raison de la sensibilité et la fragilité des sujets exposés.

On remarque aussi que le titre alcalimétrique complet se trouve dans les normes dans 97% des prélèvements effectués. Les 3% des prélèvements qui dépassent la norme provenaient de service maternité de CHUO.

Pour l'eau stérile conditionnée la réglementation impose des normes et de critères de qualité d'ordre microbiologique surtout.

CONCLUSION

Cette étude reste restreinte par rapport l'échantillonnage réalisé et doit être complétée par d'autre investigation et d'autre étude plus poussée pour mieux apprécier la situation de l'eau et la qualité de cette dernière au sein de l'hôpital.

On recommande une surveillance nationale et globale de la qualité des eaux dans les établissements de santé comprenant des normes harmonisées pour apprécier leurs qualités physicochimiques et microbiologiques. Mais aussi des mesures d'entretien et des maintenances des réservoirs d'eau au sein de l'hôpital.

Enfin encourager les établissements de santé à améliorer les services d'eau, d'assainissement et d'hygiène et la lutte contre les infections nosocomiales..

Références

- [1] Jean Rodier, L'analyse de l'eau 9^{ème} édition, Dunod, 2009, pp855-920
- [2] Pontivy, Contrôle de l'eau pour hémodialyse centre Hospitalier Hubert Jegourel –1997
- [3] Desjardins.R, traitement des eaux, Edition école polytechnique de Montréal, 1990
- [4] Journal officiel de la république Algérienne N° 34. (19 juin 2011).
- [5] Pharmacopée européenne 6^{ème} édition, qualité des eaux pharmaceutiques
- [6] E.PILLY, Maladies infectieuses et tropicales, 22^{ème}édition, 2012 Pages : 167, 21

Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de Sedrata (Nord-Est Algérien)

Nabil BOUGHERIRA 1, Dounia NECHEM 2, Hicham CHAFFAI 1, Nassima SEDRATI 1, Azzedine HANII,
Larbi DJABRII, Amel MESSAADIAI, Imen SABRII

¹Université Badji-Mokhtar Annaba, Faculté Sciences de la terre, Laboratoire Ressource en eau et

Développement Durable (REDD), BP 12 sidi ammar Annaba,

E-mail nabil.bougherira@univ-annaba.dz / nabilbough@gmail.com

² Université Badji-Mokhtar Annaba, Faculté Sciences de la terre, Laboratoire de Géologie, BP 12 sidi
ammam Annaba, adresse E-mail ndannaba@gmail.com

Résumé

La région de Sedrata connaît une forte dynamique agricole s'appuyant sur ces potentialités naturelles (hydriques, climatiques, édaphiques...), et impulsée par les différents programmes agricoles des trois dernières décennies. Cette zone renferme deux niveaux aquifères d'inégale extension : la nappe du Miocène peu profonde et constituée beaucoup plus des formations détritiques, elle est exploitée pour les besoins en eau domestique et agricole et la nappe profonde de L'Eocène / Maestrichien, constituée essentiellement de formations carbonatées fissurées.

Ce présent travail mené dans la région de Sedrata, concourt à appliquer des méthodes numériques pour la modélisation du champ captant desservant la ville de Sedrata. Pour la simulation de la carte piézométrique, cinq forages captant la nappe du Miocène, à de différentes profondeurs, et dont les eaux sont destinés à l'A.E.P, nous avons utilisé le code MODFLOW.

Mots clés : modélisation, champ captant, Sedrata, la nappe de Miocène

Contribution to the hydrogeological study of Sedrata plain (N-E of Algeria)

Abstract

The Sedrata region has a strong agricultural dynamic based on these natural potentialities (water, climate, edaphic ...), and driven by the various agricultural programs of the last three decades. This zone contains two aquifer levels of unequal extension: the shallow Miocene aquifer is much more detritic formations, it is exploited for domestic and agricultural water needs and the deep Eocene / Maestrichian aquifer, consisting mainly of cracked carbonate formations.

This work, conducted in the Sedrata region, contributes to the application of numerical methods for modeling the catchment field serving the city of Sedrata. For the simulation of the piezometric map, five holes dropping the Miocene aquifer, at different depths, and whose waters are destined for A.E.P, we used the code MODFLOW.

Key Words: Modelling, capturing field, Sedrata, the Miocene water level

1. INTRODUCTION

Les aquifères du système de Souk Ahras-Sedrata mettent à jour plusieurs sources avec des débits variables (1 à 23 l.s⁻¹), certaines émergent des sédiments Mio-pliocènes continentales, d'autres des calcaires Eocènes, certaines émergent des grès du Miocène marin et la majorité sourdent des carbonates Sénoniens. Les sources thermales en nombre beaucoup moins important, émergent en surface à la faveur de failles affectant les formations du Mésozoïque et Cénozoïque.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Les études géologiques et géophysiques ont permis une bonne reconnaissance des différentes formations susceptibles d'être le siège d'un écoulement souterrain .L'alternance dans les séries stratigraphiques de niveau imperméable (marnes, argiles) et de couches poreuses ou fracturées (grès, conglomérats, calcaires) permet de présumer à priori la présence d'un certain nombre d'aquifères souterrains, ce sont notamment, des formations Crétacé et des formations Mio-pliocènes Quaternaire.

Les données piézométriques ont été obtenues des rapports de forages au niveau de la DHW et complétés par les données de l'ADE.

Ere	Système	Lithologie	Epaisseur (m)	Log strati- graphique	Hydrogéologie	
					Perméabilité	Type de nappe
Quaternaire	Récant	Sable	5-15		Perméable	Nappe de cordondunaire
	Moyen	Sablo-argileuse	0-20		Semi-perméable	Nappe phréatique
	Ancien	Argile avec des limites sableuses	50-150		Imperméable et Semi-perméable	Substratum
Tertiaire	Pliocène	Graviere et galete	10-150		Perméable	Nappe des gravieres
	Miocène	Argile	250		Imperméable	Substratum
	Oligocène	Argilo-gréseux	150		Semi-perméable	Numidienne
	Eocène Inf	Calcaire massif			Formation fissurées	Nappe kastique
Secondaire	Crétacé	Calcaire dolomitique				
	Jurassique	Dolomie				
Primaire	Trias	Dolomie, calcaire et gypse			Formation altérées	Nappe de socle métamorphique
	Supérieur	Micaschistes et gneiss				
	Intermédiaire	Schistes				
	Inférieur	Gneiss				

Fig. 1 - Coupe litho-stratigraphique et hydrogéologie (modifiée Sabri-Messaadia Mai 2018).

Une campagne d'exploration et de mesure des niveaux piézométriques a été réalisée en deux périodes hautes et basses eaux de l'année hydrologique. L'inventaire des points d'eau (consiste à repérer, sélectionner et positionner Cinq (05) points d'eaux (forages) sur 22 autres couvrant toute la surface de la plaine de Sedrata.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Contexte hydrogéologique

L'étude hydrogéologique de la région de Sedrata, a permis de mettre en évidence deux (02) nappes d'eau souterraines:

- Nappe phréatique (Miocène) :

Elle est constituée de formations détritiques qui s'étendent sur l'ensemble de la plaine de Sedrata. Cette dernière est exploitée pour les besoins en eau domestique et agricole. La carte piézométrique de cette nappe montre qu'un écoulement régional des eaux s'effectue en direction Est-Ouest avec un axe de drainage orienté vers le Sud Ouest dans le sens de l'oued de hamimate à proximité de la ville de Sedrata.

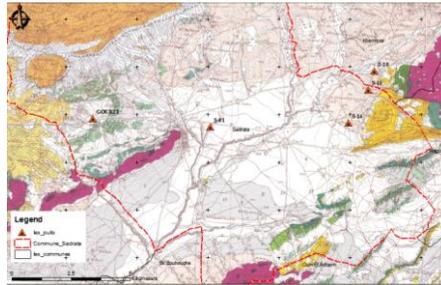


Fig. 2 - Carte d'inventaire des forages de la plaine de Sadrata (W. Souk Ahras).

Nappe karstique (Eocène / Maestrichien) :

Elle est constituée essentiellement de formations carbonatées fissurées, et qui se présente sous forme de deux aspects:

- Nappe libre au niveau des affleurements calcaires situés dans la partie Nord de Khemissa;
- Nappe karstique captive au niveau de Khemissa où les formations argileuses sous-jacentes du miocène assurent sa mise en charge tout en constituant le substratum de la nappe phréatique. L'écoulement des eaux serait de direction Nord-Est suivant le pendage des formations géologiques.

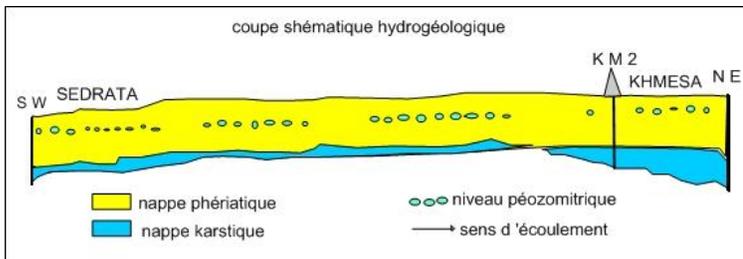


Fig. 3 - Coupe schématique hydrogéologique KM2 dans la plaine de Sadrata (willaya de Souk Ahras).

Table I – Carractéristiques de quelques forages alimentant Sadrata.

Nom puits	X UTM	Y UTM	Z (m)	N.S (m/sol)	N.P (m)
S_01	369121.84	3999476.70	795.13	0.80	794
S_10	376048.67	4001819.48	893.42	–	–
S_14	374945.00	3999543.53	867.95	10.00	858
S_15	375788.82	4001035.64	902.08	36.00	866
KM_02	374329.60	4004533.19	860.98	11.00	850

3.2. Résultat de la simulation en régime permanent

Le modèle MODFLOW (modèle de l'écoulement] est un logiciel qui permet de simuler l'écoulement à deux ou trois dimensions d'une nappe qu'il soit en régime permanent ou en régime "transitoire". Ce logiciel est développé par USGS (avec MC Donald et Harbaugh A. W en 1988). Exceptant les systèmes très simples, l'équation de diffusivité en nappe captive ne peut pas être résolue

analytiquement. Dans le code MODFLOW, la résolution de l'équation différentielle est basée sur la méthode des différences finies.

Les données d'entrée du modèle concernent principalement la topographie du domaine, la géométrie de l'aquifère, les ouvrages d'exploitation et d'observation, les données piézométriques et les paramètres hydrodynamiques.

Les résultats obtenus sont représentés sous forme de cartes piézométriques dans les figures ci-dessous. Les données introduites sont celles des niveaux statiques. Les courbes piézométriques montrent un écoulement vers le sud ouest.

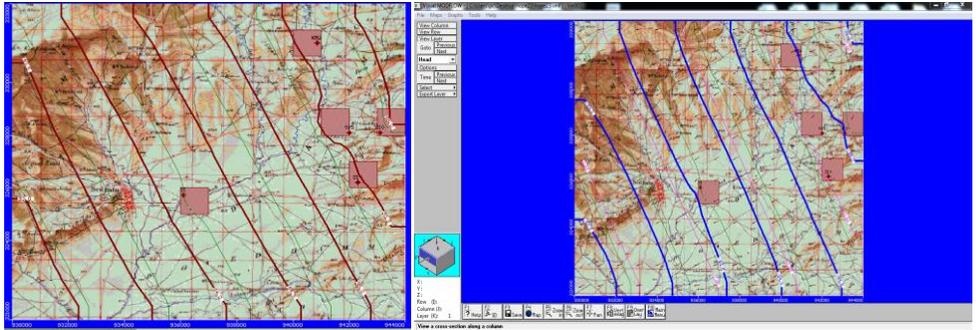


Fig. 4 – (a) Carte piézométrique (b) carte de profondeur du Mio-pliocène simulées par Modflow.

CONCLUSION

L'étude hydrogéologique de la région de Sedrata, a permis de mettre en évidence deux (02) nappes d'eau souterraines: la nappe phréatique (Miocène) ; et la nappe karstique (Eocène / Maestrichtien).

Nous avons utilisé le code ModFlow pour élaborer la carte piézométrique de la région, qui a montré un écoulement du nord est vers le sud ouest, avec une zone d'alimentation nette située au nord de l'aquifère. Des réserves sont à émettre au sujet de la carte obtenue. D'après la carte obtenue on remarque que la nappe est alimentée à partir du Nord-Est, le sens de l'écoulement général est relativement de direction Nord-Est vers Sud-Ouest.

Références

- [1] D.H.W. (Direction de l'Hydraulique de la wilaya) Souk Ahras ; Mars 2018.
- [2] Gachi, A. Évolution de la qualité des eaux utilisation de la ressource en eau (bassin de la Seybouse). Offices des publications universitaires ; (1986) 508 pages.
- [3] Halimi. S. Ressources et essai de gestion intégrée des eaux du bassin versant d'oued Cherf /Sedrata (Nord – Est Algérien). mémoire de Magister en hydrogéologie, université Badji Mokhtar –Annaba, (2008) 126p.
- [4] Madaure, Begh. Etude hydrogéologique et géophysique Bureau d'études géologiques, hydrogéologiques et géophysiques (2013).
- [5] McDonald JM, Harbaugh AW. A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model, Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geological Survey Book 1988; 6, pp. 586.
- [6] Synthèse hydrogéologique de la présence des hydrocarbures dans le forage d'eau khemissa (km-2) sedrata (w. Souk ahras). Activité Amont ; Division Exploration ; Direction des Opérations d'Exploration _ Hassi Messaoud décembre 2013.
- [7] Vila J.M. la chaîne alpine d'Algérie et des confins Algéro-Tunisiens Thèse de doctorat es-Sc .Nat. Paris IV (1973) 665 pages.

Synthèse sur l'origine Minérale de la Source Thermale De Hammam N'baïl (Nord Est Algérien)

Dounia NECHEM 1, Nabil BOUGHERIRA 2 Bachir SAAIDIA 2, Baghdad BOUAMAR 3

¹Université Badji-Mokhtar Annaba, Faculté des sciences de la terre, Laboratoire de Géologie, BP 12 Sidi Amar Annaba (+213662378239) E-mail: dounya.nechem@univ-annaba.dz / ndannaba@gmail.com

² Université Badji-Mokhtar Annaba, Faculté des sciences de la terre, Laboratoire ressource en eau et développement durable, BP 12 Sidi Amar Annaba. E-mail: nabil.bougherira@univ-annaba.dz / nabilbough@gmail.com

³ Laboratoire géo-ressources et environnement –Institut Agronomique et Vétérinaire Hassane II . Maroc. E-mail: bouamar.baghdad@gmail.com

Résumé

À travers l'existence de nombreuses sources thermales réparties sur la presque totalité du Nord Est Algérien. Nous pouvons déjà affirmer que le potentiel géothermique de cette région est non négligeable.

L'étude des caractéristiques des eaux thermales est souvent destinée à préciser les variations potentielles de leur qualité et de leur origine ou de présenter leur localisation, et elles sont destinées à diverses utilisations.

L'objectif principal de ce travail, est de caractériser les eaux thermales de Hammam N'Baïls (Nord-Est de l'Algérie). Cette source qui est exclusivement d'origine souterraine est associée à la composition de plusieurs types de minéraux qui définissent son faciès chimique.

D'après les résultats des analyses effectuées sur ses eaux thermales ; nous sommes penchés sur l'étude de l'indice de saturation (SI) qui montre que pour les éléments évaporitiques, la halite est en sous saturation dans les eaux ce qui provoque sa dissolution, par contre un enrichissement des eaux en Sodium (Na^+) et en Chlorure(Cl) est attribués à l'origine géologique.

Mots clés : sources thermales, Hammam N'Baïls, faciès chimique, l'indice de saturation (SI),

Synthesis on the Mineral Origin of the Hammam N'baïl Source (North East of Algeria)

Abstract

Through the existence of many thermal springs spread over almost the entire northeastern Algeria. We can already say that the geothermal potential of this region is not negligible. The study of the characteristics of the thermal waters is often intended to specify the potential variations of their quality and their origin or to present their localization, and they are intended for various uses. The main objective of this work is to characterize the thermal waters of Hammam N'Baïls (North-East of Algeria). This source, which is exclusively of underground origin, is associated with the composition of several types of minerals that define its chemical facies. According to the results of the analyzes carried out on its thermal waters; we have studied the saturation index (SI) which shows that for the evaporitic elements, the halite is under saturation in the waters which causes its dissolution, by cons water enrichment Sodium (Na) and Chloride (Cl) is attributed to geological origin.

Key Words: thermal springs, Hammam N'Baïls, chemical facies, saturation index

I. INTRODUCTION

Les eaux thermales ne sont pas ou peu soumises aux variations climatiques saisonnières (Alban Duriez, 2006). Les seules certitudes acquises sur le système thermal sont d'une part la présence d'un CO_2 d'origine profonde qui se mélange à l'eau thermale au cours de son ascension et lui confère un caractère carbogazeux (Barnes et al. 1986), et d'autre part l'existence de mélanges entre des eaux souterraines d'origines et de températures différentes desquels résulte l'eau thermale.

Enfin, les circulations souterraines impliquent des temps de résidence assez longs de l'eau dans le réservoir profond ce qui permet à l'eau de se minéraliser en conséquence. Ainsi, les eaux thermales sont la plupart du temps fortement chargées et de ce fait impropres à la consommation.

L'interprétation des analyses a pour but d'identifier le faciès chimique, de mettre en évidence les différents éléments pouvant jouer un rôle primordial dans leur répartition et par conséquent d'établir l'origine des éléments chimiques rencontrés au niveau de la source thermale de Hammam N'baïl.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Les paramètres physico-chimiques (pH, température ($^{\circ}\text{C}$), conductivité et le taux de la salinité (TDS) sont mesurés in situ au moyen d'appareillage de terrain avec des sondes sélectives selon l'objectif des substances à analyser (J. Thierrin et al, 2003).

Pour l'échantillon d'eau destiné à l'analyse des éléments majeurs, il est prélevé jusqu'à débordement dans des flacons neufs en polyéthylène, rincés au préalable avec de l'eau distillée, puis bouchonnés. Les flacons sont identifiés à l'aide d'étiquettes adhésives indiquant :

- le numéro d'échantillon (unique pour la campagne d'échantillonnage) ;
- le nom du point de prélèvement ;
- la date de prélèvement ; et
- L'analyse des éléments chimiques au laboratoire.

PHREEQC est un programme écrit en C par David L. Parkhurst et C.A.J. Appelo; il est diffusé par l'US geological survey. PHREEQC est utilisé pour simuler des réactions chimiques et du transfert dans des eaux naturelles et polluées. Les premières versions remontent à 1980 (PHREEQE, Parkhurst et al.). Il est suivi et en constante amélioration. Aujourd'hui, il dispose d'une interface intuitive sous windows. Son code source est gratuit et disponible.

Il permet notamment :

- de calculer la spéciation des espèces chimiques dans une solution aqueuse ainsi que les indices de saturation des minéraux ;
- de simuler pour les gaz, les phases solides et aqueuses, à différentes températures, des réactions chimiques (précipitation, dissolution...) en batch ou avec du transport en 1D (convection, dispersion) ;
- de tenir compte de lois cinétiques dans certaines réactions ;
- de simuler des réactions de surface (adsorption et complexation) ;

Ainsi,

- lorsque $Q/K < 1$, la solution est « sous-saturée » par rapport au minéral ;
- lorsque $Q/K = 1$, la solution et la phase solide sont à l'équilibre ;
- lorsque $Q/K > 1$, la solution est « sur-saturée » par rapport au minéral

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Contexte Géographique et Géologie de la région d'étude

Le bassin d'effondrement intra-montagneux de Hammam N'bails (30km au Sud Est de Guelma) se localise dans la zone de jonction moyenne Seybouse-Haute Medjerda (Atlas tellien oriental). La région du bassin représente un domaine où affleure la majorité des séries qui constituent le domaine externe de la chaîne des Maghrébides.



Fig. 1 – Situation géographique de Hammam N'baïl (wilaya de Guelma).

Le calcul de l'indice de saturation (SI) par le logiciel PHREEQC, des minéraux dissous vis-à-vis à l'eau au niveau du point de prélèvement du Hammam N'baïl, pendant le mois d'avril 2016, montre que plusieurs éléments chimiques sont susceptibles d'être impliqués dans les processus de précipitation / dissolution (voir Tab.1) en particulier la dolomite, la calcite et l'aragonite. Ces minéraux carbonatés pour la source de Hammam N'baïl, possèdent un indice de saturation élevé respectivement (0.39 ; 0.15 et 0.02) pour la (dolomite, calcite, et l'aragonite).

En revanche, on trouve le SI des autres espèces minérales largement négatifs (-4.49) pour l'halite à (-1.88) pour l'Hydroxyapatite et enfin l'Anhydrite et le Gypse à (-1.00 et -0.87) respectivement. Et à la fin de cette analyse aucun indice proche à l'équilibre n'est présenté.

Le CO₂, dans les eaux de hammam N'bails, produit par la décomposition de la dolomite et/ou la calcite à haute température qui libère le gaz, et on assiste à leur décomposition. La quantité de CO₂ dissous reste proportionnel à la pression, le pH qui en résulte est bas (pH= 6.5), et l'eau peut dissoudre de grandes quantités de minéraux silicatés.

Table 1 – Indice de saturation de la source de Hammam N'baïl.

Saturation indices

Phase	SI	log IAP	log KT	
Anhydrite	-1.00	-5.47	-4.47	CaSO ₄
<u>Aragonite</u>	<u>0.02</u>	-8.44	-8.46	CaCO ₃
<u>Calcite</u>	<u>0.15</u>	-8.44	-8.60	CaCO ₃
CO ₂ (g)	-0.79	-2.44	-1.64	CO ₂
<u>Dolomite</u>	<u>0.39</u>	-17.07	-17.46	a Mg (CO ₃) ₂
Fluorite	-0.24	-10.67	-10.43	CaF ₂
Gypsum	-0.87	-5.47	-4.60	CaSO ₄ ·2H ₂ O
H ₂ (g)	-21.00	-24.22	-3.22	H ₂
H ₂ O(g)	-1.09	-0.00	1.09	H ₂ O
Halite	-4.49	-2.87	1.62	NaCl
Hydroxyapatite	-1.88	-6.73	-4.85	a ₅ (PO ₄) ₃ OH
O ₂ (g)	-0.61	-3.60	-2.99	O ₂

End of simulation.

3.2. Le faciès chimique de la source de Hammam N'baïl

Les diagrammes verticaux établis par Schoeller et Berkloff sont composées de sept échelles logarithmiques verticales correspondant aux principaux ions analysés (Ca^+ , Mg^{++} , (Na^{++}K^+), Cl^- , SO_4^- , HCO_3^-). Ce diagramme a permis d'identifier les grandes familles de faciès chimiques (fig. n°2): Chloruré calcique, Sulfaté sodique et Bicarbonaté calcique.

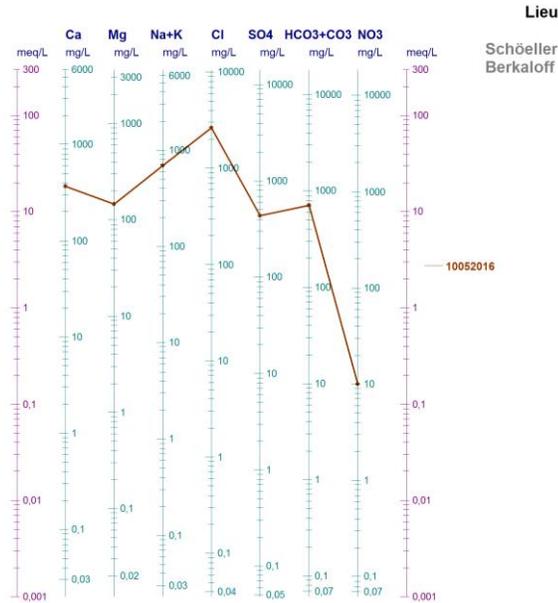


Fig. 2 – Diagramme de Schoeller Berkloff de la source thermique de Hammam N'baïl (wilaya de Guelma).

CONCLUSION

Les eaux thermales de hammam N'bails, et par la décomposition de la dolomite et/ou la calcite à haute température libère le gaz, et on assiste à leur décomposition. La quantité de CO_2 dissous reste proportionnel à la pression, le pH qui en résulte est bas ($\text{pH} = 6.5$), et l'eau peut dissoudre de grandes quantités de minéraux silicatés. À partir de ces résultats, l'indice de saturation par rapport à ces minéraux devient positif et l'eau est sursaturée par rapport à la dolomite (et/ou la calcite) qui peut précipiter. L'eau devient incrustante. Ce caractère incrustant avec le changement de pH conduit à la détérioration des installations (conduites - pompes.....etc.)

Références

- [1] Alban Duriez. Origine et processus de minéralisation d'eaux thermales en milieu continental méditerranéen : cas de système géothermal des thermopyles (Grèce). Thèse de doctorat en Terre, océan, espace Paris 11, en partenariat avec Université de Paris-Sud. Faculté des Sciences d'Orsay (Essonne)-292p.
- [2] S.J. Barnes, Contr. Mineral and Petrol. (1986) 93: 524. <https://doi.org/10.1007/BF00371722>.
- [3] Thierrin, Joseph. Bureau CSD, Porrentruy, Switzerland Steffen, Peter. Bureau SJ GEOTEC, Wolfwil, Switzerland, Cornaz, Samuel. OFEFP, Berne, Switzerland Vuataz, François-David. Echantillonnage des eaux souterraines Guide pratique Centre d'Hydrogéologie, Université de Neuchâtel, Switzerland.
- [4] David L. Parkhurst and C.A.J. Appelo, User's guide to phreeqc (version 2) a computer program for speciation, Batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations 1999.

Etude qualitative des eaux souterraines de la plaine d'El-Hadaeik wilaya de Skikda (N-E Algérien)

* Badra Attoui¹, Lamine Sayad², Samia Benrabah³, Amina Ghebbache⁴,

¹Laboratoire de Géologie Université Annaba E-mail :att.badra@yahoo.fr

²Département de Géologie Université Annaba E-mail : sayadlamine@yahoo .fr

³Laboratoire de Géologie Université Annaba E-mail : hydroannaba@hotmail.fr

⁴Laboratoire de Géologie Université Annaba E-mail : ghabbacheamina@gmail.com

Résumé :

– En Algérie, les eaux souterraine constituent une grande partie du patrimoine hydraulique du pays, du fait de sont exploitation relativement facile.

La nécessité d'utilisations de l'eau prend une de plus croissante, car la possession d'une eau pure pour les besoins humaines, industriels et agricoles est un des facteurs essentiels de civilisation, c'est aussi un des richesses naturelles indispensables à la continuité de la vie et au développement.

Les exigences en eau dans la plaine d'El-Hadaeik a vocation agricole par excellence, ont aidé a faire pendre conscience du rôle capitale de l'eau dans le développement de l'agriculture, ainsi que la mobilisation et l'utilisation rationnelle des ressources hydrauliques, enjeu et préoccupation essentielle du siècle a venir.

Dans la région d'étude, les eaux souterraines représentent la ressource principale en eau. L'objectif de notre travail est de voir une idée concernant la qualité des eaux souterraines de la plaine d'El-Hadaeik Skikda , les résultats des analyses chimiques montrent que les eaux ayant une qualité bonne à admissible pour l'irrigation . e

Mots Clès : SKIKDA , plaine El-Hadaeik, qualité, eaux souterraines,irrigation.

Qualitative groundwater study of the El-Hadaeik plain wilaya of Skikda (N-E Algeria)

Abstract :

In Algeria, groundwater constitutes a large part of the hydraulic heritage of the country, due to relatively easy exploitation.

The need for water use takes a more growing, because the possession of pure water for human needs, industry and agriculture is an essential factor of civilization, it is also a natural resource essential to the continuity of life and development.

Water requirements in the plain of El-Hadaeik has agricultural vocation par excellence, has helped to hang conscience of capital role of water in agricultural development and the mobilization and rational use of resources hydraulic, stakes and essential concern of the century to come.

In the study area, groundwater is the main water resource. The objective of our work is to see an idea about the quality of groundwater in the plain of El-Hadaeik Skikda, the results of chemical analyzes show that the water having a good quality to admissible for irrigation.

Key words: SKIKDA , El-Hadaeik plain, quality, Groundwater,irrigation.

I. INTRODUCTION

L'altération de l'environnement naturel, notamment le milieu aquifère est devenu progressivement une préoccupation mondiale. En Algérie la principale source de satisfaction de la demande en eau est l'eau souterraine, du fait de son exploitation relativement facile. La croissance démographique et la modernisation de l'agriculture entraînent un grand problème de détérioration de la qualité de cette source souterraine, déjà en quantité limitée. La région de Skikda est comme toutes les wilayas du territoire algérien, elle souffre de ce problème et notamment la région d'El-Hadaiek présente un exemple.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux souterraines destinées à l'irrigation.

I.1 Description de la zone d'étude :

Le bassin versant de l'oued Zeramna est situé au Nord du bassin versant de l'oued Saf-Saf, dont ses latitudes sont : $6^{\circ}30'$ et 7° . Il est limité au Nord par la méditerranée, au Sud par la commune d'El-Hadaiek, à l'Ouest par djebel Ksir-sasi et à l'Est par oued Saf-Saf, ainsi que les communes de Hammadi Krouma et Hamrouch Hamoudi [1]. **(Fig.n1)**.



Fig.1 : situation géographique de la zone d'étude[2].

La zone d'étude est traversée par (Fig.2) :

- Oued Saf-Saf qui s'écoule suivant un tracé Sud-Nord rejoignant la mer.
 - Oued Zeramna avec un écoulement Sud Ouest - Nord Est qui est un affluent de Oued Saf Saf.
- Ces deux oueds reçoivent les eaux de plusieurs Oueds temporaires et Châaba.

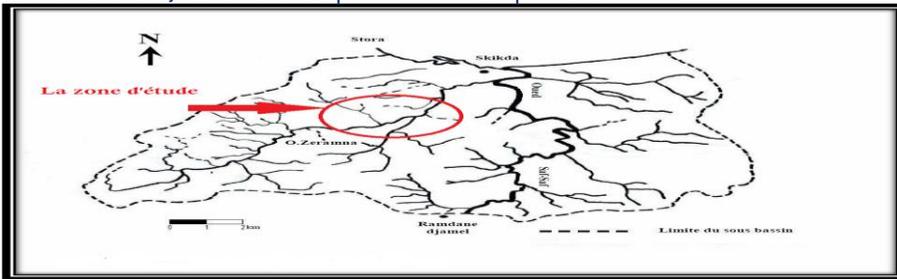


Fig.2 : Le réseau hydrographique de la zone d'étude[2].

Du point de vue géologique, la région d'étude présente des terrains allant du Paléozoïque au Quaternaire. La diversité lithologique et l'évolution structurale des massifs limitrophes de la plaine d'el Hadaiek ont conditionné dans de larges mesures, l'accumulation de matériaux détritiques alluvionnaires qui représente un intérêt hydrogéologique important (Fig.3) .

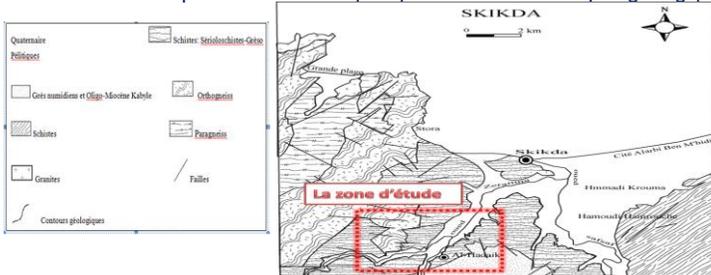


Fig.3 : La géologie de la zone d'étude[2].

2.MATERIELS ET METHODES :

2.1.L'appareillage : pH-mètre ; conductimètre.

Les points de prélèvements ont été choisis, de façon à ce que tous les points de l'Oued Zeramna soient représentés.

La désignation des points de prélèvements pris en considération dans cette étude comprend 10 puits (P13, P6, P3, P7, P14, P1, P4, P5, P10, et P11).

➤ Parmi les paramètres physiques analysés, on a la Température, le pH, la Conductivité électrique et la minéralisation.

Les paramètres chimiques :

✓ **Les cations:** Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+

✓ **Les anions:** HCO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-}

✓ **Les éléments de pollution:** NO_2^- , PO_4^{3-} et NH_4^+

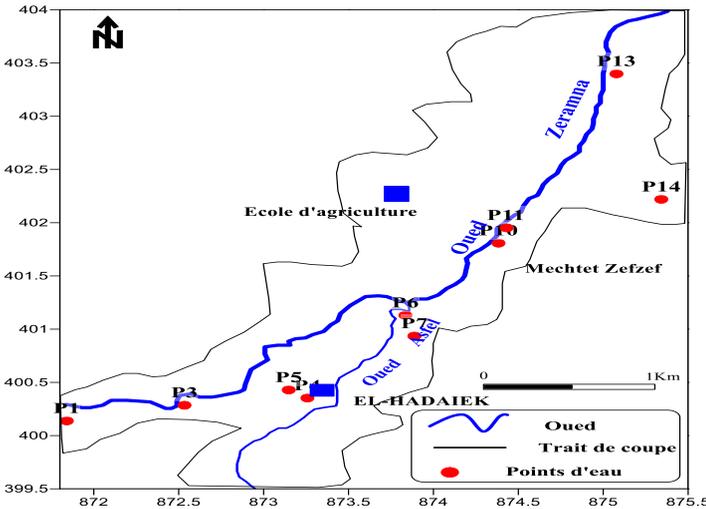


Fig. 4 : Carte d'inventaire des points de prélèvement (puits) d'eau dans la plaine D'El-Hadaiek (Mars 2016)

2.2. Etude des paramètres analysés

2.2.1.Paramètres physiques :

.La Température (T) :

La température de l'eau est un paramètre important car elle permet de déterminer l'utilisation des eaux pour le confort des usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment) [3]. De plus, en mettant en évidence des contrastes de la température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau.

