

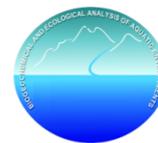
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلم

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار-عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA



FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

Laboratoire d'Analyses Biogéochimique et Ecologique des Environnements
Aquatiques

Thèse en vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Spécialité : Sciences de la mer

Option : Environnement littoral

Intitulé

**GEOCHIMIE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN CENTRE- ALGEROIS
(SOUMMAM, ISSER ET SEBAOU).
APPORTS DE NUTRIMENTS ET DE MATIÈRES SOLIDES À LA MER**

Par

Youcef BELHADI

Soutenu publiquement le Mai devant le Jury composé de:

Président : M. FRIHI H.

Prof., Université Badji Mokhtar, Annaba

Directeur de thèse : M. OUNISSI M.

Prof., Université Badji Mokhtar, Annaba

Examineurs :

M. DJORFI S.

Prof., Université Badji Mokhtar, Annaba

Mme. ZEBBOUDJ-DEHBI A.

Prof., Université Abderrahmane Mira, Béjaïa

M. HOUHAMDI M.

Prof., Université 8 mai 1945, Guelma

2018

Liste des figures

Figure 1 : cycle simplifié de l'azote.....	14
Figure 2 : cycle simplifié du phosphore.....	16
Figure 3 : Emplacement des stations étudiées dans les bassins Soummam, Isser et Sebaou.....	22
Figure 4 : variations du débit (Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et entre Mai 2010 -avril 2011 pour Sebaou.....	26
Figure 5 : Distribution des teneurs en phosphates (PO_4) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	30
Figure 6 : Distribution des teneurs en polyphosphates (P_2O_5) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	31
Figure 7 : Distribution des teneurs en phosphore total dissous (PTD) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	33
Figure 8 : Distribution des teneurs en Phosphore Organique Dissous (POD) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	35
Figure 9 : Distribution des teneurs en Nitrates (NO_3) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	38
Figure 10 : Distribution des teneurs en Nitrites (NO_2) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010– Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010 – Avril 2011 pour Sebaou.....	40
Figure 11 : Distribution des teneurs en Ammonium (NH_4) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	42
Figure 12 : Distribution des teneurs en azote inorganique dissous (NID) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....	44

Figure 13 : Distribution des teneurs en azote organique dissous (NOD) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**45**

Figure 14 : exemple de quelques diatomée assimilable du silicium sous forme de silicates $[\text{Si}(\text{OH})_4]$ **46**

Figure 15 : Distribution des teneurs en Silicium (Si) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**47**

Figure 16 : Flux de l'azote dissous dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**48**

Figure 17 : Flux de phosphore dissous dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**49**

Figure 18 : Flux du silicium dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**50**

Figure 19 : Flux des sédiments dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.....**50**

Liste des tableaux

- Tableau 1** : positionnement (latitude, longitude) des stations étudiées des différents bassins de rivières.....**23**
- Tableau 2** : Variations du débit Mars 2010–Fevrier2011 pour Soummam et Isser et entre Mai 2010- Avril 2011 pour Sebaou).....**25**
- Tableau 3** : résumé des méthodes d’analyse des éléments chimiques et biochimiques. 1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996).....**28**
- Tableau 4** : Taux de rétention (%) au barrage de Coudiat Acerdoune et au barrage de Tilesdit. Les valeurs négatives indiquent la rétention et les positives indiquent la production. Hiv: Hiver ; print : printemps; été; Aut : Automne; PS : période sèche; Phu : période humide; AA : Annuel.....**48**
- Tableau 5** : Flux annuel des nutriments aux amonts et aux avals des barrages et aux embouchures des oueds**49**
- Tableau 6** : valeurs moyennes du rapport N/P dans quelques cours d’eau Méditerranéens (repris et modifié d’EEA, 1999).....**51**
- Tableau 7** : Flux annuels de nutriments entre et dans les différents réservoirs et aux débits respectifs des cours d'eau. Les flux spécifiques sont donnés entre parenthèses.....**52**
- Tableau 8** : Flux des sédiments MES t/km²/an⁻¹ pour certaines rivières et barrages méditerranéens et algériens.....**53**

Avant-propos

Avant toute chose, je remercie Dieu le tout puissant de m'avoir donné courage, patience et force durant toutes ces années d'étude.

Au terme de ces longues années de travail, je tiens à exprimer ici mes remerciements et ma plus profonde gratitude à tous ceux qui, par leur aide ou simplement la sympathie qu'ils m'ont témoignée, ont contribué à l'élaboration de ce travail. Pour m'aider dans ce travail, certains sont intervenus de multiples fois d'autres plus ponctuellement, je les en remercie en conséquence, et que les oubliés me pardonnent par avance.

Que serait une thèse sans un directeur de thèse Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur M. OUNISSI, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar-Annaba (UBMA), pour son encadrement de grande qualité, sa haute compétence scientifique en géoscience. Son aide, sa patience, sa disponibilité et ses conseils scientifiques ont représenté un soutien précieux et enrichissant et ont contribué à alimenter ma réflexion. J'en suis très reconnaissant pour m'avoir accueilli dans son Laboratoire d'Analyses Biogéochimiques et Ecologiques des Environnements Aquatiques (ABEEA), mais aussi pour m'avoir permis de réaliser ce travail dans les meilleures conditions. Encore merci pour la confiance et l'aide précieuse que vous m'avez accordé.

Je suis très reconnaissant envers le professeur H. FREHI, j'ai toujours bénéficié de son appui moral, sa disponibilité, ses remarques pertinentes, ses fructueuses discussions et ses conseils qu'il m'a toujours prodigués. Il me fait le grand plaisir d'avoir accepté de présider ce jury.

Je suis également très reconnaissant envers le professeur M. DJORFI S, pour sa participation en tant qu'examineur. Qu'il soit assuré de mon profond respect et toute ma gratitude d'avoir accepté avec gentillesse de participer à mon jury de thèse.

Je suis également très honoré par la présence dans le jury de Madame Zebboudj A, professeur à l'Université Abderrahmane Mira, Béjaïa qui me fait l'honneur de porter jugement sur mon travail de recherche. Qu'elle soit assurée de mon profond respect et toute ma gratitude d'avoir acceptée avec gentillesse de participer à mon jury de thèse.

Je suis également très reconnaissant envers le professeur M. HOUHAMDI, pour sa participation en tant qu'examineur. Qu'il soit assuré de mon profond respect et toute ma gratitude d'avoir accepté avec gentillesse de participer à mon jury de thèse.

Les remerciements ne seraient rien sans une mention particulière à l'ensemble de mes professeurs et mes collègues à l'Université de Badji Mokhtar et je ne peux pas oublier mes amis de toujours, avec lesquels j'ai partagée des bons moments.

Résumé

Les bassins versants de Soummam, Isser et celui de Sebaou occupent ensemble une superficie de 16000 km^2 ; ils sont soumis aux impacts d'activités agricole, industrielle et domestique. Le bassin du Soummam est aménagé par le barrage de Tilesdit (capacité $167 \times 10^6 \text{ m}^3$), celui de l'Isser est contrôlé par le barrage de Koudiat Acerdoune (capacité $640 \times 10^6 \text{ m}^3$). L'objectif de ce travail était(1) d'estimer les apports en nutriments et en sédiment introduits à la mer par ces trois rivières et(2) d'évaluer les modifications biogéochimiques de l'azote (N), phosphore (P) et silicium (Si) sous l'effet des barrages. Les débits d'eau douce, les teneurs en sédiment (MES : matières en suspension) et en sels totaux dissous (TDS) ont été mesurés deux fois par mois (de mars 2010-février 2011) dans trois stations pour chaque rivière. Les stations sont situées à l'entrée et à la sortie du barrage et à l'embouchure de l'oued considérée. Conjointement, les nutriments azotés (azote total dissous : NTD, nitrate : NO_3 , nitrite : NO_2 , ammonium : NH_4 , l'azote organique dissous : NOD), phosphorés (phosphore total dissous : PTD, phosphate : PO_4 , polyphosphates : P_2O_5 , phosphore organique dissous : POD) et silicium : silicates ou SiO_4) ont été analysées dans les eaux de surfaces des stations considérées. Les barrages en plus de la rétention d'eau, d'importantes masses de sédiments et sels, ont occasionné de profondes modifications biogéochimiques des eaux reçues en amont. Il s'agit en particulier de (i) rétention des éléments nutritifs inorganiques dissous, (ii) production de matière organique dissoute, (iii) modification des rapports de Redfield. En termes de concentration, les formes inorganiques de N et de P ont été largement retenues dans les barrages en particulier les ions NH_4 et PO_4 . Les teneurs moyennes de NID sont très comparables dans les trois bassins 39-43 μmoles . Au sein du NID la fraction de NH_4 est largement dominante (46-78% selon le bassin). Les teneurs moyennes des PO_4 sont de l'ordre de 2-4 μmoles , selon le bassin. De même, dans l'ensemble des bassins, les teneurs moyennes en SiO_4 ont varié dans une faible fourchette (88-111 $\mu\text{moles L}^{-1}$) et le rapport Si/N a fluctué entre 2-3. Le volume d'eau introduit dans chaque barrage Tilesdit et Coudiat-Acerdoune par chacun des oueds est d'environ $0.3 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{an}$, avec une rétention de 36 et 76 %. Respectivement. A l'aval de ces barrages le NID a subi une rétention remarquable allons de 62 % à 81 %, tous comme pour le Si qui a subi une rétention importante atteignant 90 %. On terme de concentration, à l'inverse de la matière minérale, la forme organique augmente à l'aval des barrages de 75 % pour le NOD et atteint même 225 % pour le POD. En termes de flux spécifique, l'ensemble des oueds déchargent à la mer entre 28 et 59 $\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$ du sédiment. Pour les TDS la décharge à la mer est comprise entre 1 et 2.3 $\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$ dans l'ensemble des oueds. Les embouchures des oueds déchargent à la mer d'importantes masses de NID atteint 867 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$ au bassin de Soummam, 1093 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$ à Sebaou allant jusqu'à 2511 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$ dans le bassin de l'Isser.

Mots-clés: phosphore, azote, bassin versant, oued Soummam, oued Isser, oued Sebaou, barrage.

Abstract

The watersheds of Soummam, Isser and Sebaou together occupy an area of 16,000 km²; they are subject to the impacts of agricultural, industrial and domestic activities. The Soummam basin is developed by the Tilesdit dam (capacity 167 × 10⁶m³), that of the Isser is controlled by the Koudiat Acerdoune dam (capacity 640 × 10⁶m³). The objective of this work was (1) to estimate the nutrient and sediment inputs introduced to the sea by these three rivers and (2) to evaluate the biogeochemical changes of nitrogen (N), phosphorus (P) and silicon (Si) under the effect of dams. Freshwater flows, sediment (suspended solids) and total dissolved salt (TDS) levels were measured twice a month (March 2010 to February 2011) at three stations for each river. The stations are located at the entrance and exit of the dam and at the mouth of the river in question. Nitrogen nutrients (total dissolved nitrogen: NTD, nitrate: NO₃, nitrite: NO₂, ammonium: NH₄, dissolved organic nitrogen: NOD), phosphorus (total dissolved phosphorus: PTD, phosphate: PO₄, polyphosphates: P₂O₅, phosphorus dissolved organic: POD) and silicon: silicates or SiO₄) were analyzed in the surface waters of the stations considered. Dams in addition to water retention, large masses of sediments and salts, have caused profound biogeochemical changes to the water received upstream. These include (i) retention of dissolved inorganic nutrients, (ii) production of dissolved organic matter, (iii) modification of Redfield ratios. In terms of concentration, the inorganic forms of N and P were largely retained in the dams, in particular the NH₄ and PO₄ ions. Mean NID levels are very similar in the three 39-43 μmol L⁻¹ basins. Within the NID, the fraction of NH₄ is largely dominant (46-78% depending on the basin). The average PO₄ contents are of the order of 2-4 μmol L⁻¹, depending on the basin. Similarly, in all basins, the average SiO₄ contents varied within a small range (88-111 μmol L⁻¹) and the Si/N ratio fluctuated between 2-3. The volume of water introduced into each Tilesdit and Coudiat-Acerdoune dam by each of the wadis is about 0.3 10⁹ m³ / year, with retention of 36 and 76%. Respectively. Downstream of these dams NID has undergone remarkable retention ranging from 62% to 81%, all as for the Si which has undergone significant retention reaching 90%. Concentration term, contrary to the mineral matter, the organic form increases downstream of the dams by 75% for the NOD and reaches even 225% for the POD. In terms of specific flux, all wadis discharge at sea between 28 and 59 t/km²/year of sediment. For TDS the discharge at sea is between 1 and 2.3 t/km²/year in all wadis. The mouths of the wadis discharge large quantities of NID to the sea reaching 867 kg/km²/year in Soummam, 1093 kg/km²/year in Sebaou, and up to 2511 kg/km²/year at the mouth of the Isser.

Keywords: phosphor, nitrogen, basin-pour, Soummam wadi, Isser wadi, Sebaou wadi, Dam.

ملخص

تشغل مسطحات صومام ويسر وسيبو معا مساحة تبلغ 16000 كيلومتر مربع. تخضع لتأثيرات الأنشطة الزراعية والصناعية والمحلية. تم تطوير حوض صوامام بواسطة سد تليسديت (سعة $10^6 \times 167$ م³) ، ويتم التحكم في حوض سومر بواسطة سد كوديات أسردون (سعة $10^6 \times 640$ م³). كان الهدف من هذا العمل هو (1) تقدير مدخلات المغذيات والرواسب التي تم إدخالها إلى البحر من خلال هذه الأنهار الثلاثة و (2) لتقييم التغيرات البيوجيوكيميائية للنيتروجين (N) والفسفور (P) والسيليسيوم (Si) تحت تأثير السدود. تم قياس تدفقات المياه العذبة ، والرواسب (المواد الصلبة المعلقة) ومستويات الملح الكلي الذائب مرتين في الشهر (مارس (TDS) 2010 إلى فبراير 2011) في ثلاث محطات لكل نهر. تقع المحطات عند مدخل ومخرج السد وعند مصب النهر المذكور. المغذيات النيتروجينية (النيتروجين الذائب الكلي NTD :، النترات NO₃ :، النترت NO₂ :، الأمونيوم NH₄ :، النيتروجين العضوي المذاب (NOD :، الفوسفور (مجموع الفوسفور المذاب PTD :، الفوسفات PO₄ :، P₂O₅ ، الفوسفور الذائب العضوي (POD :والسيليسيوم: السيليكات أو (SiO₄) تم تحليلها في المياه السطحية للمحطات للنظر فيها. تسببت السدود بالإضافة إلى الاحتفاظ بالمياه ، وكتل كبيرة من الرواسب والأملاح ، في حدوث تغييرات بيولوجية جيوكيميائية عميقة في المياه في المنبع. وتشمل هذه (1) الاحتفاظ بالمواد المغذية غير العضوية الذائبة ، (2) إنتاج المواد العضوية الذائبة ، (3) تعديل نسب ريدفيلد. من حيث التركيز ، تم الاحتفاظ بشكل كبير بالأشكال غير العضوية من N و P في السدود ، ولا سيما أيونات NH₄ و PO₄. متوسطات NID متشابهة جداً في أحواض الـ 3-4-3 $\mu\text{mol L}^{-1}$ الثلاثة. داخل NID ، يسيطر جزء كبير من NH₄ إلى حد كبير (46-78 % اعتماداً على الحوض). يبلغ متوسط محتويات PO₄ من 2-4 $\mu\text{mol L}^{-1}$ ، حسب الحوض. وبالمثل ، في جميع الأحواض ، تباينت محتويات SiO₄ المتوسطة ضمن نطاق صغير (88-111 $\mu\text{mol L}^{-1}$) وتذبذبت نسبة Si/N بين 2-3. يبلغ حجم المياه التي تم إدخالها إلى كل سد تليسديت و كوديات أسردون بواسطة كل من الوديان حوالي 0.3 10^9 متر مكعب / سنة ، مع الاحتفاظ بـ 36 و 76%. على التوالي. في أسفل هذه السدود ، خضعت NID للاحتفاظ الملحوظ من 62% إلى 81% ، وكل ذلك بالنسبة لـ Si الذي خضع لعمليات احتفاظ كبيرة تصل إلى 90% على عكس المادة المعدنية ، يزداد الشكل العضوي في اتجاه مجرى السدود بنسبة 75% لـ NOD ويصل حتى 225% لـ POD. من حيث تدفق محدد ، كل تصريف الوديان في البحر بين 28 و 59 طن / كم² / سنة من الرواسب. بالنسبة للمواد الصلبة الذائبة الكلية ، يبلغ التفريغ في البحر ما بين 1 و 2.3 طن / كم² / سنة في جميع الوديان. أفواه الوديان تصريف كميات كبيرة من NID إلى البحر تصل إلى 867 كجم / كم² / سنة في صومام ، 1093 كجم / كم² / سنة في سيبو ، وتصل إلى 2511 كجم / كم² / سنة عند مصب يسر.

الكلمات المفتاح: الفوسفور ، النيتروجين ، مصب الحوض ، وادي صومام، وادي يسر ، وادي سيبو ، السد.

