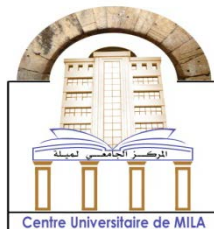


N°Réf :.....



Centre Universitaire Abd Elhafid Boussof-Mila-

Institut des Sciences et de la Technologie

Département des Sciences de la Nature et de la Vie

**Mémoire préparé En vue de l'obtention du diplôme de
Master**

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Biologie Appliquée et Environnement

Option : Gestion et Fonctionnement des Ecosystèmes Aquatiques et Forestiers

Thème :

**Distribution et flux de l'azote, du phosphore et du
Silicium à l'embouchure des oued Kebir et
Rhumel**

Présenté par : BECHGAOUI Nouredine

BRAHIMI Houssem

Devant le jury composé de :

Président : BOUZEGAG Abdelaziz

M.C.B Centre Universitaire de Mila

Examineur : BOUNAMOUS Azzeddine

M.C.A Centre Universitaire de Mila

Promoteur : BOUCHAREB Nouredine

M.C.B Centre Universitaire de Mila

Année Universitaire: 2016/2017

Remerciements

Avant tout, je remercie le bon Dieu tout puissant qui m'a donné la force et de m'avoir permis d'arriver à ce stade-là. Comme nous tenons à remercier toute personne ayant participé à l'élaboration de ce présent mémoire. Nous souhaitons leur exprimer ici ma reconnaissance.

*Nous tenons à remercier tout d'abord mon promoteur monsieur **BOUCHAREB NOUREDDINE**, pour m'avoir confié ce sujet de recherche qui m'a vraiment passionné, pour m'avoir guidé mon travail avec toute son expérience scientifique, en me laissant la liberté nécessaire à l'apprentissage et à la créativité.*

Nous tenons à remercier

*Monsieur **BOUZEGAG ABDELAZIZ** pour l'honneur qu'il m'a donné pour présider le jury.*

*Monsieur **BOUNAMOUS AZZEDDINE** pour avoir accepté d'examiner ce travail, et qui tout au long de ces années a été d'une très grande disponibilité.*

J'adresse aussi mes sincères remerciements à tous les enseignants qui m'ont aidé et m'encouragé. Un grand remerciement est adressé également à tous mes collègues et amis de la promotion master 2017, pour leur aide et leur encouragement.

J'exprime toute ma gratitude aux membres du laboratoire de biochimie et microbiologie du centre universitaire de MILA, pour m'avoir accueilli.

Très nombreux sont les gens qui de près ou de loin ont participé à la réalisation de ce travail. Tout en m'excusant auprès d'eux de ne pas les citer, Nous leur exprimons ma vive reconnaissance.

Merci

Dedicace

Je dédie ce travail a :

*Ma mère, la perle la plus chère qui a illuminé ma carrière par ses conseils
et ses prières.*

*A mon père, La base de toute ma carrière, je te remercie à ma manière,
car tu es le plus cher qui existe sur terre.*

*A mes chères sœurs et frères merci de me donner le soutien et
l'espoir.*

A ma grande famille de près ou de loin.

*A mes chères amies « Amira, Aya, Mohamed , Fouzi, Hichame, Abd
Algani, Kanza, Noudjoud, Fouzi, Yahya, Chama, Fatima, Tiba, Bahdja, Alh
amdi, Aicha, Yacine, Nouar, Abd Aljabar, Marwan, Lakhder Mohamed
, Hoccine, Bobo, Amine , Warda, Mohamed, Thalja, Habiba, Nabile, Mouha
med, Soumaia, Saida, Layla, Ftiha, Ramzi, Achref, Malak, Khdiya, Saddam,
Didin, Hadjar, Kanza, Tounsi, Chaima, Siham
Adam, Anis, Bariza , Khawla, Dahi, Faycel, Ahlam, Nousaiba, Zino, Kamal
Walid, Yasmina , Abd
alwahab, Hakima, Dalal, Houda, Lahbib, Iman, Alaa, Bazbouz, Souad,
Samra, Farhat, Aldajmi, Sahrawi, Karim, Samir, Khadra, Saltan, Zaki,
Zitona, Samir... » merci pour votre appui et subvention.*

*A toute personne que je n'ai pas citée et qui m'a aidé de près ou de
loin, je vous remercie.*

*Que Dieu vous protège tous «**Noureddine**».*

Dedicace

Je dédie ce travail a :

*Ma mère, la perle la plus chère qui a illuminé ma carrière par ses conseils
et ses prières.*

*A mon père, La base de toute ma carrière, je te remercie à ma manière,
car tu es le plus cher qui existe sur terre.*

*A mes chères sœurs et frères merci de me donner le soutien et
l'espoir.*

A ma grande famille de près ou de loin.

*A mes chères amies «Badis , Abd basset ,Abo Baker ,Tarik, Hamza,
Amin , Bachir ,Mohammed...» merci pour votre appui et subvention.*

*A toute personne que je n'ai pas citée et qui m'a aidé de près ou de
loin, je vous remercie.*

*Que Dieu vous protège tous «**houssem** ».*

Liste des Figures et Tableaux

;

Liste des figures et des tableaux

Figure 01 : Station échantillonnée dans le bassin du Kebir-Rhumel (KR). Barrage KR-M embouchure du KR.....	13
Figure 02 : Variations bimensuelles des teneurs en MES mg / l à l'embouchure de bassin de Kebir- Rhumel.....	23
Figure 03 : Variations bimensuelles des teneurs en TDS à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel.....	24
Figure 04 : Variations bimensuelles de débits à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel.....	24
Figure 05 : Variations des teneurs en NH_4 dans le bassin de Kebir-Rhumel.....	25
Figure 06 : Variations des teneurs en NO_3 à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).....	26
Figure 07 : Variations des teneurs en NO_2 à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel pour la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).....	26
Figure 08 : Distribution des teneurs en NOD à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel.....	27
Figure 09 : Distribution des teneurs en PO_4 à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).....	28
Figure 10 : Distribution des teneurs en $\text{Si}(\text{OH})_4$ à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).....	28
Tableau 01 : Positionnement (latitude, longitude) de la station étudiée.....	16
Tableau 02 : Résumé des méthodes d'analyse des éléments chimiques et biochimiques.1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996).....	17
Tableau 03 : Flux des nutriments (t /5mois) au cours de la période humide (Décembre2016 – Avril2017).....	29
Tableau 04 : Bilans en eau, MES et TDS (t/5mois) ou cours de la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).....	30

Liste des Abréviations

Liste des abréviations

S.E-KR : Station Embouchure de Kebir-Rhumel.

R-KR: Rivière Kebir-Rhumel.

°C: Degré celsius.

Km: Kilomètre.

Km² : Kilo mètre carré.

Mm : Mili mètre.

M : Mètre.

Nm : Nano mètre.

N : Nord.

E : Est.

μM: Micro mole.

G: Gramme.

Hm³: Hectomètre cube.

M²: Mètre care.

M³: Mètre cub.

S: Seconde.

Ha: Hectare.

Kg: Kilogramme.

L: Litre.

MI: Mili litre.

λ : Longueur d'onde.

Mg : Mili gramme.

CE: Conductivité électrique.

ED: L'eau distille.

NH₄: Ammonium.

NO₃ : Nitrate.

NO₂ : Nitrite.

NOD : Azote organique dissous.

PO₄ : Phosphate.

Cl: Chlore.

HCl: Acide chlourhydrique.

NTD: Azote total dissous.

PH: Potentiel hydrogene.

T° : Température.

PP: Précipétation.

TDS: Substances dissoutes solides.

MES: Matières en suspension.

PTD : Phosphore total dissous.

POD : Phosphore organique dissous.

Si(OH)₄ : Silicium.

NID: Azote en organique dissous.

CO₂: Dioxyde de carbone.

O₂.d : oxygène dissous.

Si/C: Rapport silicium par carbone.

Si/N/P : Rapport standard de Redfield de la composition atomique de l'eau et des organismes aquatique .

ANB : Agence National des Barrages.

Fig: Figure.

Tab : Tableau.

N/P : Rapport azote par phosphate.

sommaire

SOMMAIRE

Liste des figures et des tableaux

Liste des abréviations

Introduction

Chapitre 1. Synthés Bibliographiques.	01
1. Présentation et rôles biogéochimiques des matières minérales et organiques.	01
1.1. L'eau et les rivières.	.01
1.1.1. Les différents types de la pollution de l'eau.	.01
A. Pollution biologique.	.01
B. La pollution physique.	.02
C. La pollution chimique.	.02
1.1.2. Les sources de pollution de l'eau.	.03
1.1.3. Evaluation de la qualité de l'eau.	.04
A. Evaluation physico-chimique.	.04
* La température (T°).	.04
* Potentiel hydrogène (PH).	.05
* Conductivité électrique (CE).	.05
* Oxygène dissous (O2.d).	.05
B. Evaluation biologique.	.06
1.2. Matières en suspensions.	.06
1.3. Substances dissoutes solides (TDS).	.07

1.4. Les nutriments.	08
1.4.1. L'azote.	08
1.4.2. Les formes azotées.	09
* L'ammonium NH_4	09
* Les nitrites NO_2	09
* Les nitrates NO_3	09
1.4.3. Le phosphore.	10
1.4.4. Le silicium.	10
Chapitre 2. Matériel et Méthode.	12
1. Présentation du bassin de Kebir-Rhumel.	12
1.1. Le climat.	14
A. Les précipitations (PP).	14
B. La température (T°).	14
C. Le vent.	15
1.2. L'agriculture.	15
1.3. L'industrie.	15
2. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyse biogéochimique.	15
2.1. Prélèvements hydrologiques.	15
2.2. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspensions (MES).	16
2.3. Méthodes d'analyse biogéochimiques.	17
2.3.1. Dosage de l'azote ammoniacal (NH_4+NH_3).	

2.3.2. Dosage du nitrate (NO_3).

2.3.3. Dosage du nitrite (NO_2).

2.3.4. Dosage de l'azote organique dissous (NOD).

2.3.5. Dosage des phosphates (PO_4).

2.3.6. Dosage des silicates (Si(OH)_4 ou SiO_4).

2.3.7. Matières en suspensions (MES).

Chapitre 3. Résultats et Discussion. 23

1. Variation des débits matières en suspensions et substances dissoutes solides à l'embouchure d'oued Kebir-Rhumel (KR-M). 23

2. Distribution de Seles nutritif et matière organique à l'embouchure d'oued Kebir-Rhumel. 25

2.1. Ammoniums NO_4 25

2.2. Les nitrates NO_3 25

2.3. Les nitrites NO_2 26

2.4. L'azote organique dissous NOD. 27

2.5. Le phosphate PO_4 27

2.6. Le silicium Si(OH)_4 28

3. Flux de sels nutritifs et de matières organique à la mer récepteur. 29

4. Evaluation des bilans en eau en TDS et en MES. 30

Conclusion

Références bibliographiques

Résumés

Introduction

Introduction

Au cours des dernières décennies l'activité humaine a considérablement changé l'hydrologie et le chimisme des eaux des rivières méditerranéennes par suite de la rétention d'eau dans les barrages (**Lehner et al., 2011**) et d'introduction d'importantes masses d'azote et de phosphore issues des rejets agricoles, industriels et domestiques (**EEA, 1999 ; Margat, 2004**).

Ces apports massifs ont des impacts directs sur la chimie des eaux de surface, le flux des nutriments au littoral et le fonctionnement des écosystèmes côtiers (**Howarth et al., 1996 ; Liu et al., 2008 ; Meybeck, 2003 ; Nixon et al., 2003 ; Turner et al., 2003**). **Margat et Treyer (2004)** soulignent le fait que les ressources en eau en méditerranée sont rares et les pressions anthropiques sur les rivières deviennent particulièrement importantes.