D'après la courbe (Fig. 5), La température des eaux varie entre 14°C et 18 °C

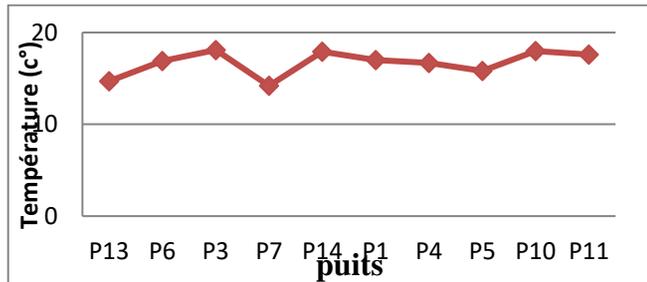


Fig. 5: Evolution de la température dans la nappe superficielle de la plaine D'El-Hadaiek en (°C) (Mars 2016)

. Potentiel d'Hydrogène (pH) :

Le pH mesure la concentration en ion H⁺ de l'eau et conditionne les équilibres physico-chimiques, il dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau). Il détermine aussi l'acidité ou l'alcalinité d'une eau[4].

Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés. Il doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH - mètre ou par colorimétrie.

Tableau n° 1 : classification des eaux selon le pH.

pH	Type d'eau	points correspondants
$6.5 \geq \text{pH} \leq 9$	Eau bonne	P13; P6 ; P3; P7; P14; P4; P5
$\text{pH} < 6.5$	Eau mauvaise	/
$\text{pH} > 9$	Eau mauvaise	P1; P10; P11

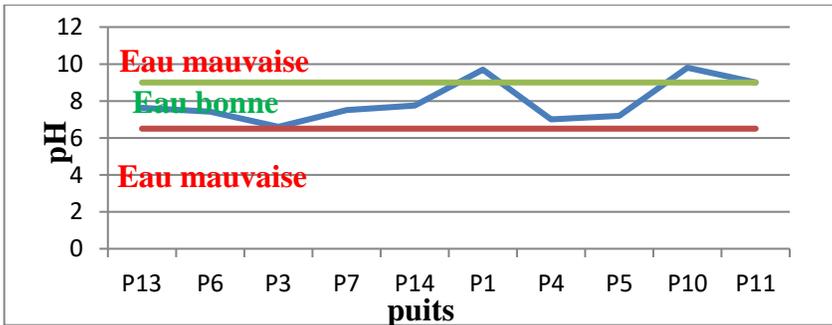


Fig. 6: Evolution du pH dans la nappe superficielle de la plaine D'El-Hadaiek (Mars 2016).

Le pH de la zone d'étude varie entre 6.60 et 9.8.

Le pH dépasse le 9 dans le puits P1 ; P10 ; P11 car ils sont près du oued Zeramna .

. Conductivité électrique (CE) :

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement[5]. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau. Elle est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente.

Les résultats de mesure doivent être présentés en termes de conductivité équivalente à 25°C.

Tableau n° 2: classification de la minéralisation des eaux.

Conductivité électrique en (µS/cm)	Type d'eau	points correspondants
<600	Eau de minéralisation moyenne	/
600>CE<1000	Eau de minéralisation importante	P1; P5
CE>1000	Eau de minéralisation excessive	P13; P6; P3; P7; P14; P4; P10; P11

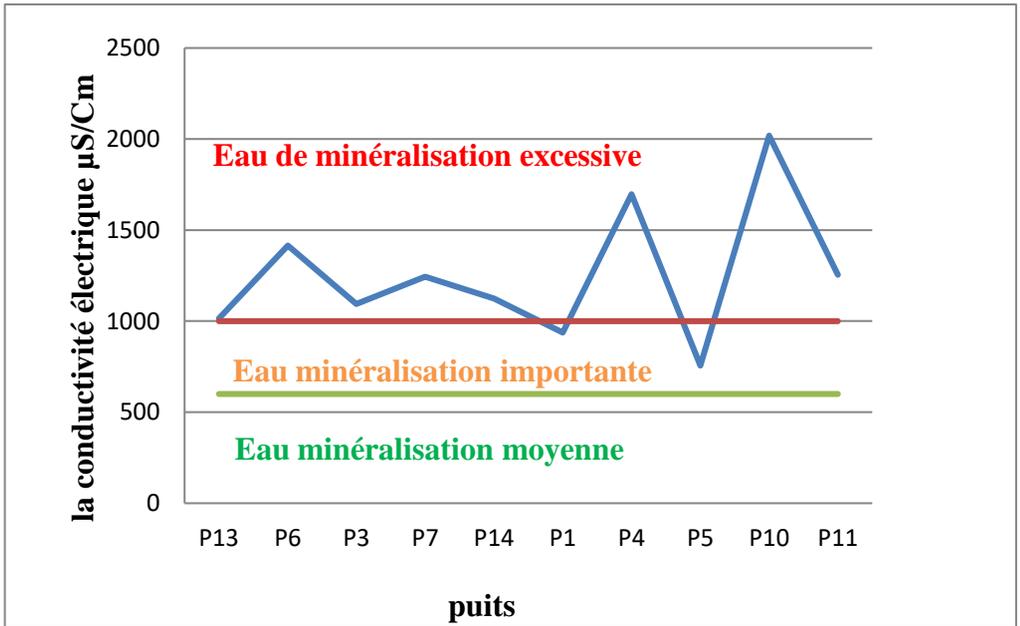


Fig. 7: Evolution de la conductivité électrique dans la nappe superficielle de la plaine D'El-Hadaiek (Mars 2016)

Ainsi le Tableau n°17 nous permet de dire que la majorité des points d'eaux sont caractérisés par une minéralisation excessive . **La dureté totale TH (°F) :**

Elle exprime la teneur de l'eau en sels de calcium et de magnésium. Dans la région d'étude, la dureté totale est très variable allant de 25°F à 98°F[6].

70 % des puits analysés représentent une dureté moyenne < 50°F.

2.2.2. Paramètres chimiques :

Dans le but de faire une approche qualitative des résultats des analyses chimiques

Effectuées, on a procédé les normes OMS (2011) (Organisation Mondiale de la Santé) de potabilité pour chacun des paramètres représentés dans les différentes courbes.

. Les chlorures (Cl⁻) :

Les teneurs en chlorures sont importantes au niveau des points P14, P5 cette concentration des chlorures due probablement le lessivage des grès et des argiles numidiens contenant des sels dissous ou ces eaux reçoivent tous les rejets des eaux usées .

Tableau n° 3 : classification des eaux selon la teneur en Chlorure.

Chlorure mg/l	Type d'eau	Points correspondants
0 > Cl ⁻ < 200	Bonne	P3, P4 et P10
Cl ⁻ > 200	Mauvaise	P13, P6, P7, P14, P1, P5, et P11

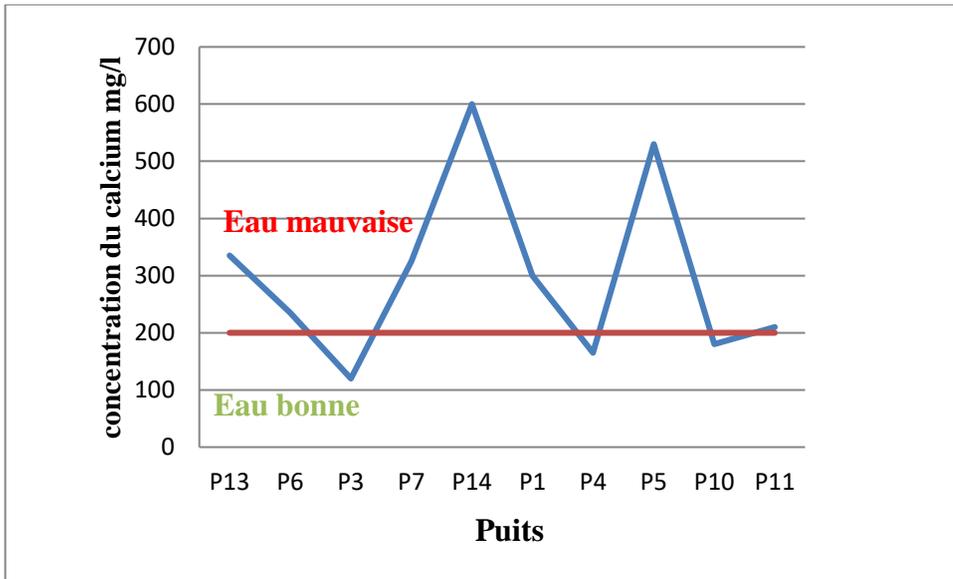


Fig. 8: Variation de la teneur en Chlorures des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l

Les valeurs minimales concernant les chlorures sont observées au niveau des trois (03) points (P3, P4 et P10) ou les teneurs ne dépassent pas les 200 mg/l.

La Fig. 8 et le Tableau n°3, montrent que la plus part des prélèvements des eaux souterraines de la région d'étude sont des eaux de mauvaises qualités.

. Les sulfates (SO₄⁻²):

Leur présence est souvent d'origine naturelle, les teneurs en sulfates des eaux sont liées principalement à la nature des terrains traversés.

Tableau n° 4: classification des eaux selon la teneur en Sulfate.

Sulfate mg/l	Type d'eau	Points correspondants
0 > SO ₄ ⁻² < 250	Bonne	P13 P6, P3, P7, P1, P4, P5, P10 et P11
SO ₄ ⁻² > 250	Mauvaise	P14

En ce qui concerne les classes établies pour les sulfates, le Tableau n°4 met en évidence les deux classes retenues pour cette classification.

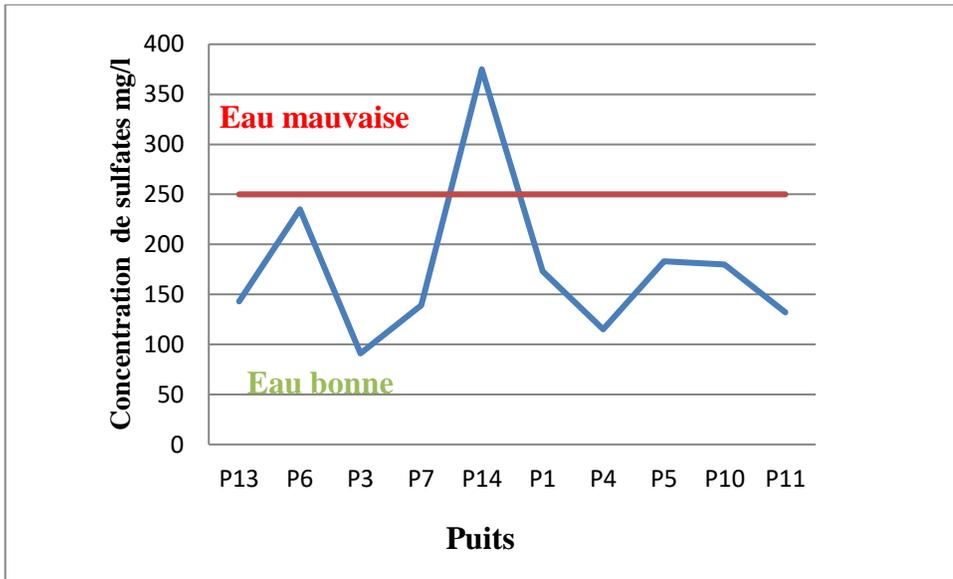


Fig .9: Variation de la teneur en sulfates des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l

Le Tableau n°4 et la Fig. 9 montrent que la majorité des points sont de bonne qualité ou la teneur en sulfate est inférieure à 250 mg/l sauf le point P14 (375 mg/l) est marqué comme de mauvaise qualité. Cette concentration provient de la dissolution des sulfates de calcium et du magnésium (CaSO_4 et MgSO_4) incluse dans des inclusions des alluvions.

. Les bicarbonates (HCO_3^-):

La teneur des bicarbonates et suivant leurs normes, nous donne les deux Classes de ces eaux pour l'irrigation (Tableau n° 5), leur origine soit des marno-gypseux ou d'origine métamorphique.

Le Tableau n° 5 : classification des eaux selon la teneur en Bicarbonate.

Les bicarbonates (mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
$0 < \text{HCO}_3^- < 518$	Bonne	P13 ; P6 ; P3 ; P7 ; P14 ; P1 ; P4 ; P5 ; P10 ; P11
$\text{HCO}_3^- > 518$	Mauvaise	/

Le Tableau n° 5, montre qu'on a le type d'eau correspondant aux eaux bonnes représentant tout les points analysés où la teneur en bicarbonate ne dépasse pas les 500 mg/l.

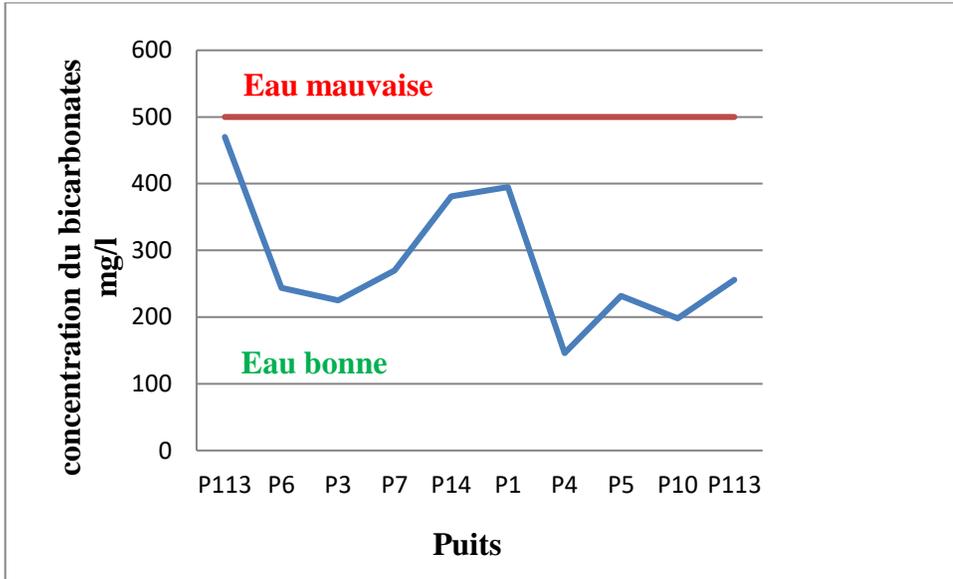


Fig. 10: Variation de la teneur en bicarbonates des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiek en mg/l

. Le magnésium (Mg^{2+}):

Le magnésium peut avoir comme origine ou des sulfates de magnésium[7]. Il peut aussi se trouver en abondance dans les roches carbonatées (dolomie).

Le Tableau n° 6 : classification des eaux selon la teneur en Magnésium.

Magnésium mg/l	Type d'eau	Points correspondants
$0 > Mg^{2+} < 50$	bonne	P13 ; P6 ; P3 ; P7 ; P4 ; P5 ; P10 ; P11 ;
$50 > Mg^{2+} < 100$	Passable	P14; P1
$Mg^{2+} > 1000$	Mauvaise	/

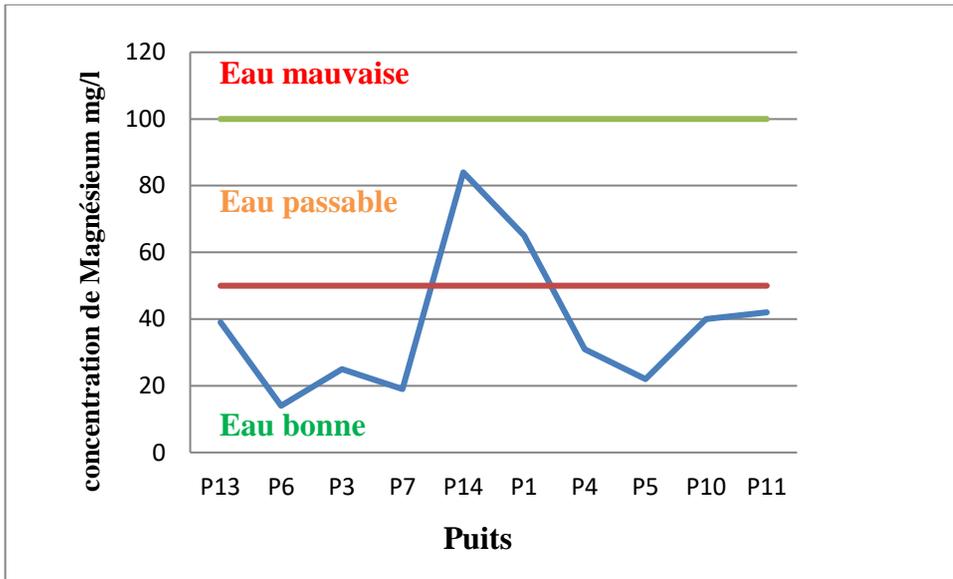


Fig. 11: Variation de la teneur en magnésium des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l

Dans le Tableau n°6 et la Fig. 11 huit (8) points représentent des eaux de bonnes qualités ou la teneur en magnésium est inférieure à 50 mg/l, et trois (2) points correspondant à des eaux passable, pour lesquelles la teneur en magnésium est comprise entre 50 et 100mg/l.

. Le calcium (Ca²⁺):

La teneur de l'eau en calcium provient généralement des roches ou bien les roches métamorphique (marbre composé du calcite CaCO₃) .

Tableau n° 7 : classification des eaux selon la teneur en Calcium.

Le calcium (mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
0 < Ca ²⁺ < 100	Bonne	P14 ; P7 ; P1 ; P5 ; P6
Ca ²⁺ > 100	Mauvaise	P3; P13 ;P4 ;P10 ;P11

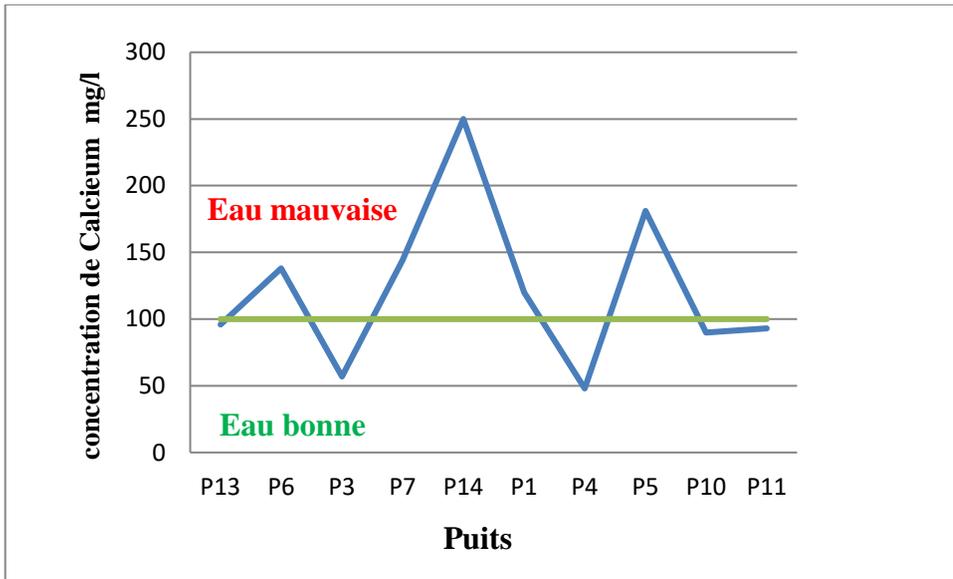


Fig. 12 : Variation de la teneur en calciums des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

Les valeurs maximales concernant le calcium sont observées au niveau de cinq (05) points (P14 ; P7 ; P1 ; P5 ; P6) ou les concentrations varient entre 250et 138 mg/l.Par contre celles minimale sont enregistrées aux point P3avec une valeur de 48 mg/l.

La Fig. 12et le Tableau n°7, montrent que la majorité des points d'eaux de la plaine d'El-Hadiék sont des eaux de mauvaise qualité.

. Le sodium (Na⁺):

Le sodium est l'un des éléments les plus indésirables dans les eaux d'irrigations[8].Cet élément ayant plusieurs origines, à savoir, l'altération des roches et du sol[9], les intrusions d'eau de mer, des eaux traitées et des systèmes d'irrigation [10].

Tableau n° 8 : classification des eaux selon la teneur en Sodium.

Le sodium (mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
0 > Na ⁺ < 69	Bonne	/
Na ⁺ > 69	Mauvaise	P3 ; P4 ; P10 ; P11 ; P13 ; P6 ; P7 ; P14 ; P5 ; P6

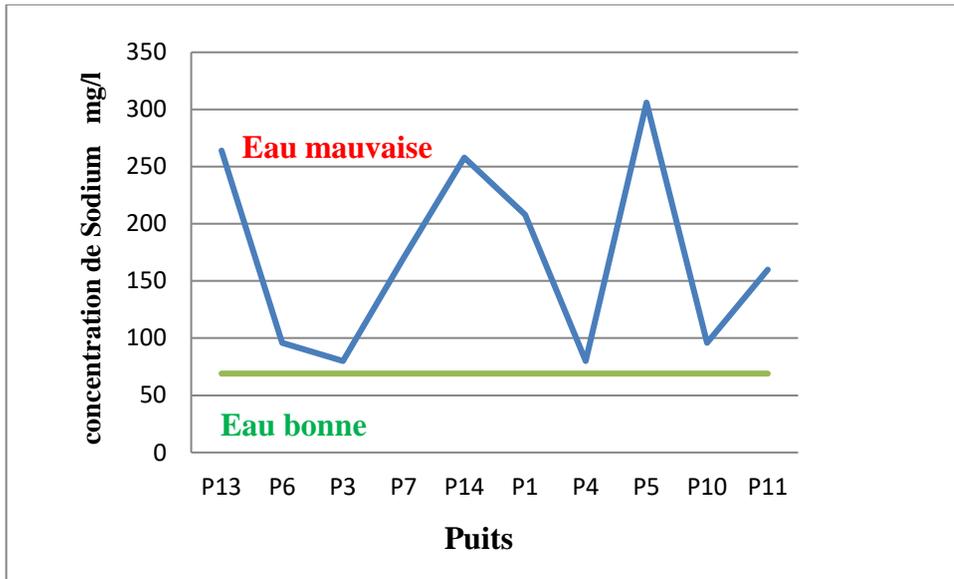


Fig. 13 : Variation de la teneur en Sodium des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

La Fig. 13 et le Tableau n°8, montrent que pour le sodium, tous les points Analysés des eaux appartiennent à la mauvaise classe. Les valeurs les plus faible sont observées au point P3et P4 avec une valeur compris entre de 80 mg/l et 76mg /l , par contre celles maximale sont enregistrées au niveau du point P5avec une concentration de l'ordre de 306 mg/l.

. Le potassium (K⁺) :

L'origine du potassium est due à l'altération météorique et érosion des minéraux comme le feldspath qui est composées de silice, d'alumine et du potasse et qui entrent pour une large part dans la constitution des roches éruptives (granits, gneiss...), il proviens peut être a cause de lessivage des sols contenant des engrais ,ou de l'invasion d'eau salée (eau de mer)

Tableau n° 9 : classification des eaux selon la teneur en Potassium.

Le potassium mg/l	Type d'eau	Points correspondants
0 > K ⁺ < 12	Bonne	P13 P6, P3, P7, P1, P4, P5, P10 et P11
K ⁺ > 12	Mauvaise	P14

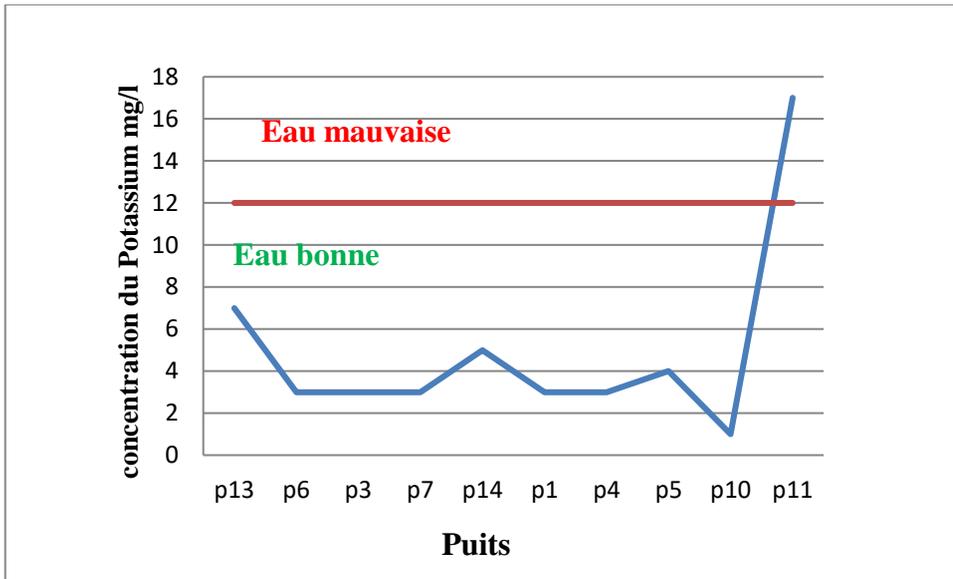


Fig. 13: Variation de la teneur en Potassium des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

D'après le Tableau n°9 et la Fig.13 montrent que la majorité des points d'eau sont de bonne qualité ou la teneur en sulfate est inférieure à 12 mg/l sauf le point P14.

.Les nitrites (NO₂):

Les fertilisants agricoles, le fumier, les rejets domestiques d'eaux usées et la décomposition d'organismes végétaux et animaux figurent parmi les sources les plus importantes de nitrites.

Compte tenu de sa très grande solubilité dans l'eau, les sels de nitrites peuvent migrer facilement dans le sol et se retrouver dans les eaux souterraines servant de sources d'approvisionnement en eau potable. Les nitrites sont responsables des risques de méthémoglobinémie aiguë qui s'observent principalement chez le nourrisson.

Tableau n° 10 : classification des eaux selon la teneur en Nitrites .

Nitrite en(mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
0 > NO ₂ < 0.1	Excellente	P13 P6, P3, P7, P1, P4, P5, P14 ;P10 et P11
0.1 > NO ₂ < 0.3	Bonne	/
0.3 > NO ₂ < 1	Passable	/
NO ₂ > 1	Mauvaise	/

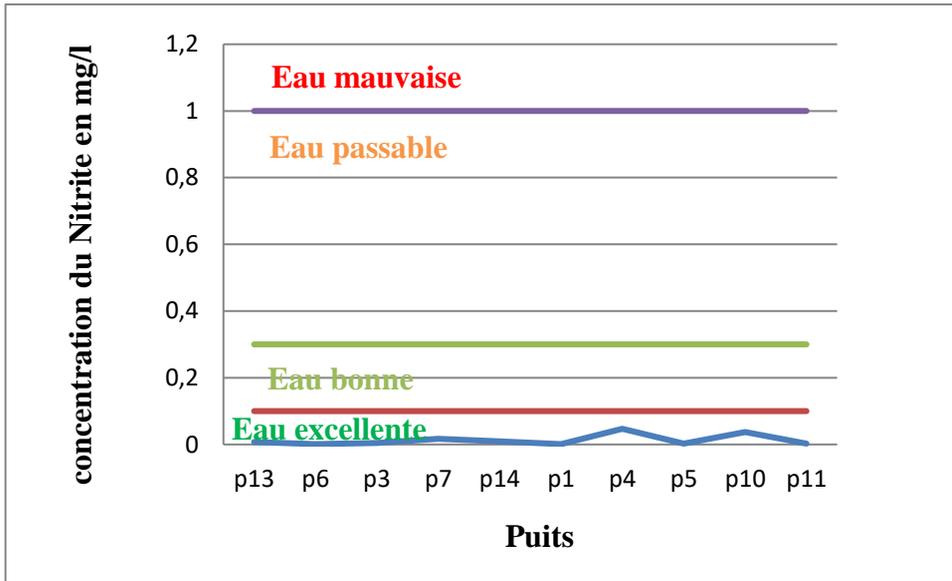


Fig. 14 : Variation de la teneur en Nitrites des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

-Les échantillons montrent des teneurs relativement faibles en nitrites mais qui ne dépassent pas la norme admise par l'OMS.

. L'ammonium (NH₄⁺) :

La présence de (NH₄⁺) dans les eaux peut s'expliquer par :

- ✓ Des rejets d'affluents domestiques et industriels.
- ✓ De la réduction naturelle des NO₂⁻.
- ✓ De la réduction naturelle des NO₃⁻, par les bactéries ou par les ions ferreux.
- ✓ De la dégradation incomplète de la matière organique.

L'ammonium (NH₄⁺) peut modifier le goût de l'eau et provoquer la prolifération des bactéries nitrifiantes.

Tableau n° 11 : classification des eaux selon la teneur en Ammonium.

L'ammonium en(mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
0 > NH ₄ ⁺ < 0.1	Excellente	P13
0.1 > NH ₄ ⁺ < 0.5	Bonne	P6; P3 ;P7;P5;P11
0.5 > NH ₄ ⁺ < 4	Passable	P14 ; P1 ;P4 ;P10
NH ₄ ⁺ > 4	Mauvaise	/

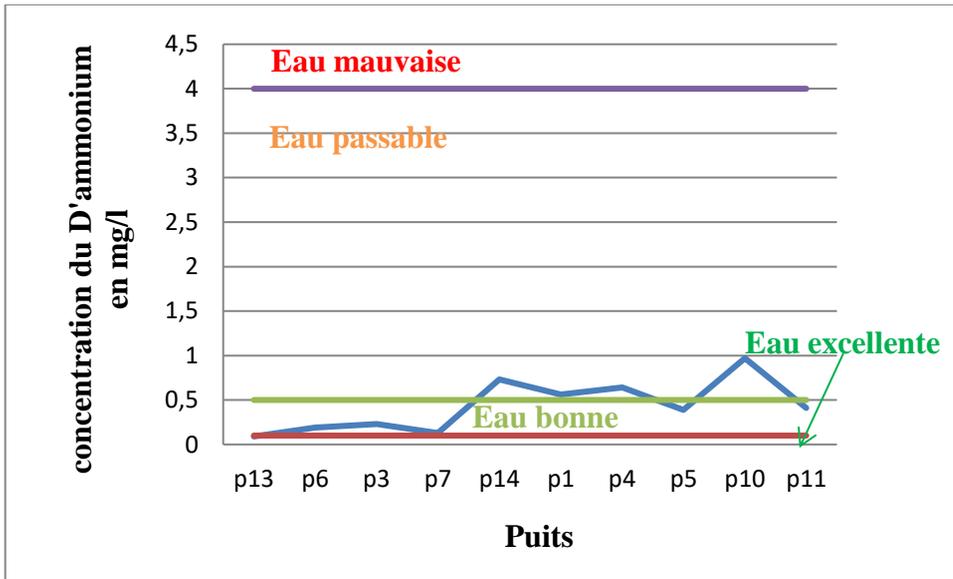


Fig. 15: Variation de la teneur en Ammonium des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

la Fig. 15 et le Tableau n°11, montrent que du point de vue Ammonium (NH_4^+), les points de prélèvement sont de qualité : excellente, bonne et passable.

. Les phosphates (PO_4^{2-}) :

Le phosphore n'est pas considéré comme problématique pour le traitement de l'eau bien que les normes aient été établies pour sa consommation. Le phosphore en excès est à l'origine de l'eutrophisation, dont la forme la plus courante est la prolifération d'algues planctoniques qui donnent une couleur verte ou brune à l'eau. Il provient essentiellement des rejets domestiques (en raison d'utilisation de lessives phosphatées) et industrielles. D'après le tableau n°12 et la figure 16 tous les points d'eau échantillonnés sont de excellente et bonne qualité.

Tableau n° 12 : classification des eaux selon la teneur en phosphates.

phosphates en(mg/l)	Type d'eau	Points correspondants
$0 > \text{PO}_4^{2-} < 0.2$	Excellente	P13 P14 ; P 1 ; P10 ; P6; P3 ; P7;P5;P11
$0.2 > \text{PO}_4^{2-} < 0.5$	Bonne	P4
$0.5 > \text{PO}_4^{2-} < 1$	Passable	/
$\text{PO}_4^{2-} > 1$	Mauvaise	/

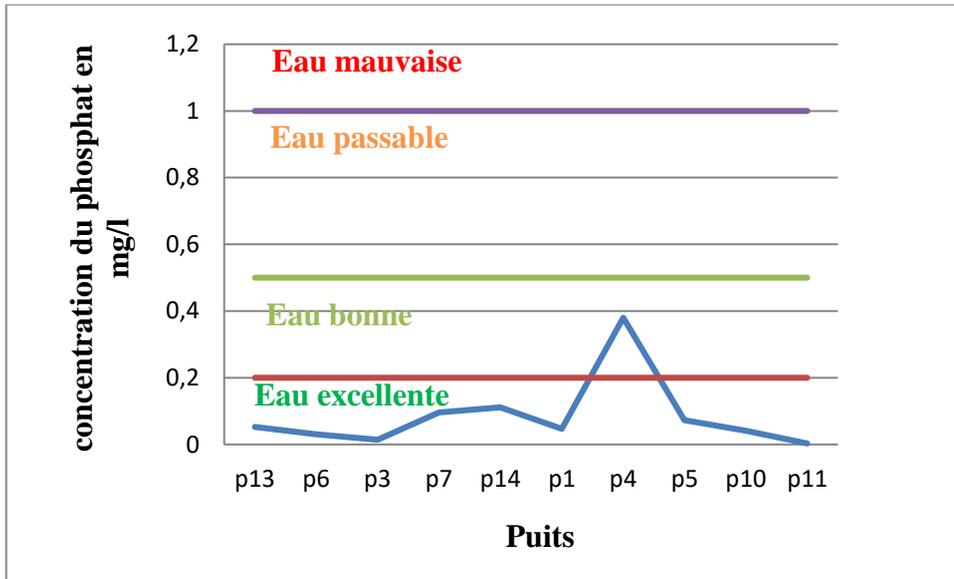


Fig. 16 : Variation de la teneur en phosphates des eaux souterraines de la plaine D'El-Hadiék en mg/l.