Table des matières

Liste des figures.....	01
Liste des tableaux.....	03
Avant-propos.....	04
Résumés.....	05
Table des matières.....	08

Introduction.....	10
-------------------	----

Chapitre I

Nutriments et environnement

1 - Importance biologique et cycle de l'azote.....	13
1-1- les nitrates NO_3	13
1-2 - Les nitrites NO_2	13
1-3- L'ammonium NH_4	14
2 - Importance biologique et Cycle de phosphore.....	15
3 - Importance biologique et cycle de Silicium.....	17

Chapitre II

Matériels et méthodes

1- Les bassins et les stations d'échantillonnage.....	19
1-1- Oued Soummam.....	19
1-2- Oued Isser.....	20
1-3- Oued Sebaou.....	21
2- Prélèvements et méthodes d'analyses biogéochimiques des eaux.....	23
2.1. Prélèvements hydrologiques.....	23
2.2. Débit et flux en eau et en éléments.....	24
2.2.1. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension (MES).....	24
2.2.2. Débits et approximation des flux d'eaux (Volume et flux d'eaux)....	25
2.3. Méthodes d'analyses biogéochimiques.....	26

Chapitre III

Niveau d'enrichissement en nutriments des bassins côtiers

1. le phosphore.....	29
1.1 Phosphate PO_4	29
1.2. Les polyphosphates P_2O_5	30
1.3. Le phosphore total dissous.....	32
1.4. Phosphore Organique Dissous (POD).....	34
2. l'azote.....	35
2.1. Les nitrates NO_3	35
2.2. Les nitrites NO_2	38

2.3. L'ammonium NH_4	40
2.4. Azote inorganique dissous (NID).....	42
2.5. L'azote Organique Dissous (NOD).....	43
3. Le Silicium $\text{Si}(\text{OH})_4$.....	44

Chapitre IV

Flux des nutriments et des sédiments à l'embouchure

1. Flux de l'azote.....	45
2. Flux du phosphore.....	46
3. Flux de Silicium.....	47
4. Flux des sédiments.....	47
Discussion.....	50
Conclusion.....	54
Références.....	55
Annexes.....	59
1. Article	
2. Méthodes d'analyses	
3. Liste des abréviations	

Introduction

Introduction

Le cycle de l'eau terrestre joue un rôle central dans le climat, l'écologie et la biogéochimie de la planète (Vörösmarty, 2000). Les rivières jouent un rôle important dans les cycles biogéochimiques mondiaux en transférant des substances dissoutes et particulaires de la terre à la mer. En créant des retenues ou des réservoirs dans les rivières, les humains ont un impact important sur le flux de sédiments, de matière organique et de nutriments dans la zone côtière (Vörösmarty et al., 2003, Friedl et al., 2004, Teodoru et al., 2006). Les réservoirs sont des discontinuités hydrodynamiques dans lesquelles le temps de résidence de l'eau est artificiellement prolongé et la turbulence est réduite. Cela entraîne une augmentation de la sédimentation des particules en suspension (MES) (Vörösmarty et al., 2003). Les lacs et réservoirs (bassins de retenue) sont souvent considérés comme un puits de nutriments dans les rivières (Perran., 2009). Les retenues d'eau sur les grands fleuves ont d'importantes implications écologiques et sociales en aval (Rosenberg et al., 1995; McCully, 1996; Vörösmarty et al., 1997), telles que récemment examinées et résumées par la Commission mondiale des barrages (WCD, 2001). Beaucoup de ces altérations ont des impacts évidents sur les populations de poissons, la migration et la biodiversité (Preece et Jones, 2002 ; Quinn et Kwat, 2003), les écosystèmes fluviaux (Ward et Stanford, 1995), les charges sédimentaires en aval (Vörösmarty et al., 2003 ; Walling et Fang, 2003), la végétation lacustre et aval (Nilsson et al., 1997) et les changements dans les régimes thermiques en aval (Sherman, 2000 ; Preece et Jones, 2002).

Dans certains cas, les barrages libèrent de l'eau de fond anoxique, ce qui peut entraîner la mort des poissons en aval (Beutel et Horne, 1999). Bien que la plupart de ces altérations soient apparentes et bien reconnues, d'autres changements sont plus subtils et beaucoup plus difficiles à détecter, à quantifier et à prédire. Parmi ceux-ci figurent les effets du cycle biogéochimique des constituants de la masse d'eau (Rosenberg et al., 1997, Friedl et Wüest, 2002). Les charges d'azote (N) et de phosphore (P) rejetées dans la zone côtière ont augmenté globalement de 2,5 et de 2,0, respectivement (Meybeck, 1998); résultant d'activités humaines telles que la synthèse d'engrais azoté et l'extraction de roches phosphatées (Nixon, 1995). En revanche, des tendances décroissantes sont observées dans la charge de silicium dissous (Si) (Conley, 1993, Humborg, 1997).

Ces changements spectaculaires dans les charges et la composition en nutriments (rapports Si/N/P) entrant dans les mers côtières auront des effets considérables sur les écosystèmes côtiers. Alors que l'élimination de l'azote et du phosphore dans les lacs et les réservoirs peut être compensée par des apports anthropiques dans les bassins versants, aucune compensation de ce type ne se produit pour le Si. Les changements qui en résultent dans la composition en nutriments (rapports Si/N/P)

des rejets fluviaux semblent être responsables de changements spectaculaires dans la composition des espèces de phytoplancton en mer Noire (Humborg et al., 2000). Dans la mer Baltique, les concentrations de Si et le rapport Si/N ont diminué depuis la fin des années 1960, et il semble que la proportion de diatomées au cours de la floraison printanière ait diminué alors que les flagellés ont augmenté. Les effets sur les cycles biogéochimiques côtiers et la structure du réseau trophique observés en mer Noire et en mer Baltique peuvent être considérables, car il semble que les réductions de Si par les rivières se produisent dans le monde entier avec la construction de barrages (Humborg et al., 2000). Les changements dramatiques dans le Nil après la construction du barrage d'Haut-Assouan sont des exemples d'effets en aval prédits et imprévus (Meybeck et al., 1989). Au cours des dernières décennies, l'activité humaine a considérablement modifié l'hydrologie et la chimie des bassins versants en retenant l'eau des rivières dans les réservoirs et en introduisant de grandes quantités d'engrais provenant des déchets agricoles, industriels et ménagers. Les intrants agricoles et les déchets urbains sont solides et augmentent avec la croissance démographique. Dans les bassins méditerranéens, le débit des cours d'eau est faible et diminue avec l'irrigation et les changements climatiques (Garcia-Ruiz et al., 2011 ; Ludwig et al., 2010). Ce contexte entraîne une augmentation des concentrations d'azote et de phosphore des rivières (Abdelkader et al., 2012 ; Guasmi et al., 2010 ; Maane-Messai et al., 2010 ; Mouni et al., 2009). Pour répondre aux besoins croissants en eau, de nombreux réservoirs ont été construits tout autour de la mer Méditerranée (voir Lehner et al., 2011 pour l'inventaire des barrages). Les réservoirs peuvent avoir un fort impact sur les rejets des rivières et des nutriments en raison de la rétention de silicate et de phosphore dans les sédiments, mais pas toujours, du fait de l'élimination de l'azote (Aviles et Niell, 2007 ; Dürr et al., 2009) De plus, pour certains barrages d'irrigation, les rejets de nutriments des rivières diminuent avec l'augmentation du taux d'absorption d'eau et d'éléments nutritifs par les cultures (Wahby et Bishara, 1980). D'autre part, de nos jours en Algérie, les écoulements interceptés dans les réservoirs et les déversoirs contiennent environ 5,2 milliards de m³, soit 42% du débit total. En raison des besoins croissants en matière d'irrigation et de l'afflux de population, il est encore prévu de stocker dans les quelques années à venir environ 7,5 milliards de m³, ce qui représente 60% des précipitations reçues dans les bassins versants côtiers. Les apports d'éléments nutritifs urbains et agricoles et le temps de résidence dans les réservoirs entraînent également une modification des rapports des éléments nutritifs, comme le rapport Redfield (Ludwig et al., 2009). Les rejets de nutriments dans les cours d'eau et les rapports nutritifs jouent un rôle particulier dans le soutien de la production méditerranéenne (Bethoux et al., 2002) où les zones productives sont limitées à la

côte adjacente (Bosc et al., 2004). Cependant, il y a peu d'études pour les bassins du sud de la Méditerranée. En outre, les données sur la charge en nutriments des rivières dans les bassins méditerranéens sont également rares et manquent dans les pays nord-africains et peuvent dévier la situation générale (Ibanez et al., 2008 ; Ludwig et al., 2009). De plus, les données sur la distribution et les flux de N, P et Si dans les bassins côtiers de l'Algérie sont inexistantes, à l'exception des travaux de (Khelifi-Touhami et al., 2006) qui ont uniquement considéré les flux saisonniers de N et P inorganiques de l'émissaire Mafrag. De plus, la plupart des études sur les impacts de l'exportation de nutriments vers la mer par le réservoir et la rivière ne tiennent pas compte des composés organiques. Cependant, certaines études révèlent que, même si l'azote organique dissous (DON) et le phosphore organique dissous (DOP) sont des composants importants des apports fluviaux et des bassins versants côtiers (Purvina et al., 2010 ; Wiegner et al., 2006), ils sont rarement pris en compte dans le bassin de charges nutritives. Par exemple, (Wiegner et al., 2006) ont indiqué que le DON domine souvent l'azote dissous total (NTD), mais qu'il n'est pas considéré comme ayant une incidence sur la qualité de l'eau côtière en raison de sa nature réfractaire supposée. Les auteurs ajoutent que le DON doit être pris en compte dans les bilans de charge azotés côtiers, en raison de sa biodisponibilité rapide ainsi que de ses dépôts atmosphériques dans les bassins versants qui forment environ 15 à 30 % de l'azote dissous biodisponible total (Whitall et Paerl, 2001). Encore une fois, même à l'échelle mondiale, DON et DOP n'ont jamais été pris en compte dans les études de budgétisation des barrages et c'est ici la première tentative de considérer ces formes le long du continuum aquatique des systèmes fluviaux. Compte tenu du manque important de données géochimiques pour les rivières côtières, cette étude vise à évaluer les flux de nutriments et les effets des réservoirs sur la biogéochimie de N, P et Si dans trois bassins côtiers représentatifs de l'Algérie. L'analyse des données portera sur les effets des réservoirs sur la rétention des nutriments et la production et le budget des éléments nutritifs organiques dissous. L'étude en cours examinera le rôle des réservoirs dans la production de DON et de DOP.

Chapitre I

Nutriments et environnement

Chapitre I : Nutriments et environnement

1. Importance biologique et cycle de l'azote

Les plantes s'alimentent dans le sol à partir d'azote minéral et le transforment en protéines, composants essentiels de la vie pour l'homme et les animaux. L'azote est présent dans la nature sous deux états :

À l'état libre, sous forme de N_2 , où il constitue 78 % de l'air que nous respirons.

À l'état combiné, sous forme minérale – ammoniacale, nitrite, nitrate – ou sous forme organique.

1.1. Les nitrates (NO_3)

Substances chimiques naturelles qui entrent dans le cycle de l'azote. Le nitrate est beaucoup utilisé dans les engrais inorganiques et les explosifs, comme agent de conservation des aliments et comme substance chimique brute dans divers procédés industriels. Le nitrate représente la plus stable des deux formes de l'azote, mais sous l'action microbienne, il peut être réduit en nitrite (NO_2), qui est la forme la plus toxique. Il est présent à l'état naturel partout dans l'environnement. Il est le produit de l'oxydation de l'azote de l'atmosphère (représente 78 %) par les microorganismes des plantes, du sol ou de l'eau. Toutes les sources d'azote sont des sources potentielles de nitrate. Dans l'eau, ces substances peuvent provenir de la décomposition de matières végétales ou animales, d'engrais utilisés en agriculture, du fumier, d'eaux usées domestiques et industrielles, des précipitations ou de formations géologiques renfermant des composés azotés solubles. Normalement, la concentration de nitrates dans les eaux souterraines et les eaux de surface est faible, mais elle peut atteindre des niveaux élevés à cause du lessivage des terres cultivées ou de la contamination par des déchets d'origine humaine ou animale. L'ion nitrate (NO_3) est la principale forme d'azote inorganique trouvée dans les eaux naturelles. Il constitue le stade final de l'oxydation de l'azote. C'est une forme très soluble.

1.2. Les nitrites (NO₂)

Substances chimiques naturelles qui entrent dans le cycle de l'azote. C'est un composé minéral d'azote et d'oxygène de formule NO₂. Il est le premier résultat de la dégradation des organismes végétaux et animaux en milieu aqueux. Très toxique, il est rapidement et naturellement oxydé en ion nitrate.

Les nitrites ou azote nitreux, représentent une forme moins oxygénée et moins stable, elle représente la forme du passage entre les nitrates et l'ammonium, et pour cette raison, se retrouve rarement en concentration importante dans les eaux naturelles, des concentrations trop élevées de nitrites-nitrates peuvent être toxiques pour la faune aquatique et provoquer une maladie infantile (méthémoglobinémie).

1.3. L'ammonium (NH₄)

L'azote ammoniacal est toxique pour la vie aquatique. Le critère de toxicité n'est pas fixe mais variable selon le pH et la température. Dans les eaux naturelles, l'azote ammoniacal provient principalement soit du lessivage des terres agricoles ainsi que des eaux usées d'origine municipale et industrielle, soit par réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) en conditions réduites. Le transfert de la forme ammonium vers les nitrites et les nitrates se fait par oxydation, cette réaction est rapide en présence de l'oxygène. La forte teneur en carbone et la faible teneur en oxygène accroissent la concentration en ammonium dans l'eau.

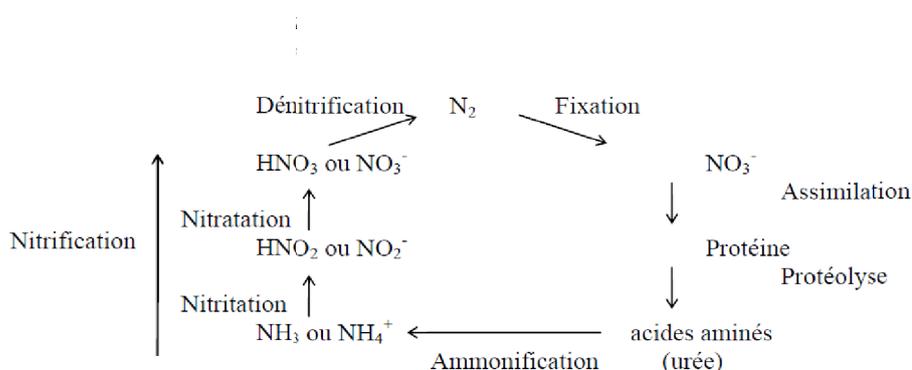


Figure 1 : cycle simplifié de l'azote.

2. Importance biologique et Cycle de phosphore

Comme dans le cas de l'azote (N), le phosphore (P) est important pour la Vie puisqu'il est essentiel composé plusieurs formes à savoir: phosphosucres, adénosines, acides nucléiques (ADN et ARN), phospholipides, phosphonates, réactifs biochimiques intermédiaires (phosphocréatine, phosphoenolpyruvate). (Monaghan et Ruttenberg, 1999) On le retrouve aussi dans le squelette des organismes sous forme de PO_4 . Dans la Terre primitive, tout le phosphore se trouvait dans les roches ignées. C'est par l'altération superficielle de ces dernières sur les continents que le phosphore a été progressivement transféré vers les océans. Le cycle du phosphore est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs: il ne possède pas de composante gazeuse, du moins en quantité significative, et par conséquent n'affecte pratiquement pas l'atmosphère. Il se distingue aussi des autres cycles par le fait que le transfert de phosphore (P) d'un réservoir à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes, comme c'est le cas par exemple pour l'azote.

Pratiquement tout le phosphore en milieu terrestre est dérivé de l'altération des phosphates de calcium des roches de surface, principalement de l'apatite. Bien que les sols contiennent un grand volume de phosphore, une petite partie seulement est accessible aux organismes vivants. Ce phosphore est absorbé par les plantes et transféré aux animaux par leur alimentation. Une partie est retournée aux sols à partir des excréments des animaux et de la matière organique morte. Une autre partie est transportée vers les océans où une fraction est utilisée par les organismes benthiques et ceux du plancton pour sécréter leur squelette; l'autre fraction se dépose au fond de l'océan sous forme d'organismes morts ou de particules et est intégrée aux sédiments. Ces derniers sont transformés progressivement en roches sédimentaires par l'enfouissement; beaucoup plus tard, les roches sont ramenées à la surface par les mouvements tectoniques et le cycle recommence.

Le phosphore est un élément limitant dans plusieurs écosystèmes terrestres, du fait qu'il n'y a pas de grand réservoir atmosphérique de phosphore comme c'est le cas pour le carbone, l'oxygène et l'azote, et que sa disponibilité est directement liée à

l'altération superficielle des roches. Il n'est pas clair si cette limitation est applicable à l'océan, mais la plupart des chercheurs considèrent qu'elle le serait sur une longue échelle de temps. L'activité humaine intervient dans le cycle du phosphore en exploitant des mines de phosphate en grande partie pour la fabrication des fertilisants. Ajoutés aux sols en excès, les phosphates sont drainés vers les systèmes aquatiques. Puisque le phosphore est souvent un nutriment limitatif dans les rivières, les lacs et les eaux marines côtières, une addition de phosphore dans ces systèmes peut agir comme fertilisant et générer des problèmes d'eutrophisation (forte productivité biologique résultant d'un excès de nutriments).