Par ailleurs, la construction des barrages sur les rivières et les prélèvements d'eau pour l'irrigation ont évolué depuis les années 1960 et ont largement réduit le débit des rivières d'au moins 20% ce qui a profondément modifié le fonctionnement naturel des cours d'eau méditerranéens (**Humborg et al, 2008 ; Ludwig et al., 2009**).

Or, rien n'est plus important au fonctionnement du littoral que les quantités et la durée des apports d'eau douce (**Montagna et al 2002**). En outre, le transfert des nutriments à la mer joue un rôle clé dans l'équilibre hydrologique, du carbone, des nutriments dissous (azote, phosphore et silicium), des sédiments et de la biodiversité des eaux de surface (**Meybeck, 2003**).

Malgré le rôle hydrologique clé qu'elles ont occupé, les rivières sont également connues pour jouer un rôle particulier dans le soutien à la production de la méditerranée où les zones de production sont limitées aux côtes adjacentes (**Bosc et al, 2004**). Pourtant, (**Turley 1999**) souligne le fait que les ressources côtières représentent l'immensité du revenu des résidents locaux tandis que les systèmes aquatiques méditerranéens sont très sensibles et leur avenir ne semble pas 'rose'. L'auteur ajoute que la préservation de la productivité et l'état de l'écosystème côtier est une priorité pour la stabilité du développement socio-économique de la région méditerranéenne.

Conjointement à la réduction des débits et du Silicium (Si) retenu dans de grandes proportions dans les barrages, les flux en azote (N) et en phosphore (P) ont de 3 à 5 fois augmenté (**Dürr et al., 2009 ; Ludwig et al., 2009 ; Meybeck, 2003**) et les rapports Si/N/P sont ainsi modifiés. (**Ludwig et al. 2009**) pensent que la diminution du flux de Si des rivières à la Méditerranée est plutôt reliée à la réduction des débits des rivières fortement soumises à

la régulation par les barrages ; parallèlement, les apports anthropiques ont fait plus que 5 fois augmenter les flux à la mer de N et de P. Les apports des rivières en nutriments jouent un rôle décisif pour la productivité et le fonctionnement des eaux côtières.

Ce travail s'attache à évaluer la distribution et le flux des éléments nutritifs (N, P et Si) de bassin versant côtier étudié (Kebir-Rhumel) à la mer.

Le mémoire commence par une introduction expose l'importance et les modifications du cycle de l'eau continentale.

Après l'introduction, le mémoire est structuré en trois chapitres dont le premier chapitre représente le rôle biogéochimique des matières minérales et organiques, le deuxième chapitre représente les caractères géographiques et climatiques du bassin Kebir- Rhumel, le choix de la station et les méthodes d'analyse chimiques. Le troisième chapitre représente les résultats avec la discussion.

Chapitre 1

Synthèse Bibliographique

1. Présentation et rôles biogéochimiques des matières minérales et organiques

1.1. L'eau et les rivières

Le cycle de l'eau continentale joue un rôle décisif pour le climat, l'écologie et la biogéochimie du système terrestre. Cependant, ce cycle est modifié par les activités anthropiques telles que l'irrigation, les barrages et bien d'autres besoins de la population (**Vörösmarty et Sahagian, 2002**). De part la réduction du capital en eau terrestre à partir des années 1970 (**Shiklomanov, 2000**), l'usage global de l'eau a exponentiellement augmenté avec la croissance de la population mondiale et de son développement économique. Les barrages construits pour les différents besoins (irrigation, énergie hydroélectrique, consommation humaine), conduisent à l'emprisonnement des écoulements des eaux douces dans les continents au lieu d'atteindre leur milieu naturel, la mer. Ce stockage des eaux des rivières, augmente l'évaporation, modifie ainsi le budget de l'eau à l'échelle du bassin versant et augmente la durée de l'écoulement vers la mer.

Les ressources en eau sont limitées et la pression sur les rivières devient particulièrement importante sous l'effet de la construction des barrages et l'irrigation des terres agricoles (**Margat et Treyer, 2004**). De plus, lorsque les eaux de rivières sont interceptées dans les barrages, leur vitesse d'écoulement diminue, ce qui favorise la sédimentation des particules, diminue la turbidité et fait augmenter ainsi la production primaire.

1.1.1. Les différents types de la pollution de l'eau

On distingue: la pollution biologique, la pollution organique, la pollution chimique et la pollution physique.

A. Pollution biologique

Elle résulte de la présence dans l'eau de microorganismes qui sont véhiculés par l'eau et sont responsables de beaucoup de maladies hydriques (**Belhaj, 2001**). Les humains sont les plus importants pollueurs biologiques de la planète : les contaminants fécaux sont parmi les polluants biologiques des sources d'eau. (**Gaamoun, 2010**). On distingue deux catégories de pollution de nature biologique : les microorganismes, et les matières organiques.

• Les microorganismes polluants

Les micro-organismes comprennent par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales; on distingue alors la flore entérique normale et les micro-organismes pathogènes (**Boutin et al, 2009**). Cette pollution soulève dans bien des cas de sérieux problèmes d'hygiène publique et d'épidémiologie, car, ces rejets non traités, contiennent des microorganismes pathogènes viables qui sont alors transportés par les eaux et disséminés sur leurs parcours (**Madoui et Sahraoui, 2011**). D'après (**Brouillett et Ouellet 2003**). Il existe trois grandes classes d'organismes pathogènes, soit :

- * Les bactéries (*Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*,...etc) ;
- * Les virus (*Hépatite A*, *Norovirus*, *Rota virus*,...etc) ;
- * Les parasites (*Giardia lamblia*, *Cryptosporidium*...etc) ;

• Les matières organiques

La présence de matière organique naturelle est une caractéristique fondamentale. Les principaux composés organiques polluant sont : des lipides, des glucides, des savons, des détergents, des huiles minérales et des débris cellulosique, auxquels s'ajoute leur produit de décomposition (**Rabia et Djamaa, 2014**).

B. La pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tels que la température, la présence des particules en suspension et le changement qui affecte l'effet réfractaire de l'eau. Même les rejets d'eau chaude des centrales nucléaires ou thermique dans le milieu marin constituent aujourd'hui la préoccupation majeure de nombreux pays (**Djilani, 2006**). C'est une pollution due aux agents physiques (tout élément solide entraîné par l'eau), elle est d'origine domestique, essentiellement industrielle. On peut la répartir en trois classes: mécanique, thermique et radioactive (**Mizi, 2006**).

C. Pollution chimique

La pollution chimique est due à l'introduction d'un (ou plusieurs) éléments indésirable dans la composition chimique de l'eau initialement destinée à un usage bien précis, (**Djilani, 2006**).

La pollution chimique résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle. Ce type de pollution, est regroupé dans deux catégories (**Mohamed BenAli, 2015**) :

Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols..) ; Minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...).

D'après (**Ramade, 2005**), la pollution chimique a des origines diverses dues à :

L'insuffisance de certaines stations d'épurations ;

L'absence de réseaux d'assainissement dans certaines zones ;

Le lessivage des sols, mais aussi des chaussées et des toits par les pluies ;

Le rejet d'effluents par les industries.

1.1.2. Les sources de pollution de l'eau

- **Pollution domestique**

Elle provient des habitations et elle est, en général, véhiculée par le réseau d'assainissement jusqu'à la station d'épuration. La pollution domestique se caractérise par la présence des germes fécaux, de fortes teneurs en matière organique, des sels minéraux et des détergents. Aux eaux domestiques traditionnelles s'ajoutent les eaux de pluies et les eaux « collectives » de lavage des rues, des marches, des commerces des bâtiments scolaires, des hôpitaux (**Gaujous, 1995**).

- **Pollution industrielle**

La pollution industrielle est très diversifiée. Selon le type d'activité concerné, les rejets peuvent être composés :

Matières organiques et graisses (abattoirs, industrie agroalimentaires...) ;

Hydrocarbures (industrie pétrolières, transports) ;

Métaux (traitements de surface, métallurgie) ;

Acides, bases, produits chimiques divers (industries chimiques, tanneries...) ;

Eaux chaudes (circuits de refroidissement des centrales thermiques) ;

Matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Parmi les industries considérées traditionnellement comme rejetant des matières particulièrement polluantes pour l'eau, on citera, notamment, les industries agroalimentaires, papeterie, tannerie, la pétrochimie,... etc, (**Valiron et Tabuchi, 1992**).

- **Pollution agricole**

L'agriculture constitue la première cause de pollution diffuse des ressources en eau. Lorsque l'on considère les pollutions d'origine agricole, il faut englober à la fois celles qui ont trait aux cultures et à l'élevage. Les activités agricoles sont, en particulier, largement impliquées dans les apports d'azote et surtout, de ses dérivés, nitrates et nitrites, que l'on trouve en forte concentration dans les engrais, mais aussi dans les lisiers et purins d'élevage.

Les pesticides utilisés pour le traitement des cultures sont également une source connue de dégradation des ressources en eau. Sous l'appellation "produits phytosanitaires" se cache en fait une multitude de substances, dont la rémanence dans l'eau peut varier d'une molécule à l'autre. Toutefois, on retiendra que les organochlorés sont généralement plus rémanents que les organophosphorés (**Gérard Gros, 1998**).

1.1.3. Evaluation de la qualité de l'eau

A. Evaluation physico-chimique

La mesure de certaines variables de qualité de l'eau peut fournir des informations concernant les types de polluants et leurs impacts sur le cours d'eau, Telle que la mesure de nombreux paramètres physiques et chimiques:

Les paramètres Chimiques : sulfates, sodium, calcium, magnésium, potassium, azote (Les Nitrates (NO₃-), Les Nitrites (NO₂-), L'Ammonium (NH₄+), phosphore, aluminium, fer, etc. (**Moisan et al, 2008**).

Les paramètres physiques les plus intéressantes pour l'évaluation de la qualité de l'eau sont les suivantes :

- **La température (T°)**

La température est l'un des facteurs écologiques les plus importants parmi tous ceux qui agissent sur les organismes aquatiques. Elle joue un rôle primordial dans la distribution des espèces, aussi bien par ses niveaux extrêmes que par ses variations diurnes ou saisonnières.

La plupart des réactions chimiques vitales sont ralenties voire arrêtés par un abaissement important de température. Au contraire, des augmentations de températures peuvent avoir pour effet de tuer certaines espèces, mais également de favoriser le développement d'autres espèces en entraînant ainsi un déséquilibre écologique. La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau d'eau par rapport a la surface du sol (**Debiech, 2002**).

- **Potentiel hydrogène (pH)**

Le pH de l'eau est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ion d'hydrogène (H^+), Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (**Atallah, 2014**).

Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Les pH faibles (eau acide) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique, des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac toxique pour les poissons (**Devillers et al, 2005**).

Selon (**Arrignon (1989) in Frank (2002)**), le pH donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau, le pH des cours d'eau avoisine en général la neutralité représentée par un pH de 7, il doit être compris entre 6 et 9 pour permettre la vie aquatique.

- **Conductivité électrique (CE)**

La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. D'une façon générale, la conductivité s'élève progressivement de l'amont vers l'aval des cours d'eau, les écarts sont d'autant plus importants que la minéralisation initiale est faible, en particulier dans les zones à substrat acide ou à sous-sol siliceux. Dans le cas d'un contrôle de distribution d'eau potable, l'intérêt de cette méthode ne réside pas dans une seule mesure mais dans une série de déterminations ou d'enregistrements en continu qui permettront de déceler les variations de composition pouvant signaler des arrivées d'eau susceptibles d'être polluées (**Khelifi et Hachemaoui, 2008**).

- **Oxygène dissous (O_2)**

Les concentrations en oxygène dissous, constituent avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. L'oxygène dissous dans les eaux de surface, provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs, tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration dépend également de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau

(Merabet, 2010). L'appauvrissement du milieu en oxygène dissout provoque l'apparition de pollutions bactériologiques impliquant des maladies infectieuses (Emilian, 2009).