2.2.3. Détermination du faciès chimique:

Dans l'aquifère, il s'établit un équilibre entre la composition chimique de l'eau et celle des roches. L'eau prend une minéralisation qui demeure stable dans le temps et sert à caractériser un faciès hydrochimique. L'interprétation des analyses chimiques montre les faciès chimiques dans le Tableau n° 13 ci-dessous :

Tableau n° 13 : Répartition des faciès chimiques dans la nappe superficielle

Les puits	Formules ioniques	Faciès chimiques correspondants
P13	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Chloruré- Sodique
P6	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - Ca^{2+} > (Na^+ + K^+) > Mg^{2+}$	Chloruré- Calcique
P3	$HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Bicarbonaté-Sodique
P7	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Chloruré- Sodique
P14	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^- - Ca^{2+} > (Na^+ + K^+) > Mg^{2+}$	Chloruré- Calcique
P1	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Chloruré- Sodique
P4	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^- - (Na^+ + K^+) > Mg^{2+} > Ca^{2+}$	Chloruré- Sodique
P5	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^- - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Chloruré- Sodique
P26	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Mg^{2+} > Ca^{2+}$	Chloruré- Sodique
P11	$Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} - (Na^+ + K^+) > Ca^{2+} > Mg^{2+}$	Chloruré- Sodique

Afin de voir la fiabilité des analyses chimiques, on a vérifié les résultats obtenus en établissant la balance ionique pour chaque analyse qui n'a pas dépassé les 5%.

Les formules ioniques ont permis d'établir le faciès chimique pour chaque analyse (Tableau n° 13).

Les eaux étudiées ont été classé en trois (03) faciès chimiques, le chloruré- sodique représentant 70 %, le chloruré- calcique 20 % et le bicarbonaté-sodique 10%.

On note que le faciès chimique dominant est le chloruré-sodique.

- Concernant les chlorures, leur provenance géologique peut être due à la dissolution des chlorures de sodium des alluvions salifères rencontrés dans les formations triasiques évaporitiques (ce n'est pas notre cas).
- La deuxième possibilité, de leur provenance à savoir une origine des eaux usées Domestiques est à exclure.
- La troisième possibilité, à savoir une provenance des pompages exagérés en bordure de mer n'est pas à exclure. Pour le sodium, sa provenance est argileuse.

. Représentation graphique des analyses chimiques :

Pour une bonne visualisation des résultats, on a représenté ces derniers sur les diagrammes de Stiff, Piper et Schoeller-Berkaloff .

• **Diagramme de Stiff :**

Le diagramme de Stiff donne une interprétation claire sur les faciès chimiques cités dans le Tableau n° 13.

En plus cette représentation permet un archivage graphique des analyses chimiques. Par ailleurs on aperçoit une forte extension des ions (Cl⁻), et (Na⁺ + K⁺) dans les puits (P13, P7, P14, P1, P5).

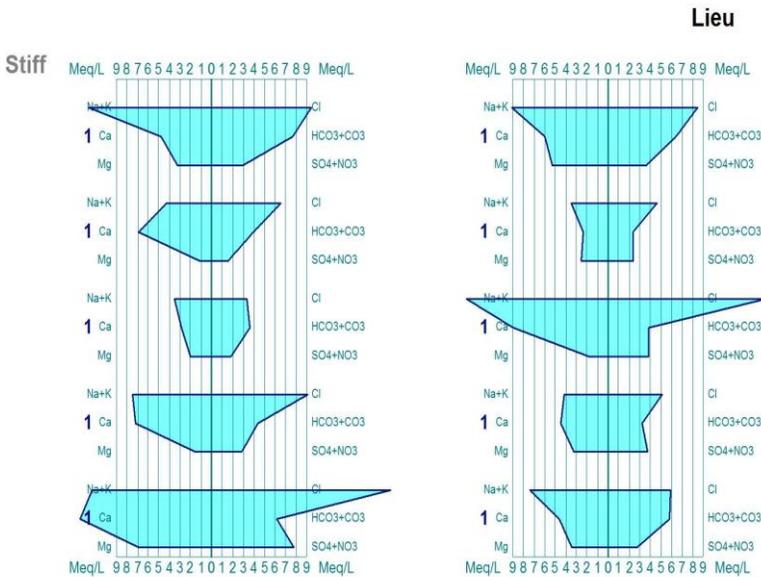


Fig. 17: Représentation graphique des faciès chimiques sur le diagramme de Stiff .

* **Diagramme de Piper :**

Pour une bonne interprétation de cette représentation, on est obligé de bien expliquer la répartition des éléments sur les deux triangles, celui des cations et celui des anions, qui expliquent le losange représentant la répartition synthétique des ions majeurs (Fig. n°30).

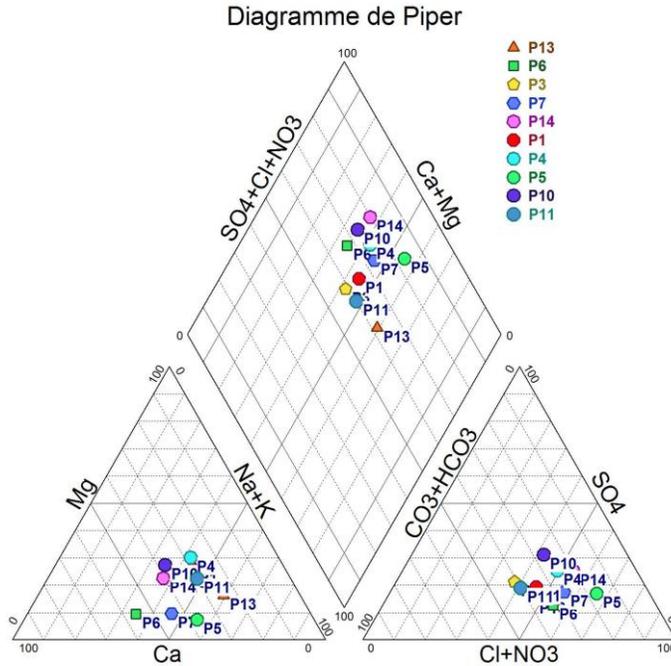


Fig. 18: Représentations graphiques des faciès chimiques sur le diagramme de Piper.

- ❖ **Triangle des cations**
- ✓ **Pôle calcique :** Teneurs apparemment moyennes ne dépassant pas les 50% sauf le point P6.
- ✓ **Pôle magnésien :** La majorité des points se concentrent entre 40% et 80%.
- ✓ **Pôle sodique :** Teneurs variant entre 30% et 60%.
- ❖ **Triangle des anions**
- ✓ **Pôle chloruré :** On constate que la teneur des chlorures varie entre 60% et 90% dans la majorité des points.
- ✓ **Pôle bicarbonaté :** tous les points se concentrent entre 10% et 40%.
- ✓ **Pôle sulfaté :** Teneurs variant entre 30% et 60%.

* **Diagramme de Schoeller-Berkaloff :**

Dans ce diagramme on reporte directement les résultats des analyses chimiques en mg/l (Fig. 19).

Tableau n° 14: Interprétation des diagrammes de Schoeller- Berkaloff

Faciès chimique	Les échantillons	Pourcentage
Chloruré-Sodique	P13,P7,P1,P4,P5,P11	70 %.
Chloruré-Calcique	P6,P14,P10	20 %.
Bicarbonaté-Sodique	P3	10 %.

D'après le diagramme de Schoeller- Berkaloff, on remarque que le faciès chimique dominant est le chloruré - sodique avec le pourcentage de 70% (Tableau n°29).

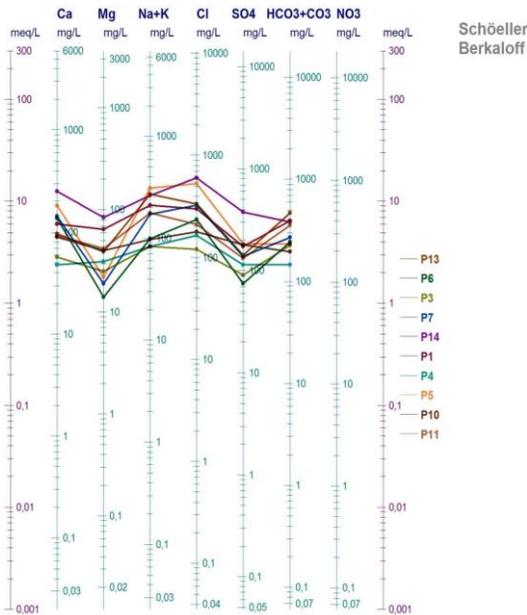


Fig. 19: Représentation graphique des faciès chimiques sur le diagramme de Schoeller –Berkaloff

2.2.4. Aptitude des eaux pour l'irrigation :

Les eaux de la région d'étude sont destinées à l'irrigation, c'est pour cela que nous sommes obligés de classer ces eaux, en utilisant le diagramme de Wilcox Le S.A.R est défini comme une mesure du pouvoir de remplacement des ions Mg^{2+} Ca^{2+} par Na^+ .

V.3.2.4.1. Principe du diagramme :

Le S.A.R (Sodium Adsorption Ration) est donné par la formule :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Où : Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimés en (méq/l).

Les valeurs de SAR sont représentées en combinaison avec la conductivité électrique de l'eau, cette dernière permet une estimation de la minéralisation des eaux, elle est exprimée en ($\mu s/cm$).

Tableau n°15: Classification des eaux par degré d'aptitude à l'irrigation par la méthode du S.A.R

Degré	Qualité	Classe	Etat d'utilisation
1	Excellente	C1-S1	Eau à utilisation sans danger pour l'irrigation pour la plupart des sols.
2	Bonne	C2-S1 C2-S2	En général, eau pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation de plantes moyennement tolérantes en sels
3	Admissible	C3-S1 C4-S2 C3-S3	En général, eau convenant à l'irrigation des cultures tolérantes en sel, sur des sols bien drainés l'évolution de la salinité doit cependant être contrôlée
4	Médiocre	C4-S1 C4-S2 C4-S3	En général, eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes en sel sur des sols bien drainés et lessivés.
5	Mauvaise	C4-S1 C4-S2 C3-S3	Eau ne convenant pas à l'irrigation mais pouvant être utilisée sous certaines conditions

Sur le diagramme de Wilcox (Fig. 20), on peut distinguer les classes des eaux étudiées pour les 10 puits, les résultats sont reportés dans le Tableau n°31 :

Tableau n°16 : Classe des qualités des eaux pour l'irrigation.

Classe	Nombre d'échantillon	puits	Qualité (type d'eau)
C1-S1	0	/	Excellente
C2-S1 C2-S2	0	/	Bonne
C3-S1 C4-S2 C3-S3	8	P13,P6,P13,P14,P1,P4,P5 ,P11	Admissible
C4-S1 C4-S2 C4-S3	2	P7,P10	Médiocre
C4-S1 C4-S2 C3-S3	0	/	Mauvaise

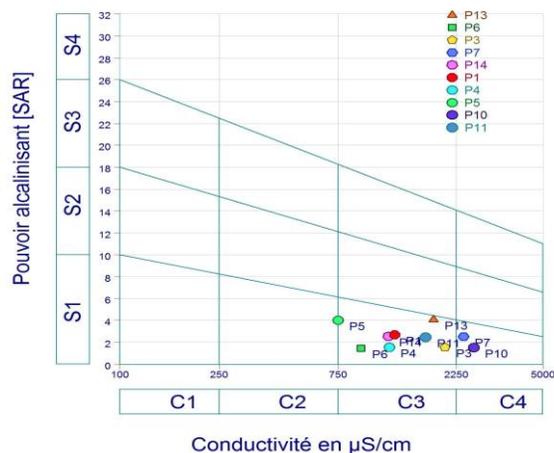


Fig. 20 : Représentation graphique de l'aptitude des eaux à l'irrigation

CONCLUSION :

L'étude hydrochimique de la plaine d'El-Hadaiek nous a permis de mettre en évidence plusieurs constatations :

- Les teneurs en chlorures montrent que la majorité des eaux étudiées sont de qualité mauvaise,
- Les eaux de la région d'étude sont très minéralisées ce qui indique qu'il y a un fort lessivage du matériau des couche superficielle argiles, sable et gravier.
- les concentrations en magnésium ,sulfates et bicarbonates sont de bonne qualité .
- les teneurs en potassium et calcium montrent que la majorité des eaux sont de bonne qualité par contre les concentrations en sodium sont de type mauvaise.
- Concernant les teneurs en nitrites, ammonium et phosphate montrent que tous les eaux prélevées sont d'excellente à bonne qualités.

- Il en ressort pour les eaux souterraines un faciès chimique dominant le chloruré-sodique avec un pourcentage de 70 %.
- Les trois représentations graphiques (Stiff,Piper et Schoeller Berkloff) effectuées sur les résultats des analyses chimiques ont données le même résultat et on pense que le diagramme de Stiff est le plus significatif, du moment qu'il permet de faire une comparaison entre les analyses et aussi permet un archivage graphique des résultats d'analyses.
- Concernant l'aptitude des eaux pour l'irrigation, les points analysés peuvent être subdivisés en deux (2) classes : la classe admissible regroupant neuf (8) puits et la classe médiocre correspondant à deux (2) puits.

En général les eaux de notre zone d'étude sont admissibles pour l'irrigation.

Références

- [1] Benrabah S *Etat actuel des ressources en eau dans la wilaya de Skikda(essai de synthèse) Bilan-gestion-perspective Mémoire de Magister Unive Annaba* (2006). p 10 .
- [2] B. Attoui. *Etat de la vulnérabilité à la pollution des eaux des grands réservoirs d'eaux souterraines de la région de Annaba –El-Tarf et identification des sites d'enfouissement de déchets* Thèse Unive Annaba (2014) p104 .
- [3] Castany G. *Hydrogéologie principes et méthodes* Masson, Paris, 115 p(1977).
- [4]B.Attoui, N.Kherci, H.Bousnoubra. State of vulnerability to pollution of the big reservoirs of groundwater in the region of annaba-b outeldja (N-E Algeria).*geographia technica*. Vol. 2 (2012)p. 1–13
- [5]B.Attoui, N.Toumi, S.Messaoudi, Benrabah S.. Degradation of water quality: the case of plain west of Annaba (northeast of Algeria). *Journal of Water and Land Development*. No. 31 (2016)p. 3–10. DOI: 10.1515/jwld-2016-0031
- [6]Attoui B., Benrabah S.T., Majour H., Zair N. 2017. Assessment of groundwater vulnerability to pollution using the Kherici's method in the Talezza plain Collo region (NE Algeria). *Journal of Water and Land Development*.No. 33 p. 23–30. DOI: 10.1515/jwld-2017-0015.
- [7]Chaoui W, Attoui B, Benhamza M , Bouchami T, Alimi L : Water quality of the plain of El-Hadjar wilaya of Annaba(Northeast Algeria).*Energy Procedia*. 74 (2015)1174 – 1181.
- [8] Hamida B: *Etude qualitative des eaux de la plaine El-Hadaiek W ;Skikda.Mémoire de Master uni Annaba*(2016) P1-60
- [9] Saboua T. *Origines de la pollution hydrique et atmosphérique dans la plaine Ouest de la région d'Annaba* Mémoire de magister.Université de'Annaba . 2010pp. 95.
- [10] Marre A. *Etude géomorphologique des vallées de l'oued Guebli et Safsaf* Tome I édition OPU 1983.

Effet de la charge hydraulique appliquée sur l'élimination de l'azote de l'eau usée domestique par un marais artificiel planté avec *Pennisetum purpureum*

Franck Michaël Zahul¹, Jean-Marie Pétémanagnan Ouattara², Élisée Napari YEO³, Lacina Coulibaly⁴

¹ Unité de Formation et de Recherche en Sciences et Gestion de l'Environnement (UFR-SGE), Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire, (00225) 07 62 63 59, zahui_franck@yahoo.fr

² Unité de Formation et de Recherche en Sciences et Gestion de l'Environnement (UFR-SGE), Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire, (00225) 58 05 09 28, jm_petemanagnan@yahoo.fr

³ Centre de Recherche en Ecologie (CRE), Université Nangui Abrogoua, 08 BP 109 Abidjan 08, Côte d'Ivoire, (00225) 58 48 16 79, yeonapari@yahoo.fr

⁴ Unité de Formation et de Recherche en Sciences et Gestion de l'Environnement (UFR-SGE), Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire, (00225) 07 49 71 53, coulacina2003@yahoo.fr

Résumé

Les marais artificiels sont de plus en plus utilisés dans le traitement des eaux usées comme technologie «verte» à faible consommation d'énergie, en raison du coût croissant des combustibles fossiles et de la préoccupation suscitée par le changement climatique. En vue de protéger les milieux récepteurs de l'eutrophisation, l'élimination de la pollution azotée des eaux usées reste très importante dans les marais artificiel. Toutefois, la charge hydraulique appliquée peut influencer cette élimination de l'azote dans les marais. L'objectif de cette étude était d'examiner l'influence de la charge hydraulique appliquée sur l'élimination des formes azotées (NTK, NH_4^+ , NO_x) des eaux usées domestiques, et d'appréhender les voies d'élimination de l'azote dans un marais artificiel à écoulement vertical planté avec *Pennisetum purpureum*. Pour ce faire, pendant six (6) mois, quatre (4) charges hydrauliques croissantes d'eau usée synthétique domestique ($2,95 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$, $3,55 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$, $4,14 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$ et $4,73 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$) ont été employées pour examiner leurs effets sur le fonctionnement (croissance des plantes ; hydraulique des réacteurs ; performance épuratoire) du marais artificiel. Les résultats obtenus montrent que les charges hydrauliques employées influencent significativement le fonctionnement du marais artificiel. Relativement à la croissance des plantes, la taille des plantes et la biomasse végétale produite augmentaient avec la charge hydraulique lorsque celle-ci passait de $2,95 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$ à $3,55 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$, et diminuaient de $3,55 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$ à $4,73 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$. Quant à l'hydraulique des réacteurs et à la performance d'élimination des polluants, elles diminuaient avec l'augmentation de la charge hydraulique appliquée. Les performances les plus élevées (NTK = 75,6 %, NH_4^+ = 76 % et NO_3^- = 50,4 %) étaient obtenues avec la charge hydraulique de $2,95 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$. Cependant, jusqu'à $3,55 \text{ cm}\cdot\text{j}^{-1}$, les filtrats rejetés contenaient des concentrations de NO_3^- inférieures à celles de l'eau brute. En revanche, au-delà de cette charge hydraulique, les filtrats étaient plus enrichis en NO_3^- comparativement à l'eau brute. Le bilan de masse de l'azote (NTK) dans les réacteurs du marais a montré que 8,5 à 20,7 % étaient piégés dans le substrat, 26,1 à 53,6 % étaient dégradés et/ou transformés dans le marais, 6,4 à 13,4 % étaient assimilés par les plantes et 24,5 à 46,8 % étaient rejetés dans les filtrats. Les proportions de NTK rejetées et piégées augmentaient avec la charge hydraulique appliquée tandis que celles assimilées et dégradées et/ou transformées diminuaient lorsque la charge hydraulique appliquée augmentait.

Mots clés : Eau usée domestique, charge hydraulique, traitement, marais artificiel, Côte d'Ivoire.

I. INTRODUCTION

Les marais artificiels sont des complexes aménagés de substrats et de végétaux abritant une vie animale dans lesquels les conditions physiques, chimiques et biologiques optimales des zones humides naturelles sont maintenues pour épurer les eaux usées [1]. Cette technologie est apparue en Europe de l'Ouest à partir des travaux de Seidel dans les années 1950-1960, et de Kickuth à la fin des années soixante-dix (1970) [2]. Elle est de plus en plus utilisée dans le traitement des eaux usées comme technologie «verte» à faible consommation d'énergie, en raison du coût croissant des combustibles fossiles et de la préoccupation suscitée par le changement climatique. En effet, les marais artificiels sont écologiques, fiables et leur exploitation ne requiert pas d'agents spécialisés. Aussi, ils fournissent des résultats hautement satisfaisants [3], comparativement aux stations classiques (boue activée, etc.) d'épuration des eaux usées, qui n'éliminent que très partiellement les nutriments contenus dans les eaux usées [4]. Pourtant, il est bien connu que les éléments nutritifs limitent la production primaire dans les écosystèmes aquatiques avec une prolifération d'algues et un appauvrissement du milieu en oxygène [5]. Toutefois, les marais artificiels sont des écosystèmes complexes. Leur utilisation nécessite la maîtrise de plusieurs disciplines notamment, l'hydraulique, la chimie et la physiologie végétale pour appréhender les mécanismes et équilibres qui les gouvernent [3]. Plusieurs auteurs recommandent les marais artificiels à drainage vertical, l'une des composantes qui permet de réduire les risques environnementaux tels que le dégagement d'odeurs et de méthane, et la prolifération de moustiques, reprochés aux marais à écoulement horizontal ou subsurface [6 ; 7]. En outre, les espèces de plantes pouvant résister aux conditions de fonctionnement des marais artificiels (longue période submergée du filtre, périodes sèches, taux élevés de matières organiques), et présentant une biomasse abondante et une croissance rapide sont suggérées [8].

En Côte d'Ivoire, le développement des marais artificiels pour le traitement des eaux usées reste encore à l'échelle expérimentale, à l'instar de la plupart des pays en voie de développement. Toutefois, la quasi-totalité des stations de traitement des eaux usées, qui y ont été réalisées par les bailleurs de fond ou la coopération nord-sud dans leur politique d'aide au développement, dysfonctionnent ou sont à l'abandon à cause de leur complexité et de leurs coûts d'exploitation et d'entretien onéreux [9]. Dès lors, cette situation accroît les rejets d'eaux usées partiellement ou non traitées dans la nature, dont les corollaires sont l'eutrophisation des plans d'eau, la disparition de la biodiversité, notamment dans les districts d'Abidjan et de Yamoussoukro [10 ; 11]. Les études relatives aux marais artificiels sont celles de Coulibaly et al. [12 ; 13], de Ouattara [14] et de Zahui et al. [15], et ont expérimenté des plantes à intérêts économiques dont la valorisation des biomasses donnerait une valeur ajoutée auxdits marais. Selon ces auteurs, la vente des biomasses végétales produites pourrait générer des revenus susceptibles de couvrir les frais de maintenance des ouvrages et garantir leur bon fonctionnement à long terme. Globalement, deux types de plantes ont été expérimentées notamment, les plantes alimentaires [12 ; 13] et les plantes fourragères [14 ; 15]. Si Coulibaly et al. [12 ; 13] et Ouattara [14] ont obtenus des résultats globalement satisfaisants, l'étude d'opinion auprès d'un échantillon de la population a montré un refus de la consommation des plantes alimentaires à cause de leur origine de production. Concernant la plante fourragère (*Panicum maximum*), son enrichissement des filtrats du marais en azote était très marqué. C'est fort de ces constats que Zahui et al. [15] ont expérimenté une large gamme de plantes fourragères (*Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Echinochloa pyramidalis*, *Pennisetum purpureum* et *Tripsacum laxum*) afin de proposer un éventail important d'espèces végétales pour le développement des marais artificiels. Parmi ces dernières, *P. purpureum* s'est avéré la meilleure pour avoir fourni la plus grande biomasse végétale et, permis d'obtenir des rendements épuratoires élevés. Cependant, contrairement au système classique de traitement des eaux usées, le procédé de marais artificiel nécessite de grandes surfaces pour son implémentation en grandeur nature [16]. Par conséquent, l'épuration de grands volumes d'eaux usées pourrait compenser cet inconvénient des marais artificiels. L'objectif de cette étude était d'optimiser le volume d'eau usée traitée dans le marais artificiel à drainage vertical planté avec *P. purpureum* pour l'élimination des formes azotées (NTK, NH_4^+ , NO_x) des eaux usées domestiques et d'appréhender les voies d'élimination de l'azote dans ledit marais. Il s'agit d'étudier l'effet de quatre charges hydrauliques croissantes d'eau usée domestique ($2,95 \text{ cm.j}^{-1}$, $3,55 \text{ cm.j}^{-1}$, $4,14 \text{ cm.j}^{-1}$ et $4,73 \text{ cm.j}^{-1}$) sur le fonctionnement (croissance des plantes ; hydraulique des réacteurs ; performance épuratoire) du marais artificiel, et le bilan du NTK dans les réacteurs.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Description du pilote expérimental

L'étude a été réalisée sur un pilote expérimental conçu selon Coulibaly et al. [12 ; 13] (Fig. 1), situé à l'Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire). Il est composé de réacteurs, d'un dispositif d'alimentation de ces réacteurs en eau brute et d'un dispositif de collecte de l'eau traitée.

Les réacteurs sont bacs rectangulaires (longueur = 1,45 m, largeur = 1,00 m, profondeur = 0,8 m) confectionnés en briques de ciment, remplis du bas vers le haut, d'une couche de 0,1 m de gravier (5/15 mm) et de 0,6 m de sable blanc de lagune (diamètre moyen du sable = 572 μm , coefficient d'uniformité = 0,4, porosité = 37,5%). Les couches de sable et de gravier sont séparées par un géotextile.

Le dispositif d'alimentation est composé de vannes et de conduites en PVC, d'un cubitainer (1 000 L) contenant l'eau brute, et d'un dispositif d'irrigation en PVC. Chaque bac avait une pente de 1% orientée vers l'aval pour faciliter le drainage de l'eau.

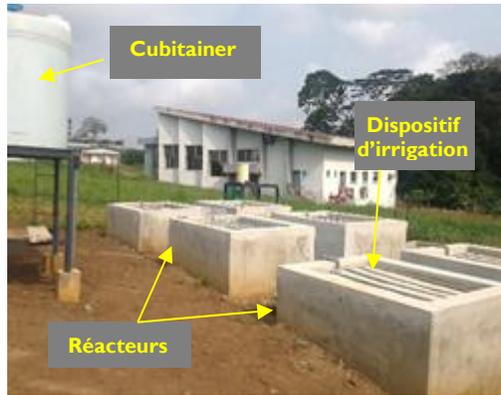


Figure 1- Vue d'ensemble du pilote expérimental

2.2. Charges hydrauliques appliquées

Le choix des charges hydrauliques appliquées ont été déterminées à partir des travaux de Zahui et al. [15]. Cela a consisté à augmenter le volume d'eau usée d'alimentation des réacteurs de 20 L à partir de 80 L d'eau usée ($2,34 \text{ cm.j}^{-1}$) appliquées par ces auteurs jusqu'à le doubler. Ainsi, les volumes de 100 L, 120 L, 140 L, et 160 L correspondant respectivement aux charges hydrauliques de $2,95 \text{ cm.j}^{-1}$; $3,55 \text{ cm.j}^{-1}$; $4,14 \text{ cm.j}^{-1}$ et $4,73 \text{ cm.j}^{-1}$ d'eau usée synthétique ont été appliquées à chaque alimentation.

2.3. Eau usée synthétique

L'eau domestique utilisée est une eau usée synthétique obtenue par ajout à l'eau de robinet, des principaux sels dissous et oligo-éléments (sodium (Na), azote (N), potassium (K), phosphore (P), calcium (Ca), magnésium (Mg), soufre (S), fer (Fe), et manganèse (Mn)) retrouvés dans une eau usée domestique réelle. Cette composition s'est faite de sorte à se rapprocher de la composition des eaux usées domestiques des pays en voie de développement [17]. Aussi, la composition de l'eau synthétique (Tableau 1) a été inspirée des travaux de Rodgers et al. [18] et Healy et al. [19]. Cependant, des modifications ont été apportées en vue d'obtenir les concentrations d'azote, de phosphore et de carbone souhaitées.

Tableau 1- Composition de l'eau usée synthétique utilisée (DCO = 628 mg/L, DBO5 = 380 mg/L, NTK = 45 mg/L, MES = 300 mg/L, PT = 12 mg/L, pH = 6,7- 8,00).

Composés chimiques	Concentration (mg/L)	Composés chimiques	Concentration (mg/L)
Glucose	200	NaHCO ₃	200
Amidon	200	MgSO ₄ ; 7H ₂ O	50
Levure	40	FeSO ₄ ; 7H ₂ O	2
Lait en poudre	12	MnSO ₄ ; H ₂ O	2
Urée	30	CaCl ₂ ; 6H ₂ O	3
NH ₄ Cl	70	Bentonite	60
KH ₂ PO ₄	80		

2.4. Réalisation de l'essai de traitement de l'eau usée

L'essai de traitement a été effectué pendant six (6) mois, soit trois (3) cycles de deux (2) mois de croissance de *P. purpureum* en utilisant huit (8) réacteurs plantés chacun de jeunes tiges de la plante. Chaque réacteur a été planté à la densité de 9 pieds/m² avec un espacement de 40 cm x 40 cm. Les jeunes tiges des plantes ont été prélevées dans des pépinières établies à cet effet à proximité du pilote expérimental et, coupées à 20 cm avant d'être repiquées sur les réacteurs.

Après un mois d'acclimatation des plantes, les volumes de 100 L, 120 L, 140 L, et 160 L correspondant aux charges hydrauliques respectives de 2,95 cm.j⁻¹, 3,55 cm.j⁻¹, 4,14 cm.j⁻¹ et 4,73 cm.j⁻¹ d'eau usée synthétique ont été appliquées sur les réacteurs pris deux à deux, et ce, trois (3) fois par semaine (lundi, mercredi et vendredi), entre 08 h et 09 h. Avant chaque application, le cubitainer est nettoyé pour le débarrasser des sels et des matières organiques éventuels qui se déposeraient au fond pour éviter que l'eau brute ne subisse de modifications de ses caractéristiques physico-chimiques. Durant l'essai de traitement, des échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène de 1 L, une fois par semaine, à l'entrée (eau brute) et à la sortie (eau traitée) de chaque réacteur. Les échantillons prélevés ont été conservés à 4°C avant les analyses au laboratoire dans les 24 h. Au total, 24 échantillons ont été prélevés dans chaque réacteur pendant la durée de l'expérience. La croissance des plantes a été déterminée à partir de la taille et la biomasse aérienne développées à la fin de chacun des trois (3) cycles de deux (2) mois de croissance selon Ouattara et al. [20].

2.5. Analyses des échantillons et calcul des rendements épuratoires

Sur chaque échantillon d'eau prélevée, le pH, l'oxygène dissous (OD), l'azote total Kjeldahl (NTK), l'ammonium (NH₄⁺), le nitrite (NO₂⁻) et le nitrate (NO₃⁻) ont été effectuées selon les méthodes standards de ISO (International Standardization Organization). Le pH et l'OD ont respectivement été mesurés selon l'ISO 10523 [21] et l'ISO 5814 [22]. Les composés azotés ont été déterminés par l'ISO 5663 [23] pour le NTK, l'ISO 7150/1 [24] pour le NH₄⁺, l'ISO 7890/3 [25] pour le NO₃⁻ et par l'ISO 6777 [26] pour le NO₂⁻, au Laboratoire National d'Essais de Qualité de Métrologie et d'Analyses (LANEMA) d'Abidjan, Côte d'Ivoire.

Les rendements épuratoires considérés dans le cadre de cette étude sont les rendements absolus ou réels. Ils ont été calculés selon l'équation 1, à partir des charges polluantes de l'eau usée brute à l'entrée et de l'eau traitée à la sortie du marais artificiel.

$$RE (\%) = \frac{C_i V_i - C_e V_e}{C_i V_i} \times 100 \quad (1)$$

Avec :

RE (%) = rendement épuratoire

C_i = Concentration initiale (mg/L) ; V_i = Volume d'eau usée apportée (L)

C_e = Concentration du filtrat (mg/L) ; V_e = Volume d'eau restitué à la sortie du réacteur (L)

2.6. Hydraulique des réacteurs

Le suivi de l'hydraulique des réacteurs a consisté à déterminer le débit d'infiltration de d'eau au niveau de chaque réacteur selon Ouattara et al. [21] par l'équation 2.

$$Q = \frac{V_a}{T} \quad (2)$$

Avec :

Q = Débit d'infiltration (mL/min) ;

V_a = Volume d'eau usée appliquée (mL) ;

T = Temps d'infiltration de la lame d'eau (min), correspondant au temps que met la lame d'eau apportée pour s'écouler et disparaître de la surface du réacteur.

2.7. Echantillonnage et analyse des végétaux et du substrat des réacteurs du marais

L'échantillonnage du substrat a été réalisé à la fin de l'essai de traitement et a consisté à faire un carottage à l'aide de tuyau PVC (Φ = 40 mm). Pour mieux appréhender les mécanismes de transformation du NTK dans les réacteurs, six (6) couches du substrat (sable) ont été considérées suivant le profil vertical des réacteurs. Il s'agit des couches [0; 10 cm], [10; 20 cm], [20; 30 cm], [30; 40 cm], [40; 50 cm] et [50; 60 cm]. Cinq (5) échantillons de substrat ont été prélevés dans chacune des couches considérées : un échantillon à chaque angle (4) et un (1) autre au centre. Les échantillons prélevés ont été conservés dans des bocaux à la température de 2°C pendant 24 h jusqu'à l'analyse du NTK.

Concernant les végétaux, leur échantillonnage s'est déroulé à la fin des trois (3) cycles des deux mois de croissance des plantes au cours de l'essai de traitement. Pour chaque réacteur, un échantillon composite issu de la récolte de la biomasse aérienne de la plante dans les quatre (4) angles et un (1) au centre du réacteur a été constitué. Les échantillons obtenus ont été conservés dans des sachets plastiques, séchés puis broyés pour l'analyse du NTK.