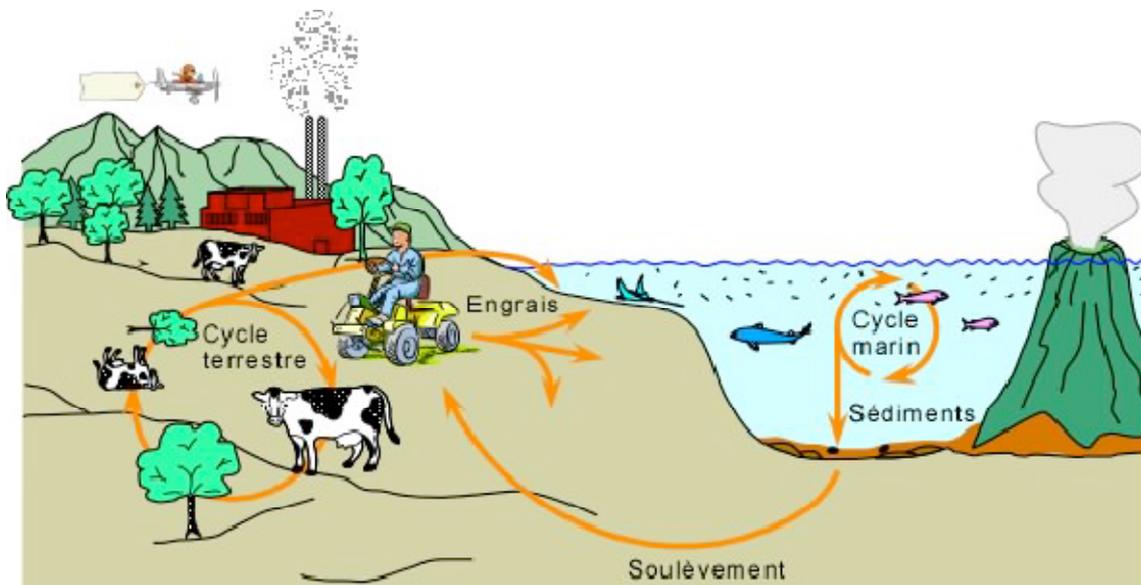


Figure 2: Cycle simplifié du phosphore.
(<http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycle.phosphore.html>)

3. Importance biologique et cycle de Silicium

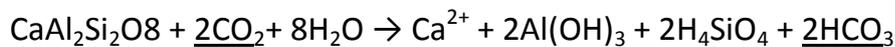
Le silicium (symbole Si, numéro atomique 14) ne se trouve pas à l'état natif, mais constitue, sous forme de silice et de silicates, l'élément le plus abondant à la surface du globe (environ 28 %), après l'oxygène. Son nom vient du latin *silex* : caillou. Lavoisier avait soupçonné son existence en 1787, mais ce n'est qu'en 1811 qu'il fut découvert par Gay-Lussac et Thenard. En 1823, Berzelius l'isola dans un état de pureté suffisant pour pouvoir en aborder l'étude. Le silicium dissous de l'eau de mer

est présent sous différentes formes chimiques éventuellement disponibles pour les diatomées qui sont des microalgues unicellulaires ayant la particularité d'être entourées d'une paroi siliceuse appelée frustule. Les diatomées sont la principale source de silice biogénique à l'échelle de la planète, le métabolisme du silicium constitue chez ces microalgues un métabolisme majeur au même titre que celui du carbone ou de l'azote. En effet, le silicium est indispensable à leur croissance et à la division cellulaire. Sur un autre plan économique l'utilisation du silicium est vaste, par exemple on l'utilise pour réaliser des transistors, des microprocesseurs, des circuits mémoires.

Les silicates (comme les silicates d'aluminium, de calcium et de magnésium) sont les principaux constituants des argiles, des sols et des roches (Quéguiner, 2007).

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 :

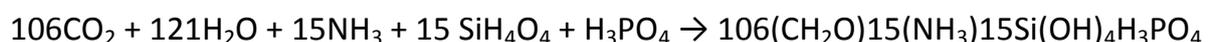
(1) Lessivage selon la réaction :



où le carbone est transféré et stocké dans les biogéosystèmes marins (Berner, 1995 ; Kemp et al., 2001).

(2) Élimination dans les fonds marins sous forme de boues à diatomées.

(Rousseau et al., 2002) montrent expérimentalement que les espèces de diatomées sont différemment silicifiées où le rapport Si/C varie entre 0,2 et 0,74. En fait, le rôle de la mer dans l'archivage global du Carbone est directement couplée au cycle global du silicium, car les diatomées (plancton végétal de taille microscopique), utilisant le Si dans leurs carapaces, forment actuellement 60% du phytoplancton global (Ragueneau et al., 2000 ; Tréguer et al., 1995 ; Yool and Tyrrell, 2003). Les diatomées absorbent le CO₂ atmosphérique dissous dans l'eau de mer et les sels nutritifs (N, P et Si) pour fabriquer leur propre matière organique et leur enveloppe formée essentiellement de Si selon la réaction :



L'élimination biologique du carbone par les diatomées se fait à raison de 1 mole de Si pour 7 moles de C. En conséquence, toute augmentation des apports en Si à la mer s'accompagne d'une augmentation du flux du Carbone dans les sédiments marins et implique donc l'élimination de quantités importante de Carbone atmosphérique (comme le montre la réaction 2). Les variations des flux de Si des rivières à la mer sont dépendant de la lithologie, du taux d'érosion, du climat et de la production des diatomées (Conley, 1997 ; Sommer et al., 2006).

Chapitre II

Matériels et méthodes

Chapitre II : Matériels et méthodes

1. Les bassins et les stations d'échantillonnage

1.1. Oued Soummam

L'oued Soummam figure parmi les grands cours d'eaux d'Algérie, il draine une superficie de 9 125 km², résulte de la jonction en amont d'Akbou de deux oueds importants l'oued Boussalem venant de hauts plateaux de Sétif (Fermatou) et l'oued Sahel, formé par la confluence de l'oued Ziane et l'oued Ed-Dous provenant de Bouira (Sour El Ghzlane), il s'étend le long de la vallée de la Soummam et se jette dans la mer à Bejaïa. Son lit mineur de 80 km de longueur, se développe dans une vallée comprise entre deux massifs montagneux, les Bibans-Babors à l'est et Lakfadou-Gouraya à l'ouest. Le fond de la vallée proprement dit a une largeur moyenne de 2 km et des resserrlements jusqu'à 100 m de largeur dans la gorge à l'amont de Sidi-Aich et des élargissements de 4 à 5 km dans la région d'El-Kseur ou la plaine de Bejaia à l'embouchure. La direction générale de la vallée est du sud-ouest vers le nord-est. La ville d'Akbou est située à l'extrémité sud-ouest (limite amont) et de la ville de Bejaia au bord de la mer méditerranée à la limite nord-est ([Benhamiche, 1997](#) ; [Amarania et Lahlah, 1997](#)).

A Bejaia, et dans la vallée de la Soummam inférieure, le climat est de type méditerranéen, appartenant à différents étages bioclimatique suivant :

Subhumide entre El-Kseur et Sidi-Aich à Tazmalt, avec une pluviométrie relativement faible allant de 400 à 600 mm par an et des températures légèrement plus élevées allant de 26 à 30°C ([Benhamiche, 1997](#)).

Les vents dominants sont marins à dominance Nord-Ouest et s'engouffrent facilement dans la vallée de la Soummam durant presque toute l'année ([Amarania et Lahlah, 1997](#)). L'oued Soummam se présente comme un collecteur de plusieurs autres petits oueds d'amont en aval : Oued Imoula, Oued Ighzer- Amokrane, Oued Seddouk, Oued Amassine, Oued Remila, Oued El-Kseur, Oued Amizour, Oued Ghir. Cette position de collecteur confère à l'oued Soummam une certaine importance par rapport aux autres oueds d'Algérie. D'après la direction des moyens et des ressources alluviales ([DMRA](#)), il existe une nappe phréatique s'étalant de Tazmalt à Sidi-Aich à Béjaia. Son volume est estimé à 22.10⁶m³ et se situe à plus de 2m sur la majeure partie des terres irrigables.

Le régime des écoulements est caractérisé par leur variabilité saisonnière. En effet, les oueds coulent en hiver et la plus grande partie des débits est évacuée par les crues aux moments des averses, les oueds affluents de la rive gauche sont relativement contre les oueds affluents de la rive droite ont une faible pente et une

dénivelée plus importante, (Sidani et Hamidouche, 1999). Mis à part les périodes des crues qui perturbent le cycle saisonnier des communautés algales et faunistiques dans les cours d'eau, l'oued Soummam est soumis d'amont en aval à l'impact d'activités humaines diverses. Le secteur forestier occupe une superficie de 122.500ha répartis en 58.700 ha de forêt et 63.800ha de maquis (soit 52.08%) (DPAT, 2009).

Le barrage Tilesdit est situé au centre de la partie du nord d'Algérie à 18 kilomètres à l'Est de la ville de Bouira. Le bassin de 167 millions de mètres cubes de volume est destiné à la régularisation de l'apport du fleuve Eddous pour l'alimentation en eau de la ville de Bouïra, l'irrigation et l'assainissement économique des régions environnantes. Le complexe du centre hydraulique comprend le barrage en terre et les principaux établissements hydrotechniques de béton armé qui appartiennent à la première classe de la solidité.

1.1 Oued Isser

Le bassin versant de l'Oued Isser, occupe une superficie de 4149 km². Il se situe. L'amont du barrage de Beni Amrane et présente une forme allongée sur l'axe sud-ouest (Ain Boucif/Beni Slimane). Le bassin versant, de type montagneux, se trouve à une altitude moyenne de 750 m. Le bassin versant de l'Isser est formé, en majeure partie de roches tendres marnes et argiles. Ces formations tendres, situées en pente, sont facilement érodables.

Le bassin versant est vulnérable aux fortes crues et l'érosion. Il se caractérise par un couvert végétal peu dense localisé au centre et représente 20 % de la superficie totale. Le reste de la surface, soit 80 %, est occupé par des cultures essentiellement céréalières et fourragères. Au bas Isser, on rencontre essentiellement les cultures annuelles, et sur des superficies réduites, les cultures et l'arboriculture (PNUD, 1987).

Le bassin versant de l'oued Isser est encadré par 4 bassins : le bassin côtier Algérois au nord-est et à l'ouest, le bassin de Chélif au sud-ouest, le bassin de Chott Hodna au sud-est et le bassin de Soummam à l'est.

Le bassin versant de l'oued Isser présente des ensembles naturels variés, avec une superficie totale de 4149 km² soit 0,17 de la superficie de l'Algérie.

L'étude géologique du bassin versant de l'oued Isser a mis en évidence une structure tectonique complexe, constitué par un empilement de nappes imbriquées, et déterminant chacune un domaine structural propre à lithologie variés.

Le bassin versant de l'oued Isser est soumis à un climat de type méditerranéen contrasté, avec une aridité estivale marquée et un hiver froid, présentant un régime pluviométrique fortement influencé par les orages. Ce régime présente une grande variabilité spatiotemporelle, caractérisé par un gradient positif des précipitations du sud au nord sur l'ensemble du bassin versant.

Le couvert végétal (bois et broussaille) tant peu répandu et souvent dégradé, l'érosion est particulièrement active en présence de matériaux lithologiques tendres et un régime hydrique défavorable (pluies irrégulières, ruissellement). Les formes et les intensités diffèrent selon la pente, la nature lithologique des sols et l'action anthropique (déboisement, pâturage excessif, agriculture dégradante, [\(Rais et Abid, 1989\)](#)).

Dans la région de Lakhdaria à environ 80 km de la capitale Alger, Razel édifie le barrage de Koudiat Acerdoune, un barrage poids en béton compacté au rouleau (BCR) qui représente aujourd'hui pour notre Groupe et les hommes qui le construisent une fierté toute particulière.

Le barrage est implanté au cœur des montagnes de Zbarbar sur la commune de Maala. En cours de réalisation sur l'oued Isser, il sera alimenté par un bassin versant s'étendant sur une superficie de 2 790 km². Avec une capacité de stockage de l'ordre de 640 millions m³, ce barrage sera le deuxième plus important en Algérie après celui de Beni Haroune et pourra régulariser annuellement 178 millions m³.

Cet aménagement permettra d'alimenter 34 agglomérations réparties entre les wilayas de Bouira, Médéa, M'Sila, Tizi Ouzou, Bougazoul (nouvelle ville) pour une population avoisinant un million habitants. Il assurera également l'irrigation de 18000 ha de terres agricoles de la Mitidja-Est et de 1 000 ha de la plaine du Moyen-Isser.

1.3. Oued Sebaou

Oued Sebaou long de 97 Km est le principal oued de la Kabylie de Djurdjura (ou l'actuelle Wilaya de Tizi Ouzou en Kabylie, Algérie), qui se jette dans la Méditerranée près de la ville de Dellys ville côtière de Kabylie, rattachée à la wilaya de Boumerdes.

Le Sebaou est le réceptacle des eaux du versant nord du Djurdjura et de l'Akfadou. Toutes les rivières en amont, ainsi que tous les ruisseaux, s'y jettent inlassablement. Sebaou c'est aussi la partie en aval de l'oued Messouya, son plus grand affluent qui prend naissance sur les hauteurs d'Iferhounene.

Les cours d'eau qui se jettent dans le Sebaou sont : Asif Messuya, Asif Bu Yedghaghen, Asif Userdun, Tasift Tkanna, Tasift Tadjelt, Tasift At khlili, Tasif n At Bu eđa.

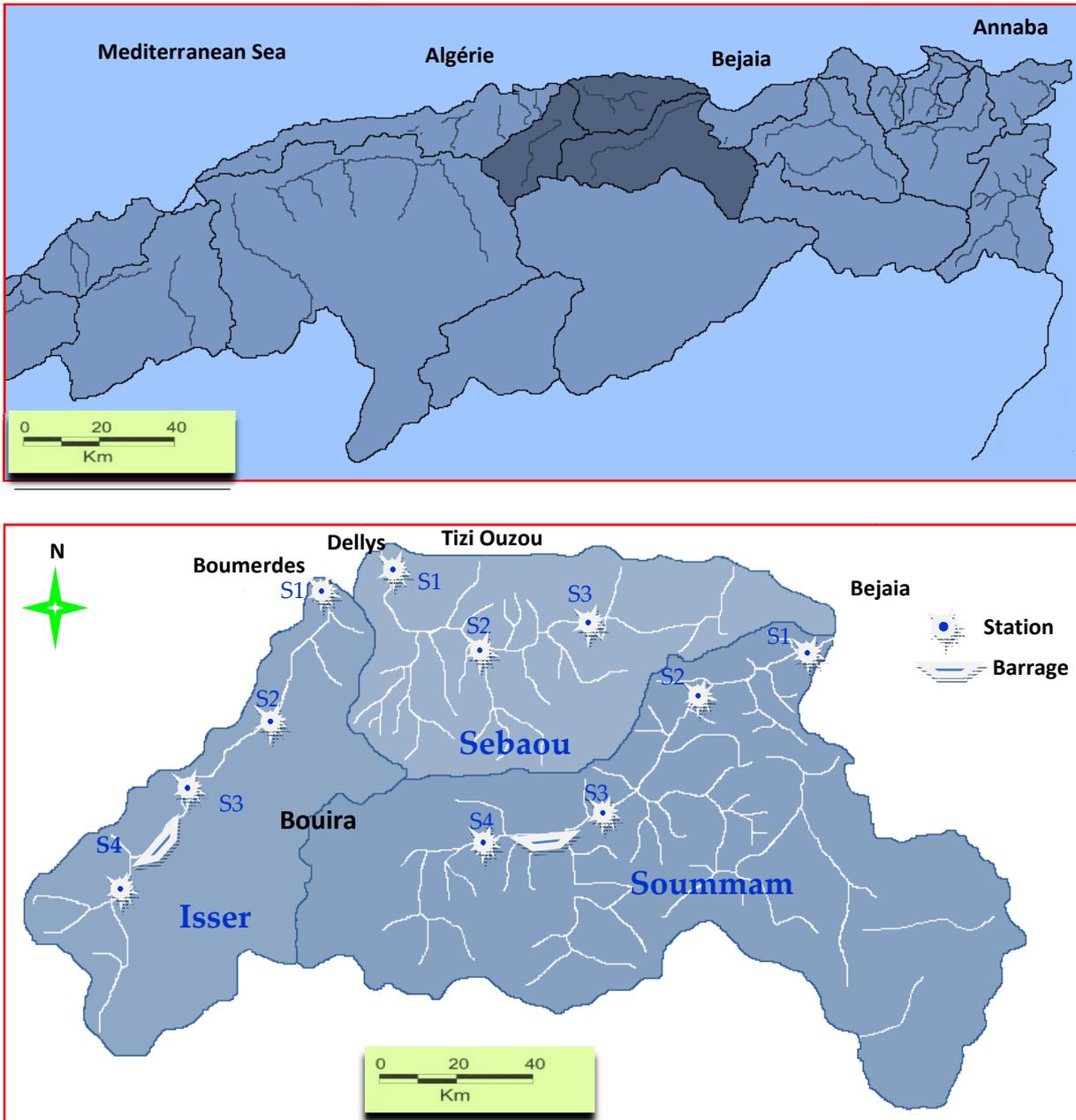


Figure 3. Emplacement des stations étudiées dans les bassins Soummam, Isser et Sebaou

Pour avoir une meilleure couverture du réseau hydrographique de l'ensemble des bassins, Soummam, l'Isser et celui de Sebaou onze stations ont été échantillonnées

durant la période d'étude (Mars 2010-Février 2011) pour les bassins de Soummam et Isser et de Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou. Les stations présentées à la Figure 1 sont positionnées selon échantillonnage raisonné : une station directement à l'amont du barrage, une station directement à l'aval du barrage et une station entre l'embouchure et l'aval du barrage et une station à l'embouchure de chaque oued. Cette structuration de l'échantillonnage pourrait rendre compte de l'effet barrage (pour les stations successives amont-aval barrage), de l'effet anthropique pour les stations situées entre l'embouchure et le barrage et de l'effet diffus à l'embouchure (Figure 3).