B. Evaluation biologique

Pour une meilleure protection et gestion de l'écosystème aquatique la bio surveillance est devenu une nécessité, la réglementation a ce sujet devient d'ailleurs de plus en plus contraignante. Aux méthodes physico-chimiques traditionnelles se sont ajoutées des approches biologiques. La surveillance biologique est reconnue, comme une composante essentielle du programme de surveillance de la qualité de l'eau (Barbour et al.1999; WFD, 2003 ; Moison et Pelletier, 2008). Ainsi, la surveillance biologique et physicochimique des cours d'eau sont considérées comme des outils complémentaires. En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place. La surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres mots la contamination environnementale.

1.2. Matières en suspension

Les matières solides dans les rivières sont sous forme dissoutes (TDS) ou en suspension (MES). Les MES sont retenus dans le filtre alors que les TDS passent à travers celui-ci. Les MES incluent une large variété de matières : sédiments, plancton, détritiques de végétaux et d'animaux et de rejets domestique et industriel. Dans les rivières, les barrages ou les zones côtières, les MES jouent le rôle de modulateurs des matières transportées (polluants, nutriments) sous forme dissoute ou particulaire. Elles régulent, la transparence des eaux, la profondeur de la zone phatique et régulent ainsi la production primaire et secondaire. Elles régulent aussi la production de la bactérie plancton (auquel il s'attache) et donc influence la minéralisation et la consommation de la teneur d'oxygène (Håkanson, 2006). Plusieurs facteurs sont connus pour influencer les MES en milieu aquatique (Boulion, 1994, 1997;Wetzel, 2001) dont les plus importants sont la production autochtone (plancton et ses excréments), les matières allochtone d'origine atmosphérique et la suspension des matières.

En outre, les MES dans les rivières reflètent aussi l'importance de l'érosion des terres drainées et la fertilité des sols. L'érosion signifie un transfert de matières (ablation de matériaux), et parfois de fertilité, d'un lieu à un autre. Les impacts sont de natures différentes, d'une part sur le lieu même où se produit l'érosion et d'autre part sur les lieux où ces matériaux sont accumulés. L'érosion due au ruissellement de l'eau constitue ainsi une grave

menace pour les sols méditerranéens (**PNUE/PB, 2003**). Lorsque l'action de l'eau se concentre dans les ravines et les rivières, la charge solide devient importante (5 à 130 g/l) et l'érosion devient significative (**Roose, 1991**). La fertilité d'un sol est à la fois sa fertilité en sels, biologique et physique. Elle exprime la capacité qu'a le sol à fournir également un bon ancrage, de l'eau et de l'oxygène aux racines des plantes ; elle dépend de sa texture, de sa structure, de sa composition, de sa perméabilité, de sa porosité, de sa profondeur, de sa capacité de réserve en eau (**Roose, 1991**). Lorsque certains éléments chimiques sont lessivés et exportés, ceci entraîne un épuisement des sols en sels (N, P, K en particulier) ou à l'inverse, deviennent surabondants ce qui conduit à la salinisation, acidification, eutrophisation ou pollution par des substances toxiques. Le rapport **PNUE/PB (2003)** démontre qu'il suffit d'une perte des MES de 12 à 15 t/ha/an pour dépasser la vitesse moyenne d'altération des roches, ce qui déséquilibre le rapport morphogénèse et pédogénèse des sols.

1.3. Substances dissoutes solides (TDS)

Les substances solides dissoutes ou total des solides dissous (TDS) sont par définition les sels minéraux, les matières organiques et d'autres matières dissoutes dans l'eau (**US/EPA, 2001**). Dans la littérature, très souvent les TDS sont assimilés ou confondus avec la salinité de l'eau. En eau douce, les TDS incluent les sels solubles comme Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , SiO_2 , PO_4^{3-} , NO_3^- . Les TDS regroupent les matières solides qui peuvent passer un filtre de porosité 0,45 μm et mesure donc la quantité de matières dissoute dans l'eau. Selon **Wetzel (1983)** l'eau douce à une teneur en TDS inférieure à 1000 mg/l. Les TDS sont parfois utilisées en tant que "watchdog" dans les suivis de la qualité de l'environnement aquatique. Un changement quelconque de la composition ionique entre le site test dans la rivière peut être rapidement détecté par les conductimètres. La relation conductivité électrique (CE) et les TDS varie fortement selon la rivière ($\text{TDS} = 0,4 \text{ à } 0,93 \text{ CE}$). Par défaut, les conductimètres sont conçus pour convertir une unité de CE en $\frac{1}{2}$ unité de TDS. Or, c'est juste une approximation car le facteur de conversion varie selon les eaux du simple au double (0,4 à 0,9). En effet, en plus de la nature géologique des terrains lessivés, la charge des eaux de pluies, les eaux d'irrigation (chargés en fertilisants) qui retournent aux rivières, les rejets domestiques peuvent modifier la composition et la teneur en TDS des eaux de rivières. La concentration moyenne mondiale des TDS dans les eaux de rivière est 120 mg/l selon **Wetzel(1983)**.

1.4. Les nutriments

1.4.1. L'azote

L'azote en milieu aquatique existe sous trois formes : inorganique (NID), organique dissous, et particulaire organique et détritique (ou séton). Le NID est formé par l'ammonium (NH_4), les nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2). L'azote organique dissous (NOD) est composé essentiellement de l'urée, les acides aminés dissous libres, les acides aminés dissous complexes, les protéines, les acides nucléiques et leurs dérivés, les enzymes et les acides humiques (**Le Gal, 1989**). En milieu aquatique, le NOD provient du métabolisme des micro-organismes, de la lyse des cellules, de la décomposition de la matière organique et des eaux de pluie (**Meybeck, 1982**). Il est utilisé par les bactéries comme source d'azote et régénéré sous forme minérale (NID) assimilables par les végétaux. Au sein du NID, l'azote ammoniacal (NH_4) dans les eaux superficielles provient principalement des rejets domestiques et agricoles, et dans une moindre mesure des rejets industriels. En milieu faiblement oxygéné l' NH_4 domine par suite de la réduction des nitrates. Les conditions de réductions et d'hypoxie sont le signe d'une pollution. Les nitrates proviennent souvent de la nitrification de l'azote organique, des terrains drainés par les eaux superficielles, des engrais chimiques issus de rejets agricoles, de collectivités, de certaines industries et de zones d'élevage. Les nitrites présentent souvent de faibles teneurs dans les eaux naturelles, représentant une fraction du NID de l'ordre de 10% (**Aminot Etchaussepied, 1984**). Soit qu'ils proviennent d'une oxydation incomplète de l'ammonium (la nitrification n'étant pas conduite à son terme), soit d'une réduction de nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant ou minéralisation. L'azote nitrique et ammoniacal des eaux de pluie participe aussi à augmenter les quantités dans les eaux superficielles.

Les formes assimilables pour les producteurs primaires comme le phytoplancton et d'autres organismes photosynthétiques sont les NO_3 , NH_4 mais aussi le NOD. Cependant, l'ammonium est la forme préférentielle pour le phytoplancton car énergétiquement moins coûteux et directement convertit en acides aminés à l'aide de l'enzyme glutamate déshydrogénase (**Bougis, 1974**). Or l'assimilation des NO_3 nécessite leurs conversion en NO_2 puis NH_4 ce qui exige l'intervention de deux enzymes (nitrate réductase et nitrite réductase).

1.4.2. Les formes azotées

L'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates sont différentes formes azotées susceptibles de se trouver dans les eaux d'un oued et pouvant être un critère de pollution.

***L'ammonium (NH_4):**

Le cation NH_4 est produit par réaction acido-basique de l'eau et de façon générale de tout acide avec l'ammoniac NH_3 . En revanche, en milieu basique à pH supérieur à 9,2, le NH_3 se dégage dans l'atmosphère (**Ramade, 2000**). L'azote ammoniacal, assez souvent rencontré dans les eaux, traduit un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Il peut avoir diverses origines dont la plus grande part de l'azote des eaux superficielles provient de la décomposition des matières organiques contenues dans les débris végétaux des algues, plantes ou herbes du lit ou des berges à l'oued. Les urines humaines ou animales contiennent de grandes quantités d'urée qui induisent la présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante.

A ces origines s'ajoutent un certain nombre d'industries responsables d'une augmentation de la teneur des eaux en azote ammoniacal telles les industries chimiques et les industries de textiles (**Afri-Mehennaoui, 1998**).

L'ammoniaque stimule les poussées planctoniques. Il est toxique pour les poissons, surtout en milieu alcalin, sous forme de gaz qui diffuse facilement à travers les membranes. En milieu oxydant, l'ammoniaque se transforme en nitrites puis en nitrates, ce qui induit une consommation d'oxygène.

***Les Nitrites NO_2 :**

Les nitrites se forment lorsque les conditions sont réductrices. Ce sont des molécules intermédiaires qui apparaissent dans la dénitrification de l'ion nitrate sous l'action de bactéries telles les pseudomonas, ou bien elles dérivent de l'oxydation de l'ammoniaque (NH_4)

***Les Nitrates NO_3 :**

Sels minéraux de l'acide nitrique, les nitrates sont des éléments minéraux nutritifs tant pour les organismes autotrophes terrestres qu'aquatiques (**Ramade, 1998**). Ils constituent le stade finale de l'oxydation biologique de toutes les formes d'azotes (azote organique, ammoniacale, nitrites...).

La présence naturelle des nitrates dans les eaux est liée en grande partie au lessivage des sols constituant le bassin versant ; la nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence, tandis que la pollution par les nitrates est due à la minéralisation de

matière organique , à l'utilisation abusive des engrais azotés, aux résidus animaux, fumiers, purins, aux eaux usées domestiques et éventuellement aux effluents des stations d'épuration.

1.4.3. Le phosphore

Le phosphore est un composant essentiel de la matière vivante puisqu'on le rencontre sous forme de nombreuses formes jouant un rôle clés dans le métabolisme des organismes vivants (**Monaghan et Ruttenberg, 1999**) : phospho-sucre, adénosine, acides nucléiques (ADN et ARN), phospholipides, phosphorâtes, réactifs biochimiques intermédiaires (phosphocréatinine, phsphoenolpyruvate). La présence d'éléments phosphorés dans l'eau est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Le phosphore présent dans les cours d'eau peut être subdivisé en fraction dissoute ($< 0,45\mu\text{m}$) inorganique formée par les ortho-phosphates et poly-phosphates inorganiques, et une fraction organique, à l'état colloïdal. La fraction particulaire ($\geq 0,45\mu\text{m}$) comprend le phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire apatitique ou non apatitique. Seul le phosphore inorganique directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans la productivité aquatique. Le phosphate inorganique comprend principalement les ortho phosphates (PO_4) assimilés par les plantes.

La plupart, des géochimistes (**Meybeck, 1982 ; Redfield, 1958**) admettent que les apports du P des rivières à la mer détermine le niveau de leur production. Cette constatation est basée sur la différence fondamentale entre le cycle de N et P dépendant des conditions d'oxydoréduction de l'environnement. Puisque l'azote provient du réservoir atmosphérique, un déficit quelconque peut être compensé par la fixation atmosphérique à l'inverse du P qui est un sous produit du lessivage chimique est transporté à la mer presque exclusivement par les rivières (**Froelich, 1982 ; Meybeck, 1982**).

1.4.4. Le silicium

Le silicium est l'élément le plus abondant de l'écorce terrestre (après l'oxygène) formant 28,8% ; il est présent dans plus de 370 minéraux composant les diverses roches (**Wedepohl, 1995 ; Wollast et McKenzie, 1983**). Il est donc d'intérêt majeur pour les biogéochimistes. A la différence du carbone et de l'azote, son cycle biogéochimique a été peu étudié, probablement parce qu'il était supposé moins soumis à des perturbations directes d'origine anthropique et ne constitue pas un facteur limitant eu égard à son abondance dans les eaux. Cet élément retient de nouveau l'attention des biogéochimistes, depuis la mise en évidence de son rôle majeur dans le contrôle du CO_2 atmosphérique consommé par les algues

Chapitre I : Synthèse Bibliographique

planctoniques. Le silicium dissous de l'eau est présent sous différentes formes chimiques éventuellement disponibles pour les diatomées. L'acide ortho silicique Si(OH)_4 est la forme soluble du silicium ayant une biodisponibilité particulièrement élevée. Le silicium joue un rôle primordial dans le cycle global de la matière en particulier dans le cycle du carbone. Il contribue doublement à l'élimination du carbone atmosphérique par lessivage et élimination dans les fonds marins sous forme de boues à diatomées.