L'analyse du NTK a été effectuée par la méthode standard NF ISO 11261 [27] après une minéralisation des échantillons de substrat et de végétaux à l'acide sulfurique concentré et une distillation.

2.8. Bilan de masse de l'azote (NTK) dans le marais artificiel

Le bilan de masse de NTK a été établi dans les différents réacteurs à la fin de l'essai de traitement selon la méthode de Wu et al. [28] par l'équation 3.

$$NTK_{(Eau\ brute)} = NTK_{(Substrat)} + NTK_{(Végétaux)} + NTK_{(Dégradée)} + NTK_{(Filtrat)} \quad (3)$$

Avec :

$NTK_{(Eau\ brute)}$ = Masse de NTK contenue dans de l'eau brute ($g.m^{-2}$) ;

$NTK_{(Substrat)}$ = Masse de NTK piégée dans le substrat ($g.m^{-2}$) ;

$NTK_{(Végétaux)}$ = Masse de NTK assimilée dans la biomasse aérienne de la plante ($g.m^{-2}$) ;

$NTK_{(Dégradée)}$ = Masse de NTK dégradée et/ou transformée dans le substrat ($g.m^{-2}$) et

$NTK_{(Filtrat)}$ = Masse de NTK contenue dans le filtrat du réacteur ($g.m^{-2}$).

2.8.1. Calcul de la masse de NTK contenue dans de l'eau brute ($NTK_{(Eau\ brute)}$)

La masse de NTK contenue dans l'eau brute a été calculée à partir de la relation (4) :

$$NTK_{(Eau\ brute)} = \frac{C_i \times V_i}{S} \quad (4)$$

Avec :

C_i = Concentration moyenne NTK dans l'effluent ($g.L^{-1}$) ;

V_i = Volume d'eau total de l'eau brute appliquée sur le réacteur (L) et

S = Surface du réacteur (m^2).

2.8.2. Calcul de la masse NTK piégée dans le substrat ($NTK_{(Filtrat)}$)

La masse de NTK contenue dans le filtrat a été calculée à partir de la relation (5) :

$$NTK_{(Filtrat)} = \frac{C_f \times V_f}{S} \quad (5)$$

Avec :

C_f = Concentration moyenne du NTK dans le filtrat du réacteur ($g.L^{-1}$) ;

V_f = Volume d'eau total de l'eau recueillie à la sortie du réacteur (L) et

S = Surface du réacteur (m^2).

2.8.3. Calcul de la masse de NTK contenue dans le filtrat du réacteur ($M_n_{(Substrat)}$)

La masse de NTK assimilée par les végétaux a été déterminée suivant la relation (7) à partir de la concentration de NTK obtenue après analyse de la biomasse aérienne.

$$NTK_{(Végétaux)} = \frac{\sum_{n=1}^3 (CBIO_n \times MBIO_n)}{S} \quad (7)$$

Avec :

$CBIO$ = Concentration de NTK analysée dans la biomasse aérienne (g/Kg) ;

$MBIO$ = Masse de la biomasse aérienne sèche (Kg) ;

n = période de fauchage et

S = Surface du réacteur (m^2).

2.8.4. Calcul de la masse de NTK dégradée et ou transformée dans le substrat ($NTK_{(Dégradée)}$)

La masse de NTK dégradée et ou transformée dans le substrat du réacteur ont été calculées selon Wu et al. [29] par la relation (8) :

$$NTK_{(Dégradée)} = NTK_{(Eau\ brute)} - (NTK_{(Végétaux)} + NTK_{(Substrat)} + NTK_{(Filtrat)}) \quad (8)$$

2.9. Analyse statistique

Les tests statistiques utilisés pour l'analyse des données comprennent les tests de Kruskal-Wallis, de Mann Whitney ANOVA et le test T de Wilcoxon après vérification de la normalité par le test de Shapiro-Wilk. Ces tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R studio 3.3.2. Le seuil de significativité de ces tests est fixé à $p < 0,05$.

Le comportement hydraulique des réacteurs a été appréhendé par des droites de régression linéaire des débits d'infiltration instantanée de l'eau usée dans les réacteurs. Le coefficient directeur ou pente de ces droites de régression traduit une infiltration progressive de l'eau dans le massif filtrant des réacteurs. La pente négative explique la diminution du débit

d'infiltration instantanée au fil des applications de l'eau sur les réacteurs. En revanche la pente positive fait état d'une augmentation du débit d'infiltration de l'eau dans les réacteurs.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Croissance des plantes

La figure 2 présente la croissance de *Pennisetum purpureum* durant les trois (3) périodes de croissance des plantes de l'essai de traitement de l'eau usée. On remarque que la taille des plantes (Fig. 2A) diminue avec le nombre de fauchage quel que soit la charge appliquée. Ces résultats, en accord avec ceux de Ouattara et al. [20] et Zahui et al. [15], s'expliqueraient par la physiologie de la plupart des poaceae ou graminées dont la croissance après fauchage serait plus horizontale que vertical avec la pousse de plusieurs talles. Les hauteurs atteintes sont respectivement de 219,8, 203,9 et 181,9 cm pour le marais alimenté avec 2,95 cm.j⁻¹. Ensuite pour le marais alimenté avec 3,55 cm.j⁻¹, les hauteurs étaient de 226,7, 211 et 188,2 cm. Les tailles des plantes étaient de 233,8, 188,1 et 161,5 cm pour le marais alimenté avec 4,14 cm.j⁻¹. Enfin, pour les trois (3) périodes de repousse-fauchage, les plantes ont atteint 240, 177,3 et 153 cm pour le marais alimenté avec 4,73 cm.j⁻¹.

S'agissant des biomasses végétales produites (Fig. 2B), elles augmentent du premier au troisième fauchage pour les réacteurs alimentés avec 2,95 cm.j⁻¹ (R1) et 3,55 cm.j⁻¹ (R2). En revanche, elles diminuent dans les réacteurs R3 et R4 alimentés respectivement avec 4,14 cm.j⁻¹ et 4,73 cm.j⁻¹. En effet, les biomasses récoltées augmentaient de 147,7 à 162,3 t.ha⁻¹ (R1) et de 153,5 à 171,6 t.ha⁻¹ (R2). Par contre, avec les charges hydrauliques de 4,14 cm.j⁻¹ et 4,73 cm.j⁻¹, les biomasses diminuaient respectivement de 161,9 à 136,9 t.ha⁻¹ et de 167,4 à 127 t.ha⁻¹. Au-delà de 3,55 cm.j⁻¹ d'eau usée appliquée, les volumes d'eau employés seraient en excès et entraîneraient une surcharge (asphyxie) du substrat des réacteurs, ce qui expliquerait la diminution de la biomasse des plantes au fil des fauchages.

Toutefois, la taille et la biomasse moyennes des plantes pendant les trois (3) périodes de repousse-fauchage dans les marais augmentent avec la charge hydraulique appliquée jusqu'à 3,55 cm.j⁻¹. A partir de cette charge, la taille et la biomasse moyennes des plantes diminuent avec l'augmentation de la charge hydraulique. Ainsi, l'on a obtenu des tailles moyennes de 201,9 ± 19 cm et 208,6 ± 19,4 cm avec les charges hydrauliques appliquées de 2,95 cm.j⁻¹ et 3,55 cm.j⁻¹, et de 194,5 ± 36,6 cm et 190,1 ± 44,9 cm avec respectivement 4,14 cm.j⁻¹ et 4,73 cm.j⁻¹. Quant à la biomasse végétale, les moyennes obtenues étaient de 154,7 ± 7,3, 161,6 ± 9,2, 150,9 ± 12,8, et 149,1 ± 20,5 t.ha⁻¹, respectivement dans les réacteurs alimentés avec 2,95 cm.j⁻¹, 3,55 cm.j⁻¹, 4,14 cm.j⁻¹ et 4,73 cm.j⁻¹. Cependant, ces biomasses végétales obtenues sur l'ensemble des réacteurs sont comparables à celles de Zahui et al. [15], vraisemblablement en raison de la composition de l'eau usée employée (richesse en azote, phosphore, matière organique, etc.). En effet, *Pennisetum purpureum* utilisée serait dotée d'une grande capacité de consommation d'eau et d'absorption d'azote et de phosphore [29].

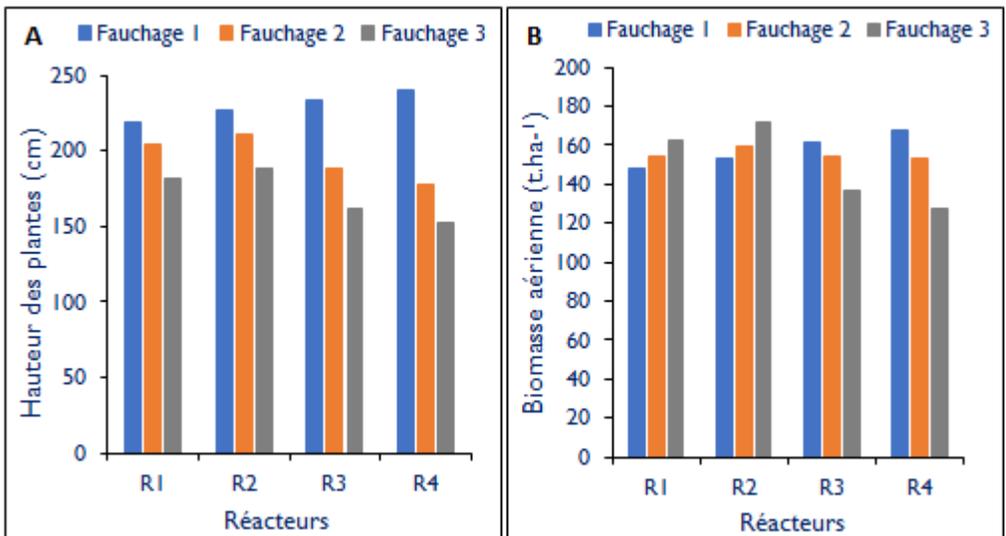


Figure 2- Croissance des plantes de *P. purpureum* durant les trois (3) cycles de croissance ; A= Hauteur maximale atteinte par les plantes ; B = Biomasse aérienne produite ; R1 = Réacteur alimenté avec 2,95 cm.j⁻¹ ; R2 = Réacteur alimenté avec 3,55 cm.j⁻¹ ; R3 = Réacteur alimenté avec 4,14 cm.j⁻¹ ; R4 = Réacteur alimenté avec 4,73 cm.j⁻¹.

3.2. Hydraulique des réacteurs

Les nuages des points du débit d'infiltration instantané de l'eau usée enregistrés dans les différents marais artificiels montrent que les pentes des droites de régression établies sur ces derniers sont négatives dans tous les marais (Figure 3). Ceci montre une baisse du débit d'infiltration de l'eau usée dans les marais au cours de l'essai de traitement, vraisemblablement due à la réduction de l'espace poral du substrat par les particules solubles et/ou en suspension contenues dans l'eau usée. En effet, lors du passage de l'eau dans le marais artificiel, les composantes du marais, tels que le sable et les racines des plantes, agissent généralement en tant que filtres, piégeant les particules en suspension [30 ; 31]. Ainsi l'application continue de l'eau usée dans le réacteur réduirait avec le temps, l'espace poral du substrat du marais, due à un entraînement de plus de particules en suspensions dans le réacteur. En comparant les pentes d'un réacteur à l'autre, l'on constate que celle du réacteur alimenté avec $2,95 \text{ cm.j}^{-1}$ (-0,52) est plus élevée, et est suivie des pentes des réacteurs alimentés avec $3,55 \text{ cm.j}^{-1}$ (-0,74), $4,14 \text{ cm.j}^{-1}$ (-0,83) et $4,73 \text{ cm.j}^{-1}$ (-1,12). Ainsi, plus la charge hydraulique augmentait, d'un réacteur à l'autre, plus le débit d'infiltration de l'eau diminuait. Le test d'ANOVA révélait une différence significative entre les débits d'infiltrations de l'eau d'un réacteur à l'autre ($p < 0,05$). Selon Molle *et al.* [30] et Prochaska *et al.* [32], l'élévation de la charge hydraulique entraîne un excès des particules solubles et/ou en suspension dans le substrat des réacteurs ; Ce qui anticiperait le colmatage de la surface des réacteurs, réduisant l'infiltration de l'eau [14].

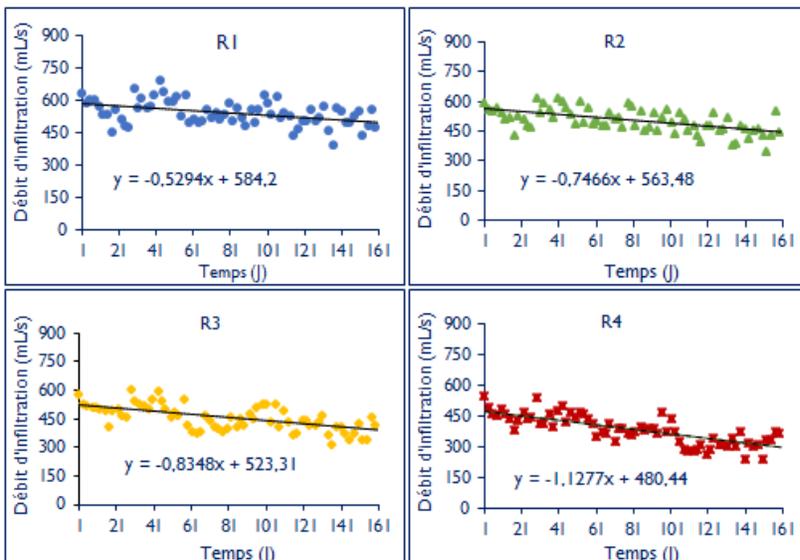


Figure 3- Nuages des points du débit d'infiltration instantané de l'eau usée enregistrés dans les différents marais artificiels et les droites de régression associées ; R1 = Réacteur alimenté avec $2,95 \text{ cm.j}^{-1}$; R2 = Réacteur alimenté avec $3,55 \text{ cm.j}^{-1}$; R3 = Réacteur alimenté avec $4,14 \text{ cm.j}^{-1}$; R4 = Réacteur alimenté avec $4,73 \text{ cm.j}^{-1}$.

3.3. Performance épuratoire

Le suivi de la performance épuratoire des marais (Tableau 2) a montré une élévation significative du pH et de la concentration de l'oxygène dissous (OD) de l'eau brute dans les filtrats des réacteurs quelle que soit la charge hydraulique considérée (test de Mann Whitney, $P < 0,05$). L'élévation du pH dans le filtrat des réacteurs serait consécutive à la biodégradation de la matière organique et/ou au métabolisme de l'assimilation des nutriments de la plante [33]. Toutefois, les valeurs de pH enregistrées entre 6,83 et 7,02 dans les filtrats, pour 6,76 dans l'eau brute, restent favorables aux processus biologiques et respectent les normes de rejets ($6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$) des eaux usées en Côte d'Ivoire [34].

Quant à l'OD, son élévation dans les filtrats résulterait de l'aération de l'eau brute au cours de son application sur les réacteurs du marais à écoulement vertical employé et du rejet l'oxygène à l'apex des racinelles des plantes [35]. La diminution de la concentration dans les filtrats lorsque la charge hydraulique augmentait proviendrait de l'entraînement d'importantes quantités de particules organiques dans le substrat des marais, dû à l'élévation de la charge hydraulique [32]. Des quantités élevées de particules organiques entraveraient, la recharge en oxygène des marais au cours des phases de repos [30]. Ce résultat est en accord avec celui de Ávila *et al.* [36] qui l'attribuent au même phénomène.

L'élimination des polluants azotés notamment le NTK et le NH_4^+ était élevée dans les différents marais avec une diminution des performances des réacteurs lorsque la charge hydraulique augmentait (Tableau 2). On enregistrait entre

53,3 et 75,6 % pour le NTK pour des concentrations allant de 13,7 à 21,8 mg/L dans les filtrats contre 43,5 mg/l dans l'eau brute, et entre 56,7 et 76 % pour le NH_4^+ avec 31,5 mg/L (eau brute) et entre 10 et 14,8 mg/L (filtrats). Cette élimination résulterait de la prédominance des conditions aérobies dans les marais à écoulement vertical employés [37] et la contribution de *P. purpureum* [29]. En effet, l'alimentation des marais à écoulement vertical se faisant de façon intermittente ; cela favorise une recharge en oxygène des massifs filtrants [37] qui accroîtrait l'activité des organismes aérobies responsables de la biodégradation du NTK et NH_4^+ [38]. Par ailleurs, les abondantes biomasses aériennes de *P. purpureum* obtenues seraient la conséquence d'une importante assimilation de NH_4^+ et de grandes surfaces d'ancrage à disposition des organismes aérobies à travers les racines des plantes. Quant à la diminution de la performance d'élimination du NTK et NH_4^+ dans réacteurs avec l'augmentation de la charge hydraulique, elle s'expliquerait par la limitation du transfert d'oxygène, due à l'apport important de polluants. Selon Prochaska *et al.* [32], cette situation réduit l'activité des organismes. Quelle que soit la charge hydraulique considérée, les concentrations de NTK enregistrées dans les filtrats sont inférieures aux valeurs limites (50 mg/L) admises dans la réglementation des rejets d'eau usée en Côte d'Ivoire [34].

Tout comme le NTK et le NH_4^+ , les concentrations du nitrite (NO_2^-) enregistrées dans le filtrat des réacteurs (0,17-0,49 mg/L) étaient inférieures à celle de l'eau brute (0,86 mg/L) quelle que soit la charge hydraulique appliquée. Ceci, probablement, en raison de la prédominance des conditions aérobies dans les marais à écoulement vertical utilisés [32]. Quant au NO_3^- , l'on obtenait moins de rejet dans les filtrats des marais jusqu'à 3,55 cm.j^{-1} appliqués. Ainsi, des rendements positifs d'élimination de NO_3^- de 54,4 % et 39,3 % n'étaient enregistrés que dans les réacteurs alimentés avec 2,95 cm.j^{-1} et 3,55 cm.j^{-1} , respectivement. Selon Saeed et Sun [39] et Wu *et al.* [40], l'augmentation de la charge hydraulique limite les mécanismes de dégradation du NO_3^- en raison de la réduction du HRT de l'eau dans le marais. Par conséquent, au-delà de 3,55 cm.j^{-1} appliqués, la communauté microbienne dénitrifiante établie dans le substrat des marais ne disposerait pas de temps de contact nécessaire pour dégrader le NO_3^- . De plus, les productions moins importantes de biomasses végétales dans les réacteurs, au-delà de 3,55 cm.j^{-1} appliqués témoigneraient d'un faible prélèvement de NO_3^- par les plantes et de l'existence de condition écologique moins favorables. Les résultats de la présente étude corroborent ceux de Prochaska *et al.* [32] et Kengne *et al.* [41]. En revanche, ils sont en désaccord avec les travaux de Sirianuntapiboon et Jitvimolnimit [42], vraisemblablement à cause du marais à écoulement horizontal employé par ces derniers. Au-delà de 3,55 cm.j^{-1} appliqués, les concentrations en nitrate obtenues dans le filtrat des réacteurs restent très incompatibles à la recommandation de l'OMS [43] (1 mg/L) pour la réutilisation des eaux usées en agriculture.

Tableau 2- Concentration des paramètres physico-chimiques suivis et performances d'élimination des composés azotés dans les marais artificiels; R1 = Réacteur alimenté avec 2,95 cm.j^{-1} ; R2 = Réacteur alimenté avec 3,55 cm.j^{-1} ; R3 = Réacteur alimenté avec 4,14 cm.j^{-1} .

Paramètres	Eau brute	Filtrats			
		R1	R2	R3	R4
NTK					
Concentration (mg.L^{-1})	43,5 ^a	13,7 ^b	16,1 ^c	18,5 ^d	21,8 ^e
Rendement (%)		75,5 _a	69 _b	61,8 _c	53,2 _d
NH_4^+					
Concentration (mg.L^{-1})	31,5 ^a	10 ^b	11,7 ^c	13,1 ^d	14,8 ^e
Rendement (%)		76 _a	69,8 _b	64,3 _c	56,7 _d
NO_2^-					
Concentration (mg.L^{-1})	0,86 ^a	0,17 ^b	0,23 ^c	0,40 ^d	0,49 ^e
Rendement (%)		nd	nd	nd	nd
NO_3^-					
Concentration (mg.L^{-1})	1,73 ^a	1,02 ^b	1,21 ^{ab}	2,22 ^d	3,38 ^d
Rendement (%)		50,4 _a	39,3 _b	-	-
OD (mg.L^{-1})	1,92 ^a	4,28 ^b	3,44 ^c	2,86 ^d	2,48 ^e
pH	6,76 ^a	7,02 ^b	6,94 ^b	6,90 ^b	6,83 ^c

Les valeurs dans la même ligne suivies de la même lettre en exposant ou en indice (c'est-à-dire a, b, c ...) ne sont pas significativement différentes à $p < 0,05$.

3.4. Bilan du NTK dans les marais artificiels

L'observation du bilan de masse du NTK dans les marais artificiels (Tableau 3) montre que les masses de NTK contenues dans l'eau usée (NTK apporté), piégée dans les substrats (NTK piégé) et celle rejetées dans le filtrat (NTK rejeté) des marais augmentent avec la charge hydraulique appliquée. Elles passent de 215,9 à 345,4 g/m^2 pour le NTK apporté, de 18,4 à 71,7 g/m^2 pour le NTK piégé et de 52,8 à 161,5 g/m^2 pour le NTK rejeté. Ces résultats confirment la thèse de Prochaska *et al.* [32] et Ávila *et al.* [36] qui mentionne que l'augmentation de la charge hydraulique entraîne un apport important de charge polluante dans les marais, dont une proportion non dégradée relativement significative, parvient en profondeur dans les massifs filtrants pour être rejeté dans les filtrats.

La masse de NTK dégradé et/ou transformé (NTK dégradé) dans le substrat et de celle de NTK assimilé par les plantes (NTK assimilé) des différents marais augmentent lorsque la charge hydraulique augmente de 2,95 $cm.j^{-1}$ à 3,55 $cm.j^{-1}$, puis diminue de 3,55 $cm.j^{-1}$ à 4,73 $cm.j^{-1}$. La masse du NTK dégradé et/ou transformé est de 115,8 g/m^2 (R1), 120,4 g/m^2 (R2), 108,6 g/m^2 (R3) et 90 g/m^2 (R4). Celle assimilée par les plantes est de 28,8 g/m^2 , 31,1 g/m^2 , 23,7 g/m^2 et de 22,2 g/m^2 respectivement dans les réacteurs alimentés avec 2,95 $cm.j^{-1}$, 3,55 $cm.j^{-1}$, 4,14 $cm.j^{-1}$ et 4,73 $cm.j^{-1}$. Ces résultats seraient liés aux biomasses végétales récoltées sur les différents réacteurs au cours de l'essai de traitement de l'eau usée. En effet, la biomasse des plantes augmentait lorsque la charge hydraulique passait de 2,95 $cm.j^{-1}$ à 3,55 $cm.j^{-1}$, puis diminuait de 3,55 $cm.j^{-1}$ à 4,73 $cm.j^{-1}$, tout comme les dites masses de NTK. La biomasse la plus abondante dans le réacteur alimenté avec 3,55 $cm.j^{-1}$ proviendrait d'une assimilation plus importante de NTK par les plantes dans celui-ci comparativement aux autres réacteurs. En outre, cette biomasse serait tributaire à une biomasse racinaire aussi abondante qui favoriserait la prolifération d'un nombre élevé de bactéries pouvant dégrader ou transformer le NTK. En effet, les plantes favorisent par leur rhizosphère, l'établissement des microorganismes avec la fourniture d'oxygène, la production de carbone organique ainsi qu'une surface d'attachement adéquate [31 ; 44].

Tableau 3- Bilan de masse de NTK les réacteurs des marais artificiels ; R1 = Réacteur alimenté avec 2,95 $cm.j^{-1}$; R2 = Réacteur alimenté avec 3,55 $cm.j^{-1}$; R3 = Réacteur alimenté avec 4,14 $cm.j^{-1}$; R4 = Réacteur alimenté avec 4,73 $cm.j^{-1}$.

Paramètre	Réacteurs	Apportée ($g.m^{-2}$)		Retenue ($g.m^{-2}$)		Rejetée ($g.m^{-2}$)
		Eau brute	Piégée	Dégradée	Assimilée	Filtrat
NTK	R1	215,9	18,4	115,8	28,8	52,8
	R2	259,1	27,1	120,4	31,1	80,4
	R3	302,2	54,4	108,6	23,7	115,5
	R4	345,4	71,7	90,0	22,2	161,5

La figure 4 présente les proportions de NTK (piégé, dégradé, assimilé et rejeté) dans les différents marais artificiels suite à l'analyse des masses de NTK dans les réacteurs. On observe des proportions allant de 8,5 à 20,7 % pour le NTK piégé, de 26,1 à 53,6 % pour le NTK dégradé et/ou transformé, de 6,4 à 13,4 % pour le NTK assimilé et de 24,5 et 46,8 % pour le NTK rejeté. Cependant, les fractions de NTK rejeté et piégé augmentent avec la charge hydraulique tandis que celles du NTK assimilé et dégradé et/ou transformé diminuent lorsque la charge hydraulique appliquée augmente. En effet, l'augmentation de la charge hydraulique limite le transfert d'oxygène dans le réacteur, ce qui réduit l'activité des bactéries aérobies qui sont les plus impliquées dans la dégradation NTK [30 ; 32 ; 38]. En considérant les fractions de NTK piégé, dégradé et/ou transformé et assimilé, on remarque que la proportion de NTK dégradée et/ou transformée est la plus élevée, quelle que soit la charge hydraulique appliquée, probablement dû à la variante de marais à écoulement vertical employé. Dans ce type de marais, la condition aérobie serait dominante, en raison de l'alimentation intermittente de l'eau dans les réacteurs, ce qui favoriserait l'activité des bactéries aérobies [37]. Toutefois, les proportions plus élevées de NTK rejeté dans les réacteurs R3 (38,2 %) et R4 (46,8 %), respectivement alimentés avec 4,14 $cm.j^{-1}$ et 4,73 $cm.j^{-1}$, s'expliqueraient par la réduction du temps de séjour de l'eau dans ces marais, due à l'augmentation de la charge hydraulique [41]. Cependant, dans le présent travail, la proportion de NTK assimilée par *P. purpureum* (8,5-20,7 %) de la charge reçue, sont de même ordre de grandeur que celles obtenues par Wu *et al.* [28] et Zahui *et al.* [15].

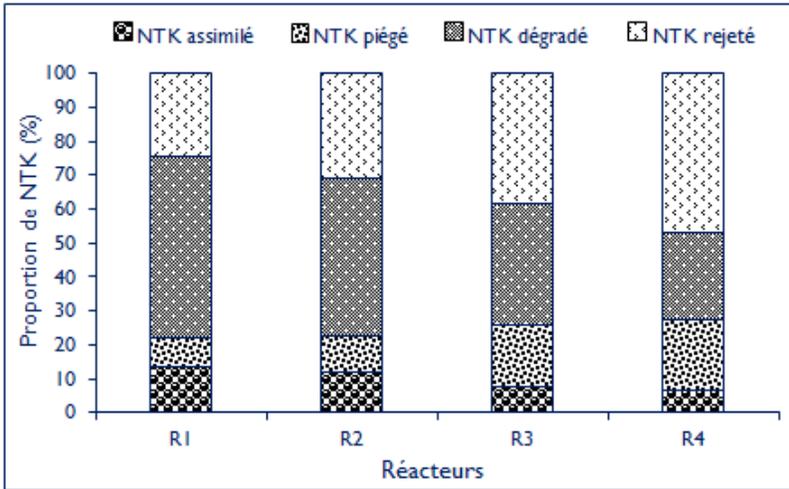


Figure 4- Proportion des masses de NTK dans les compartiments des réacteurs des marais artificiels ; R1 = Réacteur alimenté avec 2,95 cm.j⁻¹ ; R2 = Réacteur alimenté avec 3,55 cm.j⁻¹ ; R3 = Réacteur alimenté avec 4,14 cm.j⁻¹ ; R4 = Réacteur alimenté avec 4,73 cm.

CONCLUSION

Il ressort de la présente étude qu'au-delà de 3,55 cm.j⁻¹ appliquée, dans le marais à écoulement vertical planté avec *Pennisetum purpureum*, les biomasses des plantes diminuent avec l'augmentation de la charge hydraulique. L'hydraulique des réacteurs et la performance d'élimination des polluants diminuaient avec l'augmentation de la charge hydraulique appliquée. Cependant, excepté le nitrate (NO₃⁻), l'élimination des polluants était relativement élevée quelle que soit la charge hydraulique appliquée. Au-delà de 3,55 cm.j⁻¹ appliquée, les filtrats étaient plus enrichis en NO₃⁻ comparativement à l'eau brute. Ces filtrats avaient une concentration en NO₃⁻ très élevée, comparée à la recommandation de l'OMS pour la réutilisation des eaux usées en agriculture. Le bilan de masse de l'azote (NTK) dans les réacteurs du marais a montré que 8,5 à 20,7 % étaient piégés dans le substrat, 26,1 à 53,6 % étaient dégradés et/ou transformés dans le marais, 6,4 à 13,4 % étaient assimilés par les plantes et 24,5 à 46,8 % étaient rejetés dans les filtrats. Les proportions de NTK rejetées et piégées augmentaient avec la charge hydraulique appliquée tandis que celles assimilées et dégradées et/ou transformées diminuaient lorsque la charge hydraulique appliquée augmentait. Excepté la fraction de NTK rejeté dans le filtrat, la proportion de NTK dégradée et/ou transformée demeurait plus élevée quelle que soit la charge hydraulique appliquée, faisant de cette dernière la voie principale d'élimination du NTK dans le présent marais.



Vue d'ensemble du pilote expérimental au cours d'une séance de mesure de la taille des plantes de *Pennisetum purpureum*

Références

- [1] R. H. Kadlec, S. Wallace, Treatment wetlands. 2nd edition, CRC Press: Taylor & Francis, Group: Boca Raton, Florida, United States, 2009, p 1016.
- [2] J. Vymazal, Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecol. Eng. 25 (2005) 478-490.
- [3] P. Molle, Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles. Sciences Eaux & Territoires, 9 (2012) 24-3.
- [4] J. J. Elser, M. E. Bracken, E. E. Cleland, D. S. Gruner, W. S. Harpole, H. Hillebrand, j. T. Ngai, E. W. Seabloom, J. B. Shurin, J. E. Smith, Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecol. Lett. 10 (2007) 1135-1142.
- [5] G. Pinay, C. Gascuel, A. Menesguen, Y. Souchon, M. Le Moal, L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective. CNRS-Ifrermer-INRA-Irstea, France, 2017, p. 148.
- [6] U. Mander, K. Löhms, S. Teiter, K. Nurk, T. Muring, J. Augustin, Gaseous Fluxes from Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. J. Environ. Sci. Health. Part A. 40 (2005) 1215-1226.
- [7] W. J. Mitsch, L. Zhang, C. J. Anderson, A. E. Altor, M. E. Hernandez, Creation riverine wetlands: Ecological succession, nutrient retention and pulsing effects. Ecol. Eng. 25 (2005) 510-527.
- [8] J. Vymazal, Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia, 674 (2011) 133-156.
- [9] L., Coulibaly, Côte d'Ivoire: l'environnement est-il compromis ? Les Editions du CERAP, dépôt légal N° 10779, Abidjan, Cote d'Ivoire, 2014, p. 337.
- [10] A. Adingra, A. Kouassi, Pollution en lagune Ebrié et ses impacts sur l'environnement et les populations riveraines. Fiches Techniques et Documents de Vulgarisation, 2011, pp 48-53.
- [11] K. J. Coulibaly, K. S. Koffi, A. Yéo, K. L. Yah, A. Bamba, E. Coulibaly, N. A. Kacou, M. Dosso, Étude de la qualité des eaux usées des deux retenues du bassin du Gourou au carrefour de l'Indénié à Abidjan en 2012. J. appl. biosci. 113 (2017) 11138-11144.
- [12] L. Coulibaly, J. Kouakou, I. Savané, G. Gourène, Domestic wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with *Amaranthus hybridus*. Afr. J. Biotechnol. 7 (2008) 2656-2664.
- [13] L. Coulibaly, I. Savane, G. Gourène, 2008b. Domestic wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with *Corchorus olitérius*. Africa J. Agriculture Res. 3 (2008) 587-596.
- [14] P. J.-M. Ouattara, Epuration des eaux résiduaires urbaines par un marais artificiel planté avec *Panicum maximum* (Jacquin, 1781) : performances épuratoires et structure de la faune du substrat. Thèse de doctorat unique, Université d'Abobo-Adjamé, 2011.
- [15] F. M. Zahui, P. J.-M. Ouattara, A. Messou, L. Coulibaly, Nutrient removal and balance in vertical-flow constructed wetlands planted with different forage macrophytes for domestic wastewater treatment. Int. J. Dev. Res. 8 (2018) 21046-21055.
- [16] H., Ilyas, I. Masih, Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 24 (2017) 12081-12091.
- [17] Metcalf, Eddy, Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3th Edition in Tchobanoglous G., & Burton F. L. Eds, McGraw-Hill, 1991, pp. 1275-1279.
- [18] M. Rodgers, A. Lambe, L. Xiao, Carbon and nitrogen removal using a novel horizontal flow biofilm system. Proc. Biochem. 41 (2006) 2270-2275.
- [19] M. G. Healy, P. Burke, M. Rodgers, The use of laboratory sand, soil and crushed-glass filter columns for polishing domestic-strength synthetic wastewater that has undergone secondary treatment. J. Environ. Sci. Health A. 45 (2010) 1635-1641.
- [20] P. J.-M. Ouattara, L. Coulibaly, P. Manizan, G. Gourène, Traitement des eaux résiduaires urbaines par un marais artificiel à drainage vertical planté avec *Panicum maximum* sous climat tropical. Eur. J. Sci. Res. 23 (2008) 25-40.
- [21] International Standardization Organization (ISO) 10523: Water quality - Determination of pH-Analytical measurement, 2nd Edition. 2008, p. 15.
- [22] International Standardization Organization (ISO) 5814: Water quality— Determination of dissolved oxygen- Electrochemical probe method, 3rd Edition. 2012, p. 14.
- [23] International Standardization Organization (ISO) 5663: Water quality-Determination of Kjeldahl nitrogen -Method after mineralization with selenium, 1st Edition. 1984, p. 5.
- [24] International Standardization Organization (ISO) 7150/1: Water quality - Determination of ammonium- Part I Manual spectrometric method, 1st Edition. 1984, p. 7.
- [25] International Standardization Organization (ISO) 7890/3: Water quality - Determination of nitrate - Part 3: Spectrometric method using sulfosalicylic acid, 1st Edition. 1988, p. 4.
- [26] International Standardization Organization (ISO) 6777: Water quality - Determination of nitrite - Molecular absorption spectrometric method, Publisher, 1st Edition. 1984, p. 5.
- [27] International Standardization Organization (ISO) 11261: Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method, 1st Edition. 1995, p. 4.