2. Prélèvements et méthodes d'analyses biogéochimiques des eaux

2.1. Prélèvements hydrologiques

Les paramètres hydrologiques et les différents nutriments ont été échantillonnés deux fois par mois de Mars 2010-Février 2011 dans quatre stations dans les bassins Soummam et Isser, trois stations pour le bassin Sebaou (Figure 3). A l'exception, l'échantillonnage du bassin Sebaou ont été effectué chaque mois à cause de certaines contraintes pratiques. Les stations ont été situées aux entrées, aux sorties des barrages Tilesdit et Coudiat Acerdoune et aux embouchures des trois rivières (Figure 3). Le bassin Soummam a toutefois été échantillonné à partir de l'entrée de barrage Tilesdit (Figure 3).

Tableau 1 : Positionnement (latitude, longitude) des stations étudiées des différents bassins de rivières.

Bassin de rivière	Dénomination	Positionnement
Soummam	S	
Soummam à l'entrée du barrage	S-DO	N36°21'19.50' E3°57'02.72''
Soummam à l'aval du barrage Tilesdit	S-DE	N36°21'18.71' E4°06'.28.72''
Embouchure du Soummam	S-M	N36°43'58.34' E5°03'50.99''
Isser	I	
Isser à l'entrée du barrage Coudiat	I-DO	N36°23'59.44'' E3°24'52.69''
Isser à l'aval du barrage Coudiat Acerdoune	I-DE	N36°29'26.27'' E3°41'02.44''
Embouchure de l'Isser	I-M	N36°49'52.21''E3°40'36.98''
Sebaou	Sb	
Embouchure du Sebaou	Sb-M	N36°53'50.27'' E3°51'15.12''

Cette stratégie d'échantillonnage à choix raisonné, permet de suivre les modifications des nutriments (N, P et Si) et des facteurs physiques (débits d'eau, MES, TDS) qu'ils subissent depuis l'amont des barrages, en transitant les barrages, jusqu'aux points

de déversements en mer, aux embouchures. Ceci permet de dresser des bilans pour ces différents nutriments et ces facteurs physiques à la fois dans les barrages et entre l'aval de ceux-ci et les embouchures de rivières d'autre part. Cette stratégie à choix raisonné représente un suivi eulérien du chimisme des eaux. L'observateur fixe l'espace et fait varier le temps en suivant le défilement devant lui des espaces d'eaux qui décrivent leur histoire dans leur progression dans l'espace. En choix raisonné, en recherche des gradients de distribution à partir de points stratégiques (Entrée et Sortie des barrages et embouchures des rivières). Bien qu'il s'agit d'une stratégie économiste maximisant l'information relativement à l'effort d'échantillonnage fournis, la moyenne des différents estimateurs (à l'échelle du bassin entier) n'étant pas représentative (Sherrer, 1984). En effet, les stations ont été structurées afin de pouvoir déceler des tendances spatiales ou gradient et tout estimateur que se soit est sujet à des biais (y compris les corrélations, la moyenne, etc.). En revanche, les données qui en sont issues se prêtent cependant bien aux analyses statistiques factorielles et donnent des résultats spectaculaires : diagnostic d'état, co-variations, gradients (Sherrer, 1984).

Les vitesses d'écoulement de l'eau aux points de relevés, au moment des prélèvements de la masse d'eau même, ont été mesurées avec un courantomètre type CM-2 (Toho Dentan Co.Ltd, Tokyo), lorsque la profondeur le permet en période humide. En saison d'étiage, étant donné la faible profondeur, 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 aux 9 points de prélèvements. La conductivité électrique (CE) et le total des solides dissous (mg L^{-1}) ont été relevés à l'aide du multiparamètre 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. Débit et flux en eau et en éléments

2.2.1. 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.

Les flux des nutriments, du transport solide en suspension (MES) et des TDS vers et à partir des barrages ont également été calculés afin d'évaluer leurs budgets à partir des taux de rétention ou de production. Les estimations des flux au niveau des entrées et sorties des barrages ont été commencé seulement en juin 2010 et les calculs ont donc été effectués pour la période juin 2010-Février 2011. Or, en régime méditerranéen le débit est maximum en période humide, ce qui laisse à supposer que l'estimation des flux de nutriments sera sous-estimée.

La rétention (R %) des éléments nutritifs, MES et TDS ont été calculés comme suit: $R \% = 1 - (E-S)/E \cdot 100$

Où E est la teneur à l'entrée du barrage et S la teneur à la sortie du barrage. La valeur négative indique une rétention ou élimination dans le barrage et la valeur positive dénote plutôt une production par le barrage. Les apports atmosphériques aux barrages ont été négligés, car il ne serait pas supérieure de 1 à 3 tonnes/an/barrage.

2.2.2. Débits et approximation des flux d'eaux (Volume et flux d'eaux)

Débit Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) Un suivi bimensuel du débit des oueds a été effectué au cours de la période d'étude (Figure 4), ces dernier montre que les variations saisonnières, pendant la période des hautes eaux sont importantes, cela produit une dilution des eaux des oueds. Par contre pendant la période des basses eaux le débit est faible, ce qui sous l'effet des rejets et de l'évaporation va jouer sur l'augmentation des concentrations des différents éléments chimiques.

Tableau 2 : Variations du débit (Mars 2010– Février2011 pour Soummam et Isser et entre Mai 2010 et Avril 2011 pour Sebaou)

	Oued Soummam $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Oued Isser $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Oued Sebaou $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
Moyenne	49	41	36
Maximum	132,5	189	113
Minimum	0,4	0	1

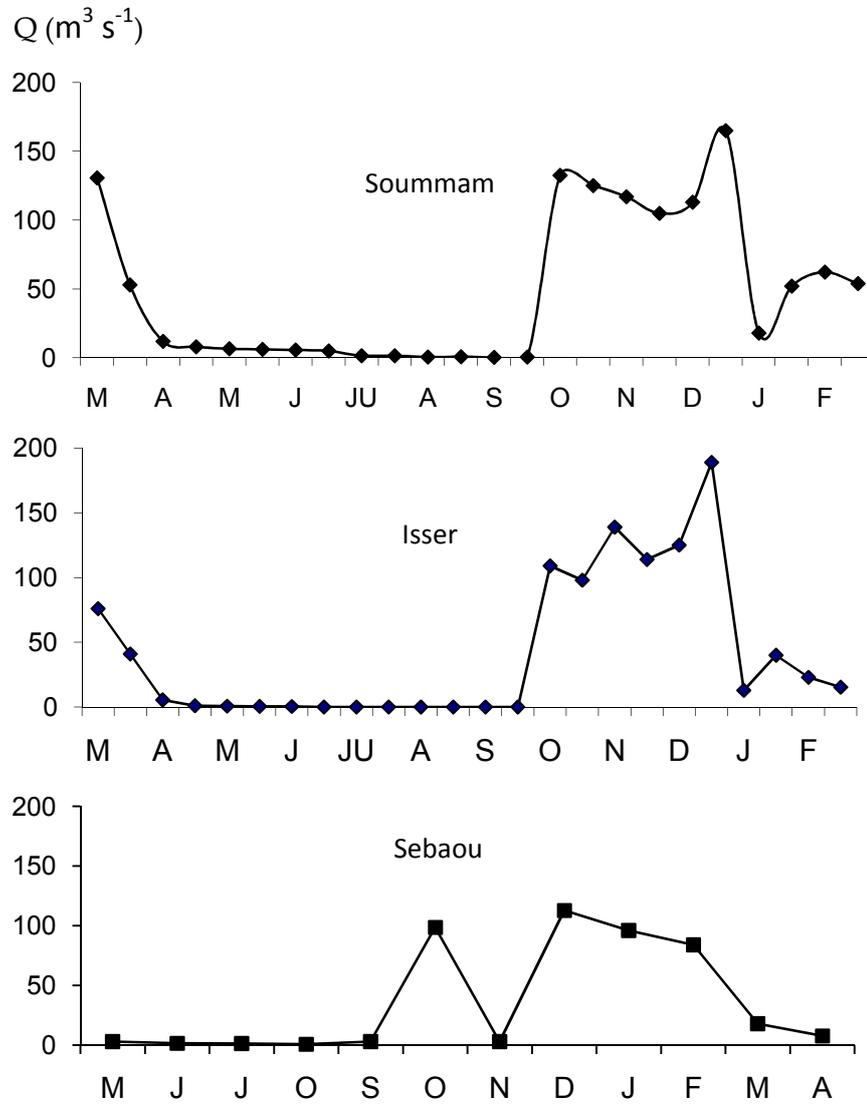


Figure 4: variations du débit (Mars 2010-Février 2011) pour Soummam et Isser et entre Mai 2010 et Avril 2011 pour Sebaou.

2.3. Méthodes d'analyses biogéochimiques

L'azote dissous sous forme minérale (nitrate NO_3 , nitrite NO_2 , ammonium NH_4) et organique (NOD). L'azote total dissous représente la somme de forme minérale [$\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$] et la forme organique NOD. Le phosphore dissous sous forme minérale (phosphate PO_4 , polyphosphates P_2O_5) et le phosphore organique (POD). La somme de ces trois formes est le phosphore total dissous qui est dosé séparément. $\text{POD} = \text{Pt} - (\text{PO}_4 + \text{P}_2\text{O}_5)$.

Le silicium est dosé sous forme d'acide orthosilicique $\text{Si}(\text{OH})_4$. Pour chaque campagne et à chaque station, l'eau brute est prélevée à l'aide d'un seau d'eau. Parallèlement, la salinité et la conductivité sont relevées à l'aide d'un multiparamètre type wtw 1971.

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

Les méthodes d'analyses sont succinctement résumées au tableau 3, pour d'amples détails, on peut s'aider des manuels d'analyses chimiques disponibles ([Parsons et al., 1989](#) ; [Rodier, 1984](#) ; [Aminot et Chaussepied, 1983](#)).

Tableau 3 : 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 (NH ₃ + NH ₄ ⁺)	Dosage spectrophotométrique (λ = 630 nm)	Parsons <i>et al.</i> (1989)
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Dosage spectrophotométrique (λ = 543 nm)	Parsons <i>et al.</i> (1989)
Nitrites (NO ₂ ⁻)	Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique des nitrites (λ = 543 nm)	Parsons <i>et al.</i> (1989)
Azote Organique Dissous (NOD)	Minéralisation en milieu basique et dosage indirecte de l'équivalent en nitrates Dosage spectrophotométrique : (λ = 543 nm)	Parsons <i>et al.</i> (1989)
Phosphate (PO ₄ ³⁻)	Dosage spectrophotométrique : (λ = 885 nm)	Aminot et chaussepied (1983)
Polyphosphates (P ₂ O ₅)	Dosage spectrophotométrique : (λ = 885 nm)	Rodier, 1984
Phosphore total (PTD)	Dosage spectrophotométrique : (λ = 885 nm)	Rodier, 1984
Orthosilicates Phosphore Organique Dissous (POD)	Dosage spectrophotométrique : POD = PTD - (P ₂ O ₅ + PO ₄ ³⁻) (λ = 810 nm)	Aminot et Chaussepied (1983)

Chapitre III

Niveau d'enrichissement en nutriments des bassins côtiers

Chapitre III : Niveau d'enrichissement en nutriments des bassins côtiers

1. Le phosphore

La diversité des formes du phosphore dans les eaux est telle qu'elle a donné lieu à une distinction simplifiée entre phosphore soluble quand il n'est pas retenu par un filtre dont les pores ont une taille de $0,45 \mu\text{m}$ est constitué d'ions phosphates ou orthophosphates qui sont assimilables par les végétaux et qui, dans le réseau hydrographique, interviennent directement dans l'eutrophisation des eaux. et phosphore particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$) regroupe toutes les formes de phosphore, minérales ou organiques, liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. (Dorioz, 1997). Le cycle naturel du phosphore est caractérisé, parmi les cycles biogéochimiques majeurs, par les points suivants :

- Le phosphore reste et s'accumule dans l'écosystème terrestre.
- il ne possède pas de phase gazeuse, du moins en quantité significative.
- comme ce cycle s'effectue principalement au sein de l'écosystème terrestre, ou entre les continents et les océans, il est qualifié de sédimentaire.
- le passage du phosphore d'un compartiment à un autre n'est pas en première approche contrôlé par des réactions microbiennes comme dans le cas de l'azote par exemple ; il met en jeu des quantités modérées au regard des stocks

Ces particularités ont une très grande importance et expliquent que les échanges naturels extrêmement lents. C'est pourquoi la gestion de cet élément et ses conséquences environnementales doivent être distinguées de l'azote.

1.1. Phosphate (PO_4)

Le phosphore peut se présenter sous de nombreuses formes organiques ou inorganiques et être présent dans l'eau sous forme dissoute ou en suspension. Le phosphore dissous est directement assimilable par les algues et les plantes aquatiques. Parce qu'il constitue une substance nutritive essentielle pour les végétaux, c'est généralement en limitant les quantités de phosphore atteignant les cours d'eau qu'on peut contrôler la croissance des algues et des plantes aquatiques.

Les ions PO_4 sont présents en milieux aquatiques sous forme de H_2PO_4^- à 90% et de HPO_4^{2-} à 10%. Les teneurs moyennes dans la Soummam et à Sebaou sont comparables de l'ordre de $1,2 \mu\text{moles. L}^{-1}$. Les teneurs en phosphates sont plus importantes à Isser avec une moyenne de $3 \mu\text{moles. L}^{-1}$ (Figure 5). A l'embouchure de la Soummam la valeur moyenne est de $1,2 \mu\text{moles. L}^{-1}$ qui est identique à celle de Sebaou, mais celle de l'Isser apparaît très importante et atteint $5 \mu\text{moles. L}^{-1}$.

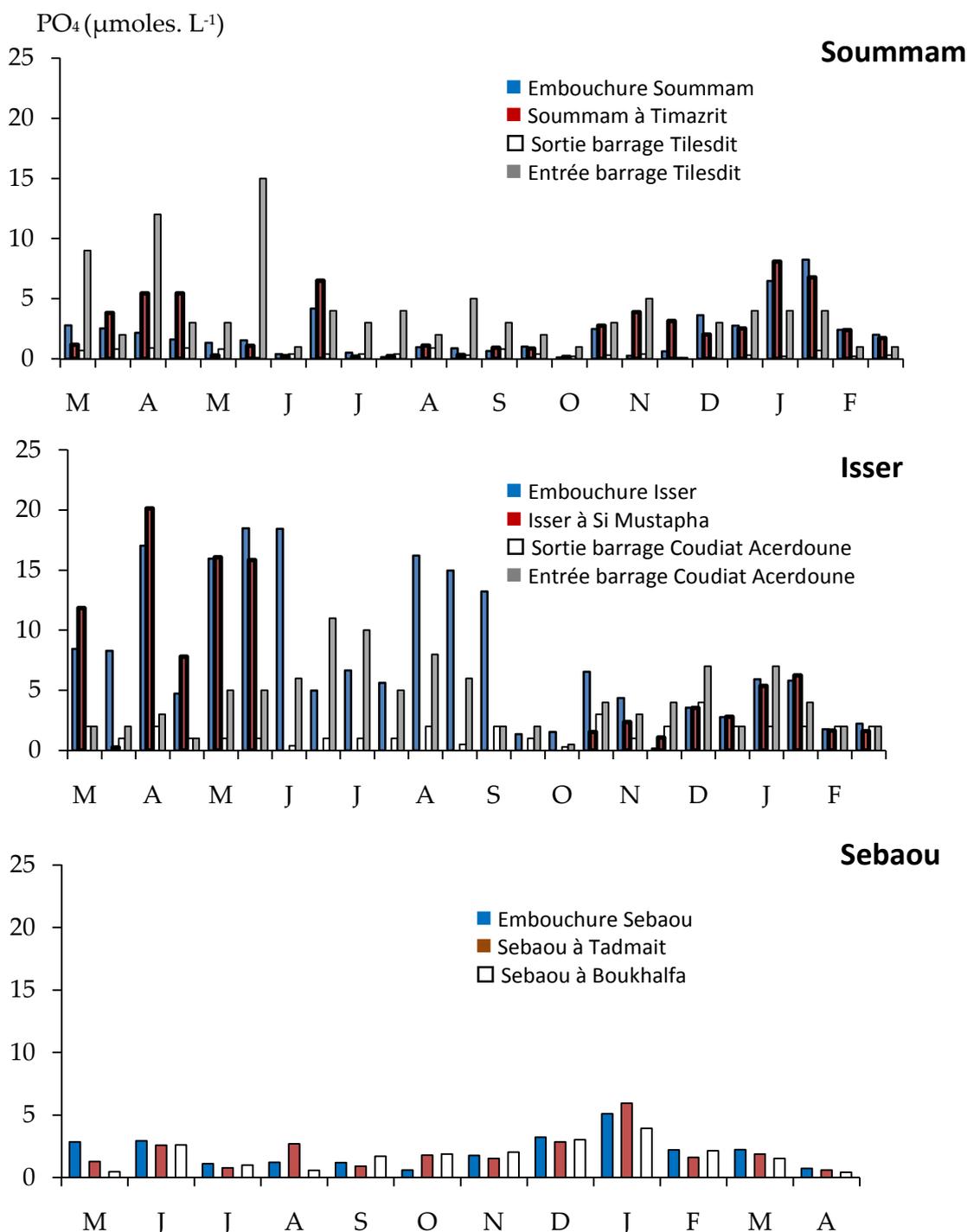


Figure 5: Distribution des teneurs en phosphates (PO_4) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010- Avril 2011 pour Sebaou.