Chapitre II

Matériel et Méthodes

1. Présentation et caractéristiques du bassin de Kebir-Rhumel

Le bassin de la rivière Kebir-Rhumel ayant une superficie d'environ 8 110 km² (ABH, 1999), s'étend sur des marges septentrionales des hauts plateaux constantinois au Sud, la mer méditerranée au Nord, le bassin de la Seybouse à l'Est et le bassin de la Soummam à l'ouest (Fig.01). Le bassin de Kebir-Rhumel résulte de la jonction de deux cours d'eaux le Rhumel et le Kebir, drainant respectivement une superficie de 5 315 km² et de 2 160 km² et dont la confluence donne naissance à Kebir-Rhumel.

Dans ce bassin, la végétation est influencée par de nombreux facteurs tels que le climat, le relief, la lithologie et l'activité humaine. Ces facteurs permettent en permanence un couvert forestier plus ou moins dense. Le climat varie légèrement du nord au sud, passant d'un domaine subhumide à un domaine semi-aride, mais d'une manière générale c'est le climat méditerranéen qui y règne : humide et tempéré, caractérise par un hiver doux et un été chaud, avec d'assez riches ressources hydriques d'origine déferentes (pluie, grêle neige). Généralement la neige fait son apparition sur les massifs de hautes altitudes. Les précipitations constituent le facteur essentiel qui gouverne l'écoulement des cours d'eau. En effet, ils ont un effet direct sur le débit. La précipitation moyenne interannuel elle sur le bassin versant Kebir-Rhumel est estimée entre 500 à 630 mm.

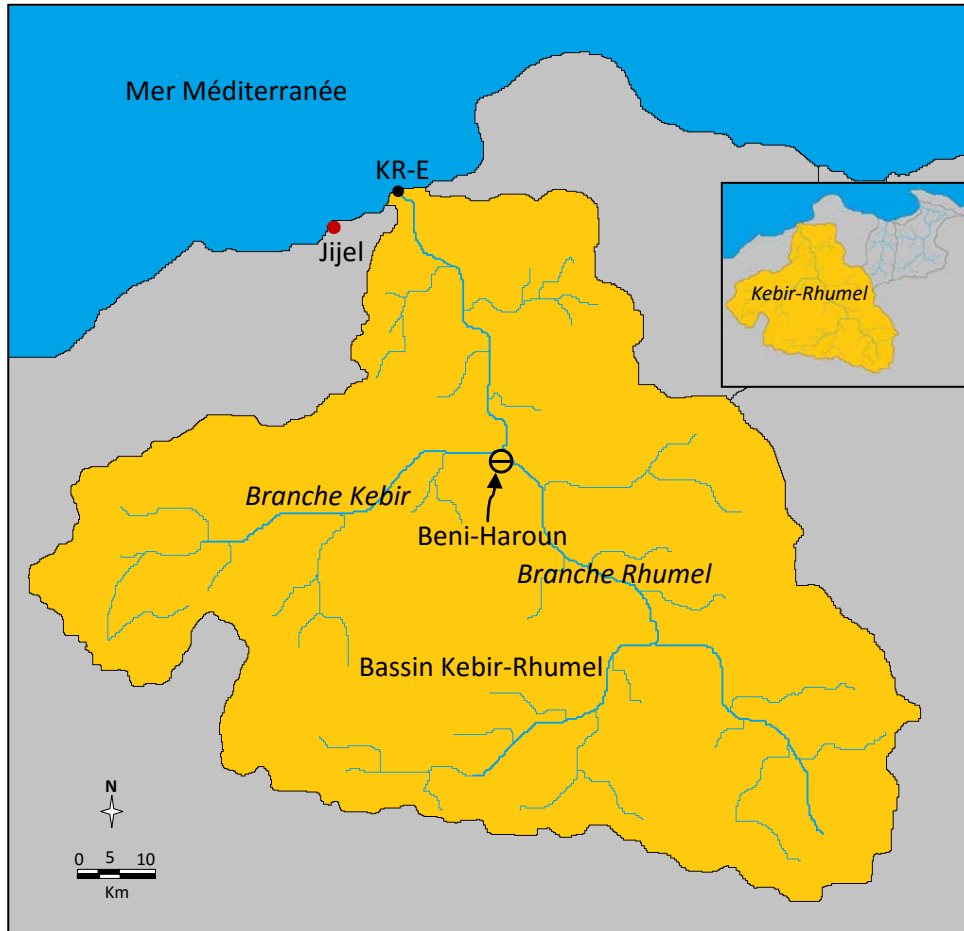


Figure1 : Station de prélèvement dans le bassin du Kebir-Rhumel (KR). $\ominus$: Barrage, KR-E : Embouchure du KR.

Les eaux du Rhumel recèlent un mélange d'apports pluviométriques, domestiques, industriels et agricoles. Plus de 2 500 000 habitants selon l'estimation de 2002, dont l'agglomération de Constantine représente 40% de la population (**ABH, 2002**). Le bassin du Kebir-Rhumel se caractérise par une agriculture mixte, traditionnelle (irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion). La superficie actuellement irriguée dans le bassin est de 2 679 ha consommant un volume annuel de 27,65 hm³ d'eau. Les principales activités des périmètres irrigués sont essentiellement les cultures maraichères et l'arboriculture. Les engrais les plus utilisés en agriculture sont les ammo-nitrates (NH₄-NO₃ 33%) et les superphosphates (45%). Le tissu industriel est surtout concentré autour des grandes agglomérations (Constantine, El Khroub, Chelghoum Laid, Hamma Bouziane, Mila).

Dans le bassin versant Kebir-Rhumel, le barrage de Ben-Haroun a été construit en 2005 mais pour intercepter le ruissellement à partir des deux principales branches Rhumel et Kebir. Le barrage a été seulement exploité à partir de 2007, principalement pour la consommation

de la population et l'irrigation. Le barrage de Ben-Haroun s'impose comme le plus grand barrage d'Algérie par rapport à sa profondeur (118 m) ayant une capacité de 960 millions de m³. Ce gigantesque ouvrage comporte une station de pompage d'une puissance totale de 180 mégawatts, située à 50km au Nord-Ouest de Constantine et à 100 km de Jijel. Cette station permet de refouler, selon une estimation de l'ANB, un débit global de 22,5 m³/s jusqu'à un bassin d'expansion situé à une hauteur de 880 m transférant l'eau jusqu'au barrage d'Oued Athmenia. A partir du barrage (réservoir) d'Oued Athmenia, dont le volume avoisine 20 millions m³, seront directement alimentées les villes de Constantine, d'El Khroub, d'Aïn Smara, de ChelghoumLaïd, d'Oued Athmenia, d'Oued Seguin et de Tégghema.

1.1. Le climat

Selon (**Melghit M., 2010**) Les caractéristiques les plus originales de toute la région sont réunies dans le bassin de l'Oued El-kebir. Le nord s'avère être une zone humide et pluvieuse et le sud avec un climat semi-aride à aride.

Cette opposition trouve son origine dans de multiples causes :

- Le nord influencé par un climat méditerranéen, le sud par un climat de type continental.
- La répartition des ensembles montagneux, les contrastes renforçant cette disparité géographique.

A. Les précipitations (PP)

Les précipitations constituent le facteur essentiel qui gouverne l'écoulement des cours d'eau. En effet, ils ont un effet direct sur le débit, les matières en suspension et les ph de dilution. Le bassin versant Kébir- Rhumel rassemble sur toute sa superficie vingt deux stations pluviométriques qui se répartissent comme suit.

Le bassin versant Kébir- Rhumel présente des pluies d'automne, d'hiver et de printemps elles sont à la fois faibles et irrégulières.

B. La température(T°)

Le bassin du Kébir-Rhumel doit à sa position un climat méditerranéen avec des hivers doux, des étés chauds et secs mais loin d'être désertique. Les températures mensuelles et annuelles ne sont pas disponibles.

C. Le vent

Le vent est un facteur climatique très important, car il joue un rôle fondamental dans le transport, la propagation et la dissémination des polluants de différentes tailles vases caractéristiques de direction et de force. Les vents soufflant sur le bassin du Kébir-Rhumel sont ceux du Nord-est qui apportent les pluies et qui sont souvent secs et froids. Les vents les plus violents sont de direction Nord Est avec une vitesse pouvant atteindre 140 Km/h (ONM, 2013).

1.2. L'agriculture

Le bassin du l'Oued el Kebir se caractérise par une agriculture mixte traditionnelle (irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion), tout dépend du type de culture. La superficie actuellement irriguée dans le bassin est de 2679 hectares consommant un volume annuel de 27,65 hm³. Les principales activités des périmètres irrigués sont essentiellement les cultures maraichères et l'arboriculture (Melghit, 2010).

Les engrais les plus utilisés en agriculture au niveau du bassin du Kébir-Rhumel sont les ammo-nitrates (33%) et les superphosphates (45%). Les engrais augmentent sans doute les rendements, mais contribuent surtout par leur utilisation excessive à la pollution des sols, des sédiments et des cours d'eau où les concentrations en nitrates, phosphates et leurs dérivés sont le plus souvent élevées.

1.3. L'industrie

Aux alentours du bassin versant Kébir-Rhumel, le tissu industriel est surtout concentré autour des grandes agglomérations (Constantine, El Khroub, Chelghoum Laid, Hamma Bouziane, Mila,...). Plusieurs industries sont alimentées par leurs propres forages, ou leurs propres puits. Il n'a pas été possible d'accéder à toutes les installations, et les renseignements recueillis traduisent un volume global alloué à ces installations de 13.679 m³/j soit 4.99 hm³/an.

2. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyses biogéochimiques

2.1. Prélèvements hydrologiques

Les paramètres hydrologiques et les différents nutriments ont été échantillonnés deux fois par mois de décembre 2016 à Avril 2017 dans une station dans l'embouchure de bassin KR.

Tableau 1 : Positionnement (latitude, longitude) de la station étudié.

Bassin de rivière	Dénomination	Positionnement
Kebir–Rhumel	KR	
Embouchure du Kebir-Rhumel	KR-E	N36°29'45 .51' E6°06'14

Cette stratégie d'échantillonnage à choix raisonné, permet de suivre la distribution et le flux des nutriments (N, P et Si) et des facteurs physiques (débits d'eau, MES, TDS).

Les vitesses d'écoulement de l'eau au point de relevé, au moment des prélèvements de la masse d'eau même, ont été mesurées avec un courantomètre type CM-2 (Toho DentanCo.Ltd, Tokyo), lorsque la profondeur le permet en période humide. La vitesse du courant est approximée en suivant plusieurs fois un objet lâché sur un trajet de 100 m. Le débit ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) a été calculé en multipliant la vitesse de l'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) par la surface totale (m^2) de la section mouillée au point de prélèvement. La conductivité électrique (CE) et le total des solides dissous (mg l^{-1}) ont été relevés à l'aide du multi paramètre de terrain type WTW 197i.

Deux litres d'eau prélevées au milieu de la section mouillée ont été collectées pour l'analyse des éléments nutritifs. Les échantillons d'eaux destinés aux analyses des éléments nutritifs sont mis dans des flacons en verre sauf pour le silicium qui a nécessité l'usage de flacons en polyéthylène. La filtration des échantillons s'effectue le jour même de prélèvement et les analyses chimiques se font dans les deux jours qui suivent.