- [28] H. Wu, J. Zhang, R. Wei, S. Liang, C. Li, H. Xie, Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes. *Environ Sci. Pollut. Res.* 20 (2013) 443-451.
- [29] B. P. Singh, H. P. Singh, E. Obeng, Elephant grass. In: Singh BP, ed. *Biofuel Crops: Production, physiology and genetics*. CAB International, Fort Valley, GA, USA, 2013, pp. 271-291.
- [30] P. Molle, A. Lienard, A. Grasmick, A. Iwema, Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Res.* 40 (2006): 606-612.
- [31] O. Shelef, A. Gross, S. Rachmilevitch, Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives. *Water*, 5 (2013) 405-419.
- [32] C. A. Prochaska, A. I. Zouboulis, K. Eskridge, Performance of pilot-scale verticalflow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecol. Eng.* 31 (2007) 57-66.
- [33] M. Kone, I. Zongo, L. Bonou, J. Kouliadiati, P. Joly, Y. Bouvet S. Sodre, Traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés à flux vertical sous climat Soudano-Sahélien. *Internat. J. Biol. Chem. Sci.* 5 (2011) 217-231.
- [34] Ministère de l'environnement, des eaux et forêts, Arrêté N°01164/MINEEF/CIAPOL/SDIIC du 04 Nov. 2008, portant Réglementation des rejets et émissions des installations classées pour la protection de l'environnement. Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts/Centre Ivoirien Antipollution, Côte d'Ivoire, 2008, p 20.
- [35] M. M. Pérez, J. M. Hernández, J. Bossens, T. Jiménez, E. Rosa, F. Tack, Vertical flow constructed wetlands: kinetics of nutrient and organic matter removal. *Water Sci. Technol.* 70 (2014) 76-81.
- [36] C. Ávila, V. Matamoros, C. Reyes-Contreras, B. Piña, M. Casado, L. Mita, C. Rivetti, C. Barata, J. García, J. M. Bayona, Attenuation of emerging contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Sci. Total Environ.* 470-471 (2014) 1272-1280.
- [37] P. Molle, S. Prost-Boucle, A. Liénard, Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecol. Eng.* 34(2008) 23-29.
- [38] C. G. Lee, T. D. Fletcher, G. Sun, Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 9 (2009) 11-22.
- [39] T. Saeed, G. Sun, A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manage.* 112 (2012) 429-448.
- [40] H. Wu, J. Zhang, H. H. Ngo, W. Guo, Z. Hu, S. Liang, J. Fan, H. Liu, A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Biores. Technol.* 175 (2015) 594-601.
- [41] E. S. Kengne, I. M. Kengne, A. L. Nzouebet, A. Akoa, N-V. Hung, L. Strande, Performance of vertical flow constructed wetlands for faecal sludge drying bed leachate: Effect of hydraulic loading. *Ecol. Eng.* 71 (2014) 384-393.
- [42] S. Sirianuntapiboon, S. Jitvimolnimit, Effect of plantation pattern on the efficiency of subsurface flow constructed wetland (sfcw) for sewage treatment. *Afr. J. Agric. Res.* 2 (2007) 447-454.
- [43] OMS, WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, volume II, Wastewater use in agriculture. 2006, p. 222.
- [44] V. Gagnon, F. Chazarenc, Y. Comeau, J. Brisson, Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.*, 56 (2007) 249-254.

Cartographie de la variabilité spatio-temporelle du régime pluviométrique du bassin versant de l'oued Isser, nord centre Algérien.

Abdelhak Bouharira, Mohammed Achite, Abderrezak Kamel Toubal

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, laboratoire Eau & Environnement, Université Hassiba Benbouali de Chlef, B. P 151, Hay Salem 02000 Chlef, Algérie.

E-mail : bouhariraabdelhak@gmail.com, achitemohammed@gmail.com, toubalabderrezak@gmail.com.

Résumé

L'évaluation des ressources en eau au niveau des bassins versants Algériens est liée directement à la caractérisation du régime pluviométrique et de l'étude de la variabilité spatiale et temporelle des précipitations. Cette variabilité influe sur certains facteurs érosifs et par conséquent sur les divers processus du phénomène de l'érosion hydrique. La pluviométrie est considérée comme un élément climatique très variable, qui donne une forte dynamique des versants. Son évaluation dans un bassin versant a pour objet de la quantifier. Avec l'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG), la cartographie des variations pluviométrique annuelle et mensuelle a une importance pour la planification et la gestion des ressources en eaux, donne une idée sur le changement climatique qui affecte le climat méditerranéen.

L'objectif de cette étude consiste à cartographier la variabilité spatio-temporelle des précipitations du bassin versant de l'oued Isser (nord centre Algérien) pour des séries pluviométriques enregistrées sur un ensemble de 26 stations pluviométriques couvrant la totalité du bassin versant d'une période choisie de 1970/71 à 2016/17. Par leurs régimes pluviométriques, une étude statistique a été réalisée et considérée comme étape essentielle, confirmé par les cartes de répartition pluviométrique des différentes périodes étudiés.

Mots clés : Régime pluviométrique, Cartographie, SIG, Oued Isser, Algérie

Cartography of the spatio-temporal variability of the pluviometric mode in the catchment area of the Isser wadi, north-central Algeria.

Abstract

The assessment of water resources at the level of Algerian basins is directly related to the characterization of the rainfall regime and the study of the spatial and temporal variability of precipitation. This variability affects some erosive factors and consequently the various processes of the phenomenon of water erosion. Rainfall is considered a very variable climatic element, which gives a strong dynamic of the basins. Its assessment in a basin is intended to quantify it. With the use of geographic information systems (GIS), the mapping of annual and monthly rainfall variations is important for the planning and management of water resources, giving an idea of climate change affecting the Mediterranean climate.

The objective of this study is to map the spatio-temporal variability of rainfall in the wadi Isser basin (north-central Algeria) for rainfall series recorded on a set of 26 rainfall stations covering the entire basin for a selected period from 1970/71 to 2016/17. By their rainfall regimes, a statistical study was carried out and considered as an essential step, confirmed by the rainfall distribution maps of the different periods studied.

Key Words: Randall regime, Cartography, GIS, Wadi Isser, Algeria.

I.INTRODUCTION

L'Algérie du Nord est caractérisée par un climat de type méditerranéen, avec des précipitations irrégulières et une répartition inégale dans l'espace et dans le temps. Cette irrégularité traduit par une perturbation dans le régime pluviométrique accentué par l'activité anthropique (Servat & al, 1999 ; Paturol et al 1996 ; Soro et al 2014). Un risque apparait suite à ces changements climatiques qui entraînent des problèmes environnementaux et même économiques (Paturol et al, 1996 ; Fossou et al, 2015 ; Saré et al, 2015).

L'objectif de cette étude est d'analyser les caractéristiques du régime pluviométrique par la détection des années de ruptures dans la série chronologique (1972/73 - 2016/17), et la cartographie de la variabilité temporelle et spatiale dans le bassin versant de l'oued Isser (Nord Algerien).

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Représentation de la région d'étude

La zone d'étude est située en Algérie du nord, entre les longitudes 2° 53' et 3° 57' Est et les latitudes 35° 53' et 36° 51' Nord. Elle s'étend sur une superficie d'environ 4147 Km², à cheval sur quatre wilayas que sont, Médéa, Bouira, Tizi ousou, et Boumerdes. Ce bassin est comprend cinq (05) sous bassin versants et formé de plusieurs affluents dont le principal est l'oued Isser (Fig. 1).

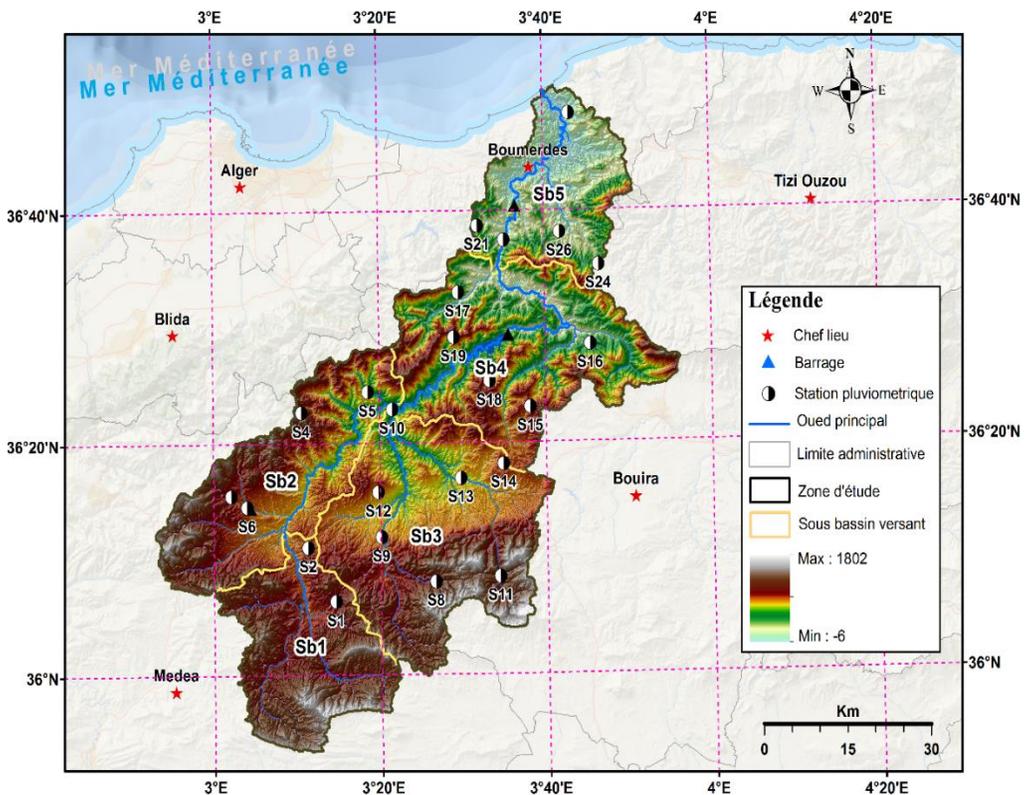


Fig. 1 - Situation géographique du bassin versant de l'oued Isser.

Tableau 1 - Situation géographique du bassin versant de l'oued Isser

Subdivision	Code	Sous - bassin versant	Superfic (Km ²)	Superficie (%)	Périmètre (km)
Haut Isser	0901	SE O. Melah Kerza	654,2	15,8	143,8
	0902	SE O. Melah Yagour	790,3	19,1	163,8
	0903	SE O. Zeroua	1120,5	27,0	178,8
Moyen Isser	0904	SE O. Isser Moyen	1023,7	24,7	189,7
Bas Isser	0905	SE O. Isser Maritime	558,6	13,5	131,1
Total			4147,3	100,0	807,1

2.2. Collecte et traitement des données

Pour cette étude, nous avons pris en considérations toute information qui nous est apparue utile et qui fait l'objet de notre étude. Pour cela nous nous sommes appuyés principalement sur les données de mesures collectées au niveau de la Direction Générale de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H, Blida). Elle repose sur des données pluviométriques de vingt-six (26) stations pluviométriques (Tableau 1). La répartition spatiale de ces stations est donnée sur la figure (1).

Tableau 2 - Caractéristiques des stations pluviométriques disponibles (1970/71-2016/17)

N	Nom	Code	Altitude (n)	Longitude (c)	Latitude (c)	Annuel précipitation (m)
S	Souagui	09010	810	3.24	36.11	381.69
S	Ain Raouraoua	09010	719	3.19	36.18	281.91
S	El Omaria	09020	790	3.03	36.26	433.84
S	Mahterre	09020	875	3.18	36.38	579.81
S	Tablat Drs (A.N.R.H)	09020	450	3.31	36.41	554.38
S	El Omaria Pep	09020	658	3.07	36.24	348.70
S	Berrouaghia	09020	928	2.91	36.13	720.73
S	Djouab	09030	825	3.44	36.13	492.58
S	Beni Slimane	09030	600	3.33	36.20	409.27
SI	La Traille	09030	370	3.36	36.38	506.49
SI	Dechmya	09031	864	3.57	36.14	486.98
SI	Beni Slimane Seuil	09031	650	3.33	36.26	488.06
SI	Bad Lands Amont (Oa)	09031	530	3.49	36.28	389.12
SI	Khabouzia	09040	720	3.58	36.30	431.56
SI	Souk El Khemis	09040	782	3.64	36.38	553.79
SI	Djebahia	09040	520	3.76	36.47	589.14
SI	Tazerout	09040	450	3.49	36.55	690.33
SI	Ouled Touati	09041	831	3.55	36.42	528.37
SI	Bsibsa	09041	820	3.48	36.48	695.19
S2	Lakhdaria Gorges	09050	50	3.59	36.62	756.53
S2	Ouled Bouhaddada	09050	425	3.53	36.65	712.75
S2	Souk El Haad	09050	40	3.59	36.69	591.09
S2	B. Menaiel Pm C. Eau	09050	27	3.71	36.74	627.23
S2	Tizighenif	09050	415	3.77	36.59	661.63
S2	B. Menaielpepin	09051	27	3.72	36.81	627.84
S2	Chabet El Ameur	09051	260	3.70	36.63	636.42

2.3. Etude du régime pluviométrique

Pour étudier le régime pluviométrique, une approche méthodologique basée sur l'utilisation des tests statistiques, permettant la détection de ruptures dans les séries chronologiques, définie le changement dans la moyenne de la variable traitée dans la série pluviométrique étudiée. Les tests statistiques utilisés sont le test de Pettit (1979), Lee Heghinian (1977), U de Buishand (1984) et la méthode de segmentation de Hubert (1989), ce traitement effectués à l'aide du logiciel KhronoStat 1.01 développé à la Maison des Sciences de l'Eau (MSE) de Montpellier (Kourat Tassadit*, Medejrab Abdrrahmane 2016 ; Fehri ; Servat, 1999).

2.4. Cartographie de la variation spatio-temporelle de la pluviométrie

Cette étude consiste à utiliser les différentes données des stations pluviométriques de la zone d'étude pour une analyse statistique de la pluviométrie, avec une analyse de la dynamique spatiale de ce paramètre à partir de la cartographie des valeurs décennales. (SALEY et al). Pour cela les données disponibles déjà traitées de la série pluviométrique ont été classées sur les cinq (5) décennies (1970 - 1979 ; 1980 - 1989 ; 1990 - 1999 ; 2000 – 2009 ; 2010 - 2016), puis un travail sur les cinq classes sous ArcMap pour générer les cartes thématiques en utilisant la méthode d'interpolation spatiale IDW (pondération inverse de distance).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Détection des ruptures au sein des séries chronologiques

Les tests de rupture sont appliqués aux séries chronologiques pour toutes les stations du bassin versant de l'oued Isser. La synthèse des résultats des tests d'homogénéité est résumée dans le tableau (2). Ces tests ont permis de détecter la présence ou non de rupture dans les séries pluviométriques étudiées. Une rupture faible signifie qu'elle est détectée par un seul test, ce qui indique donc une probabilité plus faible de rupture ou un événement de moindre amplitude. Une rupture probable signifie que la rupture est détectée par au moins deux (2) tests statistiques. Une rupture avérée signifie que la rupture est détectée par les trois tests pour les stations (S7, S8, S11, S14, S15, S21 et S22), ce qui indique donc une probabilité importante de rupture ou un événement de grande amplitude (Hallouz & al., 2013).

Concernant le test de Pettitt, l'année 2001 a été détectée pour la plupart des stations du Sud du bassin versant de l'oued Isser. On note que pour certaines stations, l'absence de rupture dans une série pluviométrique ne signifie pas qu'il n'y a pas de variations des précipitations dans le temps, mais que cette variation, si elle existe n'est pas significative.

3.2. Variabilité interannuelle des précipitations

Les valeurs des précipitations moyennes annuelles permettent de caractériser la pluviosité de chaque année. La variation annuelle des précipitations pour la période de 47 ans (1970/71-2016/17) au niveau des vingt-six stations, montre que l'année la plus pluvieuse est 1980/1981 pour la station de El Omaria d'un moyen de 938,88 mm. Par contre au niveau de la station du barrage de Berrouaghia l'année la plus sèche est 1996/1997 avec 88,14 mm.

L'interprétation de la figure ci-dessus permet de retenir que :

- Durant la décennie 1970 – 1979, on constate que la majeure partie du bassin reçoit une pluviométrie moyenne 546.83 mm. On note ainsi que la partie nord la plus arrosée durant cette décennie. (Figure 2a).
- Durant la décennie 1980 - 1989, nous avons une réduction du champ pluvieux traduite par une baisse de moyenne de 474.37 mm. Cette réduction se manifeste également au Nord du Bassin versant avec une pluviométrie inférieure à 800 mm et le Sud supérieur à 260 mm (figure 7b).
- La décennie 1990 - 1999 est caractérisée par une légère augmentation de la moyenne de la pluviométrie (figure 7c).
- La décennie 2000 - 2009 indique une reprise de la pluviométrie avec un moyen de 513.7 mm (figure 7d).
- Enfin, la dernière 2001 – 2016 la pluviométrie continue à augmenter avec une valeur moyenne supérieure à celle des moyennes des décennies précédentes, soit 566.15 mm (figure 7e).

Tableau 2 - résultats des tests de détection de rupture appliqués aux séries pluviométriques annuelles

Stations	Méthode de Buishand	Test de Pettitt				Test de Lee et H				Segmentation de Hubert			
		Année de rupture	Moyenne avant la rupture	Moyenne après la rupture	Rapport entre les deux moyennes (%)	Année de rupture	Moyenne avant la rupture	Moyenne après la rupture	Rapport entre les deux moyennes (%)	Début	Fin	Moyenne	Ecart type
S1	acceptée	/	/	/	/	/	/	/	/	1970	2016	381.69	119.49
S2	acceptée	/	/	/	/	1973	355.62	275.06	-29.29	1970	2016	545.51	181.63
S3	rejetée	2001	400.02	506.00	20.94	2007	407.80	543.81	25.01	1970	2007	407.79	113.46
										2008	2016	543.811	88.013
S4	acceptée	/	/	/	/	2015	584.12	381.66	-53.05	1970	2016	579.81	153.98
S5	acceptée	/	/	/	/	2001	529.07	608.37	13.03	1970	2016	554.38	128.5
S6	rejetée	/	/	/	/	1979	427.78	327.33	-30.69	1970	1986	395.17	87.65
										1987	2004	270.59	910.99
										2005	2016	400.04	57.59
S7	rejetée	1999	761.84	648.18	-17.54	1999	761.84	648.18	-17.54	1970	1999	761.85	105.25
										2000	2002	463.03	73.71
										2003	2016	687.86	87.85
S8	acceptée	2001	454.72	573.37	20.69	2001	454.72	573.37	20.69	1970	2001	454.71	109.54
										2002	2016	573.37	126.6
S9	/	/	/	/	/	/	/	/	/	1970	2016	409.27	135.45
S10	/	/	/	/	/	/	/	/	/	1970	2016	506.49	151.02
S11	rejetée	2001	435.84	596.07	26.88	2001	435.84	596.07	26.88	1970	1986	521.11	143.4
										1987	2001	339.19	98.18
										2002	2016	596.08	108.52
S12	acceptée	/	/	/	/	1973	604.13	477.26	-26.58	1970	2016	488.05	113.9
S13	acceptée	/	/	/	/	1973	506.75	378.18	-34.00	1970	1970	303	0
										1971	1971	725	0
										1972	2016	383.57	84.43

Tableau 2 - résultats des tests de détection de rupture appliqués aux séries pluviométriques annuelles (suite)

Stations	Méthode de Buishand	Test de Pettitt				Test de Lee et H				Segmentation de Hubert			
		Année de rupture	Moyenne avant la rupture	Moyenne après la rupture	Rapport entre les deux moyennes (%)	Année de rupture	Moyenne avant la rupture	Moyenne après la rupture	Rapport entre les deux moyennes (%)	Début	Fin	Moyenne	Ecart type
S14	rejetée	2001	367.09	569.09	35.50	2001	367.09	569.09	35.50	1970	1975	547.28	176.08
										1976	2001	325.5	106.27
										200	2016	569.09	121.06
S15	rejetée	2001	497.76	673.31	26.07	2001	497.76	673.31	26.07	1970	2001	497.76	145.87
										2002	2016	673.31	162.41
S16	acceptée	/	/	/	/	1972	752.47	578.01	-30.18	1970	2016	589.14	148.35
S17	acceptée	/	/	/	/	2008	677.62	749.24	9.56	1970	2016	690.334	130.21
S18	acceptée	2001	489.86	610.54	19.77	1973	715.72	510.94	-40.08	1970	1970	338.9	0
										1971	1973	841.33	22.78
										1974	2001	457.59	121.28
										2002	2016	610.53	101.71
S20	acceptée	2002	725.49	829.70	12.56	2001	725.95	821.79	11.66	1970	2022	725.5	115.77
										2003	2016	829.69	61.67
S21	acceptée	2004	678.45	812.78	16.53	2004	678.45	812.78	16.53	1970	2004	678.46	141.29
										2005	2016	812.78	65.92
S22	rejetée	1992	656.42	528.48	-24.21	1992	656.42	528.48	-24.21	1970	1992	656.4	159.94
										1993	2016	528.48	121.89
S23	rejetée	/	/	/	/	1988	685.70	587.55	-16.70	1970	2016	627.23	142.72
S24	rejetée	/	/	/	/	2006	640.12	591.47	-8.23	1970	2016	661.63	118.565
S25	acceptée	/	/	/	/	1973	754.63	616.05	-22.50	1970	2016	627.84	129.82
S26	acceptée	/	/	/	/	2001	605.50	702.38	13.79	1970	2016	636.42	141.1

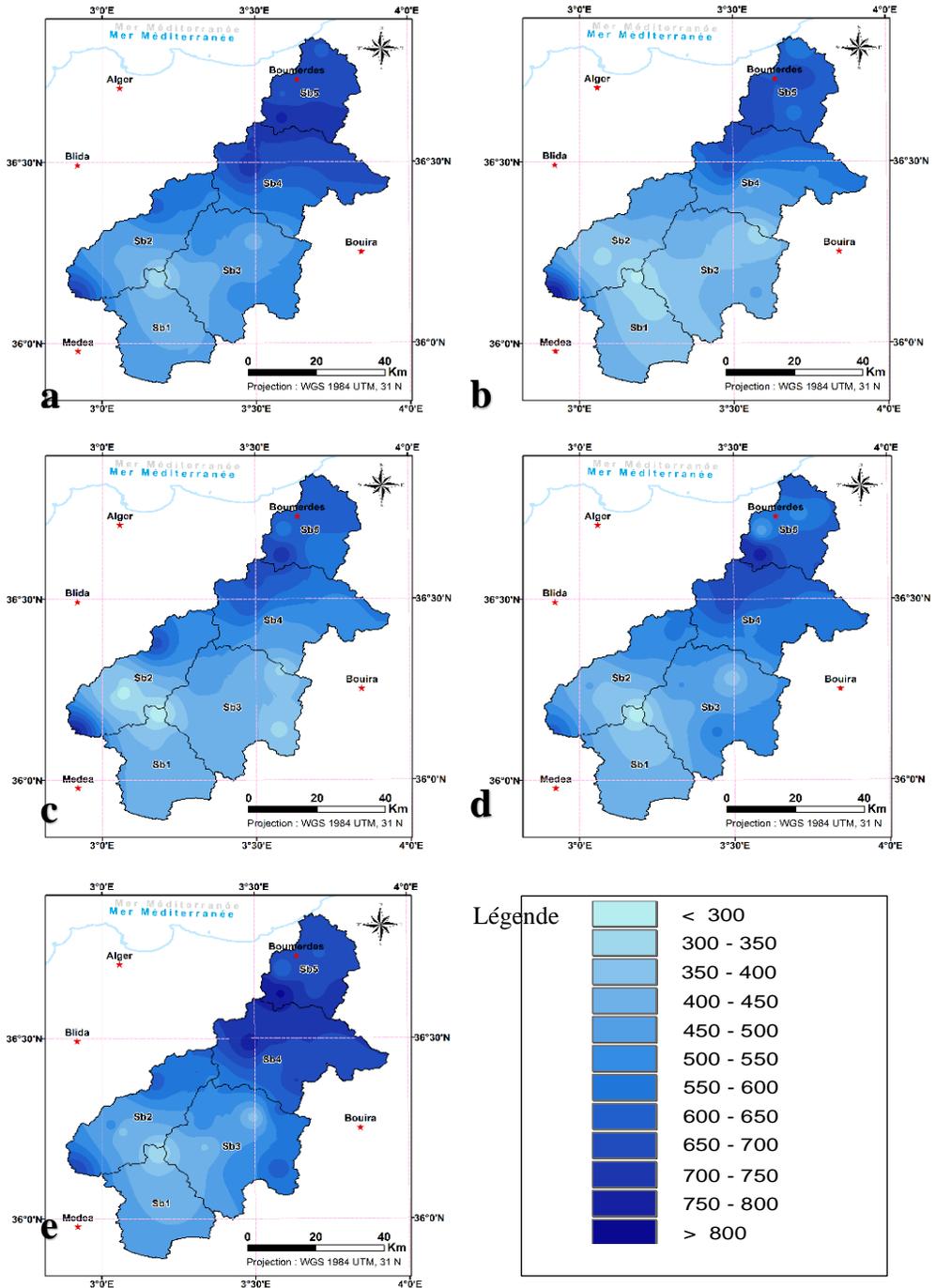


Fig. 2 - Évolution spatio-temporelle des précipitations dans le bassin versant de l'oued Isser au cours des décennies : a) 1970-1979 ; b) 1980-1989 ; c) 1990-1999 ; d) 2000-2009 ; e) 2010-2006.

CONCLUSION

Le bassin versant de l'oued Isser est de climat semi-aride avec un régime pluviométrique très irrégulier, traduit par une fluctuation observée autour des années 2000. L'analyse statistique des séries pluviométriques du période 1970/70-2016/17 des vingt six stations du bassin versant, montre des ruptures détectées par l'application des tests statistiques, correspondant à des changements dans la moyenne pour la plus part des stations, à partir de 1973.

L'ensemble des données cartographiques et pluviométriques a permis de mettre en évidence une variabilité spatio-temporelle au niveau du bassin versant de l'oued Isser. Ainsi, cette variabilité de la pluie au cours des décennies 1970-1979, 1980-1989, 1990-1999, 2000-2010 et 2010-2016, est influencée par l'hétérogénéité dans la distribution temporelle des pluies au cours de ces périodes.

Références

- [1] Paturel. J. E., Servat. E., Kouame. B., Boyer. J. F., Lubes Niel. H., Masson. J. M. Procédures d'identification de "ruptures" dans des séries chronologiques - modification du régime pluviométrique en Afrique de l'Ouest non sahélienne. L'hydrologie tropicale: géoscience el outil pour le développement: (Actes de la conférence de Paris, mai 1995). IAHS Publ. N°. 238 (1996). 99-110
- [2] É. Servat, J. E. Paturel, H. Lubès-Niel, B. Kouamé, J. M. Masson, M. Travaglio & B. Mariou. De différents aspects de la variabilité de la pluviométrie en Afrique de l'Ouest et Centrale non sahélienne. Revue Des Sciences de L'eau, 12(2), (1999), 363.doi:10.7202/705356ar
- [3] G. E. Soro, D. G. L. Anouman, BI T. A. Goula, B. Srohorou, I. Savane. Caracterisation des séquences de secheresse meteorologique a diverses echelles de temps en climat de type soudanais : cas de l'extreme Nord-ouest de la Cote D'ivoire. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 18, (2014), 107-124
- [4] R. M. N. Fossou, T. Lasm, N. Soro, T. Soro, G. Soro, O. Z. De Lasme, D. Baka., O. Z. Onetie, R. Orou. Variabilite climatique et son impact sur les ressources en eaux souterraines : cas des stations de Bocanda et de Dimbokro au Centre-est de la Cote D'ivoire (Afrique de l'Ouest). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°21, (2015), 87-110.
- [5] B. Sarè, V.S.H. Totin, C. Houssou, B. Sinsin. Variation du régime pluviométrique de la périphérie de Réserve de Biosphère Transfrontalière du W au Bénin. Climat et Développement, LACEEDE (Bénin), ISSN : 1840-5452 ; ISBN-10 : 99919-58-64-9. N°19, (2015) ,12 à 22.
- [6] FEHRI, N. HLAOUI, Z. Etude de l'évolution des séries pluviométriques dans des stations de plaines interieures de la tunisie. XXIXème Colloque de l'Association Internationale de Climatologie. Climat et pollution de l'air, France, juillet 6-9 (2016).

Cartographie des pertes en sol du bassin versant de l'Oued El-Hammam en utilisant le modèle RUSLE, nord-ouest de l'Algérie.

Mohammed Achite, Abderrezak Kamel Toubal, Abdelhak Bouharira

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, laboratoire Eau & Environnement, université Hassiba Benbouali de Chlef, B.P 78C, Ouled Fares, 02180 Chlef, Algérie. Email: toubalabderrezak@gmail.com, achitemohammed@gmail.com, haki.eco17@gmail.com

Résumé

L'érosion hydrique des bassins versants en amont sous toutes ses formes, est considérée comme un problème crucial en Algérie. Elle est à l'origine de l'envasement des ouvrages hydrauliques. L'objectif de notre étude, consiste a priori, d'appliquer un modèle d'évaluation de l'érosion hydrique (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) dans le bassin versant de l'Oued El-Hammam (848 km²), en utilisant le Système d'Information Géographique (SIG) et la télédétection en vue de cartographier et évaluer quantitativement l'érosion hydrique. L'indice d'érosivité R varie de 803 à 1580 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹. La valeur du facteur d'érodibilité des sols K est constante (0,34 t ha h/ MJ/ mm) sur toute la superficie du bassin versant, le facteur topographique LS est compris entre 0 et 50,4119. Le facteur C a été déterminé par télédétection à partir du NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), il varie de 0,02 à 1. Le facteur des pratiques antiérosives P varie de 0,6 à 1. Finalement la carte des pertes en sol a été réalisée suite au croisement des différentes cartes thématiques à l'aide du SIG. Les résultats obtenus montrent que les quantités de sédiments produites, varient de 0 à 319 t ha⁻¹an⁻¹ soit une moyenne de 55 t ha⁻¹an⁻¹.

Mots clés : Erosion hydrique - bassin versant de l'oued El-Hammam - Modèle RUSLE - SIG - Télédétection – Algérie

Mapping of soil losses in the wadi El-Hammam basin using the RUSLE model, north-west of Algeria.

Abstract

Erosion of watershed in all its forms, is considered a crucial problem in Algeria. It is the origin of the silting of hydraulic structures. The objective of our study consist to apply a water erosion assessment model (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) in the watershed of Wadi El-Hammam (848 km²), using the Geographic Information System (GIS) and remote sensing in order to Map and evaluate quantitatively water erosion. The Erosivity Index R Varies from 803 to 1580 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹. The value of soil erodibility factor K is constant (0,34 t ha h/ MJ/ mm) Over the entire surface of the watershed, the topographic factor LS is between 0 et 50,4119. The factor C was determined by remote sensing from the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), it varies from 0.02 to 1. The factor of anti-erosion practices P varies from 0.6 to 1. Finally, the soil loss map was carried out following the crossing of the various thematic maps using the GIS. The results obtained show that the quantities of sediments produced vary from 0 to 319 t ha⁻¹y⁻¹ an average of 55 t ha⁻¹y⁻¹.

Key Words: Water erosion - Wadi El-Hammam watershed - RUSLE Model - GIS - Remote sensing – Algeria

INTRODUCTION

La problématique de l'érosion hydrique revêt une importance capitale au niveau international, ce phénomène est contrôlé par les précipitations [1].

Au fil des ans, des méthodes de quantification de l'érosion hydrique du sol n'ont cessé d'évoluer. C'est ainsi que le modèle (Universal Soil Loss Equation, USLE) a été inventé par Wischmeier et Smith en 1978 puis modifié et amélioré par Renard et al. [2] pour donner l'équation universelle révisée des pertes en sol (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE). Cette dernière est parmi les principales approches développées actuellement. Elle utilise les mêmes principes empiriques d'USLE, mais comprend de nombreuses améliorations, telles que l'utilisation des précipitations mensuelles, des pentes irrégulières, et l'amélioration des calculs du facteur topographique LS par les algorithmes associés aux SIG.