1.2. Les polyphosphates (P_2O_5)

On rencontre des quantités très faibles de P_2O_5 avec une moyenne de l'ordre de $0,4 \mu\text{moles. L}^{-1}$ pour Soummam, $0,5 \mu\text{moles. L}^{-1}$ à Isser, Et une valeur moyenne de l'ordre de $0.6 \mu\text{moles. L}^{-1}$ dans le Sebaou. Les valeurs maximales sont notées à Sebaou. Il ne

faut pas perdre de vue que la population qui occupe sont bassin est plus importantes et que les polyphosphates sont d'origine anthropique. Le reste des stations semble pareillement chargé que ce soit en aval ou en amont. La valeur moyenne à l'embouchure de Soummam est de $0,4 \mu\text{moles. L}^{-1}$ à l'Isser $0,7 \mu\text{moles. L}^{-1}$ et à Sebaou $0,6 \mu\text{moles. L}^{-1}$. (Figure 6)

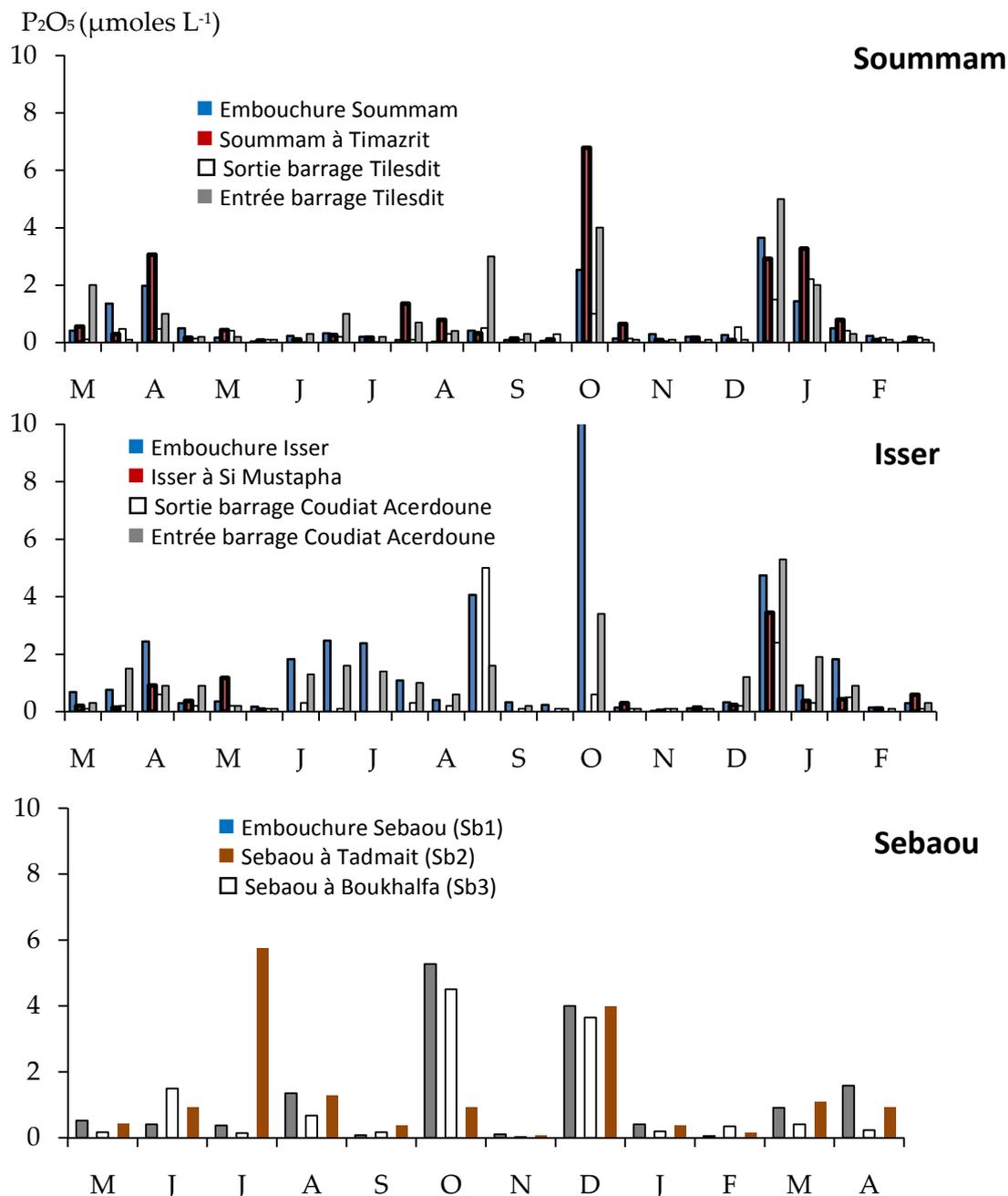


Figure 6: Distribution des teneurs en polyphosphates (P_2O_5) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

1.3. Le phosphore total dissous

Tant dans les eaux de surface que dans les eaux usées, le phosphore se retrouve principalement sous la forme de phosphates. Il est dissous ou associé à des particules. Le phosphore présent dans les eaux de surface provient principalement des effluents municipaux, du lessivage et du ruissellement des terres agricoles fertilisées et des effluents de certaines industries (ex : agro-alimentaires et papetières). Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la croissance des plantes. Toutefois, au-dessus d'une certaine concentration et lorsque les conditions sont favorables (faible courant, transparence adéquate, etc.), il peut provoquer une croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques.

Les teneurs en phosphore total dissous sont élevées durant toute la période d'études avec une moyenne de 7 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ pour Soummam, 6,5 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans l'Isser et seulement 3,3 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans le Sebaou. A l'embouchure de la Soummam la valeur moyenne est de 6,6 $\mu\text{moles. L}^{-1}$, à celui de l'Isser 9 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ et à l'embouchure de Sebaou la valeur moyenne ne dépasse pas 3,7 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ (Figure 7).

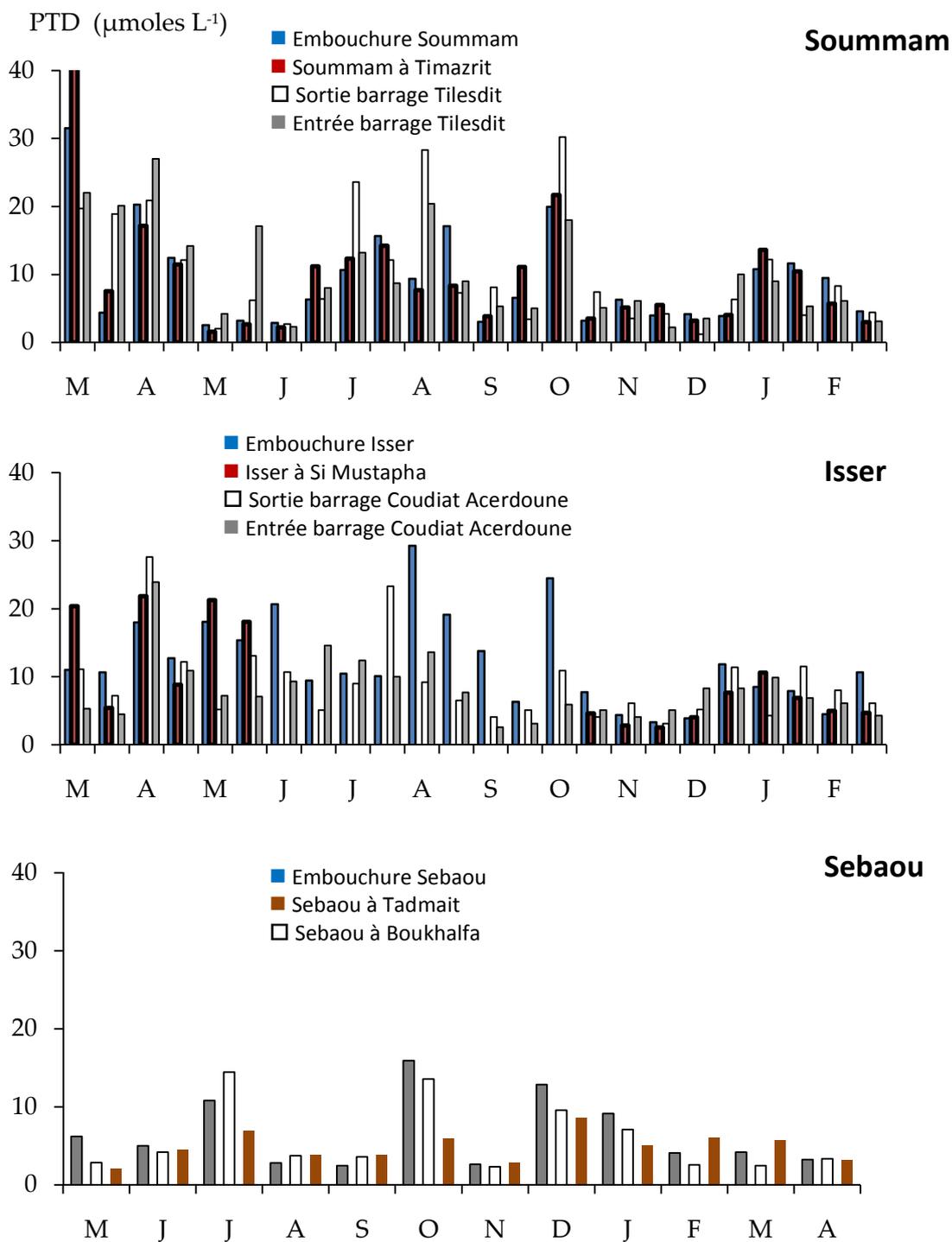


Figure 7: Distribution des teneurs en phosphore total dissous (PTD) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010–Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010–Avril 2011 pour Sebaou.

1.4. Phosphore Organique Dissous (POD)

Les teneurs en POD sont élevées au cours de la période d'étude. Les valeurs moyennes du POD dans l'ensemble des stations sont de 5 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans la Soummam, 3 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans l'Isser et faibles a Sebaou seulement 1,5 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ comme le montre la (Figure 8). A l'embouchure de la Soummam la valeur moyenne est de 5 $\mu\text{moles. L}^{-1}$, 3 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans celui de l'Isser et 2 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ sont enregistré dans l'embouchure de Sebaou.

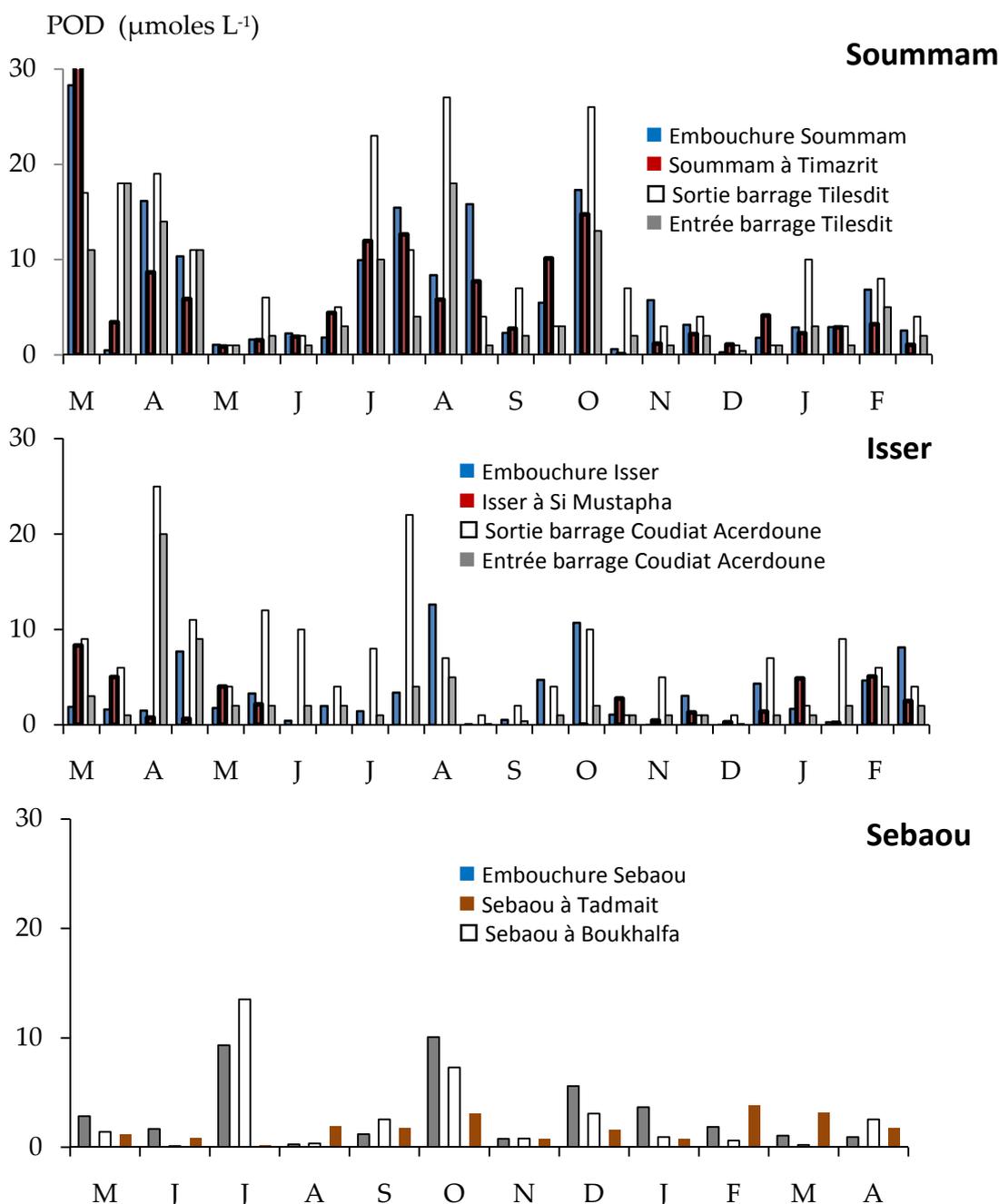


Figure 8: Distribution des teneurs en Phosphore Organique Dissous (POD) dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2. L'azote

En milieu aquatique l'azote existe sous trois formes : inorganique (NID), organique dissous, et particulaire organique et détritique (ou seston). 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. 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. 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 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%. 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. 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).

2.1. Les nitrates (NO_3)

Les teneurs en NO_3 sont remarquables au cours de la période d'étude une moyenne de $15 \mu\text{moles. L}^{-1}$ pour Soummam et $17 \mu\text{moles. L}^{-1}$ pour oued Isser et atteinte $19,3 \mu\text{moles. L}^{-1}$ dans le Sebaou (Figure 9). Il faut souligner aussi l'abondance des nitrates à Isser qui paraît plus chargé que Soummam et Sebaou.

Une rétention de 43 % est enregistrée dans le barrage de Coudiat Acerdoune à l'Isser contre 11 % seulement dans le barrage de Tilesdit dans la Soummam.

A l'embouchure la valeur moyenne est de 15 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ à Soummam, 17 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ à l'Isser et 14 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ pour le Sebaou.