2.2. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension (MES)

Les flux instantanés de nutriments, des MES (mg l^{-1}) et des TDS (mg l^{-1}) ont été calculés en multipliant leurs concentrations par les débits des rivières. Les flux annuels de nutriments ont été estimés en utilisant la méthode de la moyenne des flux instantanés (**Preston et al., 1989**):

$$F = K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$$

Où F est le flux annuel (tonnes par an), C_i est la concentration de nutriments (μM ou micromole par litre, converti en kg m^{-3}), Q_i est le débit concomitant instantané ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ convertis en $\text{m}^3 \text{jour}^{-1}$), n est le nombre de jours des données de concentrations et K est le facteur de conversion considérant la période (365 jours) et l'unité de l'estimation.

2.3. Méthodes d'analyses biogéochimiques

Au laboratoire, après filtration des échantillons à travers des filtres en microfibres de verre Whatman GF/C (0,5 μ M de porosité), les nutriments inorganiques et organiques ont été déterminés selon les méthodes standards colorimétriques décrites dans les différents manuels d'analyses des eaux (**Tableau 2**).

Tableau 2 : Résumé des méthodes d'analyse des éléments chimiques et biochimiques.1 : Parsons et al. (1989) , 2 Aminot et Chaussepied (1983) , 3 Rodier(1996).

Eléments	Méthodes	Références
Azote ammoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$)	Dosage put spectrophot. : $\lambda = 630 \text{ nm}$	1
Nitrates (NO_3)	Dosage spectrophot. : $\lambda = 543 \text{ nm}$	1
Nitrites (NO_2)	Réduction des NO_3 en NO_2 et dosage spectrophot. des nitrites : $\lambda = 543 \text{ nm}$)	1
Azote Organique Dissous (NOD)	Minéralisation en milieu basique et dosage indirecte spectrophoto. de l'équivalent en NO_3 . Dosage : $\lambda = 543 \text{ nm}$	1
Phosphate (PO_4)	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885 \text{ nm}$	2
Orthosilicates $\text{Si}(\text{OH})_4$ ou SiO_4	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 810 \text{ nm} + \lambda$	2
Matières en suspension (MES)	Pesées différentielles	2

L'azote inorganique dissous NID (NH_4 , NO_3 , NO_2), l'azote organique dissous (NOD), silicates (SiO_4), phosphate(PO_4) et le total des solides en suspension (MES) ont été mesurés selon les méthodes standards de **Parsons et al. (1989)** et **Rodier (1996)**.

2.3.1. Dosage de l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4 + \text{NH}_3$)

Principe

En milieu légèrement basique, l'ammonium forme une monochloramine avec l'acide dichloroisocyanurique. Cette dernière réagit avec le phénol pour former un composé de couleur bleu d'indophénol dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en

ammonium. La réaction est accélérée par le nitroprussiate. Cette technique de mesure a été appliquée pour le dosage des faibles concentrations où l'erreur reste inférieure à 5%.

Réactifs

- Réactif 1: Solution de phénol-nitroprussiate

Dissoudre à froid : 3,5 g de phénol et 40 mg de nitroprussiate de sodium dans 100 ml d'eau distillé ; ce réactif n'est stable qu'après quelques semaines au frais et à l'abri de la lumière.

- Réactif 2: Solution de dichloroisocyanurate

Dissoudre à froid : 28 g de citrate tri-sodique, 500 mg de dichloroisicyanurate et 1,4g de soude dans 100 ml d'eau distillée. Ce réactif se conserve au frais pendant 1 à 2 mois.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable puis on ajoute dans une cuve de spectrophotomètre :

2 ml de réactif 1,

100 ml $\pm$ 1 ml d'échantillon ou d'étalon,

2 ml de réactif 2,

Après 8h d'attente à l'obscurité, l'absorbance est lue avec un spectrophotomètre à 630 nm.

Les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, ayant pour équation linéaire :

$DO = aC + b$ ou DO est la densité optique ; C la concentration ; a est la pente = 0,0166 ; b l'ordonnée à l'origine = 0,0223 et $R^2(0,9982)$ le coefficient de détermination mesurant la qualité de l'ajustement de la droite au nuage des couples de points DO et C .

2.3.2. Dosage du Nitrates (NO_3)

Principe

L'échantillon, tamponné par une solution de chlorure d'ammonium, passe dans une colonne de cadmium traitée au cuivre qui sert à réduire les nitrates en nitrites. C'est donc la somme des nitrites présents dans l'échantillon plus ceux formés par la réduction des nitrates qui est mesurée à l'aide des mêmes réactifs que ceux indiqués dans le dosage des nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 10%.

Réactifs

- Réactif 1 : Solution de sulfanilamide.

Dissoudre à froid : 2,5 g de sulfanilamide avec 13 ml de HCl concentré et 250 ml d'eau distillé.

Chapitre II : Matériel et méthodes

- Réactif 2 : Solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine.

Dissoudre à froid : autant de milligrammes de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de millilitres d'eau distillée. Cette solution est instable et ne peut pas être conservée longtemps.

- Solution de chlorure d'ammonium

Dissoudre à froid : 10 g de NH_4Cl dans 1 L d'eau distillée.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. L'échantillon ou l'étalon est injecté dans une boucle, préalablement rincée par l'échantillon ou l'étalon, et qui connectée au circuit via un système de valves. L'absorbance est mesurée en continu par un spectrophotomètre à la longueur d'onde 543nm.

Les absorbances maximales sont relevées et les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $\text{DO} = aC + b$ dont $a = 0,0429$, $b = 0,022$ et $R^2 = 0,9992$.

2.3.3. Dosage du Nitrites (NO_2)

Principe

En milieu acide ($\text{pH} < 2$), les ions nitrites forment de l'acide nitreux HNO_2 qui réagit avec de la sulfanilamide pour former un complexe diazoïque. En présence de N-Naphtyl-1-éthylène diamine, il se forme un complexe rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

- Réactif 1: Solution de sulfanilamide

Dissoudre à froid: 2,5 g de sulfanilamide avec 13 ml de HCl concentré et 250 ml d'eau distillé

- Réactif 2: Solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine

Dissoudre à froid: autant de milligrammes de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de millilitres d'eau distillée. Cette solution est instable et ne peut pas être conservée longtemps.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. Puis, dans une cuve pour spectrophotomètre, on ajoute:

1 ml de réactif 1,

50 ml d'échantillon ou d'étalon,

8 minutes d'attente,

1 ml de réactif 2,

Après 15 minutes d'attente, l'absorbance est lue avec un spectrophotomètre à 543 nm.

Les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a = 0,0421$, $b = 0,0237$ et $R^2 = 0,9959$.

2.3.4. Dosage de l'azote organique dissous (NOD)

Réactifs

Solution tampon

- 75 g de NH_4Cl dans 400 ml d'eau distillé,
- Ajusté le PH avec NH_4OH jusqu'à 8,5,
- Compléter avec l'eau distillée jusqu'à 500 ml.

Solution de l'oxydant

- 120 g $NaOH$ dans 2L d'eau distillé (A).
- Ajouter 6 g de $K_2S_2O_8$ pour chaque 100 ml de la solution (A) pour obtenir l'oxydant.
- 40 ml ED + 6 ml oxydant puis le titrer par l'acide chlorhydrique jusqu'à ce que le pH atteigne la valeur entre 2,6 et 3,2. Le volume d'acide chlorhydrique ajouté c'est le X ml.

$NTD = NOD + NID$ avec $NID = NO_3 + NO_2 + NH_4$

Dosage

- 4 ml de l'échantillon + 36 ED + 6 ml oxydant et chauffé 30 min et en plus laisse refroidir
- On fait le titrage (on ajoute X ml (200 ml HCl dans 1,7L ED).
- On ajoute 3 ml de la solution tampon.
- Faire passer par la colonne et récupérer 25 ml.
- On ajoute 0,5 sulfanilamide et 0,5 de NED.
- Spectrophotomètre (543 nm).

Les concentrations d'azote organique dissous sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a = 0,0429$, $b = 0,022$ et $R^2 = 0,9992$.

2.3.5. Dosage des phosphates (PO_4)

La température des échantillons doit être comprise entre 15 et 30°C.

On procède comme suit :

- Préparer le mélange-réactif.
- Mesurer 50 ml d'échantillon.
- Ajouter 5 ml de mélange-réactif et homogénéiser aussitôt.

- Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm en cuves de 3 cm de trajet optique, par apport à l'eau distillée.

Les concentrations des phosphates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a = 0,0227$, $b = 0,013$ et $R^2 = 0,9974$.

2.3.6. Dosage des silicates $Si(OH)_4$ ou SiO_4

Principe

La solution d'heptamolybdate forme avec la silice dissoute (acide silicique) un complexe silicomolybdique qui donne, après réduction, une coloration bleue intense. Le pourcentage d'erreur en analyse flux continu est inférieur à 1%.

Réactifs

Solution de molybdate d'ammonium

Dissoudre à chaud (50°C): 20 g de molybdate d'ammonium $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ dans 500 ml d'eau distillé.

A conserver à l'abri de la lumière.

Solution d'acide sulfurique à 4,5 M.

- R1 : Mélanger 12 ml de (2) et 120 ml de (1) et compléter à 500 ml avec de l'eau distillé ce réactif doit être préparé chaque jour.

- R2 : Solution d'acides oxalique et sulfurique

Introduire 800 ml d'eau distillé dans une fiole, ajouter avec précaution 100 ml d'acide sulfurique concentré.

Ajouter 30 g d'acide oxalique $((COOH)_2 \cdot 2H_2O)$ et compléter à 1L.

Ce réactif est stable 1 mois à température ambiante

Solution d'acide ascorbique

Dissoudre à froid: 7,5 g d'acide ascorbique $C_6H_8O_6$ dans 250 ml d'eau distillé

La dérive du signal dans un gradient de salinité est de -4 % entre l'eau douce et l'eau de mer.

Les concentrations des silicates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire

$DO = aC + b$ dont $a = 0,0097$, $b = 0,008$ et $R^2 = 0,9986$.

2.3.7. Matières en suspension (MES)

En termes de transport solide en suspension les échantillons prélevés ont été filtrés sur des filtres Wattman GF/C (0,5 μM de porosité), afin de retenir toutes les particules de taille supérieures de 0,5-1 μM le filtre est séché et pesé avant et après filtration. La concentration en MES est le résultat du rapport entre la différence de poids des filtres pour le volume filtré correspondant.

Chapitre III

Résultats et Discussion

1. Variations des débits, matières en suspension (MES) et substances dissoutes solides (TDS) à l'embouchure d'Oued Kébir-Rhumel

Au cours de la période d'étude les débits fluctuent entre $2,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $20,44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ avec une moyenne de $7,59 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (**Fig. 04**). La valeur maximale enregistrée le 11 février 2017 par suite des fortes précipitations dans ce mois. En termes de la matière en suspension les teneurs fluctuent au cours de la période d'étude entre une valeur minimale de 09 mg/l et une valeur maximale de 643 mg/l avec une moyenne de $110,36 \text{ mg/l}$ (**Fig. 02**). L'augmentation des teneurs de MES proviennent de sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels, du ruissellement des terres agricoles et des retombées de matières atmosphériques en suspension. Les substances dissoutes solides (TDS) varient au cours de la période d'étude entre une valeur minimale de 251 mg/l et une valeur maximale de 1326 mg/l avec une moyenne de 566 mg/l (**Fig. 03**). La variation des teneurs en TDS sont liées aux plusieurs facteurs comme la nature géologique des terrains lessivés, la charge des eaux de pluies, les eaux d'irrigation (chargés en fertilisants) qui retournent aux rivières, les rejets domestiques peuvent modifier la composition et la teneur en TDS des eaux de rivières.