Dans ce sens, plusieurs auteurs ont appliqué le modèle RUSLE à travers le monde, notamment : [3]; [4]; [5]; [6] et en Algérie [7]; [8].

Notre étude a pour objectif principal la quantification et la cartographie de l'érosion hydrique du bassin versant de l'oued El-Hammam en appliquant le modèle RUSLE.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

AIRE D'ETUDE

Le bassin versant de l'Oued El Hammam est doté d'une superficie de 848km² et est situé au nord-ouest Algérien (Fig.1), faisant partie du plus grand bassin versant de la Macta, il est situé entre la longitude 0° 14' 23" E et 0° 21' 23" O et entre la latitude 35° 9' 55" N et 35° 34' 38" N. La zone d'étude est limitée au Nord par le réservoir de la Macta; à l'Ouest par les monts de Tessala; à l'Est par les monts de Beni Chougrane et au Sud par l'Atlas Tellien (Fig. 1). Le bassin versant renferme deux réservoirs artificiels à savoir : le barrage de Bouhanifia et le barrage de Fergoug avec des capacités initiales de 73hm³ et 18hm³ implantés respectivement en série [9].

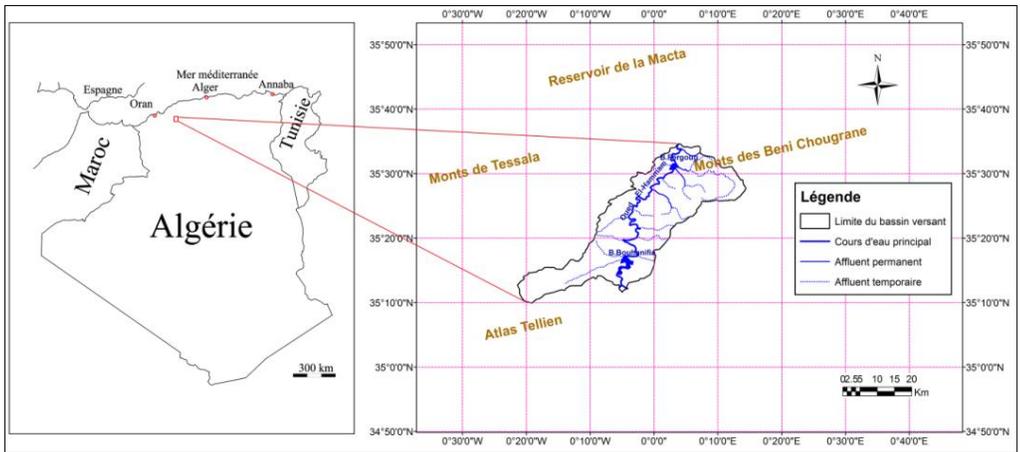


Fig. 1 - Bassin versant de l'oued EL-Hammam

L'étude des données des températures annuelles au niveau de la station climatique de Matemore durant une période de 34 ans (1977/2010) montre une température moyenne interannuelle de 17 °C. La région d'étude est située dans une zone à climat semi-aride caractérisé par un hiver humide et froid et un Été sec et chaud. La pluviométrie moyenne interannuelle (1970/71 - 2014/15) s'élève à 325,3 mm.

Pour atteindre nos objectifs plusieurs types de données ont été obtenus de différentes sources (tableau I).

Tableau I - Description des données utilisées.

Type de données	Format	Description	Source
Données pluviométriques	Excel (*.xls)	Pluviométrie annuelle (1970/71 – 2014/15)	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H)
Données topographiques (Shuttle Radar Topography Mission, S.R.T.M)	Raster (*.tif)	Résolution : 30m	United States Geological Survey (http://earthexplorer.usgs.gov/)
Image satellite Landsat 8	Raster (*.tif)	Résolution : 30m Date d'acquisition : (31/10/2015)	United States Geological Survey (http://earthexplorer.usgs.gov/)
Propriétés du sol	fichier Excel (*.tif+*.xlsx)	Données mondiale des propriétés du sol	harmonized world soil database (HWSD) version 1.2 http://archive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-DB-soil-database/HTML/

DESCRIPTION DU MODELE

Le modèle d'estimation des pertes en sol appliqué dans cette étude est le modèle « Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE », version révisée d'USLE développée par [2], il s'écrit sous la forme suivante :

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

avec: A : le taux annuel de perte en sol exprimé en (t ha⁻¹ an⁻¹); R : facteur d'érosivité des pluies (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹); K : facteur d'érodibilité des sols (t h MJ⁻¹ mm⁻¹); LS : facteur topographique adimensionnel, obtenu en combinant la pente et sa longueur; C : Facteur de couverture végétale sans dimension; et P : facteur sans dimension, représente le rapport qui tient compte des techniques culturales anti-érosives.

Facteur d'érosivité (R)

L'équation utilisée dans cette étude est celle établie par [10] et appliquée par [6] (formule 2) dans un climat semi-aride.

$$Y = 2,8959 X + 0,002983 X^2 \quad (2)$$

avec :

Y : Erosivité des pluies en (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹);

X : Précipitation moyenne annuelle (mm).

L'élaboration de la carte du facteur R consiste à établir une estimation avec une interpolation de pondération par l'inverse de la distance (Inverse Distance Weighting, IDW)

Facteur d'érodibilité (K)

En absence de données du sol nous avons eu recours à la base de données mondiale des sols (Harmonized World Soil Database, HWSD) version 1.2 établie par la F.A.O (Food and Agriculture Organization), en se basant sur les formations indiquées le facteur k pourrait être aisément déterminé.

Facteur de pente et de longueur de pente (LS)

Ce facteur exprime le produit de la pente et sa longueur L x S, il existe une multitude de manières de calculer le facteur LS. Le calcul de la longueur de pente dans le modèle RUSLE est basé sur les expressions suivantes:

Le calcul de la constante m, se fait selon les formules suivantes (formules 3, 4 et 5) dont l'expression est la suivante :

$$L = (\lambda/22,13)^m \quad (3)$$

$$m = \beta / (\beta + 1) \quad (4)$$

$$\beta = \frac{\sin \theta}{[3 * (\sin \theta)^{0,8} + 0,56]} \quad (5)$$

$$s = 10,8 * \sin(\theta + 0), \text{ pour une inclinaison } < 9\%$$

$$s = 16,8 * \sin \theta - 0,50 \text{ pour une inclinaison } \geq 9\%$$

Le logiciel Arcgis 10.2.2 est l'outil principal dans les démarches de génération du facteur LS.

Couverture végétale (C)

Dans notre cas, la détermination du facteur (C) est basée sur l'indice de végétation normalisé (NDVI), considéré comme l'indicateur le plus largement utilisé [11].

La formule est donnée par l'expression (6) comme étant la différence entre les réflectances dans le visible et le proche infrarouge :

$$NDVI = \frac{NIR - VIR}{NIR + VIR} \quad (6)$$

avec :

NIR : correspond à la bande proche infrarouge;

VIR : correspond à la bande rouge visible.

Une image satellite dont son acquisition date depuis octobre 2015 est mise en étude. Le Calcul du NDVI « Normalized Difference Vegetation Index » à partir des bandes 4 et 5 se fait avec le module Raster Calculator.

Plusieurs formules et techniques peuvent être élaborées pour l'évaluation de facteur C, parmi les plus connues celle à partir du NDVI [7]. La génération de la couche raster du facteur C à partir du NDVI s'écrit sous la forme suivante (formule 7) : [12]; [13]; [14].

$$C = 1,02 - 1,21 \times NDVI \quad (7)$$

D'où :

C : facteur de couverture végétale;

NDVI : indice de végétation par différence normalisée;

Pratiques agricoles et conservation du sol (P)

Ce facteur exprime le rapport entre les pertes en terre sur un champ aménagé et celles d'une parcelle de même taille voisine non aménagée. La valeur 1 est attribuée aux zones où aucune pratique n'est localisée. Le tableau (2) présente les valeurs du facteur P en fonction de la pente.

Tableau 2 - Valeurs du facteur P en fonction de la pente du terrain [15]

Pente (%)	Valeur du facteur P
9 - 12	0,6
13 - 16	0,7
17 - 20	0,8
21 - 25	0,9
>25	0,95

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le facteur principal de l'érosion hydrique est l'agressivité des pluies [16]; [17]. Les valeurs du facteur R varient principalement entre 803 et 1580 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹, avec une moyenne de 1200 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹ (Fig. 2).

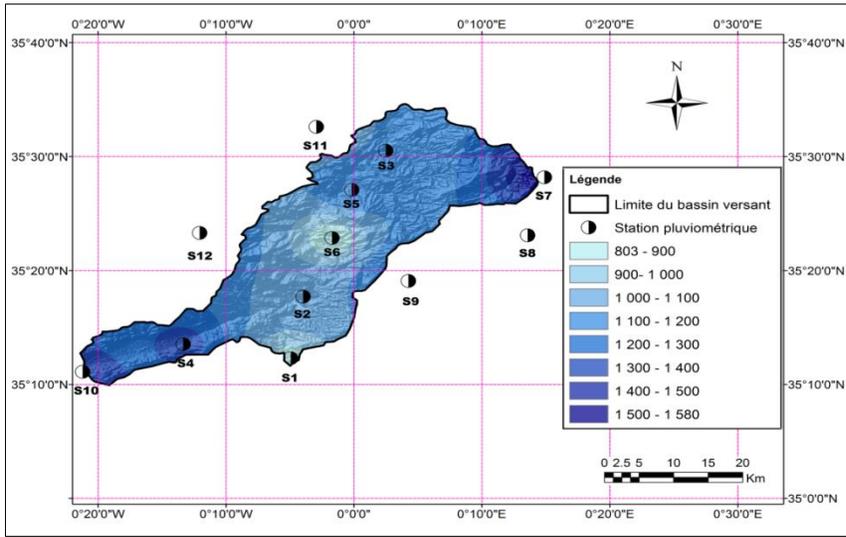


Fig. 2 - Carte d'érosivité des précipitations du bassin versant de l'Oued El-Hammam.

La partie nord du bassin versant est la zone la plus touchée par l'agressivité des précipitations avec une superficie de 332 km² soit 39,1% de la superficie totale (Tableau. 3).

Tableau 3 - Superficies des zones par degré d'érosivité des pluies.

Classes d'érosivité R (M) mm ha ⁻¹ h ⁻¹ an ⁻¹)	A (km ²)	A (%)
803 - 900	25,5	3,0
900 - 1000	57,4	6,8
1000 - 1100	232,6	27,4
1100 - 1200	332,0	39,1
1200 - 1300	113,1	13,3
1300 - 1400	68,1	8,0
1400 - 1500	12,1	1,4
1500 - 1580	7,3	0,9

Érodibilité des sols (K)

Le résultat obtenu pour le facteur K à l'échelle du bassin versant de l'oued El-Hammam est constant qui s'évalue à 0,34 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ pour toute la zone d'étude.

Facteur topographique (LS)

Le facteur LS varie 0 et 50,4119, les valeurs maximales sont localisées dans les terrains à forte pente, tandis que les valeurs le plus faibles sont observées dans les zones à faibles pentes (Fig. 3).

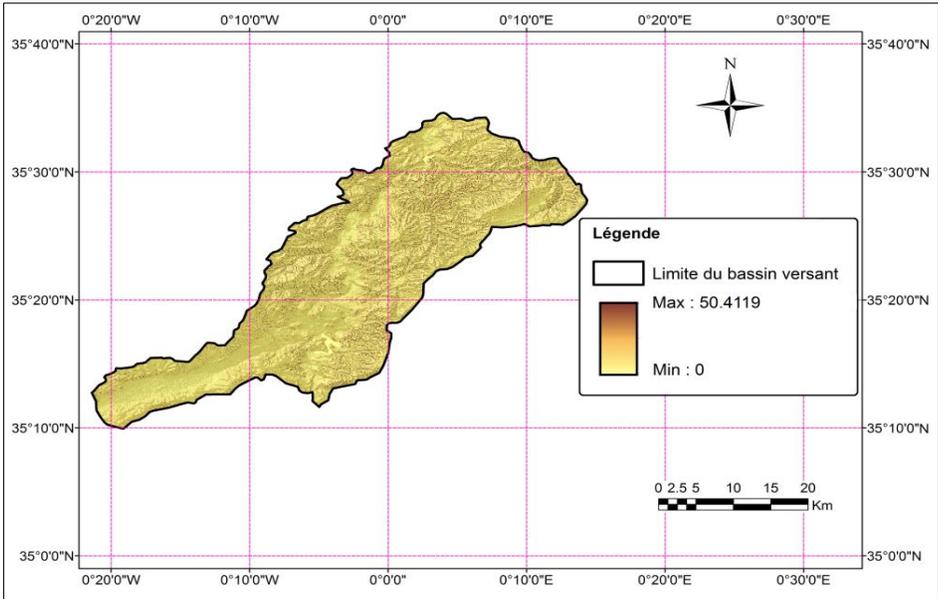


Fig. 3 - Carte du facteur topographique LS du bassin versant de l'Oued El-Hammam.

Facteur d'occupation des sols (C)

Le facteur de couverture végétale C présente une valeur faible allant de 0,02 demeure dans les zones de couverture végétale, cependant les valeurs allant de 0,8 à 0,9 se localisent dans les zones clairsemées. La valeur de 1 correspond aux sols nus (Fig. 4).

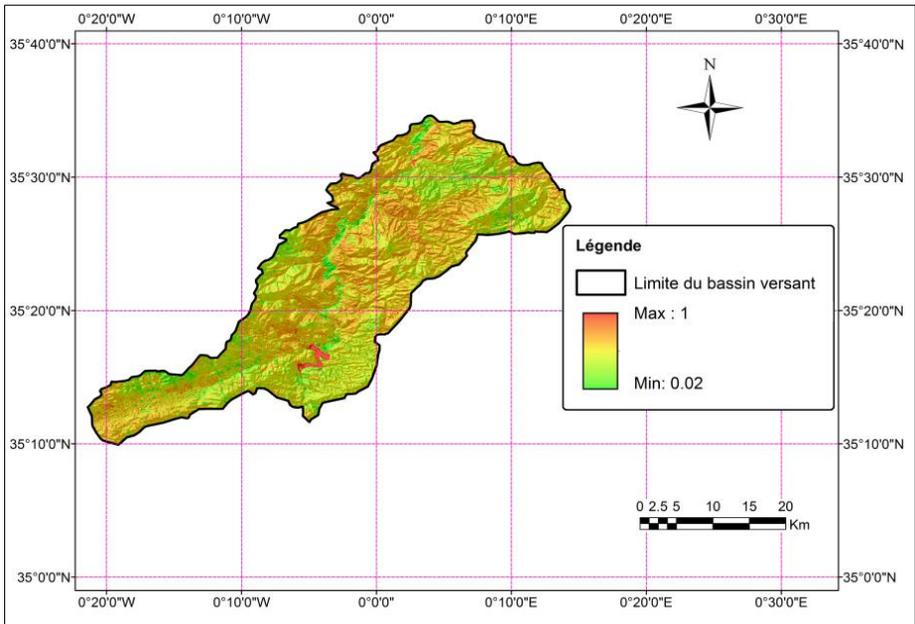


Fig. 4 - Carte du facteur de couverture végétale du bassin versant de l'Oued El-Hammam.

Facteur des pratiques antiérosives (P)

Les valeurs du facteur P varient de 0,6 à 1, les sols non aménagés représentent les zones qui ne renferment pas d'aménagements antiérosifs contrairement aux terres aménagées le facteur P enregistre des valeurs allant de 0,6 et 0,95.

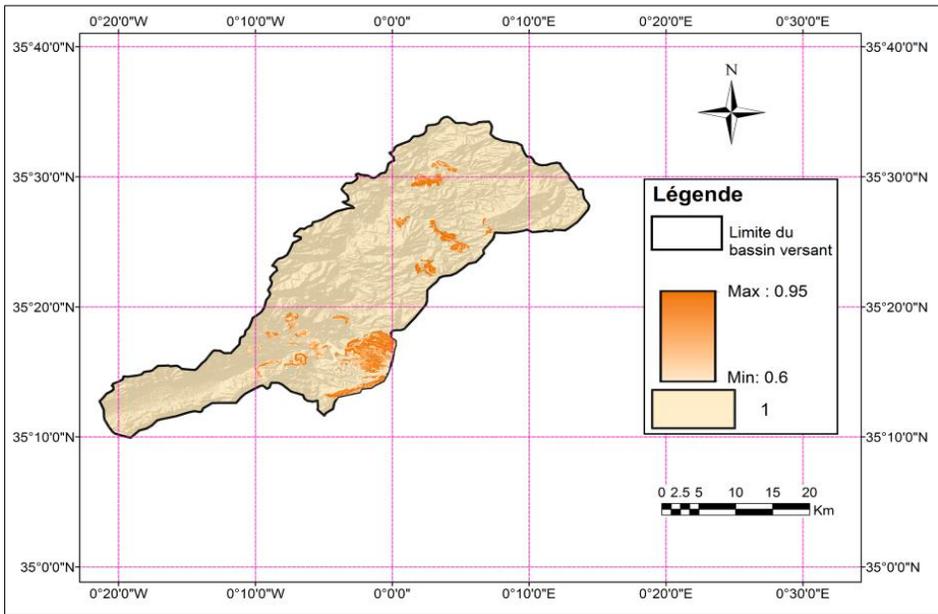


Fig. 5 - Carte du facteur des pratiques antiérosives du bassin versant de l'Oued El-Hammam.

Distribution spatiale de l'érosion hydrique de la zone d'étude

Le croisement des couches thématiques représentant les facteurs du modèle RUSLE préétablies donne la carte de variabilité spatiale des pertes en sol de la zone d'étude. L'érosion hydrique de la zone d'étude varie principalement entre 0 et 319 t ha⁻¹an⁻¹ avec une moyenne annuelle de 55 t ha⁻¹an⁻¹. Les valeurs maximales sont repérées au niveau des versants à forte pente. Les faibles valeurs sont observées au niveau des terrains plats.

Les différentes classes de l'érosion hydrique (Tableau 4) montre une superficie de 647,29 km² (76,159 %) de la superficie totale représentée à un taux de pertes des sols inférieur à 20 t ha⁻¹an⁻¹, une seconde classe couvrant 7,83 km² (0,92 %) soumise à des pertes en sol qui oscillent entre 20 et 50 t ha⁻¹an⁻¹, une troisième classe couvrant 10,64 km² (1,25 %) soumise à des pertes en terres variant entre 50 et 100 t ha⁻¹an⁻¹ et une quatrième classe de 182,24 km² (21,49 %) qui montre des taux d'érosion dépassent les 100 t ha⁻¹an⁻¹ et où elles peuvent atteindre les 319 t ha⁻¹an⁻¹.

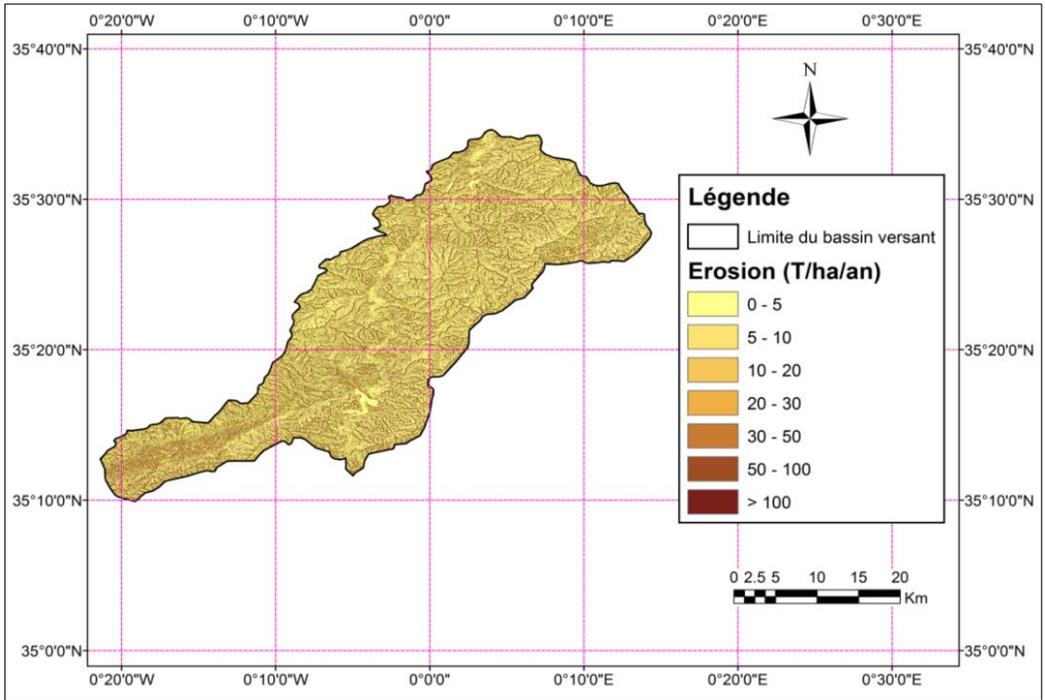


Fig. 6 - Distribution spatiale des pertes en sol du bassin versant de l'oued El-Hammam.

Tableau 4 - Superficies des pertes en sols en fonction des classes d'érosion.

Classes d'érosion (t/ha/an)	A (km ²)	A (%)
0 – 5	643,44	75,88
5 – 10	2,20	0,26
10 – 20	1,65	0,19
20 – 30	2,33	0,27
30 – 50	5,50	0,65
50 – 100	10,64	1,25
>100	182,24	21,49
Total	848	100

A : Superficie.

CONCLUSION

L'évaluation quantitative avec le modèle RUSLE résultant du croisement des couches des différents facteurs du modèle a montré que les valeurs de l'érosion oscillent entre 0 et 319 t ha⁻¹an⁻¹ soit une perte moyenne annuelle de 55 t ha⁻¹an⁻¹. Des moyens de lutte antiérosifs sont recommandés pour réduire le taux moyen annuel de la zone d'étude et d'éviter l'envasement accéléré des barrages de Bohanifia et Fergoug.

Références

- [1] Achite, M. and Ouillon, S. (2016) Recent changes in climate, hydrology and sediment load in the Wadi Abd, Algeria (1970–2010), *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 20, 1355-1372. doi: 10.5194/hess-20-1355-2016.
- [2] Renard, K. G., Foster, G. R., Wessies, G. A., & Porter, J. P. (1991). Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 30–33.
- [3] Balasubramani K, Veena M, Kumaraswamy K, Saravanabavan V (2015) Estimation of soil erosion in a semi-arid watershed of Tamil Nadu (India) using revised universal soil loss equation (rusle) model through GIS, *Model, Earth Syst, Environ*, 1:10
- [4] Dutta D, Das S, Kundu A, Taj A (2015) Soil erosion risk assessment in Sanjal watershed, Jharkhand (India) using geoinformatics, RUSLE Model and TRMM data, *Model, Earth Syst, Environ*, 1:37
- [5] Markose V J, Jayappa K S (2016) Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. *Environ Monit Assess* 188: 225. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5218-2>
- [6] Chadli K (2016) Estimation of soil loss using RUSLE model for Sebou watershed (Morocco), *Model, Earth Syst, Environ*, 2:51
- [7] Toumi S (2013) Application des techniques nucléaires et de la télédétection à l'étude de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'oued mina. Thèse de Doctorat. Ecole Nationale Supérieure de l'hydraulique, Blida – Algérie. 189p. <https://www.ensh.dz/index.php>
- [8] Benkadja R, Boussag F, Benkadja A (2015) Identification et évaluation du risque d'érosion sur le bassin versant du K'sob (Est Algérien), *Bull Eng Geol Environ* 74:91–102,
- [9] A.N.B.T (2014) Fiches signalétiques des barrages en exploitation en Algérie, 135 p.
- [10] Cortés THG (1991) Caracterización de la erosividad de la lluvia en México utilizando métodos multivariados, Tesis M, C, Colegio de postgraduados, Montecillos, México
- [11] Van der Knijff, J. M., Jones R. J. A., & Montanarella, L. (1999). Soil erosion risk assessment in Italy, European Soil Bureau, Research Report EUR 19044 ENp, 58p.
- [12] De Jong, S. M., Paracchini, M. L., Bertolo, F., Folving, S., Megier, J., & de Roo, A. P. J. (1999). Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. *Catena*, 37(3–4), 291–308. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00038-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00038-7)
- [13] Zhou, P., Luukkanen, O., Tokola, T., & Nieminen, J. (2008). Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*, 75(3), 319–325. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.010>.
- [14] Kouli, M., Souplos, P., & Vallianatos, F. (2009). Soil erosion prediction using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Environmental Geology*, 57, 483–497. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1318-9>.
- [15] Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Zanden, A. H., Poesen, J., & Alewell, C. (2015b). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy*, 51, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012>
- [16] Jain, S.K., Kumar, S., Varghese, J., 2001. Estimation of soil erosion for a Himalayan watershed using GIS technique. *Water Resources Management* 15 (1), 41e54.
- [17] Dabral, P.P., Baithuri, N., Pandey, A., 2008. Soil erosion assessment in a hilly catchment of North Eastern India using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management* 22 (12), 1783e1798.

Apport de la télédétection et les SIG pour la cartographie du risque d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'oued Ardjem (Nord-ouest Algérien) : Une approche qualitative

Mohammed ACHITE¹, Abdelhak BOUHARIRA¹, & Abderrezak Kamel TOUBAL¹

I- Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, laboratoire Eau & Environnement, Université Hassiba Benbouali de Chlef, B. P 151, Hay Salem 02000 Chlef, Algérie.

E-Mail: achitemohammed@gmail.com, bouhariraabdelhak@gmail.com , toubalabderrezak@gmail.com.

Résumé

L'érosion hydrique est un phénomène naturel, composée d'un ensemble de processus complexes et interdépendants, qui engendre des problèmes graves surtout sur la production agricole, les infrastructures et la qualité de l'eau. Ces impacts obligent les chercheurs de développer des moyens de surveillances et de contrôle de l'érosion au niveau des bassins versants. De ce point, l'étude et l'analyse du risque provenant de ce phénomène, nécessite l'utilisation de la cartographie par l'apport des techniques scientifiques. L'objectif de ce travail consiste à cartographier les zones à risque d'érosion hydrique traduite par une évaluation de l'érosion qualitative du bassin versant de l'oued Ardjem (Nord-ouest Algérien), par l'application d'une approche basée sur la pondération de trois facteurs à savoir : facteurs topographiques, facteurs lithologiques et le facteur de couverture végétale. Ces données sont ensuite intégrées et analysées par l'apport de la télédétection et des Systèmes d'Information Géographiques, permettant d'établir une carte de sensibilité des sols à l'érosion hydrique, où elle permet de disposer d'une vue d'ensemble des zones menacées et de localiser les secteurs nécessitant une intervention prioritaire dans une perspective de gestion durable des sols.

Mots-clés : Erosion, Bassin Versant, Oued Ardjem, Télédétection, SIG, Algérie.

Contribution of remote sensing and GIS for the mapping of the risk of water erosion in the watershed of the wadi Ardjem (North-West Algeria)

Abstract

Water erosion is a natural phenomenon, made up of a complex and interdependent set of processes that creates serious problems, especially on agricultural production, infrastructure and water quality. These impacts force researchers to develop means of monitoring and controlling erosion at the basin level. From this point, the study and the analysis of the risk coming from this phenomenon, requires the use of the cartography by the contribution of the scientific techniques. The objective of this work is to map the areas at risk of water erosion translated by an assessment of the qualitative erosion of the watershed of wadi Ardjem basin (North-West Algeria), by the application of an approach based on the weighting of three factors namely: topographical factors, lithological factors and the vegetation cover factor. These data are then integrated and analyzed by the contribution of remote sensing and Geographical Information Systems, allowing to establish a map of soil sensitivity to water erosion, where it provides an overview threatened areas and to locate the sectors requiring priority intervention in a perspective of sustainable soil management.

Key Words: Erosion, Basin, Wadi Ardjem, Remote sensing, GIS, Algeria.

I. INTRODUCTION

L'érosion du sol est un phénomène généralisé de la dégradation du sol, peut être démontrée par les conséquences désastreuses causant plusieurs problèmes environnementaux et agricoles à travers le monde, tels que l'épuisement de la fertilité du sol, la dégradation de la structure du sol, la réduction de la profondeur des racines et la destruction de la plupart des ressources naturelles [10, 04, 08].

La conservation des sols, nécessite l'ensemble des connaissances, ainsi que une analyse détaillée au niveau du bassin versant sur les agents érosifs existants qui engendre le détachement des matériaux du sol et leur transport vers le bas du bassin, pour les contrôler, afin de préserver les ressources, Alor que le taux d'érosion est fonction de l'énergie des agents érosifs, de la résistance du sol, de la pente du terrain et de la protection offerte par le couvert végétal [11, 14, 09, 05].

L'évaluation du risque potentiel de l'érosion hydrique, considéré comme un puissant outil de planification de la conservation des sols par l'apport et la combinaison entre la télédétection et le système d'information géographique, afin d'effectuer le prétraitement d'une première analyse du terrain et de préparer l'ensemble des données pour un traitement ultérieur [13, 05]. La cartographie de la vulnérabilité des sols du bassin versant de l'oued Ardjem fait l'objet de notre étude, par l'application d'une méthodologie basée sur des critères étudiés comme, la couverture végétale, les facteurs topographiques et les facteurs lithologiques sur la base d'une échelle de risques. L'établissement de la carte du risque potentiel de l'érosion hydrique du bassin versant à partir de la superposition de ces paramètres constitue une source d'information indispensable pour développer des moyens de lutte contre l'érosion des sols adapté aux sols du bassin versant.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Représentation de la région d'étude

Le bassin versant de l'oued "Ardjem" est localisé en Algérie du nord, entre le 35^{ème} et 36^{ème} parallèles Nord, et les méridiens 1° 5' et 1° 45' Est (Fig. 1), dans le massif de l'Ouarsenis qui appartient à l'Atlas Tellien, et qui Constitue un important chaînon montagneux compris entre la plaine de Chélif au nord, et la parallèle de Tiaret au sud, présentent des ensembles naturels très variés.

L'oued Ardjem est l'un des principaux affluents de la rive gauche du Chélif. En confluant avec l'oued Lag, il donne naissance à l'oued Sly, constitue le cours d'eau qui draine le bassin depuis les versants Nord du massif de l'Ouarsenis jusqu'au réservoir du barrage Sidi-Yacoub.

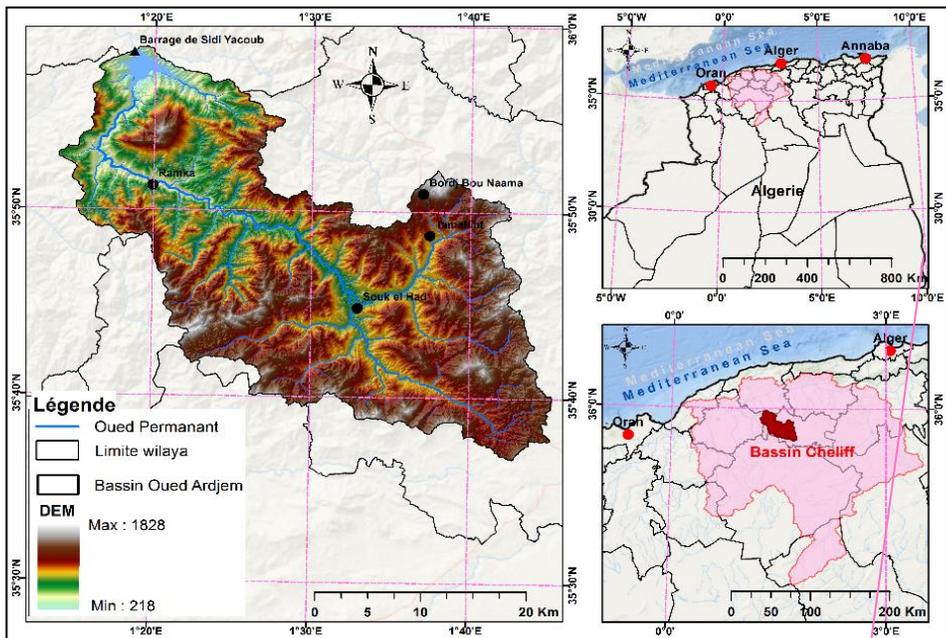


Figure 1 : Situation géographique du bassin versant de l'oued Ardjem.

2.2 Cartographie des zones à risque d'érosion hydrique

La cartographie de la vulnérabilité des sols à l'érosion hydrique traduite par une évaluation de l'érosion qualitative établie grâce à divers croisements des cartes thématiques entre elles [12], en produisant une carte synthétique de répartition des degrés de sensibilité à l'érosion.

Plusieurs études ont été réalisées, en utilisant une méthodologie cartographique pour les zones vulnérables à l'érosion hydrique qui constituent la source des matériaux solides arrachés et transportés par l'eau [02, 01, 06, 03].

Cette méthodologie cartographique consiste en une évaluation des zones à risque d'érosion qui utilise un croisement de paramètres déterminants dans l'érosion sous forme de combinaisons logiques à savoir, la résistance des matériaux affleurements, la pente topographique, l'occupation des sols, dont le poids doit être pondéré [12]. Ces données sont ensuite intégrées et analysées par l'apport de la télédétection et des SIG permettant de fournir une estimation de la dégradation des sols à n'importe quel endroit du bassin versant.

L'ensemble des facteurs organisés en couches thématiques sous logiciel ArcGIS 10.1 (Fig. 2), permet d'avoir des cartes de sensibilité à l'érosion complétées par des constats effectués sur le terrain lesquels ont conduit à l'estimation des poids de la pondération des facteurs d'étude. La carte élaborée est un outil indispensable dans une démarche de lutte contre l'érosion. Elle permet de disposer d'une vue d'ensemble des zones menacées et de localiser les secteurs nécessitant une intervention prioritaire dans une perspective de gestion durable des sols [07].