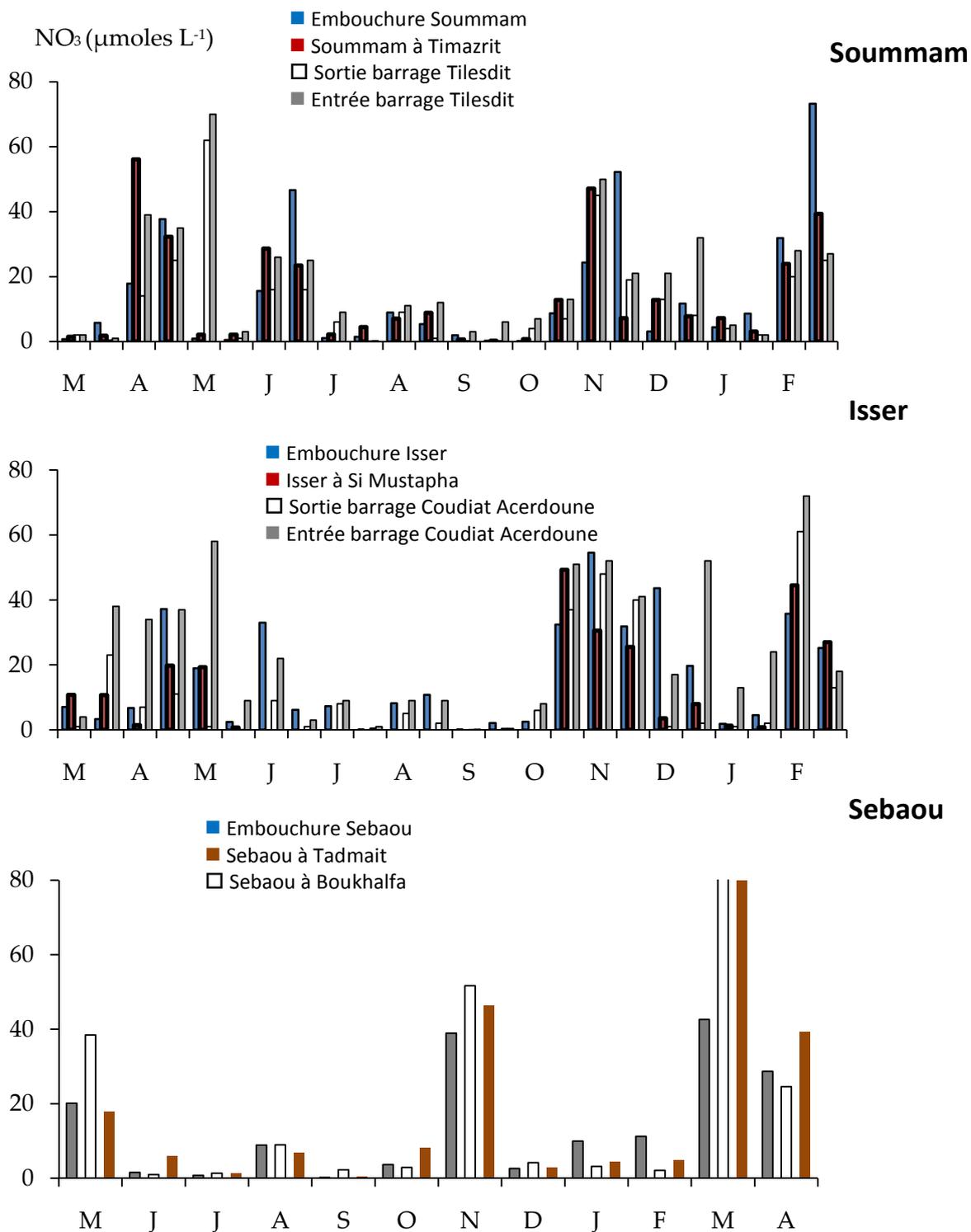


Figure 9 : Distribution des teneurs en Nitrates dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2.2. Les nitrites (NO₂)

L'ion nitrite est une forme minoritaire de l'azote minéral dissous NID, dans l'oued Soummam la valeur moyenne la plus élevée est signalée à l'amont du barrage et à l'embouchure au cours de la période d'étude dans l'ensemble des stations. Une rétention de 70 % est enregistrée dans le barrage. La moyenne dans l'ensemble des stations est de 4 $\mu\text{moles. L}^{-1}$.

A l'embouchure Les teneurs en nitrites sont très variables allant de 0,07 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ et 33 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ avec une moyenne annuelle de 7 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ (Figure 10), cette forte variabilité est en relation avec le cycle hydrologique. Dans l'ensemble des stations de bassin les teneurs varient entre 0,07 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ et 26 $\mu\text{moles. L}^{-1}$, avec une moyenne de 5,5 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ (Figure 10). Une rétention très remarquable de l'ordre de 60 % est enregistrée.

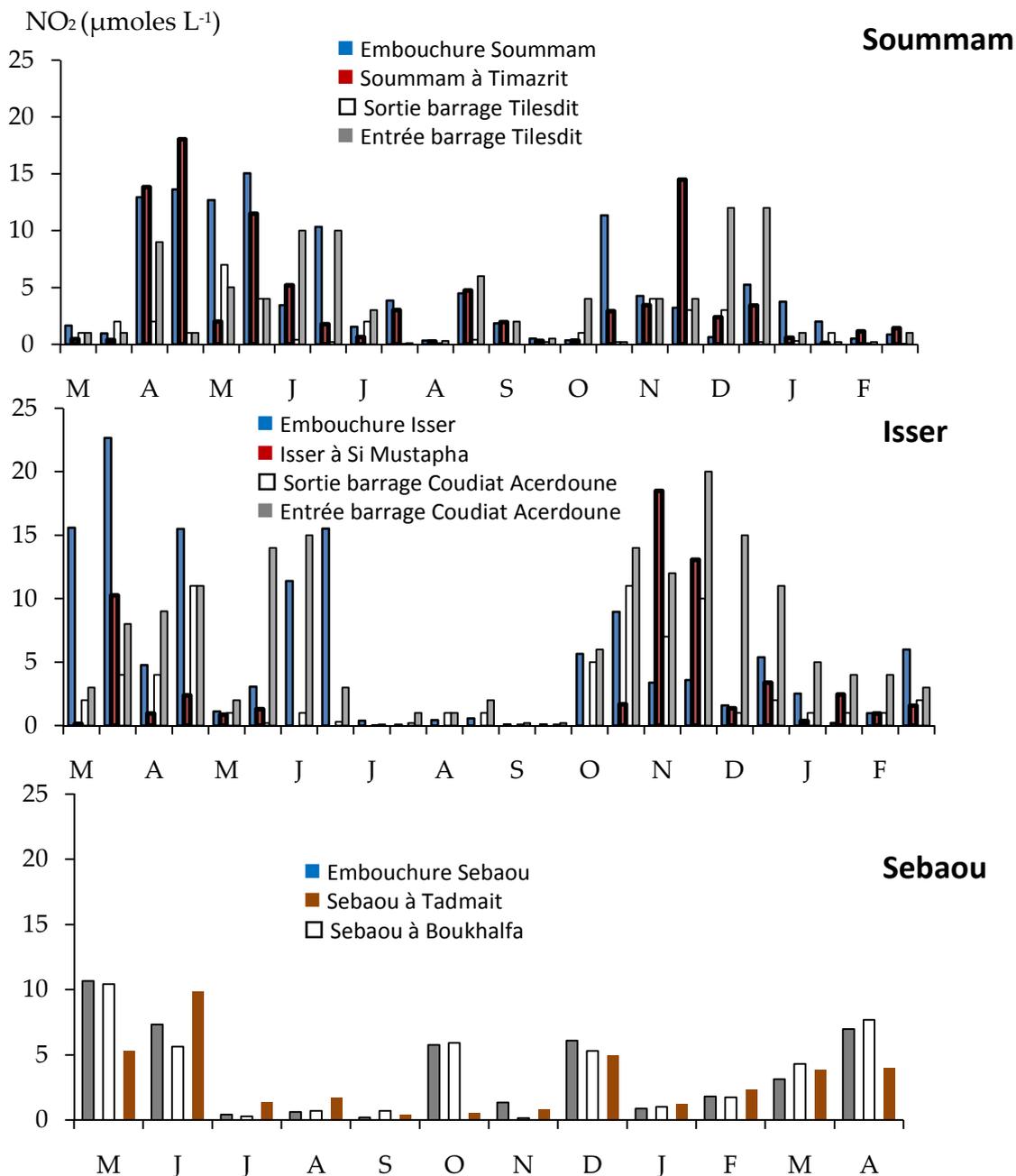


Figure 10: Distribution des teneurs en Nitrites dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2.3. L'ammonium (NH₄)

L'évolution des teneurs en NH₄ au cours de la période d'étude montre une très grande variabilité où les valeurs fluctuent entre 0,04 et 91 µmoles. L⁻¹ avec une moyenne de 20 µmoles. L⁻¹ pour la Soummam la valeur la plus élevée est rencontrée à l'embouchure avec une moyenne de 31 µmoles. L⁻¹. La forme ammoniacal représente 33 % au sein du l'azote dissous. A l'Isser l'évolution des teneurs en NH₄ au cours de la période d'étude montre une très grande variabilité où les valeurs fluctuent entre 0,2 et 157 µmoles. L⁻¹ avec une moyenne de 26 µmoles. L⁻¹ pour l'Isser la valeur la plus élevée est rencontrée à l'embouchure avec une moyenne de 40 µmoles. L⁻¹. La forme ammoniacal représente 40 % au sein du l'azote dissous. Dans le Sebaou l'évolution des teneurs en NH₄ au cours de la période d'étude montre une très grande variabilité où les valeurs fluctuent entre 0,2 µmoles. L⁻¹ et 96 µmoles. L⁻¹ avec une moyenne de 20 µmoles. L⁻¹. La valeur la plus élevée est rencontrée à l'embouchure avec une moyenne de 22 µmoles. L⁻¹. La forme ammoniacal représente 35 % au sein du l'azote dissous ([Figure 11](#)).

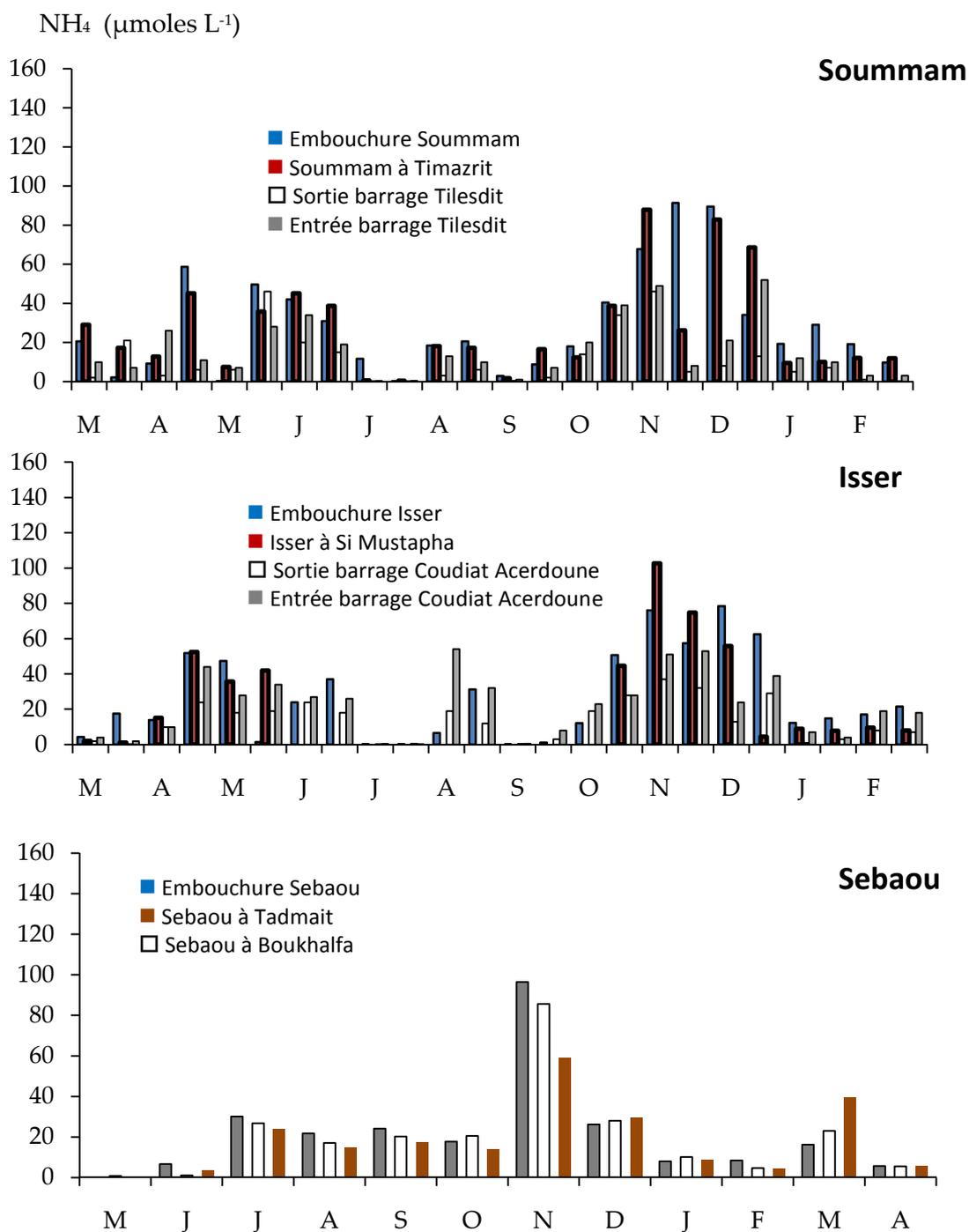


Figure 11: Distribution des teneurs en Ammonium dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2.4. Azote inorganique dissous (NID)

L'azote inorganique dissous NID représente la somme des ions $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$. Dans l'ensemble des stations étudiées les valeurs moyennes annuelles sont de l'ordre de $40 \mu\text{moles. L}^{-1}$ dans le bassin de Soummam, $48 \mu\text{moles. L}^{-1}$ à Isser et $43 \mu\text{moles. L}^{-1}$ dans celui de Sebaou. A l'embouchure de la Soummam la valeur moyenne est de l'ordre de $56 \mu\text{moles. L}^{-1}$ à celui de l'Isser elle est de $64 \mu\text{moles. L}^{-1}$ et a l'embouchure de Sebaou la valeur moyenne est de $39 \mu\text{moles. L}^{-1}$. La matière inorganique dissoute sous forme de l'azote inorganique dissous est retenu dans les barrages suite à sa consommation par le phytoplancton, dans le barrage de Tilesdit à Soummam une rétention de l'ordre de 16 % est enregistré et dans le barrage de Coudiat Acerdoune à Isser la rétention et de l'ordre de 9 % (Figure 12).

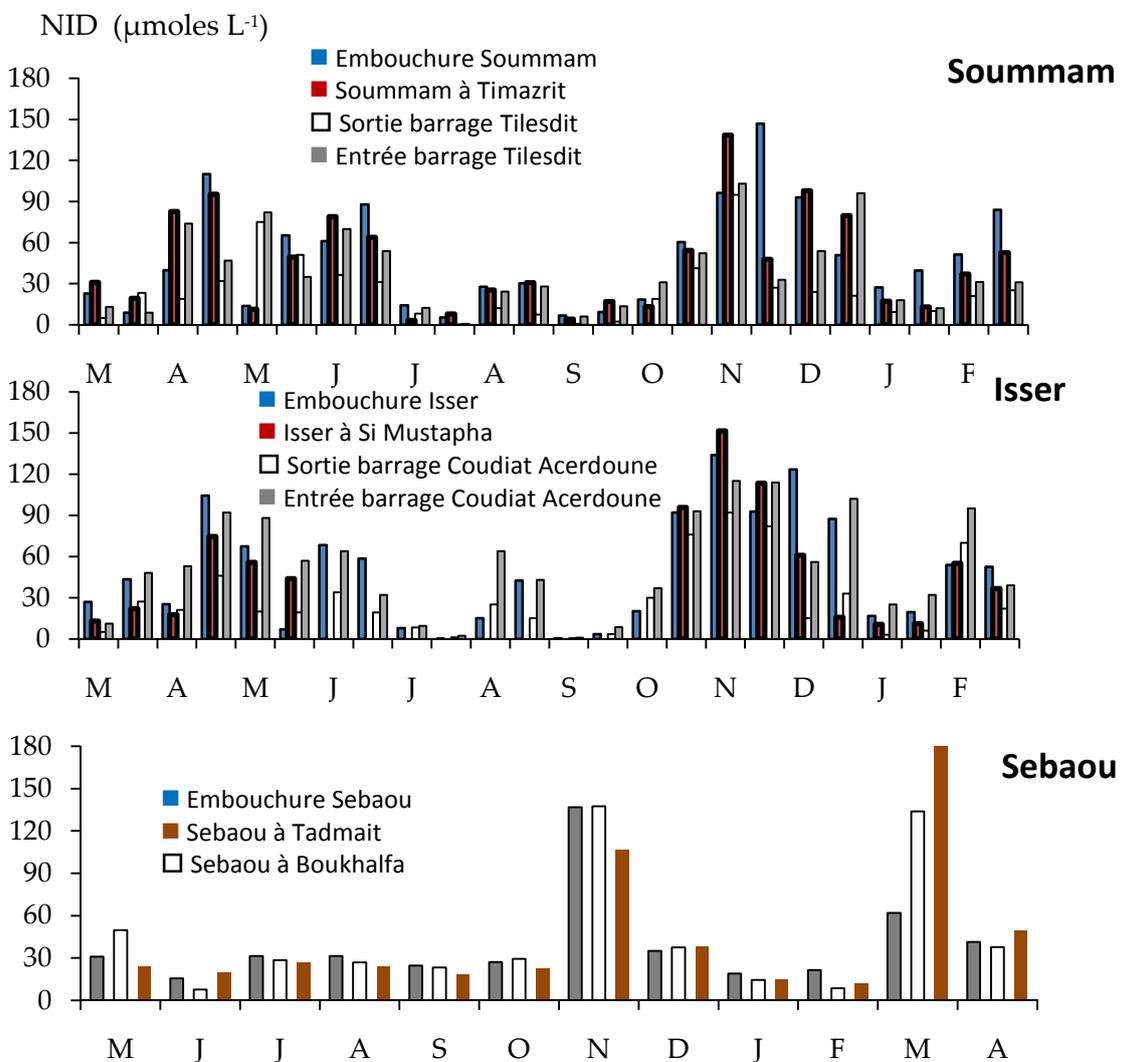


Figure 12: Distribution des teneurs en azote inorganique dissous dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2.5. L'azote Organique Dissous (NOD)

La matière organique dissoute sous forme d'azote organique dissous (NOD) est considérablement abondante dans la Soummam présente une moyenne annuel de 21 $\mu\text{moles. L}^{-1}$. Les valeurs moyennes ont fluctuées entre 0,1 et 90 $\mu\text{moles. L}^{-1}$. La forme organique représente 35 % au sein de l'azote dissous. A l'Isser la valeur moyenne annuel est de 17 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ et les valeurs moyennes ont fluctuées entre 0,1 et 74 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ la forme organique représente 26 % au sein de l'azote dissous. Dans le Sebaou les valeurs moyenne ont fluctuée entre 0,6 et 75 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ avec une valeur moyenne annuelle de 13,6 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ La forme organique représente 25 % au sein de l'azote dissous (Figure 13).