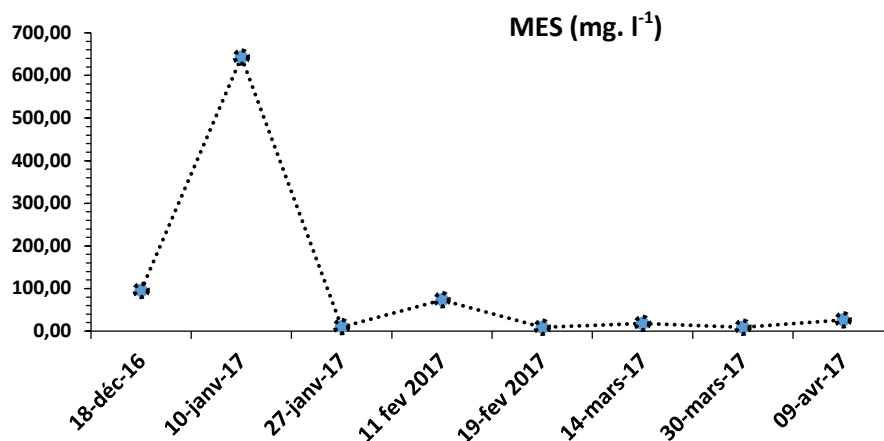


Figure 02 : La variation bimensuelle des teneurs en MES (mg/l) à l'embouchure de bassin de Kébir Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 -Avril 2017).

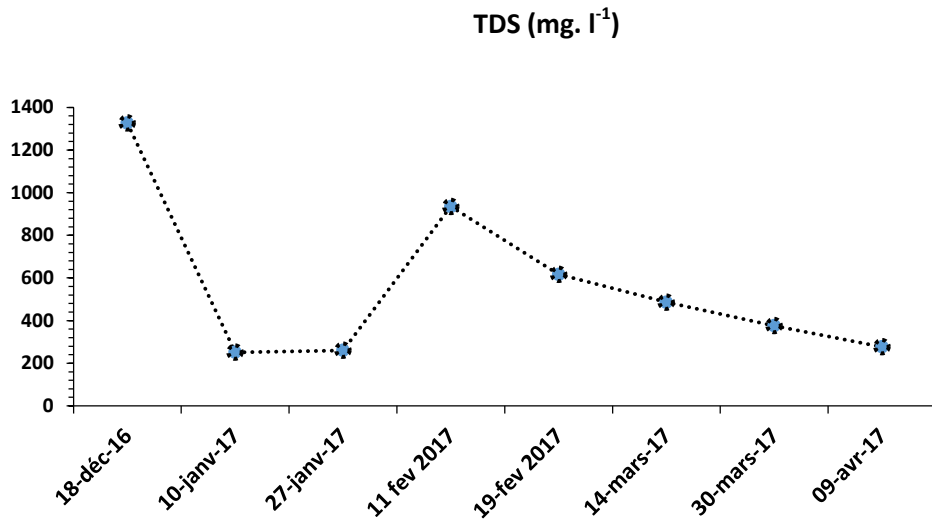


Figure 03: La variation bimensuelle des teneurs en TDS (mg. l⁻¹) à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 -Avril 2017).

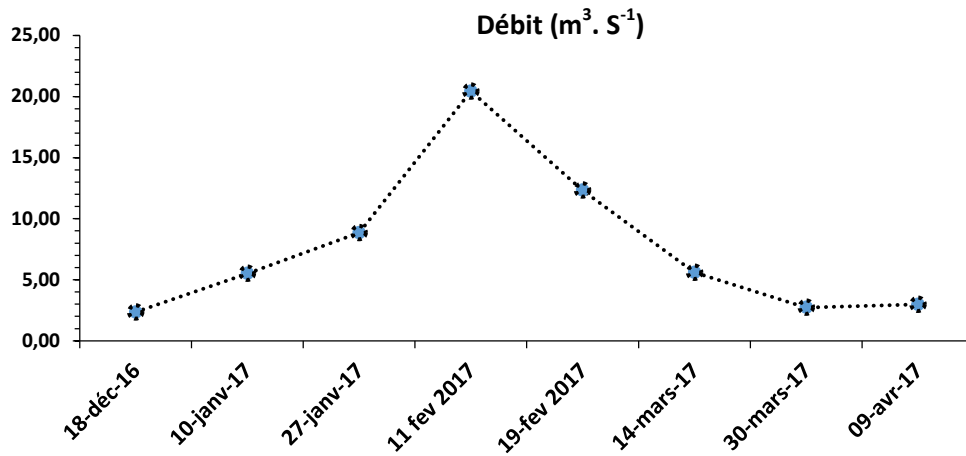


Figure 04 : La variation bimensuelle de débits (m³. S⁻¹) à l'embouchure de bassin de Kebir –Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 -Avril 2017).

2. Distribution de Seles nutritifs et matières organiques l'embouchure d'Oued Kebire-Rhumel

2.1. L'ammonium NH_4

Les teneurs en ammonium au cours de la période d'étude varient entre 36 $\mu\text{M/l}$ et 1,3 $\mu\text{M/l}$ avec une moyenne de 9,81 $\mu\text{M/l}$ (**Fig. 05**). La valeur minimale enregistrée dans le mois de Décembre 2017 par suite d'un faible apport anthropique et d'une part par la rétention dans le barrage de Ben-Haroun par contre les fortes valeurs enregistrée dans le mois de mars Il provient principalement de la décomposition des protéines naturelles contenues dans le phytoplancton et les micro-organismes et peut être aussi issu de l'apport d'effluents urbains épurés, de rejets industriels ou agricoles. Il se trouve dans les eaux naturelles à des concentrations qui peuvent varier de 0,1 à plus de 10 mg/l.

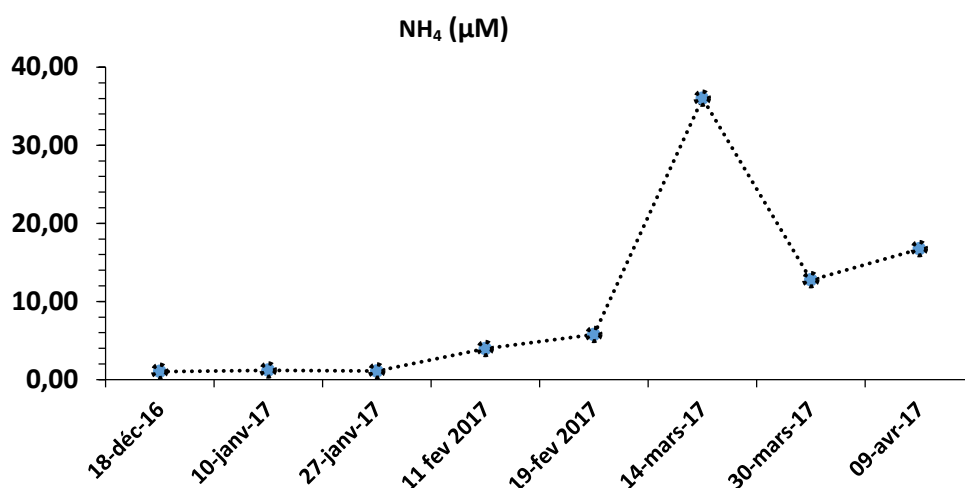


Figure 05 : La variation bimensuelle des teneurs en NH_4 (μM) dans le bassin Kebir -Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 -Avril 2017).

2.2. Les nitrates NO_3

Les teneurs en nitrates au cours de la période d'étude changent entre 4,51 $\mu\text{M/l}$ et 14,80 $\mu\text{M/l}$ avec une moyenne de 11,15 $\mu\text{M/l}$ (**Fig. 06**). La variation des teneurs en Nitrate à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel se traduit d'une part par l'effet du barrage et d'autre part par certaines industries peuvent rejeter des eaux usées chargées en nitrates, par exemple dans

l'agro-alimentaire. Les principales sources dénitratées sont les effluents industriels et municipaux et le lessivage des terres agricoles.

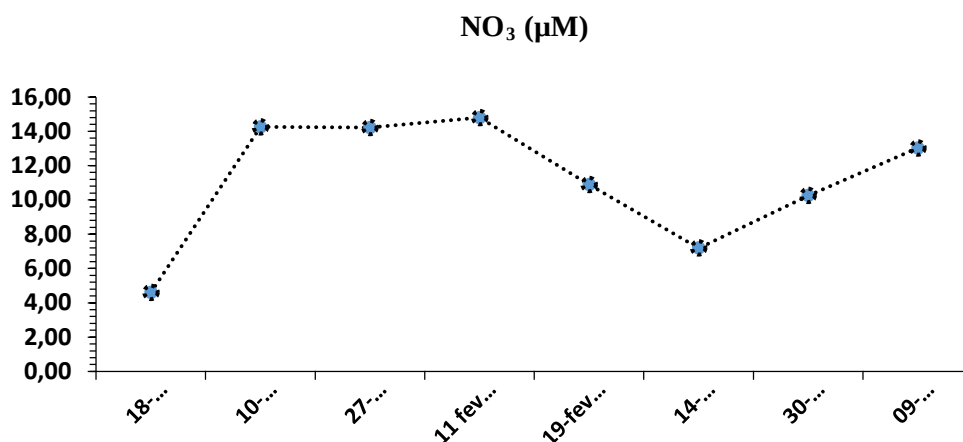


Figure 06 : La variation bimensuelle des teneurs en NO₃ (µM) à l'embouchure de bassin de Kebir - Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016- avril 2017).

2.3. Les nitrites NO₂

Les teneurs en nitrites au cours de la période d'étude fluctuent entre 0,23 µM/l et 7,34 µM/l avec une moyenne de 3,17 µM/l (**Fig. 07**). Les fortes teneurs en Nitrites se traduisent par l'effet des 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 nitrates-nitrites.

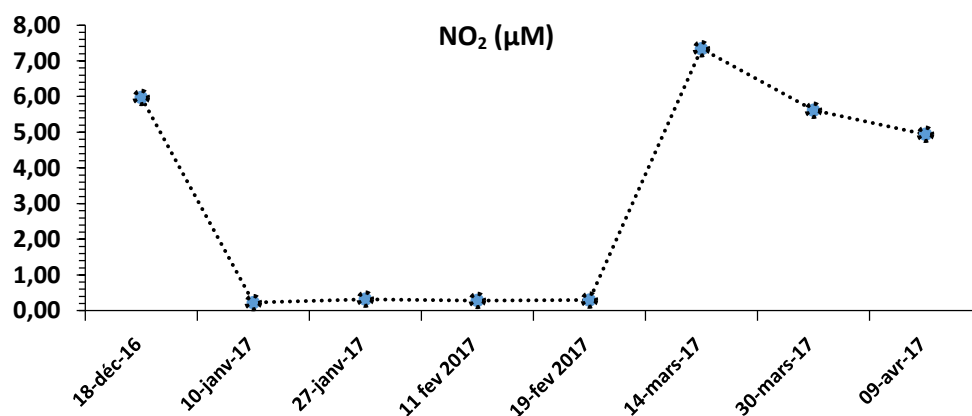


Figure 07 : La variation bimensuelle des teneurs en Nitrites NO₂ (µM) à l'embouchure de bassin de Kebir - Rhumel pour la période humide (Décembre 2016- avril 2017).

2.4. L'azote organique dissous (NOD)

La matière organique dissoute sous forme d'azote organique dissous (NOD) est largement abondante à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel où les valeurs varient entre 0,83 $\mu\text{M/l}$ et 7,89 $\mu\text{M/l}$ avec une moyenne de 3,11 $\mu\text{M/l}$ (**Fig. 08**). Les fortes teneurs en matières organiques sous forme d'azote organique dissous s'expliquent par les déchets et les cadavres des microorganismes au long d'oued Kebir-Rhumel.