Figure 2 : Organigramme des principales étapes à effectuer pour la cartographie des zones à risque d'érosion hydrique du bassin versant de l'oued Ardjem.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'approche utilisée pour la cartographie de la sensibilité à l'érosion hydrique est une évaluation qui s'appuie sur la pondération de chaque facteur avant d'effectuer leur superposition. Ces facteurs sont topographiques, facteurs lithologiques et de couvert végétal.

Dans cette étude d'élaboration de la carte des zones à risque d'érosion hydrique du bassin versant de l'oued Ardjem, il est nécessaire de passer par deux étapes importantes :

- Réalisation de la carte de fragilité des terres ;
- Réalisation de la carte de sensibilité à l'érosion hydrique.

La figure (3) présente le modèle builder conçu pour cette étude, et montre les différentes démarches et manipulations à suivre sur le logiciel ArcGIS 10.

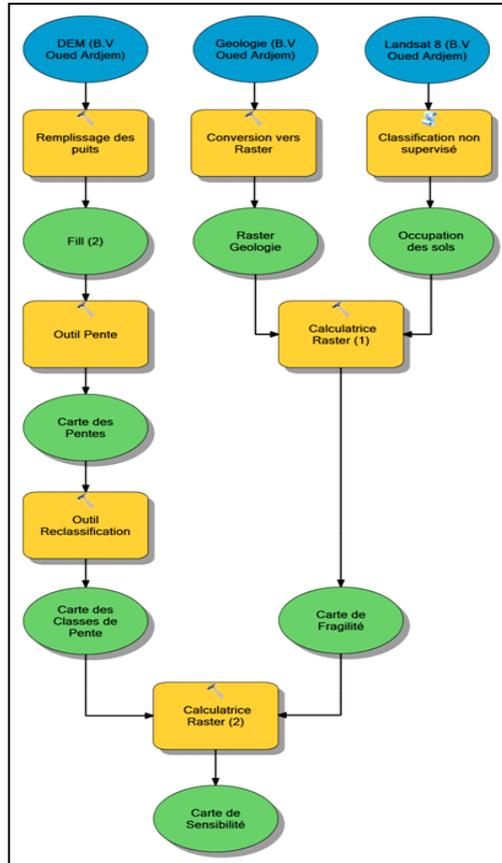


Figure 3. Modèle builder conçu pour l'élaboration de la carte de sensibilité à l'érosion.

II.1 Carte de fragilité des terres

L'identification de la fragilité des terres sur l'ensemble du bassin versant de l'oued Ardjem, s'est faite à l'aide du logiciel ArcGIS. Pour la réalisation de cette carte, nous avons procédé à une superposition de la carte géologique et la carte d'occupation.

Avant l'utilisation de carte géologique, un traitement de cette dernière est établi pour un classement des terres par degré de sensibilité des matériaux, qui dépend essentiellement des caractéristiques des sols, de leurs sensibilités à la battance et de la fissuration.

Pour aboutir à la carte de fragilité des terres, une matrice donnant le croisement des différentes occupations des sols simplifiées, résulte de la classification non supervisée de l'image satellitaire (Landsat 8) avec la géologie basée sur la logique et le phénomène physique de l'érosion hydrique (Tableau 1).

Tableau 1 : Classement des sols en fonction des caractéristiques lithologiques.

Etage	Description	A(Km ²)	A(%)	Friabilité des matériaux	Indice attribué
Holocène	Alluvions actuels	1,82	0,20	Très vulnérables	4
Miocène inférieur	Marnes avec des intercalations de minces plaques de grès et de bancs de limons.	19,89	2,14	Vulnérables	3
Oligocène	Marnes vert claires avec de faibles bancs de grès et de limon, en partie de marnes sableuses foncées.	67,56	7,26	Vulnérables	3
Eocène inférieur	Calcaires à Foraminifères, grès marins en alternance avec des marnes colorées.	37,04	3,98	Moyennement vulnérables	2
Crétacé supérieur	Importantes quantités de calcaires gris et dolomies.	438,73	47,16	Résistant	1
Crétacé inférieur	Marnes claires à verdâtres, pierres limoneuses.	329,05	35,37	Vulnérables	3
Jurassique supérieur	Domiance de marnes calcaires, grises et vertes alternant avec de faibles bancs de calcaire et de dolomites.	0,28	0,03	Moyennement vulnérables	2
Jurassique inférieur	Alternance de grès quartziques, dolomites, roches limoneuses et marnes.	1,47	0,16	Résistant	1
Trias	Grès durs et dolomies.	34,46	3,70	Vulnérables	3
Total		930,30	100		

A partir du résultat obtenu (tableau 2 et 3), La carte de fragilité des terres (Fig. 4) montre que les terres moyennement fragiles occupent 48% de la surface totale du bassin versant, et constituent la majeure partie Nord-est, et pour les terres fragiles, il est enregistré un taux de 25 %.

La répartition des terres très fragiles est faible, elle représente seulement 7% de la surface total du bassin, localisées beaucoup plus sur la partie Sud du bassin versant de l'oued Ardjem.

Tableau 2 : Règle de décision du degré de fragilité des terres

Géologique	Occupation des sols			
	C.V.P (1)	C.V.T (2)	S.L (3)	S.N (4)
Matériaux résistants (1)	1	1	2	3
Matériaux moyennement résistants (2)	1	2	3	3
Matériaux vulnérables (3)	2	2	3	4
Matériaux très vulnérables (4)	2	3	4	4
C.V.P: Couvert végétal permanent; C.V.T: Couvert végétal temporaire;		S.L : Sols labourés : S.N : Sols nus.		

Tableau 3. Superficie et pourcentage des classes de fragilité des terres.

N° de classe	Classe de fragilité	Superficie (km ²)	Pourcentage (%)
1	Terres peu fragiles	178.40	19
2	Terres moyennement fragiles	450.34	48
3	Terres fragiles	235.81	25
4	Terres très fragiles	65.75	07
Total		930.30	100

La répartition des terres très fragiles est faible, elle représente seulement 7% de la surface total du bassin, localisées beaucoup plus sur la partie Sud du bassin versant de l'oued Ardjem.

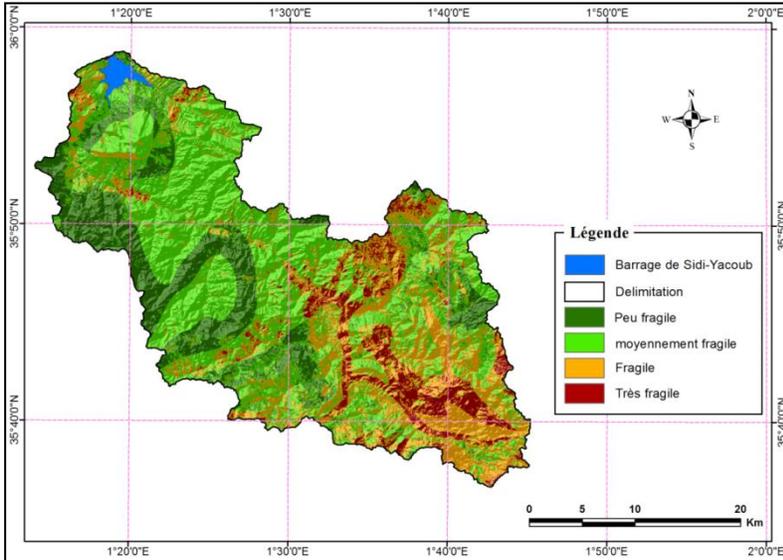


Figure 4 : Carte de fragilité des terres du bassin versant de l'oued Ardjem.

II.2 Carte de sensibilité à l'érosion hydrique

La réalisation de la carte de sensibilité à l'érosion a été faite par la combinaison de la carte de fragilité des terres résultent de la première étape, et la carte des pentes obtenues par le traitement de la grille MNT (Tableau 4).

Tableau 4 - Règle de décision du degré de sensibilité à l'érosion hydrique.

Fragilité des terres	Pentes			
	(0 - 3) % (1)	(3 - 12,5) % (2)	(12,5 - 25) % (3)	> (25 %) (4)
Terres peu fragiles (1)	1	2	3	3
Terres moyennement fragiles (2)	1	2	3	3
Terres fragiles (3)	2	3	4	4
Terres très fragiles (4)	2	4	4	4

Tableau 5 - Superficie et pourcentage des classes de sensibilité à l'érosion.

N° de classe	asse de fragilité	uperficie (km ²)	urcentage (%)
1	Faible sensibilité	14,98	02
2	oyenne sensibilité	82,52	09
3	Sensible	586,85	63
4	Très sensible	245,95	26
Total		2390	100

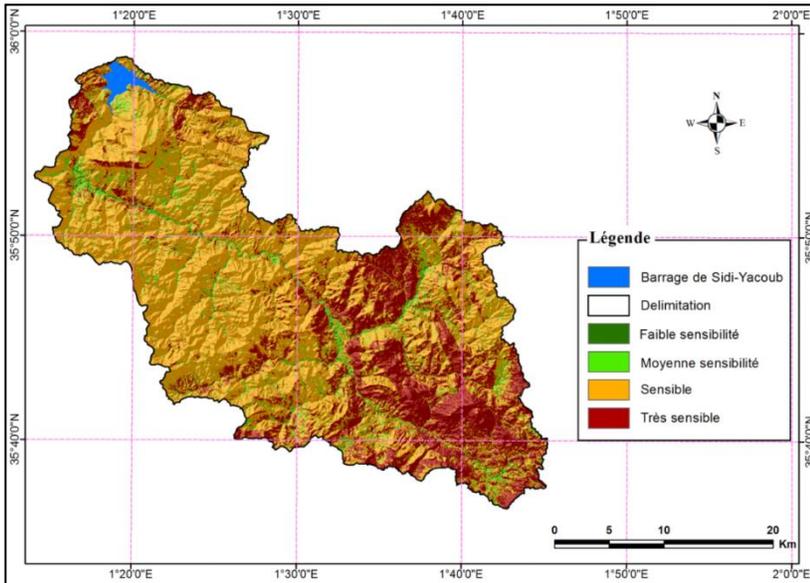


Figure 5 : Carte de sensibilité des sols à l'érosion hydrique du bassin versant de l'oued Ardjem.

A partir du croisement de la carte de fragilité des terres avec la carte des pentes, à l'aide d'une matrice appropriée présentée dans le tableau 2. Le résultat du croisement met en évidence quatre classes de sensibilité des sols à l'érosion (Tableau 4 et Fig.5) : des sols sensibles à l'érosion hydrique, apparus sur l'ensemble du bassin versant, présentent 63 % de la totalité de la surface.

Concernant les zones très sensibles, occupent environnent 26 % de la surface totale du bassin versant et se localisent essentiellement sur la partie Sud du bassin d'où l'existence du couvert végétale est faible.

Les deux classes, faible et moyenne sensibilité représentent seulement 11% de la totalité de la surface du bassin versant de l'oued Ardjem. Elles sont réparties généralement sur les zones à faible pente (0 - 3 %).

Conclusion

Dans cette étude, la méthode appliquée a été adoptée pour cartographier le phénomène d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'oued Ardjem, afin d'élaborer la carte de sensibilité des sols à l'érosion hydrique. Cette démarche comprenant deux phases : l'élaboration et le croisement des cartes thématiques. Pour cela, nous avons pris en compte les trois facteurs dominants (Lithologie, Pente et Couvert végétal). Ce qui nous a permis d'estimer le degré de sensibilité résultante tout en affectant un poids spécifique à chacun des trois facteurs. L'élaboration de cette carte de sensibilité, permet d'envisager un programme d'aménagement anti-érosive dans la zone d'étude.

Références bibliographique

1. A. Abdelbaki, C. Abdelbaki, E. Ouldache, H. Semmar. Mise en place d'un système d'information géographique pour l'élaboration d'un plan d'aménagement de protection antiérosive. Cas du sous-bassin versant de l'oued Bouguedfine, wilaya de Chlef, Algérie. *Revue Nature et Technologie*, 2009, N° 01, pp 24 - 32.
2. B. Bachaoui, M. Bachaoui, A. El Harti, A. Bannari, A. El Ghmari. Cartographie des zones à risque d'érosion hydrique : exemple du Haut Atlas Marocain. *Revue télédétection*, 2007, Vol.7, N° 1-2-3-4, pp 393-404.
3. D. Anteur, A. Labani, M. Khalladi, M. Gliz. Contribution à l'évaluation et à la cartographie de la sensibilité à l'érosion hydrique des sols du sous bassin versant de l'oued de Saida (Ouest de l'Algérie). *European Scientific Journal*, 2014, vol.10, n° 27, pp 142-153.
4. H. Tanyas, C. Kolat, M. L. Suzen, A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology*, 528 (2015) 584-598.

5. K.G. Renard, D.C. Yoder, D.T. Lightle, S.M. Dabney, Universal Soil Loss Equation and Revised Universal Soil Loss Equation in Handbook of Erosion Modelling, R.P.C. Morgan and M.A. Nearing., eds, Blackwell Publishing Ltd, 2011, pp. 136-167
6. M. Tourki. Etude de l'érosion et du transport solide dans le bassin versant de l'Oued Kébir Est Nord-Est Algérien. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie, 2010.
7. O. Hajji, S. Abidi, T. Hermassi, H. Habaieb, M.M. Raouf. Cartographie de la vulnérabilité multifactorielle à l'ensablement des lacs collinaires de la Tunisie centrale, 2015, IJIAS Vol. 10 N°1, pp 41251-1266
8. P. Panagos, K. Meusburger, C. Ballabio, P. Borrelli, C. Alewell, Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS, Science of the Total Environment 479–480 (2014) 189–200.
9. R. Hessel, V.G. Jetten, B. Liu, Y. Qiu, Evaluating effects of soil and water management and land use change on the loess plateau of China using LISEM in Handbook of Erosion Modelling, R.P.C. Morgan and M.A. Nearing., eds, Blackwell Publishing Ltd, 2011, pp. 223-248
10. R.P.C. Morgan, R.J. Rickson, Wind erosion control in Slope stabilization and Erosion Control, R.P.C.Morgan and R.J.Rickson., eds, E & FN Spon, 1995, pp. 203-232
11. R.P.C. Morgan, Water erosion control in Slope stabilization and Erosion Control, R.P.C.Morgan and R.J.Rickson., eds, E & FN Spon, 1995, pp. 139-202
12. S. Bouguerra, A. Bouanani. Cartographie qualitative de la sensibilité du sol à l'érosion hydrique : Cas du bassin versant oued Boukiou (Nord-ouest de l'Algérie). Étude et Gestion des Sols, 2016 Vol.23, pp 91-100.
13. T. Brossard, J. Cavailhes, M. Hilal, D. Joly. Les paysages périurbains et leur prix. Presses Université de Franche-comte, Intelligence territoriale, 2006, 201 pages
14. X. Ma, Y. He, J. Xu, M. Noordwijk, X. Lu, Spatial and temporal variation in rainfall erosivity in a Himalayan watershed, Catena 121 (2014) 248–259

Risque d'inondation par débordement de la Medjerda (Tronçon Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem)

Ichrak Khammessi I, Jalel Aouissi 2, Hamadi Habaieb 3

¹Doctorante, Institut National Agronomique de Tunisie, 43, Avenue Charles Nicolle 1082 -Tunis- Mahrajène
TUNISIE E-mail ichrak.khammessi93@gmail.com.

² Maitre-assistant, Institut National Agronomique de Tunisie E-mail jalelinat@gmail.com

³ Professeur, Institut National Agronomique de Tunisie, E-mail habaieb.hamadi@yahoo.fr

Résumé

Dans le Nord-Ouest tunisien, les inondations constituent le risque naturel le plus répandu. En effet, ce problème se pose sérieusement au niveau du bassin-versant de la Medjerda. La plaine de Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem est la zone la plus touchée par ce fléau. Elle se présente sous la forme d'une cuvette qui collecte les eaux ruisselées et favorise leur expansion et le prolongement de la durée de leurs stagnations. Suite aux fortes inondations qui ont touché le nord de la Tunisie en janvier 2003, notre intérêt a porté sur la modélisation de la propagation des crues de la Medjerda afin de caler les paramètres de simulation pour délimiter les zones à fort risque d'inondation à travers la cartographie de la crue du février 2015 qui a gravement touché le paysage urbain et périurbain de la plaine. Elle se base sur l'identification du risque comme étant un croisement spatialisé entre l'aléa hydraulique (le phénomène physique) et la vulnérabilité (la sensibilité des enjeux de la zone envers ce phénomène). [2]. La cartographie de l'étendu de l'aléa hydraulique a été déterminée à travers une simulation bidimensionnelle de la crue de février 2015 d'oued Medjerda (Tronçon Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem) via la nouvelle version du logiciel HEC RAS 5.0. [3]. Le résultat de la simulation a montré que la crue a atteint des hauteurs de plus de 1.5 mètres en moyenne au niveau des zones inondées. Ce résultat a été validé visuellement sur l'étendue de la crue observée sur une image Radar Sentinel 1 acquise le 26 Février 2015 au moment de la crue. [4]. L'évaluation de la vulnérabilité des enjeux de la zone a été effectuée selon la méthode d'évaluation de l'inondabilité qui consiste à croiser les différents facteurs favorisant le phénomène « inondation » tels que la topographie, la lithologie, les enjeux et la densité de drainage du réseau hydrographique. Les résultats obtenus ont montré que la plaine de la zone est caractérisée d'une vulnérabilité intense. Le croisement de l'aléa « inondation » et la vulnérabilité des enjeux de la zone a permis de montrer que les régions fortement inondées s'étendent sur une superficie importante supérieure à 300 km² et couvrent essentiellement des zones urbaines. Ce travail constitue un outil important pour l'aide à la décision pour les parties prenantes et la gestion de risque d'inondation et éventuellement installer un système d'alerte pour contrôler les dégâts et se préserver contre cette catastrophe.[5]

Mots-clés : Crue– Simulation2D–Cartographie–Aléa–Vulnérabilité–Risque Inondation.

Risk of overflow flooding of the Medjerda River (Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem section)

Abstract

In the northwest of Tunisia, floods are the most widespread natural hazard. Indeed, this problem arises seriously in the watershed of the Medjerda. The plain of Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem is the most affected region by this scourge. It has the form of a basin which collects the dripped waters and which is characterized by a hydrological regime facilitating then the expansion of the floodwaters and making the period of their stagnation longer. This study tends to delineate regions with a high risk of flooding through the mapping of the flood of February 2015 after timing simulation's parameters within the flood event of January 2003, which seriously affected the urban and peri-urban landscape of the plain. It is based on the identification of risk as a spatialized cross between hydraulic hazard (the physical phenomenon) and vulnerability (the sensitivity of the components of the area to this phenomenon). The hydraulic hazard was determined by a two-dimensional simulation of the flood of February 2015 of Oued Medjerda (Ghardimaou-Jendouba-Bou Salem section) via the new version of the HEC RAS 5.0 software. The results showed that the flood reached heights of over 1.5 meters on average in flooded areas. These results were validated visually with the extent of the flood observed on a satellite image Radar Sentinel 1 acquired on 26 February 2015 in the moment of the event. The assessment of the vulnerability of the area components was carried out according to the flood assessment method, which consists in crossing the different factors leading to the phenomenon of "flooding" such as topography, lithology, region components and the density of gutter of the area's water system. The results obtained showed that the case study's plain is endowed with an intense vulnerability. The crossing of the "flood" hazard and the vulnerability of the area's issues have shown that the highly flooded regions extend over a large area equal to and mainly cover urban areas with approximately 300 km² surface of the town of Bou Salem. This work is an important tool for helping to make decision by stakeholders and to manage flood risk and possibly installing a warning system to control the damage and protect against this disaster.

Key Words: Flood-2D Simulation–Flood mapping–Hazard–Vulnerability–Flood risk.

I. INTRODUCTION

Dans le monde, les inondations sont classées parmi les catastrophes les plus dévastatrices qui sont engendrées par la conjonction de plusieurs facteurs d'origine naturelle et anthropique. Elles ont toujours causé des dégâts importants défigurant ainsi les paysages urbains, périurbains et ruraux à cause du débordement des cours d'eaux et des réseaux des eaux pluviales suite à des crues exceptionnelles ayant des intensités très importantes [1]

Les inondations constituent l'aléa naturel le plus répandu en Tunisie. Aujourd'hui, le problème se pose sérieusement dans le bassin versant de la Medjerda, particulièrement dans la plaine de Jendouba - Bou Salem. Le paysage de la plaine a été inondé par les eaux au moins 5 fois depuis le début du XXIe siècle. Ces crues ont rappelé l'intensité des dangers qui pèsent lourdement sur les différents enjeux de la zone. [2]

C'est dans ce cadre, que s'inscrit le thème de ce projet de recherche en gestion durable des ressources en eau, « Le risque d'inondation par débordement de la Medjerda à l'amont du barrage Sidi Salem ». Bien que les mesures techniques comme la réalisation des ouvrages hydrauliques de protection jouent un rôle important dans la maîtrise des crues mais ne semblent pas suffisantes pour diminuer les dégâts occasionnés. Donc, il est nécessaire d'établir une base de données de cartes de risque d'inondation. [3]

La cartographie du risque d'inondation dans le site de l'étude fait intervenir dans une première partie un chapitre détaillant les notions de base en hydrologie et hydraulique à surface libre impacts du phénomène inondation sur les enjeux et les approches de la simulation du risque. On s'y intéresse également aux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des enjeux et la cartographie du risque engendré. [4]

L'autre chapitre se rapporte sur la présentation de la zone d'étude et de son milieu physique. La deuxième partie concerne la simulation bidimensionnelle de l'aléa hydraulique sur la base de la crue de mois de février 2015 après le calage de ses paramètres grâce à une crue caractéristique qui est celle de Janvier 2003 en utilisant le logiciel HEC RAS 2D 5.0. [5]

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'oued Medjerda est le plus important de la Tunisie ; il prend sa source près de Souk-Ahras (dans le Constantinois Algérien) puis coule vers l'Est avant de se jeter dans la mer Méditerranée (golf de Tunis). Il parcourt une longueur de 484 Km en Tunisie. Son régime est typiquement méditerranéen et présente une forte irrégularité. Avec ses affluents, il collecte de l'ouest vers l'est la majeure partie des eaux de surface du nord de la Tunisie et véhiculent en moyenne près d'un million de mètres cubes d'eau par an soit environ la moitié des eaux superficielles disponibles sur l'ensemble du pays. Son bassin coupe la Tunisie dans sa diagonale, selon une orientation Sud-Ouest/Nord-Est et fait partie de la Tunisie tellienne.

Dans notre cas d'étude, on se limite à la partie haute vallée de la Medjerda et plus précisément entre la ville de Ghardimaou et la ville de Bou Salem dont le cadre géographique est illustrée dans la figure suivante [6]

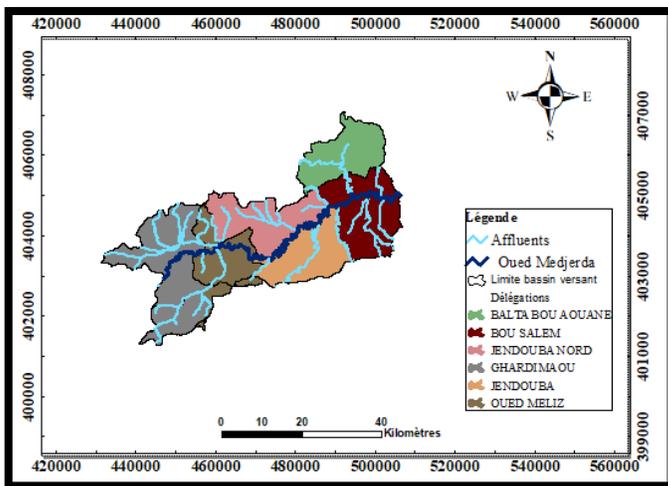


Fig. 1 – Cadre géographique de la zone d'étude.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Cartographie de la vulnérabilité des enjeux

Les enjeux sont définis comme des éléments occupant un territoire donné, décrits en termes spatial (localisation) et fonctionnel (à usage d'habitation, à vocation agricole...etc.). L'évaluation de la vulnérabilité des enjeux est basée sur la classification établie dans les travaux de Manche en 2006 comme le montre le tableau n°1 suivant :

Tab. 1 – Recodage des classes des enjeux de la zone d'étude [7].

Les enjeux	Indice	Type de vulnérabilité
Sols nus	1	Très Faible
Forets	2	Peu Faible
Terrain agricoles : Arboriculture fruitière	3	Faible
Terrains agricoles : Céréaliculture	4	Moyenne
Zone urbaine : Densité faible	5	Forte
Zone urbaine : Densité élevée	6	Très Forte

Après le recodage qui consiste au reclassement des valeurs initiales attribuées aux classes de la couche occupation du sol déjà abordée dans le chapitre de la présentation du cadre de l'étude, on a pu obtenir la carte du classement des niveaux de différents enjeux qui est illustrée dans la figure n°2 suivante :

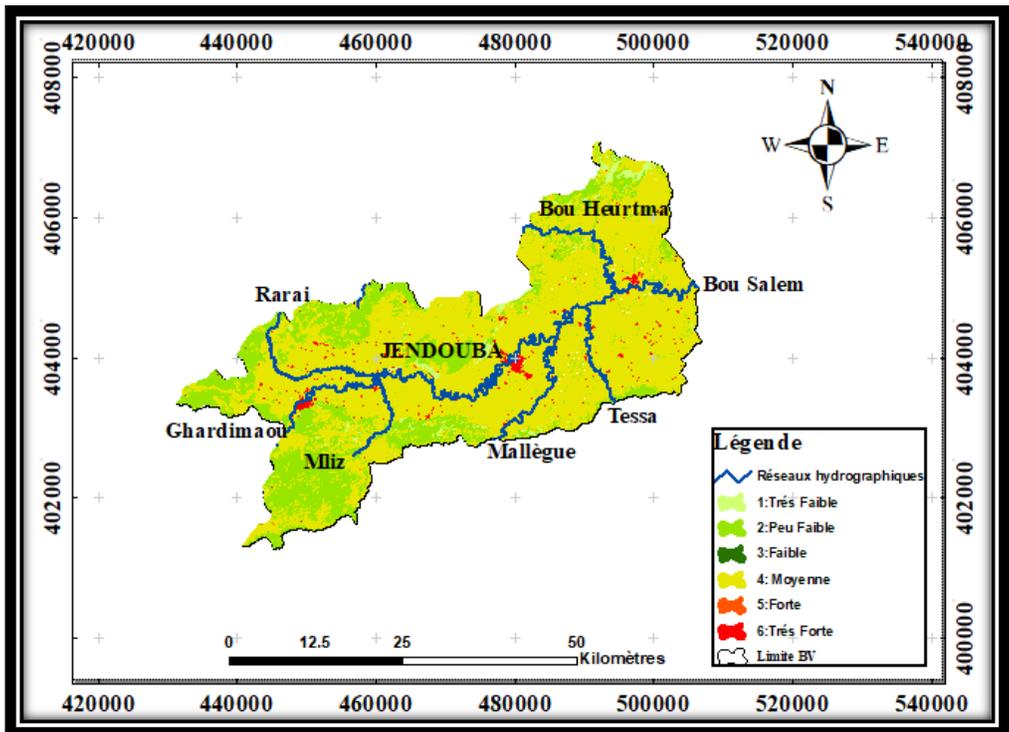


Fig. 11 – Cartographie des enjeux de la zone d'étude.

3.2. Cartographie du risque

En se basant sur les travaux de Manche en 1998 et moyennant la fonction « raster calculator » de l'outil SIG, on a pu déterminer la carte de risque d'inondation de la zone d'étude illustrée dans la figure n°3 suivante :

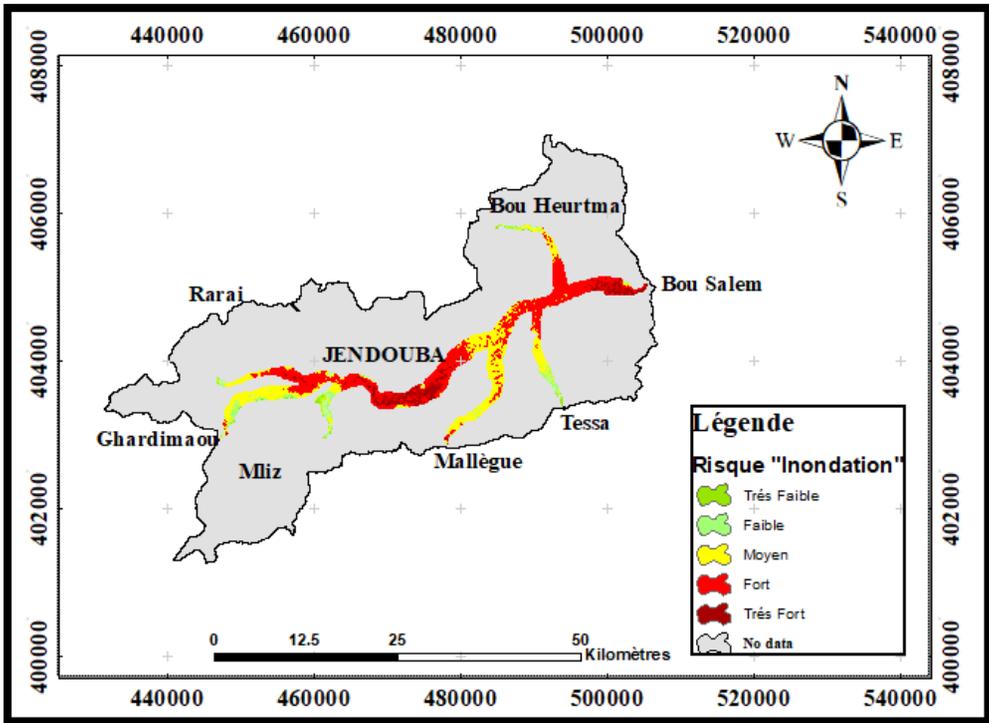


Fig. III– Carte du risque d inondation de la zone d etude.

Les zones les plus proches du tronçon et ses affluents sont gravement touchées par ce phénomène. Les méfaits des inondations sur le paysage urbain et périurbain sont très significatifs. Selon la lecture des résultats obtenus et en s'appuyant sur la lecture du paysage de la plaine inondée à travers les photos illustrées au niveau de la figure n°5-4 on remarque que la crue du février 2015 a causé la défiguration du paysage urbain et périurbaine dans la région d'étude. Cela se manifeste surtout à travers l'élargissement de la section des oueds suite à un recul des berges et la mise en place de nappes alluviales dans les zones basses du lit majeur du cours d'eau. Le sapement des berges présente une menace sérieuse pour les habitants et risque d'endommager les infrastructures et les habitats. L'étalement des alluvions entraîne de son côté des pertes économiques considérables. La ville de Bou Salem qui est située en aval de trois principaux affluents, a subi plus de dégâts que la ville de Jendouba et représente un pourcentage important « risque très élevé » qui est égal à 15 % des zones inondées de la délégation représentent un risque très élevé à élevé qui s'étalent sur une superficie de plus de 50 km². [8]

CONCLUSION

La zone d'étude drainé par oued Medjerda (Tronçon Ghardimaou-Jendouba –Bou Salem) est fortement menacée par les crues vue la conjugaison de plusieurs facteurs à savoir sa localisation dans une zone de sols de structure et texture pauvres, une faible pente et un réseau hydrographique doté d'une densité de drainage médiocre.

La crue survenue pendant le mois de février 2015 après sa simulation en 2 dimensions avec le logiciel HEC RAS 5.0 après le calage de ses paramètres moyennant la crue de janvier 2003 représente un aléa classé de fort à très fort défigurant ainsi le paysage urbain et périurbain de la plaine.

La cartographie de cette crue a permis de discerner les zones de remontée des crues au niveau des berges de l'Oued Medjerda. Elle a permis, aussi, de définir les sites les plus vulnérables à l'inondation. La carte de risque élaborée a montré que la ville de Bou Salem est le plus affecté par ce phénomène cela peut être expliqué par sa situation en amont du barrage Sidi Salem qui présente des lâchers de débits très importants. Alors que la ville de Jendouba représente un risque moyen à élevé, cela peut être expliqué par sa localisation plus lointaine du barrage et en troisième lieu, on trouve la ville de Ghardimaou. La situation dans la zone d'étude a été toujours alarmante 42 ans après la première crue qui l'a frappée, la région souffre encore de ce risque.

Ce travail laisse entrevoir plusieurs perspectives de recherches qui peuvent être appliquées au bassin versant de la Medjerda au niveau de ces différentes stations tels que :

- Les méthodes de reconstitution et de prévision des crues.
- la modélisation déterministe en temps réel de la propagation des crues dont l'objectif de la prévision.

Références

- [1] Abidi S., 2011, Essai de reconstitution et de prévision des crues aux stations principales de la Medjerda à l'amont du barrage de Sidi Salem (Tronçon Ghardimaou – Jendouba – Bou Salem), Mastère de recherche, Ecole Supérieure des Ingénieurs de l'Equipement Rural de Medjez El Bab.128p.
- [2] Beloulou L., 2008, Vulnérabilité aux inondations en milieu urbain. Cas de la ville d'Annaba (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat d'Etat, hydrologie, université BADJI MOKHTAR-ANNABA, Algérie, 320 p.
- [3] CARADOT, N.et al, 2010, L'évaluation du risque de débordement des systèmes de gestion des eaux urbaines : contributions méthodologiques de deux cas d'études (Lyon et Mulhouse). NOVATECH Session 1.9, pp.1-12.
- [4] Refsgaard J.C., et Vazquez R. F., Feyen L. et Feyen J., 2002: Effect of grid size on effective parameters and model performance of the Mike Settle code. Hydrological process, 16.
- [5] Winston, W.E., Criss, R.E., 2002: Isotopic and geochemical variations in the Missouri River. Environmental Geology in press.
- [6] Manche, Y.2006. « Propositions pour la prise en compte de la vulnérabilité dans la cartographie des risques naturels prévisibles. » - Revue de Géographie Alpine, n°2, t. 85, pp49-62.
- [7] Manche Y. (1998) – « Cartographie multirisques : une méthode semi-automatique. » - *Ingénieries - E A T, n° spécial Risques naturels* - pp 115-119.
- [8] Fehri N., 2014. L'aggravation du risque d'inondation en Tunisie : éléments de réflexion. Phisyo-Géo, volume 8, 149-175.