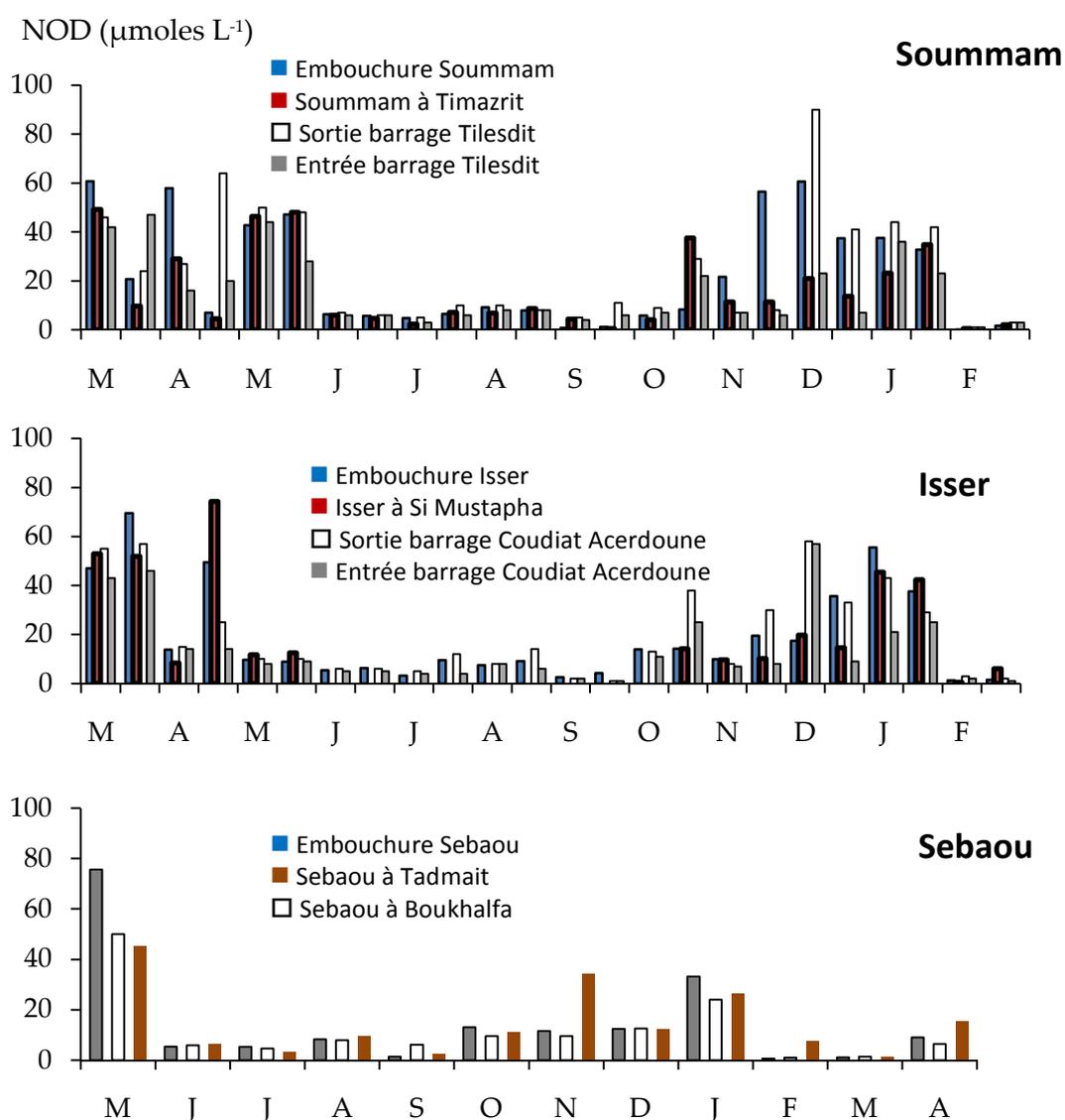


Figure 13 : Distribution des teneurs en azote organique dissous dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

3. Le Silicium $\text{Si}(\text{OH})_4$

Les teneurs en $\text{Si}(\text{OH})_4$ sont élevées avec des valeurs moyennes allant jusqu'à 95 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans la Soummam. Atteignent 89 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ à Isser et plus importantes à Sebaou de l'ordre de 111 $\mu\text{moles. L}^{-1}$. A l'inverse de l'azote et le phosphore, le silicium subit une plus forte réduction dans les barrages par suite de processus de piégeage biologique par les diatomées. En effet à l'aval des barrages Tilesdit et Koudiat Acerdoune les teneurs en silicium diminuent de 43 % à Soummam et de 19 % à l'Isser. A l'embouchure la valeur moyenne annuelle est de 79 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans l'oued Soummam, 100 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans celui de l'Isser et la valeur moyenne atteint 106 $\mu\text{moles. L}^{-1}$ dans le Sebaou (Figure 14).

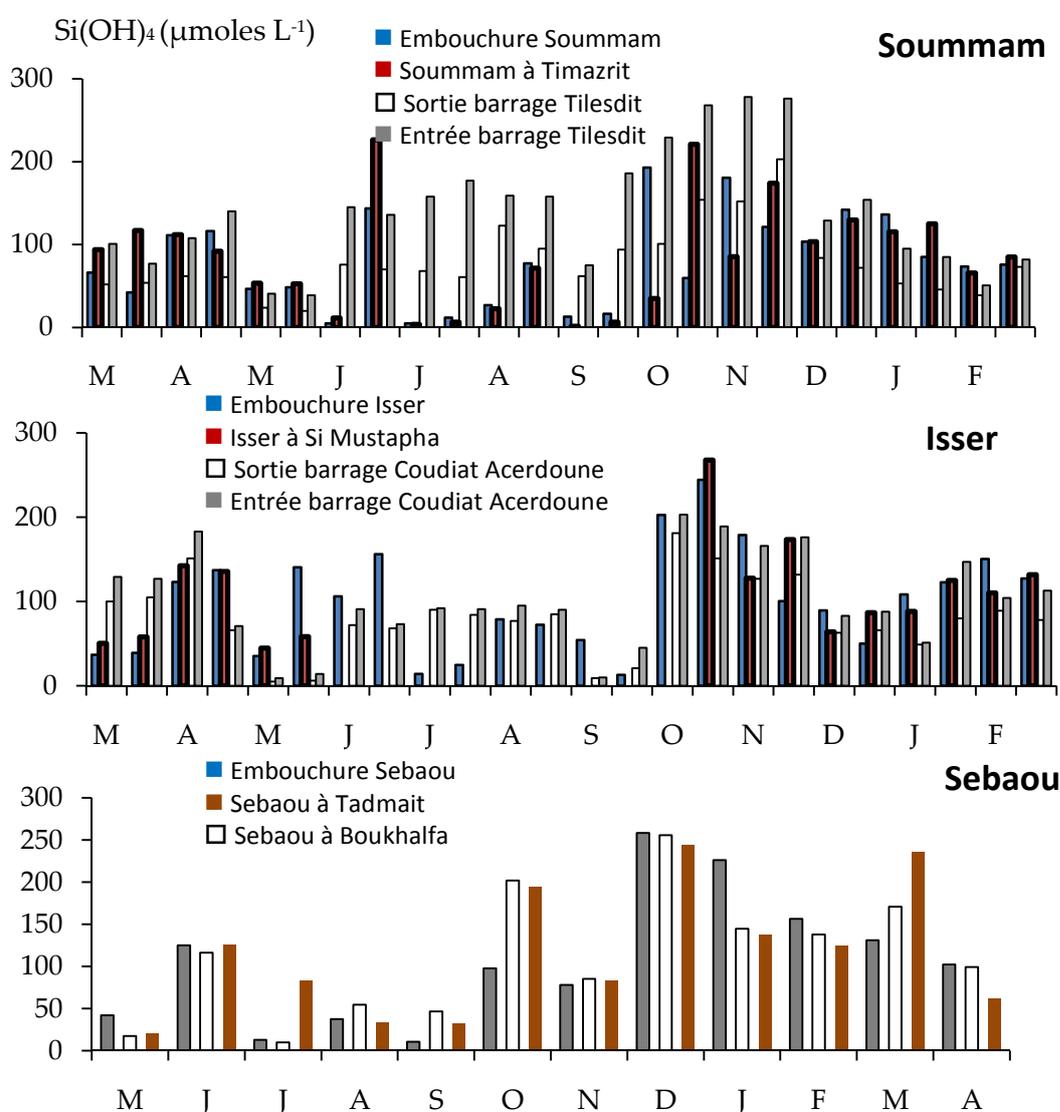


Figure 15 : Distribution des teneurs en Silicium dans les Bassins versant Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

Chapitre IV

**flux des nutriments et des
sédiments à l'embouchure**

Chapitre IV : flux des nutriments et des sédiments à l'embouchure

1. Flux de l'azote

L'essentiel de NID déchargé à la côte est sous forme d'ammonium (70%), pour Soummam, (63 %) pour Isser et (56 %) pour Sebaou. avec un flux journalier moyen de 4001 Kg .J⁻¹.pour Soummam, 4601 Kg .J⁻¹ pour Isser et 1248 Kg .J⁻¹ pour Sebaou. C'est en hiver que le flux accuse la plus forte valeur (Figure 15). Cette tendance est à relier avec le débit de l'effluent ramenant également les eaux pluviales de la ville et du bassin versant.

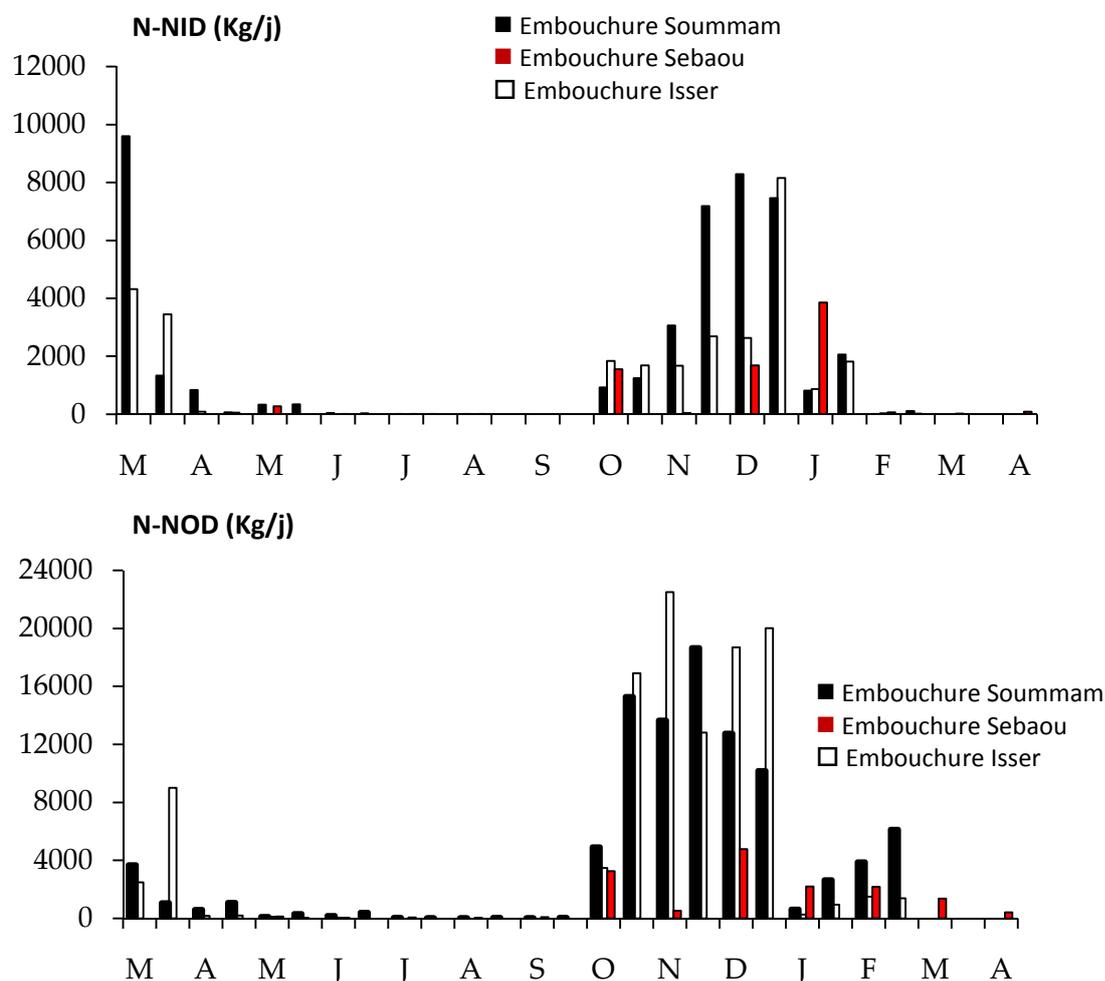


Figure 16 : Flux de l'azote dissous dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

2. Flux du phosphore

Le flux du phosphore inorganique dissous est de l'ordre de $480 \text{ Kg} \cdot \text{J}^{-1}$ dans la Soummam, $825 \text{ Kg} \cdot \text{J}^{-1}$ dans l'Isser et il est d'environ $384 \text{ Kg} \cdot \text{J}^{-1}$ dans le Sebaou pour la période d'étude (Figure 16).

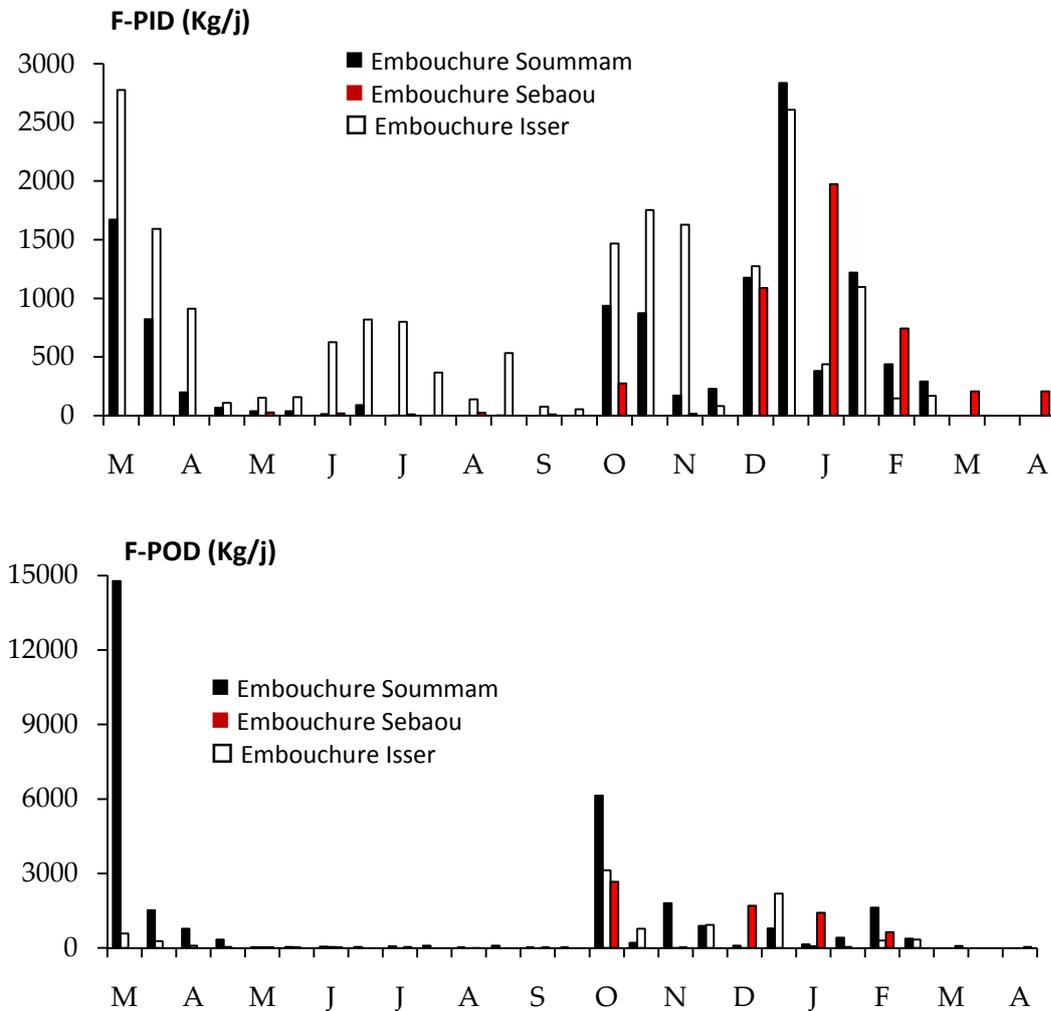


Figure 17 : Flux de phosphore dissous dans les bassins versants Soummam, Isser et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isser et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

3. Flux de Silicium

La régulation des rivières par les barrages et l'anthropisation des bassins de rivières ont sensiblement réduit le flux du Silicium à la mer. Le flux du silicium pendant la période d'étude est de 1284 Kg .J⁻¹ dans la Soummam et 1166 Kg .J⁻¹ dans l'Isseur avec environ 1507 Kg .J⁻¹ à Sebaou (Figure 17).