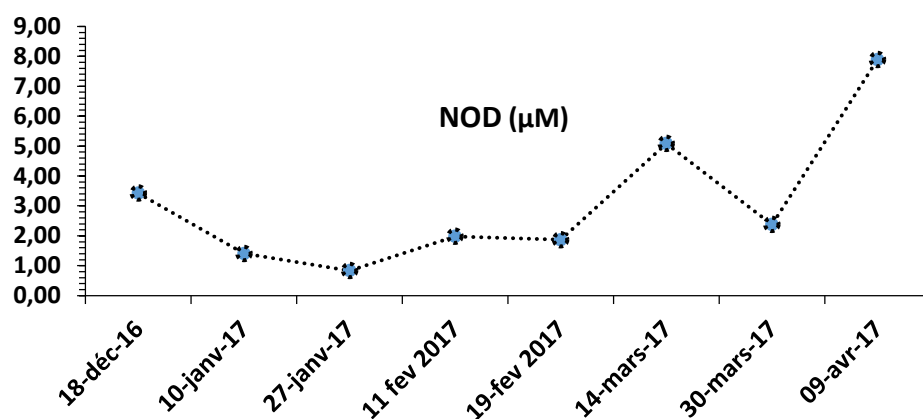


Figure 08 : Distribution des teneurs en NOD (μM) à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016 -Avril 2017).

.

2.5. Phosphates PO_4

Les teneurs en phosphates fluctuent entre 1,26 $\mu\text{M/l}$ et 0,29 $\mu\text{M/l}$ et une moyenne de 0,77 $\mu\text{M/l}$ (**Fig. 09**). Les concentrations les plus importantes au cours de la période d'étude enregistrée dans le mois de mars en raison probablement des rejets urbains ou des activités agricoles.

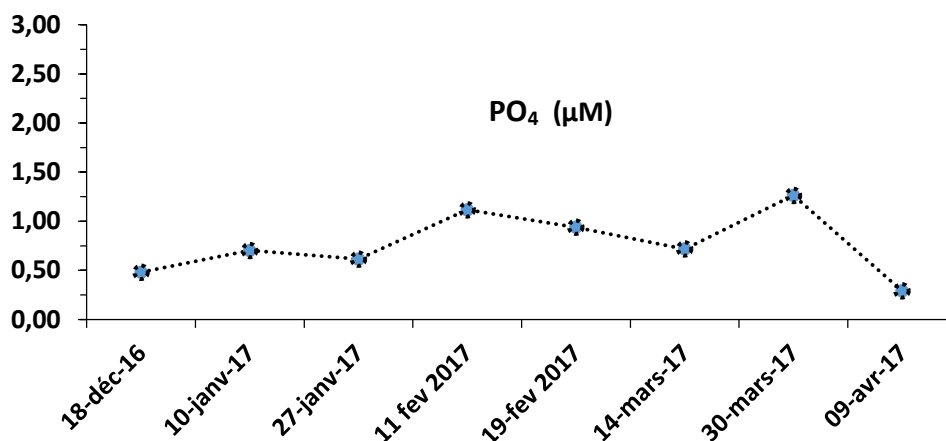


Figure 09 : Distribution des teneurs en PO_4 (μM) à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016- avril 2017).

2.6. Le silicium $Si(OH)_4$

Durant la période d'étude, les teneurs en $Si(OH)_4$ sont élevées et ont varié entre 50,54 $\mu M/l$ et 173,39 $\mu M/l$ avec une valeur moyenne de 97,77 $\mu M/l$ (**Fig.10**). Les concentrations des $Si(OH)_4$ varient remarquablement avec le cycle hydrologique de du bassin de Kebir-Rhumeet la production de diatomées dans le barrage.

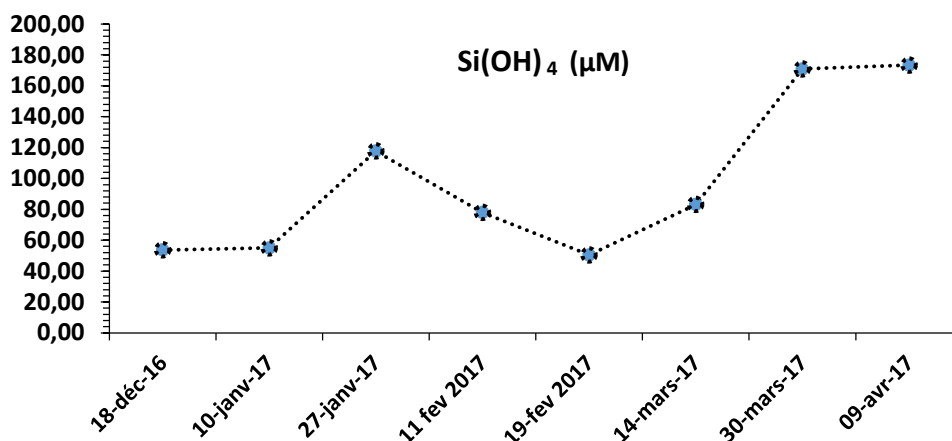


Figure 10 : Distribution des teneurs en $Si(OH)_4$ (μM) à l'embouchure de bassin de Kebir-Rhumel au cours de la période humide (Décembre 2016- avril 2017).

3. Flux de sels nutritifs et de matières organique à la mer récepteur

Les flux de nutriments à l'embouchure de rivière étudiée sont présentés dans le (Tab 03). Les valeurs des flux de l'azote inorganique dissous varient entre 2.10^6 t/5mois et 17.10^6 t/5mois dont l'Ammonium représente 34,48% du l'azote inorganique dissous et 6,89% pour les Nitrites et 58,62% pour les Nitrates. L'azote organique dissous représente 6,45% du l'azote totale dissous. En terme de phosphates les flux allant jusqu'à 1.10^6 t/5mois et les Silicates représentés au cours des périodes d'étude 117.10^6 t/5mois. A l'embouchure, l'augmentation d'azote inorganique et du phosphore peut être principalement liée aux activités agricoles intensives s'étendant dans le vaste bassin maritime de la rivière. Malgré les grandes pertes d'éléments nutritifs inorganiques dans les barrages, il y a des apports supplémentaires importants après les barrages, jusqu'embouchures.

Sur un autre plan biogéochimique, les eaux déchargées à la mer se caractérisent par des rapports NH_4/PO_4 et Si/PO_4 souvent supérieurs aux valeurs de Redfield, ce qui suggère que P peut être le facteur limitant pour la croissance du phytoplancton. L'intensification des pratiques agricoles conjointement à la réduction récente des phosphates dans les lessives ont contribué à augmenter considérablement le rapport N/P. On constate une diminution du rapport N/P et une augmentation des rapports Si/N et Si/P. L'impact des rejets anthropique se traduit ici par l'augmentation de P par rapport aux masses de N introduites dans le milieu marin. La zone côtière recevra par conséquent des eaux altérées principalement en termes de rapport de Redfield N/P et Si/P. il paraît en moyenne équilibré.

Tableau 03 : Flux de nutriment (t/5mois) au cours de la période humide (Décembre .2016 – Avril 2017).

Flux	NH_4	NO_2	NO_3	PO_4	SIO_4	NOD	NID
E-KR	10,4 (t/5mois)	2,2 (t/5mois)	17,3 (t/5mois)	1,2 (t/5mois)	117.1 (t/5mois)	2.6 (t/5mois)	30 (t/5mois)

4. Evaluation des bilans en eau, en TDS et en MES

Au cours de la période d'étude la quantité d'eau douce déchargée à la mer est de 99.10^6 m³/5mois (**Tab. 4**). En terme de masses en MES transférées à la mer à partir de l'embouchure du KR s'élèvent à 9227 t/5mois (**Tab. 4**). Egalement en termes de substances solides dissoutes la zone côtière reçoit 26086 t/mois (**Tab.4**).

Les sols de bassin versant Kebir-Rhumel un aspect d'altération sous forme de perte de sels et les sols restent salinisés, puisque les eaux qui les drainent, en particulier dans le bas de bassin, ont des TDS de l'ordre de 251-1326 mg/l, alors que la moyenne mondiale est de l'ordre de 220 mg/l (**Meybeck, 1976**).

La salinisation des sols des bassins est non seulement due au climat semi-aride régnant le haut des bassins (soumis à une forte évaporation), mais aussi aux rejets d'eaux usées domestiques brutes et aux apports en engrais chimiques d'origine agricole.

Tableau 04 : Bilan en eau, MES et TDS (tonne/5mois) au cours de la période humide (Décembre 2016 – Avril 2017).

Flux	Eau	MES	TDS
E-KR	99.10^6 (m ³ /5mois)	9227,45 (t/5mois)	62085,91 (t/5mois)

Conclusion

Conclusion

Ce travail vise principalement à estimer le transfert et la distribution de N, P et Si de bassin de rivière Kebir-Rhumel. Le bassin du rivière Kebir-Rhumel caractérisé par une période humide qui s'étale du mois d'octobre au mois de mai est une période sèche qui s'étend du mois de mai jusque le mois de septembre dont les cours d'eau dans ce bassin sont soumis à des pressions démographiques et industrielles très importantes. L'étude écologique du cours d'eau de rivière Kebir-Rhumel mis en évidence le danger des rejets diffus d'origine domestique et industrielle sur la qualité physico-chimique.

Au terme de ce travail, certaines altérations de la zone d'étude sont révélées par les descripteurs physico-chimiques ; nous pouvons déduire les observations suivantes :

1. Les teneurs moyennes de l'azote minérale sont de l'ordre de 24,09 $\mu\text{m/l}$ avec une fraction ammoniacale de 40,72% tandis que la teneur moyenne en phosphate est de l'ordre de 0,77 $\mu\text{m/l}$ elle ne dépasse pas les normes et naturellement présent dans les eaux superficielles en faible concentration ; compte tenu de son importance dans la constitution des êtres vivants, il joue souvent, vis-à-vis de leur développement, le rôle de "facteur limitant".
2. Les taux en ammonium élevé pour le mois de mars ce qui indique qu'il y a une pollution organique et le rapport N/P est de 31,28 s'expliquer l'abondance de l'azote par rapport le phosphate.
3. L'azote inorganique dissous est représenté une valeur de 24,09 $\mu\text{m/l}$ principalement liée aux activités agricoles intensives s'étendant dans le vaste bassin maritime de la rivière dont la fraction organique forme 46,28 % pour NO_3 et NH_4 représente 40,72% et seulement 12,99 % pour NO_2 .
4. La teneur moyenne en silicium Si(OH)_4 de 77,72 $\mu\text{m/l}$ ce qui suppose un rapport Si/N à l'embouchure de l'ordre de 4,05, cette valeur signifie que le silicium est beaucoup plus abondant que le l'azote. Contrairement à N et P, provenant surtout des apports anthropiques, SiO_4 issus de l'altération des roches et de l'érosion des sédiments.
5. Les activités humaines constituent une importante source de phosphore, les fertilisants utilisés en agriculture constituent une source importante, tout comme les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles ou encore les eaux de ruissellement des zones résidentielles et urbaines.
6. La quantité de MES dans bassins de rivières Kebir-Rhumel et de 9227,45 (t/5mois) toute dépend de l'érosion naturelle, du ruissellement et de la prolifération des algues,

les activités anthropiques peuvent influencer ces processus naturels, soit en accélérant l'érosion des sols (coupes forestières, agriculture, etc.), soit en rejetant des effluents industriels ou municipaux directement dans le milieu.

7. Le débit maximal à l'embouchure de rivière Kebir-Rhumel est de $20,44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en mois de février à la suite d'une forte précipitation, alors que le débit moyen est de $7,59 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.
¹Il apparaît que la vitesse d'écoulement de l'eau d'oued Kebir-Rhum est relativement faible.
8. En termes de TDS la décharge à la mer avait entre 251 et 1326 mg l⁻¹, alors que la moyenne mondiale est de l'ordre de 220 mg l⁻¹.

Références

Bibliographique

Référence bibliographique

Aminot, A., Chaussied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. 395p.

Agence de Bassins hydrographiques Seybouse-Mellag-constantinois (ABH), 2002. Cahiers de l'agence N°7, 32p.

Agence des Bassins hydrographiques Seybouse-Mellag-constantinois (ABH), 1999. Cahiers de l'agence N°2, 25p.

Arrignon J., (1989) in Frank .2002. Arrangions J. Aménagement piscicole des eaux Douces. Edition Tec et DOC. Analyse des eaux. 56 p.