Evaluation du degré de vulnérabilité à la pollution de la nappe libre Bouteldja et de délimitation des périmètres de protection

Habiba MAJOUR & Nassima SEDRAI

1 : Laboratoire de Géologie, Université Badji Mokhar, Annaba.)

yah_majour@yahoo.fr(0021338876265)

*2 : Laboratoire Ressources en eau et développement durable, université
Badji Mokhar, Annaba, nassimasedrati@yahoo.fr(0021338876265)*

Résumé

L'objectif du présent travail, est d'évaluer le degré de la vulnérabilité à la pollution de la nappe libre Bouteldja et de délimiter les périmètres de protection des captages d'eau en vue d'une exploitation rationnelle et durable de ces ressources naturelles. Le degré de vulnérabilité à la pollution des eaux de ce système a été déterminé par l'application d'une méthode basée essentiellement sur les caractéristiques hydrogéologiques et hydrodynamiques de l'aquifère.

L'approche méthodologique suivie et les résultats obtenus ont mis en évidence, une répartition inégale des zones de vulnérabilités à la pollution des eaux souterraines du massif dunaire Bouteldja. En effet, deux niveaux de vulnérabilité à la pollution ont été dégagés :

- une zone à forte vulnérabilité couvrant 38.46% du territoire de la nappe,
- l'autre, caractérisée par une moyenne vulnérabilité occupant 61.53% de la superficie du système aquifère.

L'implantation des périmètres de protection au sein du massif dunaire s'avère indispensable, particulièrement dans la zone à forte vulnérabilité et ce afin de renforcer les mesures de protection et de conforter les moyens de gestion.

Mots clés : Vulnérabilité, Protection, Eaux souterraines, Massif Dunaire de Bouteldja.

Abstract

The objective of the present work is to evaluate the degree of vulnerability to pollution of the Bouteldja open water and to delineate the perimeters of protection of water catchments with a view to a rational and sustainable exploitation of these natural resources. The degree of vulnerability to water pollution of this system was determined by the application of a method based mainly on the hydrogeological and hydrodynamic characteristics of the aquifer.

The methodological approach followed and the results obtained revealed an uneven distribution of the zones of vulnerability to the groundwater pollution of the dune massif Bouteldja. Indeed, two levels of vulnerability to pollution have been identified:

- an area of high vulnerability covering 38.46% of the territory of the aquifer,
- the other, characterized by a medium vulnerability occupying 61.53% of the surface of the aquifer system.

The implementation of protection perimeters in the dune massif is essential, particularly in the highly vulnerable area to reinforce protection measures and reinforce the management resources.

Key words: Vulnerability, Protection, Groundwater, Dunaire Massif of Bouteldja.

1. Introduction

La pollution constitue un risque permanent de limitation des ressources en eaux souterraines (Ledoux, 1986). L'urbanisation croissante et le développement économique contribuent à la dégradation quantitative et qualitative des eaux souterraines (Aoun-Sebaiti et al., 2008). La protection et la préservation de ces ressources sont une nécessité de primordiale particulièrement dans les zones arides où l'eau souterraine constitue la principale source hydrique (Hani et al., 2003). Ainsi la cartographie de la vulnérabilité des nappes à la pollution se présente comme un outil efficace pour limiter et contrôler les risques de dégradation de la qualité de ces eaux (Djabri et al., 2003, Lamouroux and Hani, 2006). Dans cette thématique, le champ captant du massif dunaire de Boutheldja dans la wilaya d'El Tarf particulièrement est touché par ce problème du fait de la démographie croissante des centres riverains et du développement continu des secteurs industriels et agricoles. En effet, les rejets liquides d'origines domestiques et industrielles générés par les agglomérations de Boutheldja, Berrihane, Sebaa, Righia, Oum el Agareb, Bou Abed, Klabia et Lac des oiseaux sont déversés directement dans la plaine de Boutheldja d'une façon précaire et sans traitement préalable. L'objectif de cette étude est de déterminer la qualité des eaux souterraines du système aquifère de Bouteldja, de délimiter les zones vulnérables à une éventuelle pollution et d'établir des périmètres de protection pour les ouvrages de captage afin de préserver la qualité des ressources en eaux de cette région.

2. Matériels et Méthodes

2.1. Présentation du site

La zone d'étude se localise dans la partie orientale de l'Algérie, à l'extrême Est de la plaine alluviale d'Annaba. Elle se situe dans le territoire de la wilaya d'El Tarf, répartie sur les communes de Bouteldja et Berrihane. Elle fait partie du bassin versant de la Mafragh d'une superficie d'environ 2660 Km². Dans sa partie Sud et Est cette zone est ceinturée par une zone montagneuse typique du tell algérien. Le système se compose essentiellement d'une plaine alluviale résultant des dépôts de l'oued Kebir Est et de ces affluents sur une superficie de 40 Km² et d'un massif dunaire d'une superficie d'environ 160 Km². Plusieurs travaux réalisés sur la région d'étude, ont montré que la structure hydrogéologique du massif dunaire de Bouteldja est composée de deux nappes :

- Une nappe libre : exploitée par un grand nombre de forages et composée essentiellement des sables.
- Une nappe profonde reconnue par les forages profonds constituée de graviers.

2.2. Méthodologie.

La détermination des caractéristiques physicochimiques des eaux du massif dunaire de Bouteldja est basée sur les résultats analytiques de 6 forages bien répartis dans la zone d'étude. Les données des analyses chimiques ont été récoltées au près de l'agence nationale des ressources hydriques de la wilaya d'Annaba.

Dans cette étude, les données analytiques ont été traitées par des méthodes multidimensionnelles (l'Analyse en Composantes Principales, ACP), en utilisant le logiciel STATISTICA.

3. Résultats et discussion

Une ACP globale de l'ensemble des données relatives aux eaux de 19 forages montrent que les deux premiers facteurs (F1, F2) fournissent une inertie expliquée de 64,72% qui semble assez bonne, compte tenu de l'inertie moyenne et du nombre important d'échantillons analysés (28) et des variables (19) prises en compte). Nous avons aussi sélectionné le 3^e facteur (F3) de façon à augmenter le pourcentage d'inertie (76,28%) et accéder à plus d'information. Sachant que le pourcentage cumulé qui tend lentement vers 100

% traduit la complexité des influences qui s'exercent sur le chimisme des eaux.

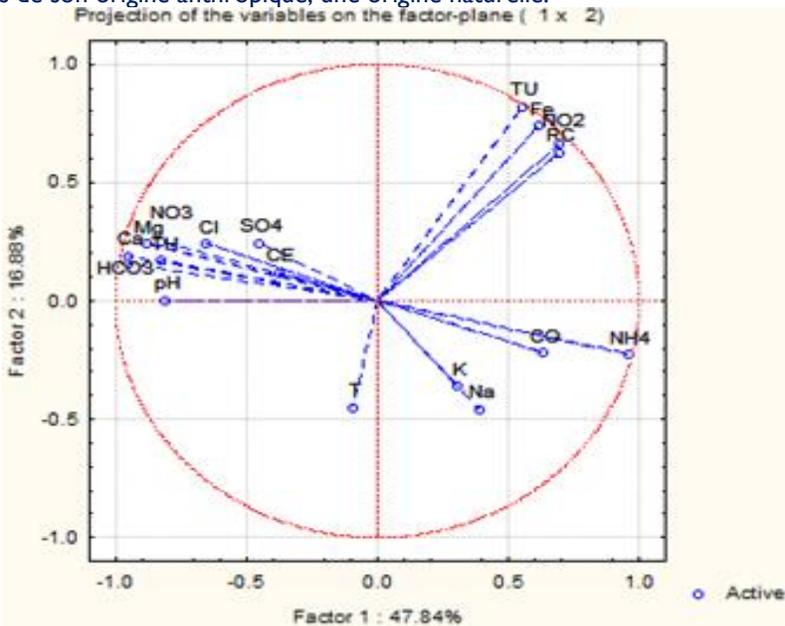
La matrice de corrélation entre les différents paramètres analysés (19 éléments) montre que certaines variables (prises deux à deux) sont bien corrélées (coefficients très significatifs dépassant 0,7), notamment entre les couples d'éléments :

pH-HCO₃ (r = 0,777) ; TU-RS (r = 0,876) ; TU-NO₂ (r = 0,949) ; TU-Fe (r = 0,964) ; RS-NO₂ (r = 0,839) ; Fe-RS (r = 0,825) ; NO₃-TH (r = 0,985), TH-Ca (r = 0,826), TH-HCO₃ (r = 0,798). Ces corrélations hautement significatives, peuvent situer éventuellement l'origine de ces éléments (naturelle ou anthropique), notamment ceux qui contribuent à la minéralisation des eaux (Cl, HCO₃, TH, RS, Ca, Mg, Na et K).

- Facteur 1 : Dans le plan factoriel 1-2, l'axe F1 exprime le plus d'information puisqu'il absorbe 47,84% de la variance totale. Ce qui permet d'attribuer une signification à ce facteur (**Fig.1**). Celui-ci est défini par les éléments chimiques constituant la minéralisation des eaux.

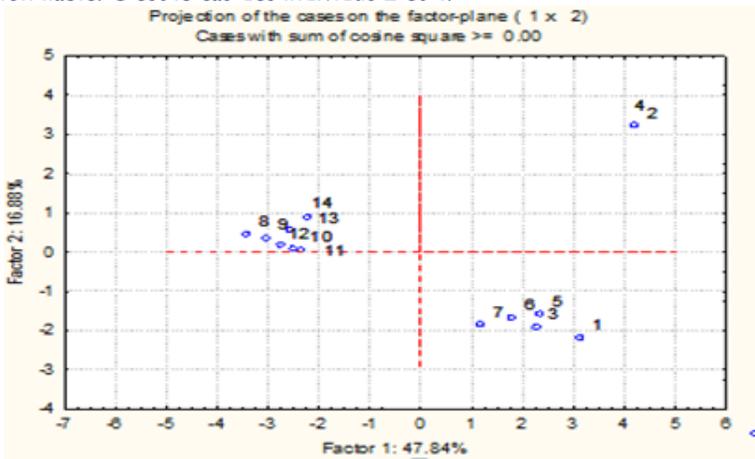
Le regroupement de ces variables suivant l'axe F1, indique que ce facteur explique les mécanismes prépondérants d'acquisition de la minéralisation des eaux de la nappe de. La bonne corrélation qui existe entre les différentes variables définissant ce facteur F1, traduit une origine commune de la plupart de ces ions. Il convient cependant de noter que Ca, Mg, HCO₃ et TH contribuent aussi significativement au pôle de la minéralisation que les paramètres Cl et SO₄ et les oppose essentiellement au NH₄. On en déduit que l'axe 1 met en évidence les rôles primordiaux dans le chimisme des eaux par la matrice rocheuse (par dissolution des éléments) et aux activités anthropiques notamment l'activité agricole.

Cependant, l'association du cuivre (Cu) aux éléments de la minéralisation sus cités révèle que celui-ci aurait en plus de son origine anthropique, une origine naturelle.

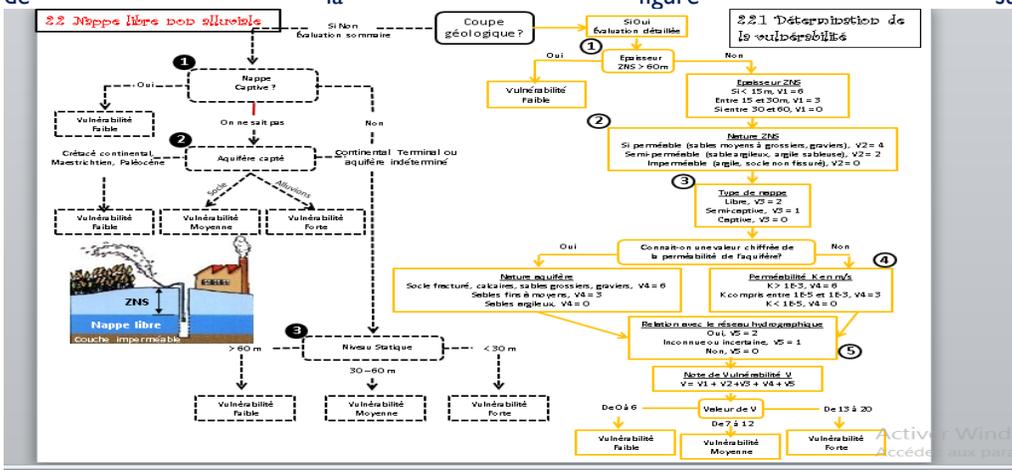


- Facteur 2 : L'axe 2 avec plus de 16% de l'inertie totale, est caractérisé par une famille d'eau formée par les ions NO₃, NO₂, Fe et les oppose à la T°C. Cette opposition met en évidence le rôle important de la température sur la décomposition de la matière organique et sur la charge microbienne. Si le facteur F1 exprime une minéralisation, le facteur F2, par contre discrimine une pollution liée aux activités agricoles, définie par une température élevée et une charge importante en nutriments et en matières organiques, témoins d'une contamination anthropique.

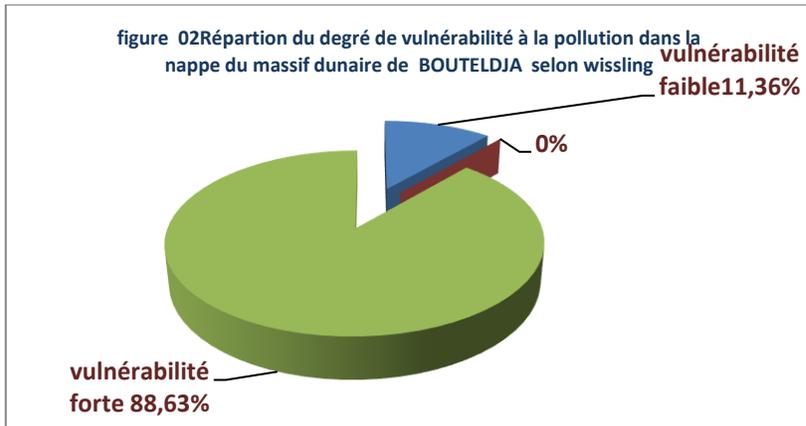
Espace des individus : L'encombrement des individus sur les diagrammes 1-2 (Fig...) permet de synthétiser et de confirmer avec précision les observations illustrées sur les cercles de corrélations des variables 1-2. En effet, deux familles d'eaux se distinguent clairement : La première correspond à des eaux relativement minéralisées par rapport à l'ensemble et regroupent les individus 8, 9, 10, 11, 12,13 et 14;La seconde marque les eaux riches essentiellement en NO₂, NO₃, et NH₄déterminant ainsi une pollution due aux activités anthropiques particulièrement agricole sachant que la région est à vocation agricole. Cette famille regroupe les individus 1, 3, 5, 6 7. Néanmoins, certains individus se détachent de l'ensemble à la périphérie et ne permettent pas de tirer une interprétation fiable. C'est le cas des individus 2 et 4.



Dans le cadre de la présente étude, notre choix s'est porté sur l'application d'une méthode basée sur les caractéristiques hydrogéologiques et hydrodynamiques de l'aquifère représentée par le logigramme de la figure suivante :



Les résultats de l'estimation de vulnérabilité du massif dunaire de Bouteldja sont illustrés dans le tableau ci-dessous.



4. Conclusion

Les résultats d'analyses physico-chimiques obtenus ont mis en évidence des concentrations en éléments physicochimiques conformes aux normes de potabilité. Néanmoins, l'impact de l'activité agricole sur les eaux souterraines du massif de Bouteldja est mis en évidence par l'évaluation relative des teneurs en nitrites (NO₂), nitrates (NO₃) et ammonium (NH₄⁺). En s'appuyant sur la méthode de l'analyse en composantes principales (A.C.P), il en ressort que les variations du chimisme des eaux du système aquifère de Bouteldja sont influencées par deux facteurs:

➤ Le 1er facteur est un facteur de minéralisation lié à la lithologie du terrain pour la quasi-totalité des minéraux.

➤ Les 2e et 3e facteurs, expriment l'influence des activités anthropiques. Par ailleurs, l'association des nitrites, nitrates et ammonium dévoile une pollution domestique et agro-pastorale. La cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la nappe libre du massif dunaire, établie sur la base de la méthode d'estimation de la vulnérabilité (Logigramme), basée essentiellement sur les coupes géologiques des forages, a fait ressortir deux classes de vulnérabilités : La première correspond à une zone de vulnérabilité forte couvrant la quasi-totalité du territoire de la nappe, soit 90.49 %. La deuxième classe d'une moyenne vulnérabilité occupant seulement 9.53 % de la superficie de la nappe. Par ailleurs pour estimer les temps de transfert de pollution, la mise en place d'un périmètre de protection reste un outil idéal pour aviser et réduire toute cause de pollution susceptible de nuire à la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude.

Références bibliographiques

A. Hani, J. Mania, L. Djabri et J. Mudry (2003). Identification des apports latéraux et de drainage partir des réponses chimiques et isotopiques : cas du système aquifère Annaba-Bouteldja. *Africa Géosciences Review* vol. 10, no 3, pp. 267-280.

L. Djabri, R. Laouar, A. Hani, J. Mania & J. Mudry (2003). The origin of water salinity on the Annaba coast (NE Algeria). *IAHS Publ. No 280*, pp. 229-235.

B. Aoun-Sebaiti, A. Hani, S. Lallahem, L. Djabri, E. Carlier (2008). Characterizing the Multi-criteria Parameters of Integrated Water Management Model in Annaba Region. *Symposium IHP 2008, Capri, Italy, October 2008*.

C. Lamouroux and A. Hani (2006). Identification of groundwater flow paths in complex systems aquifer. *Hydrol. Process.* 20, 2971-298.

E. Ledoux (1986). Modèles mathématiques en hydrogéologie. Centre d'informatique géologique. Ecole Nat. Mines, Paris.

Envasement des barrages en milieu semi-aride Tunisien Cas particulier du barrage Nebhana.

Hechmi BELAID¹ , Hammadi HABAIEB.²

1 : ESIM (Ex ESIER) Route du Kef Medjez El Bab Tunisie belaidhfr@yahoo.fr

2 : INAT et Ministère de l'Agriculture des Ressources Hydrauliques et de la Pêche Tunisie

Résumé :

La mobilisation et l'exploitation des eaux de surface sont des pratiques anciennes en Tunisie. Les aménagements réalisés les dernières années sont exposés à un alluvionnement plus ou moins accéléré. La capacité de stockage des retenues des barrages est sujette à une réduction progressive au cours du temps. Cette perte de capacité, parfois élevée, dépasse les prévisions des études de l'alluvionnement de la retenue. La quantification des sédiments piégés se base soit sur les bilans de matière solide à l'échelle d'une retenue, soit sur des levés bathymétriques ou topographiques. Ce phénomène naturel enregistre les valeurs les plus élevées dans les régions arides et semi arides en particulier au niveau du barrage Nebhana.

L'objectif de ce travail est d'étudier de près le phénomène d'envasement dans ce barrage et d'investiguer ce qui se passe au niveau du bassin versant. En faisant une liaison avec ce qui se passe sur terrain le barrage est envasé à plus que 32%, on peut dire que l'envasement du barrage revêt une importance dont il faut la prendre en compte pour réduire ce fléau et faire des aménagements nécessaires et appropriés.

La connaissance des pertes en terres dans un bassin versant revêt une importance cruciale par conséquent, les mesures d'adaptation à ces conditions extrêmes doivent être entreprises à l'échelle de la parcelle ou à celle des cours d'eau.

Mots clés : envasement, érosion, barrages, Nebhana, adaptation.

Dam Siltation in tunisian semi-arid environment case of Nebhana Dam

Abstract:

Water mobilization and operating are old practices in Tunisia. The realized managements in the last years are exposed to an accelerated siltation. Storage capacity of dam reservoir is subjected to a progressive reduction over time. This loss in capacity is sometimes high and exceed the forecasts of the reservoir siltation studies. Quantification of sediments is based either on particles budget of a reservoir, or on bathymetric survey. Such natural phenomena register very high values in arid and semi-arid regions and in particular in Nebhana dam. The objective of this research work is to study closely the siltation phenomena of this dam and to investigate what happens at the watershed scale. By making a link with what happens in the field the dam is silted at around 32%, we can say that the dam siltation has such importance that we should take into account to reduce this phenomena and overtake the necessary and appropriate managements. The knowledge of soil loss in the watershed is crucially important and by consequence the adaptation measures to these conditions have to be undertaken at the field scale and water bodies.

Key words: siltation, erosion, dams, Nebhana, adaptation.

INTRODUCTION

L'agressivité et l'irrégularité des pluies qui caractérisent le climat méditerranéen semi-aride font que ces zones sont sujettes à une érosion hydrique forte et parfois grave ainsi qu'à des inondations fréquentes. Les pertes de la couche arable ou du sol de surface par l'érosion sont en grande partie responsables de l'envasement des barrages du milieu semi-aride tunisien (Belaid et Habaieb, 2017).

En fait le phénomène de l'envasement des barrages est l'aboutissement d'un processus naturel d'érosion des bassins versants et du sapement des berges des cours d'eau (Remini et Ben Safia, 2016). Ce phénomène naturel enregistre les valeurs les plus élevées dans les régions arides et semi arides comme le Maghreb et plus particulièrement la Tunisie et l'Algérie. L'envasement qui représente les dépôts successifs des sédiments, pose des problèmes de quantité et de qualité des eaux des barrages.

L'objectif de ce travail est d'étudier le phénomène d'envasement du barrage Nebhana et de le corrélérer avec ce qui se passe au niveau du bassin versant.

I. MATERIELS ET METHODES

Le bassin versant de Nebhana, à l'Est de la Tunisie centrale, s'étend sur quatre gouvernorats (Sousse, Kairouan, Siliana et Zaghouan). Sa superficie est d'environ 3983 km² (Figure 1). Il transporte les apports de la dorsale Tunisienne vers Sebkhet El Kelbia au Nord-Est de Kairouan.

Le barrage Nebhana est créé en 1965 le bassin versant du barrage occupe une superficie de 855 km² l'apport moyen annuel au niveau du barrage est de 23.3 Mm³/an avec une capacité initiale de la retenue de 86.5 Mm³. La capacité utile actuelle à la retenue normale est de 58.76 Mm³, Le volume régularisé calculé est de 15 Mm³. Le débit maximum évacué est de 4000 m³/s.

Le bassin versant est caractérisé par un climat méditerranéen semi-aride. Les étés sont chauds et secs et les hivers humides et frais. Les précipitations sont très irrégulières dans le temps et dans l'espace. L'été est la saison la plus chaude avec des moyennes supérieures à 30°C. L'hiver enregistre des moyennes inférieures à 10°C, avec un minimum pour le mois de février de 7°C (Nouiri et al, 2015). Les précipitations sont irrégulières généralement de courtes périodes et de fortes intensités. La région connaît une fluctuation dans la pluviométrie d'une année à une autre.

Les méthodes utilisées reposent sur l'analyse des données d'envasement du barrage disponibles actuellement à l'échelle du grand bassin versant et la modélisation de l'érosion hydrique au niveau de la parcelle à l'échelle du sous bassin versant Maarouf, qui constitue avec l'oued El Ksab les deux principaux affluents de Nbhana à l'amont du barrage .

2. RESULTATS ET DISCUSSIONS :

2.1. Erosion à l'échelle de la parcelle

Le travail à l'échelle du sous bassin versant Maarouf utilise une approche multicritères de l'équation universelle (Wishmeier et Smith, 1978) qui est révisée par Renard et al (1996) :

$$E = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Avec :

E : quantité de sol perdue (**t ha⁻¹ an⁻¹**);

R : facteur d'érosivité potentielle de la précipitation (**MJ. mm /ha. h**) ;

K : facteur d'érodibilité des sols(**t.h/MJ.mm**) ;

LS : Le facteur topographique ;

C : indice cultural;

P : facteur du mode d'aménagement.

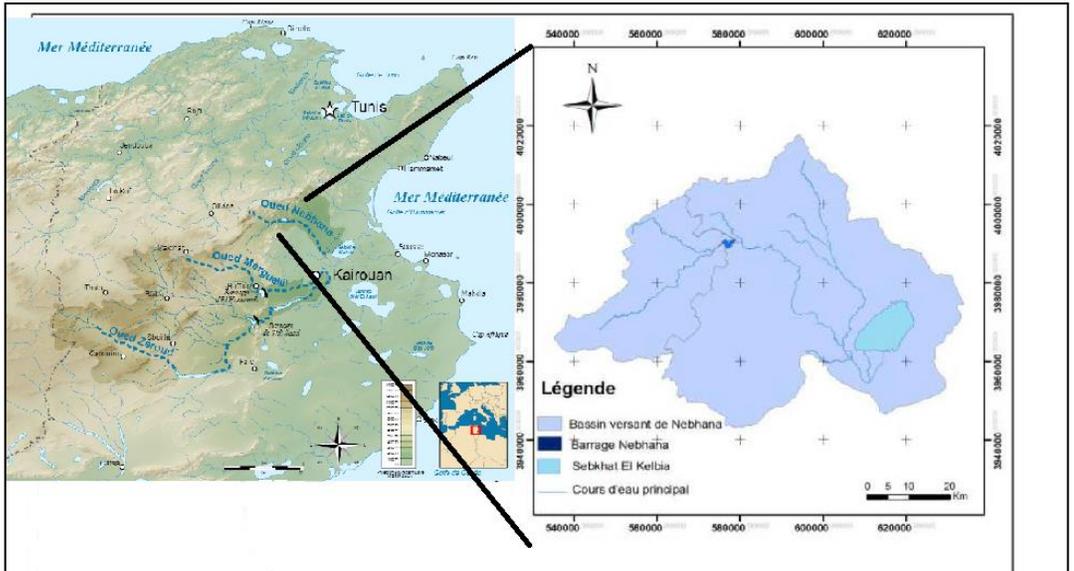


Fig. 1. Carte de localisation du bassin versant Nebhana

Les résultats montrent que plus que le quart du sous bassin versant présente une perte de plus que 10t/ha/an et que la moyenne de perte à l'échelle de la parcelle est de 9.73 t/ha/an soit l'équivalent de 6.08 m³/ha/an . Les valeurs maximales peuvent atteindre plus que 20 t/ha/an soit 12.5 m³/ha/an sur une superficie d'environ 10% du sous bassin versant (Figure no2)

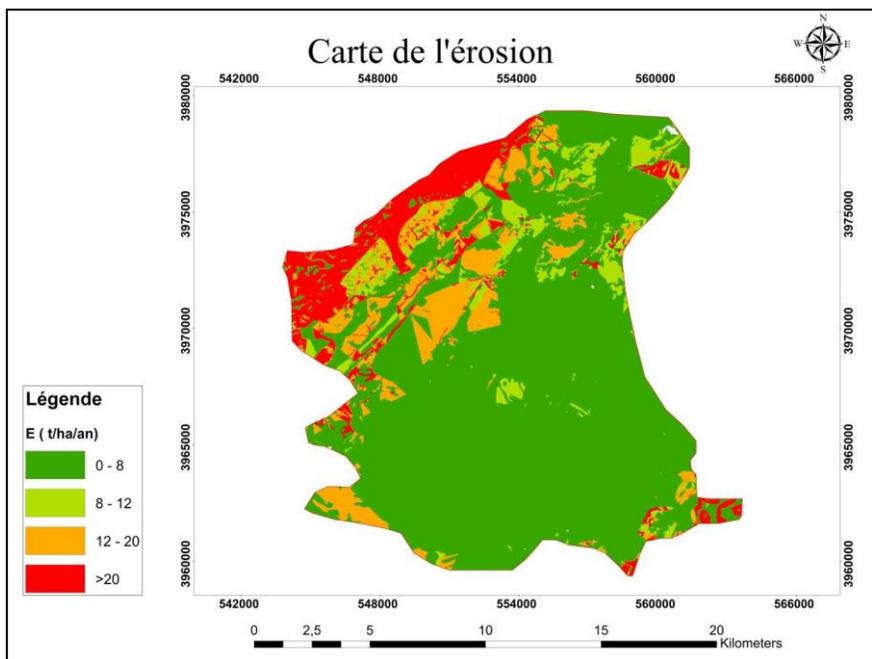


Fig. 2. Répartition spatiale des pertes en terre du bassin versant Maarouf amont.

2.2. Erosion à l'échelle du grand bassin et envasement du barrage.

L'érosion spécifique moyenne calculée à l'échelle du grand bassin versant est de 7.2 m³/ha/an.

Les résultats montrent que le barrage est actuellement envasé à environ 32% de sa capacité totale. Le volume de vase actuel est de 27.74 Mm³. L'érosion spécifique a passé de 15.09 m³/ha/an dans la période 1965-1975 à 7.2 m³/ha/an actuellement et c'est suite aux travaux de conservation des eaux et du sol qui se sont multipliés sur le bassin versant.

CONCLUSION

Le phénomène d'érosion et d'envasement actuel du barrage Nebhana représentent un des problèmes environnementaux majeurs qui exige des mesures d'adaptation adéquates compte tenu des changements climatiques actuels. Les travaux de conservations des eaux et des sols qui existent déjà au niveau du bassin versant que ce soit au niveau de la parcelle ou au niveau des voies d'eaux doivent être renforcés et multipliés. Dans le même temps, des mesures de vulgarisation et de sensibilisation auprès de la société civile doivent être menées et encouragées.

REFERENCES

- Belaïd et Habaieb, 2017. Etude de l'érosivité des pluies et de l'érosion spécifique, répercussions sur les pertes en terres et mesures d'adaptation en milieu semi-aride Tunisien. 7^{ème} séminaire du réseaeau et climat. Comment gérer la ressource en eau dans un contexte de changement climatique global. Université Rouen Normandie France 20 21 décembre 2017.
- Nouiri, I. Saidi, F., Romdhane, A., Brini, R., Bouslama, A., Elbeji R., Ayoub, T. et Tarhouni, J. 2015. Modélisation par WEAP des ressources en eaux et des usages du système Nebhana en Tunisie. Colloque Eau Climat 2015, 24 et 25 novembre 2015, Constantine. Algérie.
- Remini, B. et Ben Safia, D. 2016. Envasement des barrages dans les régions arides exemples algériens. *Larhys Journal*. n°27, Sept 2016, pp. 63-90.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, and D.c.Yoder., 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA - ARS Agriculture Handbook
- Wishmeir, W.H. and Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses- a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.

Colloque – Formation Internationale



Eau-Énergie-Climat 2019 (2EC-2019)

Ressources en Eau, Énergie et Changement Climatique

Hammamet, le 16 au 21 Décembre 2019



WWW.jistee.org

jistee@yahoo.com

jistee@iresa.agrinet.tn

Volume N° I – Octobre 2014: Eau-Climat'2014 (EC-2014) / Water-Climate'2014

Numéro 1 – Avril 2014 : Ressources en Eaux de Surface en Région Méditerranéenne / *Surface Water Resources in the Mediterranean Region.*

Numéro 2 – Août 2014 : Ressources en Eaux Souterraines en Région Méditerranéenne / *Ground Water Resources in the Mediterranean Region.*

Numéro 3 – Décembre 2014 : Changements Climatiques en Région Méditerranéenne / *Climate Change in the Mediterranean Region*

Volume N°II – Octobre 2017 : Eau-Société-Climat'2017 (ESC-2017) / Water-Society-Climate'2017

Numéro 1 – Février 2017 : Caractérisation qualitative et quantitative des ressources en eau / *Qualitative and quantitative characterization of water resources.*

Numéro 2 – Avril 2017 : Évaluation des ressources en eau sous les pressions de l'humanité et des changements climatiques / *Assessment of water resources under pressure from humanity and climate change.*

Numéro 3 – Juin 2017 : Vulnérabilité des ressources en eau aux changements climatiques / *Vulnerability of Water Resources to Climate Change.*

Numéro 4 – Août 2017 : Modélisation de l'impact des changements anthropiques et climatiques sur les ressources en eau / *Modeling the impact of anthropogenic and climatic changes on water resources.*

Numéro 5 – Octobre 2017 : Modélisation Numérique en Hydraulique, Hydrologie et Hydrogéologie / *Numerical Modeling in Hydraulics, Hydrology and Hydrogeology*

Volume N°III – Octobre 2018 : Eau-Environnement-Climat'2018 (E²C-2018) / Water-Environnement-Climat'2018

Numéro 1 – Avril 2018 : Gestion des Ressources en Eau / *Water Resources Management.*

Numéro 2 – Août 2018 : Sciences de l'Environnement / *Environmental Earth Sciences.*

Numéro 3 – Décembre 2018 : Changement Climatique et Adaptation / *Climate Change and Adaptation*

Volume N° IV – Décembre 2019 : Eau- Énergie-Climat'2019 (2EC-2019)

Numéro 1 : Gestion Intégrée des Ressources en Eaux / *Integrated Water Resources Management.*

Numéro 2 : Énergies Renouvelables Et changements climatiques / *Renewable Energies and climate change*