Afri-Mehennaoui, F.Z., 1998. Contribution à l'étude physico-chimique et biologie de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine, 238 p.

Atallah A., (2014). Procèdededessale mentetqualitéphisico-chimique de l'eau dessalée par la station de dessalement de l'eau de mère de honaine. Mémoire Préparé En vue de l'Obtention du Diplôme de Master en Biologie. Universities Abu-Bakr Belk aid Telemcen.8p.

Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D., 2004. Seasonal and inter-annual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of Sea WiFS observations.

Boutin C., Héduit A., Michel Helmer J., 2009. Technologie d'épuration en vue d'une Réutilisation des eaux usées traitées. Office national de l'eau et des milieux aquatiques .16p.

Boulion, V.V., 1994. Regularities of the primary production in limnetic ecosystems. St Petersburg, Russia. in Russian.

Bougis, P. 1974. Ecologies' du plankton marine, Tome I le phytoplancton. Masson & Cite, Paris, 192p.

Barbour., Gerritsen B.D., Snyder., Stribling J.B ., (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wade able Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, 2eédition, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA841-B-99-002, 11chapitres, 4 annexes.

Belhaj A., (2001). Les épidémies d'origine hydrique dans le monde. Synthèse Technique. ENGRET centre de Montpellier et OIE de Limoges. France.196 p.

Brouillette D., Ouellet M., (2003). Guide pour l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau en lac, Ministère du Développement durable. De l'Environnement. De la Faune et des Parcs Canada, Québec Montréal. 8-22 p.

Dürr, H.H., Meybeck, M., Hartmann, J.,Laruelle, G.G., Roubeix, G.G., 2009. Global spatial distributionof natural riverine silica inputs to the coastal zone. Biogeosc. Discuss. 6: 345-401.lobal Biogeochem. CY. 18, GB1005, do: 10.1029/2003GB002034.

Debieche T., 2002. Evaluation de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle .Thèse de doctorat. Université de Constantine.42 P

Djilani C., (2006). Analyse et traitement des eaux de rejets de l'unité VCM du complexe pétrochimique de Skikda, Mémoire de Magister. Université de Skikda.20 p.

Devillers J., et al., 2005. Les paramètres physicochimiques Paris.1-2P.

European Environment Agency EEA., 1999. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. Environmentalassessmentseries. Office for Publications/EE, L-2985 Luxembourg. 5: 137p.

Emilian K., (2009). Traitement des pollutions industrielles: Eau, Air, Déchets, Sols, Boues, 2ème édition, DUNOD, PARIS.

Froelich, P.N., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Devries, T., 1982. The marine phosphorus cycle. *Am. J. Sci.*, 282: 474-511.

Gaujous, D., (1995). La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire. Ed. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris. 220p.

Gaamoune, S., (2010). Le rôle des biofilms d'algues dans les traitements biologiques des effluents. Diplôme de Magister. Université FARHAT ABBAS Sétif. 27p.

Håkanson, L., 2006. A dynamic model for suspended particulate matter (SPM) in rivers. *Global. Ecol. Biogeogr.*, 15: 93-107.

Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, D., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, E., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zhao-Liang, Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.

Humborg, C., Rahm, L., Conley, D.J., Tamminen, T., Bodungen, V.O.N., 2008. Silicon and the Baltic Sea. Long-term Si decrease in the Baltic Sea-A conceivable ecological risk? *J. Mar. Syst.* 73: 221-222

Lehner, B., Reidy Liermann, C., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. Global Reservoir and Dam Database, Version 1 (GRanDv1): Reservoirs, Revision 01, <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grand-v1-reservoirs-rev01>.

Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. *Prog Oceanogr*, doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001.

Le Gal, Y., 1989. Biochimie marine. Ed. Masson, Paris, 222p.

Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocenesyndromes. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 358: 1935-1955.

Margat, J., Treyer, S., 2004. L'eau des méditerranéens : situation et perspectives. Plan Bleu PNUE/PAM, Sophia-Antipolis.

Montagna, P.A., Alber, M., Doering, P., Connor, M.S., 2002. Freshwater inflow: Science, policy and management. Estuaries 25: 1243-1245.

Meybeck, M, 1982. Carbon, nitrogen, phosphorus transport by world rivers. Am. J. Sci., 282: 401-450.

Monaghan, E.J., Ruttenberg, K.C., 1999. Dissolved organic phosphorus in the coastal ocean: Reassessment of available methods and seasonal phosphorus profiles from the Eel River Shelf. Limnol. Oceanogr., 44(7): 1702-1714.

Madoui,F ., Sahraoui M ., (2011).Etude de l'impact des caractères physico-chimiques sur la communauté algale des cours d'eau de la région d'oued Athmania. Mémoire d'ingéniorat en Ecologie et Environnement. Université Mentouri– Constantine. 11,93p.

Merabet , S., (2010). Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et distribuées du barrage réservoir de Beni Haroun. Diplôme de Magister chimie analytique. Université mentouri de Constantine. Université Mentouri Constantine. 4, 5,9 ,89p.

Moisan , J ., Relletier L., (2008).Guide de surveillance biologique basse sur la macro invertébrée benthique d'eau d'once du Québec. P4.8.10.12 p.

Mizi A., (2006). Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar. Annaba. 27p

Mohamed ben ali , R ., (2015). Evaluation de la pollution des eaux issue de la zone industrielle de Skikda. Mémoire de Magister. Université Constantine 1. 20 p

Nixon, S.W., 2003. Replacing the Nile: are anthropogenic nutrients providing the fertility oncebrought to the Mediterranean by Great River? Ambio 32: 30-39.

Preston, S.D., Bierman, J.R.V.J., Silliman, S.E., 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. Water Resour. Res., 25(6): 1379-1389.

PNUE/ P.b., 2003. Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens. Sophia Antipolis, Plan Bleu, ISBN : 2-912081-13-0. 70p.

Roose, E.O., 1991. Conservation des sols en zones méditerranéennes. Synthèse et proposition d'unenouvelle stratégie de lutte antiérosive : la GCES-Cahiers ORSTOM, Série Pédologie, 24 : 145- 181.

Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. American Science, 46: 205-222.

Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau : eaux naturelles : eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Pari.

Rabia , Y., Djamaa Y., (2014).Contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du barrage Beni Haroun dans la région de Mila. Mémoire Préparé En vue de l'Obtention du Diplôme de Master. Centre Universitaire de Mila. Institut des Sciences et de la Technologie. Département de Science de la Nature et de la Vie.5p.

Ramade, F., (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biochimie et Écologie des eaux continentales et littorales. Edi science International, Paris, 786 p.

Ramade, F., (2000). Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Edi science international, Paris, 689p.

Shiklomanov, I.A., 2000. World water resources and water use: Present assessment and outlook for 2025. In: Rijsberman FR, ed. World Water Scenarios. London: Earthscan, pp. 160-203.

Turley, C. M., 1999. The changing Mediterranean Sea. A sensitive ecosystem? Prog. Oceanogr. 44:387-400.

Turner, R.E., Rabalais, N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in largerivers. Biogeochemistry 64: 297-317.

Unatedstate Environmental Protection Agency (US/EPA), 2001. Ecological Risk. Assessment Bulletins, accessible au site internet: <http://www.epa.gov/region4/superfund/programs/riskassess/ecolbul.html>

Vörösmarty, C.J., Sahagian, D., 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. BioScience, 50 (9): 753-765.

Valiron F., Tabuchi JP., (1992). Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie, Lavoisier-Technique et documentation, édition Paris.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology. Ed. Saunders, Philadelphia, 860p.

Wollast, R., Mackenzie, F.T., 1983. The global cycle of silica, in: Silicon geochemistry and biogeochemistry, edited by: Aston, S. E., Academic Press, London, pp. 39-76.

Wetzel, R.G., 2001. Lake and River Ecosystems, 3rd Edition, Academic Press, San Diego., 1006p.

Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. Geoch. Cosmoch. Acta., 59(7): 1217-1232.

Résumé

Le bassin versant Kebir-Rhumel est l'un des plus grand bassins d'Algérie qui recèle le barrage Beni Haroune le plus grand du pays. Il est assez peuplé (120 ha/km² environ) et le siège d'importantes activités agricoles. L'objectif de cette étude est déterminer le niveau d'enrichissement du littoral de Jijel soumis aux apports de deux oueds (Kebir et Rhumel) drainant un bassin de 8 200 km². Les prélèvements de 8 compagnes ont été effectués entre décembre 2016 et avril 2017 au niveau d'une station au l'embouchure d'Oued Kebir-Rhumel. L'embouchure d'Oued Kébir-Rhumel caractérisée principalement par des teneurs moyennes de l'azote minérale est de l'ordre de 24,09 µM/l avec une fraction ammoniacale de 40,72%, Elle se caractérise par des faibles concentrations de nitrite (NO₂) par rapport de nitrate (NO₃) et l'ammonium(NH₄), tandis que la teneur moyenne en phosphate est de l'ordre de 0,77 µM/l elle ne dépasse pas les normes. Les teneurs en Silicium Si(OH)₄ est de 77,72 µM/l ce qui supposer un rapport Si/N à l'embouchure de l'ordre de 40,5 cette valeur signifie que le silicium est beaucoup plus abondant que le l'azote.

Mots-clés : bassin versant, azote, phosphate, silicium, flux.

ملخص

الحوض المائي كبير-الرمال هو واحد من أكبر الاحواض في الجزائر والذي يحمل سد بني هارون أكبر في البلاد. مأهول بحوالي (120 ساكن / كيلومتر مربع تقريبا) وهو مقر للأنشطة الزراعية الهامة. ان الهدف من هذه الدراسة هو معرفة مستوى الخصوبة في ساحل جيجل والذي يتأثر ب كل من واد (الكبير والرمال) حيث تبلغ مساحته بحوالي 8200 كيلومتر مربع. تم أخذ 8 عينات بين ديسمبر 2016 وأبريل 2017 على مستوى محطة واحدة في مصب واد كبير الرمال يتميز موقع الواد (كبير-رمال) بمتوسط درجة من النيتروجين المعدني بقيمة 24.09 ميكرو مول/ لتر مع جزء الأمونيوم ب 40.72% كما يتميز بوجود تركيزات منخفضة من النتريت (NO₂) بمقارنة مع النترات (NO₃) و الامونيوم (NH₄) في حين أن متوسط المحتوى من الفوسفات (PO₄) حوالي 0.77 ميكرو مول/ لتر وهو لا يتجاوز المعايير الطبيعية. تمثل قيمة السليسيوم Si(OH)₄ 77.72 ميكرو مول/ لتر، وقد أعطت النسبة Si/N في المحطة قيمة 40.5%، هذه القيمة تعني أن السليسيوم هو أكثر وفرة من نتروجين.

الكلمات المفتاح : الحوض المائي، الفوسفات، النيتروجين، السليسيوم، تدف

Abstract:

The Kebir-Rhumel watershed is one of the largest basins in Algeria, with the largest dam in Beni Haroune in the country. It is quite populous (120 ha / km²) and is the seat of important agricultural activities. The objective of this study is to determine the level of enrichment of the Jijel littoral subjected to the inputs of two wades (Kebir and Rhumel) draining a basin of 8200 km². We carried out the sampling of eight companions between December 2016 and April 2017 at the level of a station at the estuary of Oued Kebir-Rhumel. One of the characteristics of the estuary of Oued K  bir-Rhumel is an average level of mineral nitrogen (24.09 $\mu\text{M/L}$) with an ammoniac fraction of 40.72%. Another characteristic of this estuary is the existence of low concentrations of (NO_2) Nitrate compared to (NO_3) Nitrate and Ammonium (NH_4) whereas the average content of Phosphate is 0.77 $\mu\text{M/L}$, which is not exceeding the standards. The value of Si (OH)₄ Silicon represents 77, 72 $\mu\text{M/L}$, this implies a ratio Si / N at the estuary of 40.5; this value means that the Silicon is much more abundant than the Nitrogen.

Key-words: Watershed, nitrogen, phosphate, silicon, flux.