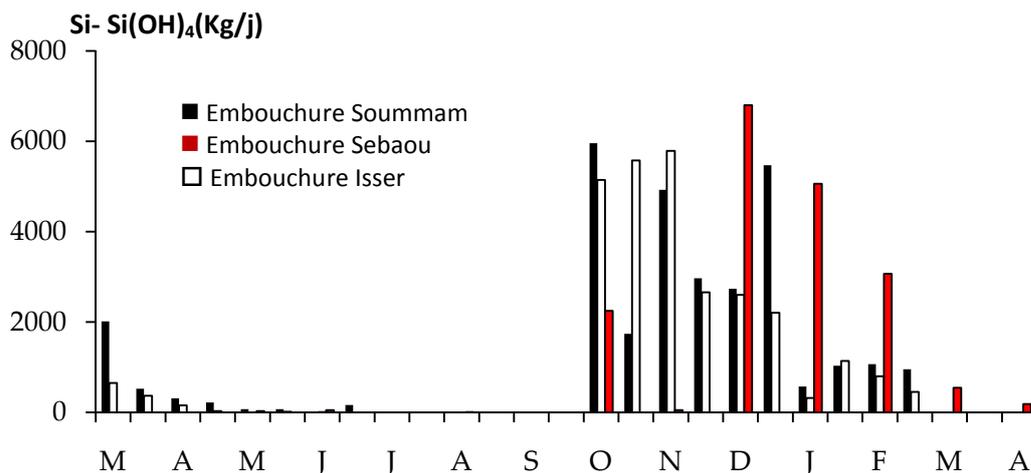


Figure 18 : Flux du silicium dans les bassins versants Soummam, Isseur et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isseur et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

4. Flux de la matière en suspension (MES)

Les masses des sédiments en suspension introduites à la mer sont de l'ordre de 58126 t.an⁻¹ pour la Soummam et 33118 t.an⁻¹ pour l'Isseur et sont de l'ordre de 45380 t.an⁻¹ dans le Sebaou. (Figure 18).

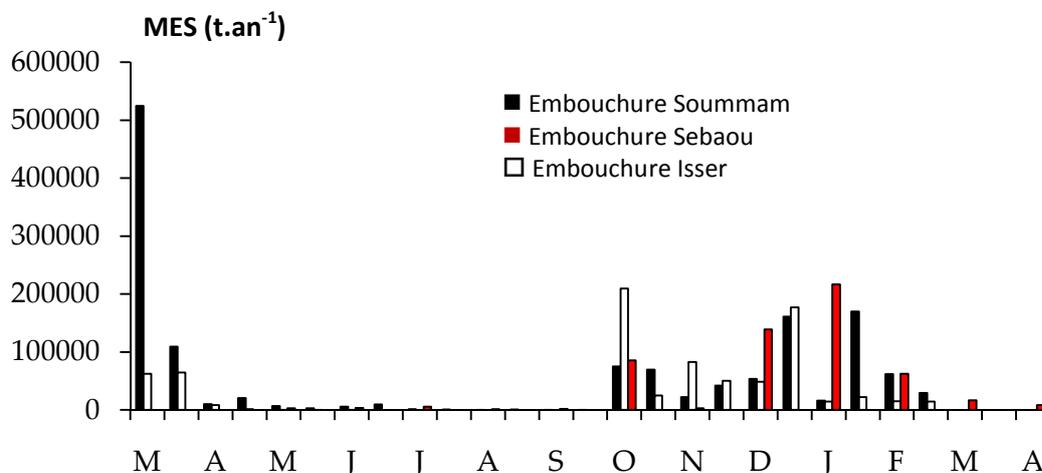


Figure 19 : Flux des sédiments dans les bassins versants Soummam, Isseur et Sebaou durant la période Mars 2010-Février 2011 pour Soummam et Isseur et Mai 2010-Avril 2011 pour Sebaou.

Tableau 4. Taux de rétention (%) au barrage de Coudiat Acerdoune et au barrage de Tilesdit. Les valeurs négatives indiquent la rétention et les positives indiquent la production. Hiv: Hiver ; print : printemps; été; Aut : Automne; PS : période sèche; Phu : période humide; AA : Annuel.

	Coudiat Acerdoune							Tilesdit						
	Hiv	print	été	Aut	PS	Phu	AA	Hiv	print	été	Aut	PS	Phu	AA
Q	-30		-62.5	-40.6	-78	-35.5	-37	-58		-92	-73	-91.3	-64	-75.6
TDS	-2	-19	-25	-12.5	-25	-1	-12.6	-38	-6.5	-76	-4	-62	-26	-49
MES	-47	-52	-63	-28	-62	-41	-46	-26	-22	-38	-81	-43	-34	-35
NTD	-32	-35	-37	-11	-47.8	-21.6	-28	+4	-2	-29	-9	-13.5	-6.6	-9
NID	-58	-60	-52	-22	-60	-42	-47	-48	-26	-41	-18.5	-31	-38.4	-35
NOD	+47	+32	+70	+67	+40	+45	+43	+139	+30	+33	+32	+33	+67	+57
NH₄	-45	-39	-46.5	-26	-45.7	-34.6	-36	-65	-7	-43	-19	-17.4	-39.1	-33
NO₂	-81	-54	-84	-37	-87	-50.4	-57	-82	-20	-90	-44	-65	-62.7	-63
NO₃	-59	-76	-52	-14	-77.5	-45	-50	-37	-30.5	-43	-26	-32.5	-33.4	-33
PTD	+14	+21	-6	+30	+12.5	-16.5	+12.5	-41	-33	+30	+36	+10	-4	+5
PID	-46	-57	-78	-45	-74.6	-47.4	-62	-74	-87	-80	-77	-85.6	-80	-79
POD	+233	+87	+411	+344	+270	+102	+180	+54	+21	+54	+54	+53.5	+36	+72
PO₄	-42	-56	-87	-40	-82	-39.5	-60	-89	-90	-85	-84	-88.3	-88.3	-88
P₂O₅	-64	-64	-21	-73	-21	-67.6	-51	-34	-53	-80	-65	-67	-51.4	-56
Si(OH)₄	-27	-19	-11	-21	-15	-21.4	-21	-38	-46	-47	-42	-46	-42	-43

Tableau 5. Flux annuel des nutriments aux amonts et aux avals des barrages et aux embouchures des oueds.

	Q	Volume	MES	TDS	NH ₄	NO ₂	NO ₃	NID	NOD	NTD	PO ₄	PTD	POD	PID	Si(OH) ₄	N:P ^a	Si:N ^a	Si:P ^a	
	m ³ s ⁻¹	(10 ⁹ m ³ /an)	(t.an ⁻¹)	(g/g)	(g/g)	(g/g)													
Soummam	Entrée barrage	12.8	0.39	79120	4597	1754	354	1330	3437	548	3985	561	1757	590	750	34635	12	43.6	160.7
	Sortie barrage	3	0.09	86	876	409	17	231	653	961	1615	17	684	929	85	3441	38	32	334
	R / P (%)		-76	-99	-81	-77	-95	-83	-81	+75	-59	-97	-61	+57	-89	-90			
	Embouchure	10	0.30	253616 (28)	8619 (1)	5446 (597)	453 (50)	2010 (220)	7909 (867)	3175 (348)	11084 (1215)	599 (66)	2211 (242)	1768 (194)	905 (99)	4362 (478)	26.6	0.4	13.4
Isser	Entrée barrage	10	0.30	156140	5374	2172	756	2310	5406	1259	6665	362	966	177	646	19517	18.4	12.5	98.5
	Sortie barrage	6.3	0.19	64372	2924	1070	245	848	2043	1278	3321	294	704	576	353	4197	7	20.7	56.5
	R / P (%)		-36	-59	-46	-51	-68	-63	-62	+1,5	-50	-19	-27	+225	-45	-78			
	Embouchure	11	0.33	215654 (52)	9625 (2.3)	6506 (1568)	678 (163)	3235 (780)	10419 (2511)	2937 (708)	13356 (3219)	1180 (284)	2695 (650)	868 (209)	1830 (441)	10344 (2493)	15	0,5	3.8
Sebaou	Embouchure	10	0.30	146560 (59)	2862 (1.1)	1537 (615)	367 (147)	829 (332)	2733 (1093)	1393 (557)	4126 (1650)	747 (299)	2481 (992)	1202 (481)	792 (317)	3300 (1320)	10.8	0.7	4.4

Discussion

Discussion

L'objectif de cette étude est de faire connaître le comportement des nutriments majeurs (azote, phosphore, silicium) le long des rivières aménagés par des barrages. Ils s'agissent de trois sous bassins situés au centre de la côte algérienne, débouchant dans le bassin méditerranéen algérien.

Il apparaît que les barrages agissent comme de véritables transformateurs biogéochimiques, en transformant les nutriments inorganiques reçus (NID et PID) en nutriments organiques dissous (POD et NOD) (Ounissi et Bouchareb, 2013). Ces nutriments organiques sont le fait essentiellement de l'activité métabolique d'organismes planctoniques (déchets métaboliques, lyses de microorganismes, décomposition de matières organiques (Le Gal, 1989).

Également l'effet du barrage est exprimé par (i) retenir les éléments nutritifs inorganiques dissous (ii) produire la matière organique dissoute (iii) moduler la balance du rapport Redfield.

Les éléments nutritifs inorganiques sont largement retenus dans le barrage, pour le PO_4 40 à 82% selon la période dans le barrage de Koudiat Acerdoune et 88% dans celui de Tilesdit, au sein de l'azote minéral dissous les nitrites NO_2 est l'élément le plus retenues dans le barrage allons de 50 à 87% selon la période dans l'Isser et de 63 à 65% dans le Soummam. Dans les eaux des oueds étudiées les SiO_4 semblent naturellement faiblement chargées (moyennes mondiale 150 μM , Tréguer et al., 1995) sa rétention dans le barrage Koudiat Acerdoune varier entre 15 et 21% selon la période et entre 42 et 46% à Tilesdit selon le même raisonnement. Les teneurs moyennes en SiO_4 ont varié dans une faible fourchette (88-111 $\mu\text{moles L}^{-1}$).

D'autre part les résultats devant nous montrent une production importante de la matière organique dissoute azoté et phosphoré à l'aval du barrage, allons de 40 à 45% pour le NOD dans l'Isser et 33 à 67% dans le Soummam, pour le POD 102 à 270% à Isser et 36 à 54% à Soummam, variant en rapport avec les écoulements dans le bassin versant (période sèche et humide).

L'autre rôle négatif de barrages serait la modification du rapport Redfield, en passant de valeurs équilibrées aux valeurs déséquilibrées. Les eaux délivrées du barrage étaient trop perturbées au terme du rapport Redfield. Les rapports N/P change respectivement de 21 à 28 en amont et de 26 à 93 en aval. En outre le rapport Si/N augmentent dans les avals des barrages où les valeurs sont supérieures à 8, explique une rétention importante du NID par rapport au silicium. Rapport déséquilibrés, ce qui agit sur la composition et la croissance du phytoplancton côtier.

Tableau 6 : valeurs moyennes du rapport N/P dans quelques cours d'eau Méditerranéens (repris et modifié de EEA, 1999).

Rivières	Rapport N/P	Pays
Rhône	33,53	France
Hérault	63,03	France
Ebre	181,46	Espagne
Pô	55,31	Italie
Tever	12,17	Italie
Axios	1,05	Grèce
Akheloos	0,06	Grèce
Seyhen	7,18	Turquie
Ceyhen	58,96	Turquie
Moulouya	35,47	Maroc
Mafrag	10-24	Algerie
Seybouse	90-135	Algerie
Kebir-Rhumel	17	Algerie
Kebir-West	23	Algerie
Saf-Saf	26	Algerie

L'augmentation des valeurs du NID et PID après l'aval du barrage est dû évidemment aux activités agricoles qui c'est exercice largement dans ces surfaces. En dépit des grandes pertes de l'élément nutritif inorganiques dans les barrages, il y avait des entrées supplémentaires derrière barrages, le taux de l'augmentation du NID est de 96% dans le Soummam et de 72% dans l'Isser, pour le PID une augmentation de 100% a Soummam et allé jusqu'à 363% à Isser ([Tableau 5](#)).

Au terme du flux spécifique, oued Isser et Sebaou libèrent à la mer une importante masse de P-PO₄ (285 à 300 kg/Km²/an) comparaison à celui de Soummam qui ne délivre que 66 kg/Km²/an à la mer. Pour le MES oued Isser et Sebaou délivrent à la mer respectivement une masse de 52 et 59 t/km²/an, supérieurement à oued Soummam qui libère à la cote adjacente 28 t/km²/an. La masse de total des sels dissous délivré a la mer est de 1et 2.3 t/km²/an dans l'ensemble des oueds. ([Tableau 5](#)).

Tableau 7 : Flux annuels de nutriments entre et dans les différents réservoirs et aux débits respectifs des cours d'eau. Les flux spécifiques sont donnés entre parenthèses.

		Q $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	MES (t/an)	TDS (t/an)
Soummam	Amont barrage	12.8	79120	4597
	Aval barrage	3	86	876
	R / P (%)		-99	-81
	Embouchure	10	253616 (28)	8619 (1)
Isser	Amont barrage	10	156140	5374
	Aval barrage	6.3	64372	2924
	R / P (%)		-59	-46
	Embouchure	11	215654 (52)	9625 (2.3)
Sebaou	Embouchure	10	146560 (59)	2862 (1.1)

Dans les bassins versants algériens et méditerranéens et leurs réservoirs, les rendements en sédiments sont très variables (Milliman 2001, Bouchareb 2013, Taamalah et al 2016), variant entre 6 et 228 t/ km²/an⁻¹ selon les cours d'eau comme le montre le (Tableau 7). Le flux spécifique de la TSD dans les rivières Soummam et Sebaou était comparable 1,1 t/km²/an⁻¹, ce qui est deux fois plus faible que celui de la rivière Isser 2,3 t/km²/an⁻¹, mais ces niveaux sont encore très bas comparés à ceux des rivières méditerranéennes et algériennes (Tableau 8).

Tableau 8 : Flux des sédiments MES t/km²/an⁻¹ pour certaines rivières et barrages méditerranéens et algériens.

River/dam opening	t/Km ² /an	References
Mediterranean rivers	251	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Ebro River, Spain	214	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Têt stream, France	40	Serrat et al (2001)
Rhône River, France	324	Pont et al (2002)
Italian rivers	780	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Greece rivers	1140	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Albanian rivers	2780	UNEP/MAP/MED POL (2003)
North African catchments	800	Fox et al (1997)
Maghreb catchments	397	Probst et al (1992)
Majrda, Tunisia	963	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Moulouya, Morocco	250	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Nile, Egypt	42	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Cheliff, Algeria	78	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Isser, Algeria	193	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Kebir west, Algeria	200	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Seybouse, Algeria	333	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Soummam, Algeria	513	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Tafna, Algeria	143	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Cheffia dam, Algeria	2700	Touaibia (2010)
Charf dam, Algeria	300	Touaibia (2010)
Beni-Haroun dam, Algeria	64	Bouchareb (2013)
Zit El-Amba dam, Algeria	374	Bouchareb (2013)
Zerdaza dam, Algeria	192	Bouchareb (2013)
Chaffia dam, Algeria	143	Taamalah et al (2016)
Mexa dam, Algeria	371	Taamalah et al (2016)
Mafragh catchment' outlet, Algeria	1974	Taamalah et al (2016)
Zit Amba dam	20	Boughdah et Amira (2017)
Kebir Ouest Rivers	4	Boughdah et Amira (2017)
Soummam River	28	Présente etude
Isser River	52	Présente etude
Sebaou River	59	Présente etude

Conclusion

Conclusion

Les eaux de rivières interceptées et stockées dans les barrages ont sensiblement réduit leur débit à l'aval des barrages de 76-36 % respectivement pour Tilesdit et Coudiat-Acerdoune. De même, les barrages jouent le rôle de pièges à sédiments retenant 60 à 80 % des masses reçues en amont. Le barrage de Tilesdit construit sur oued Soummam a piégé plus de sédiments (99 %) et sel (81 %), ce qui équivaut à 7900 t de MES et à 3700 de TDS.

La rétention significative des sels dans les réservoirs conduit à un flux spécifique très faible $1-2,3 \text{ t/km}^2/\text{an}^{-1}$ dans les embouchures des trois rivières.

Il peut être retenu que le barrage joue le rôle d'un producteur de la matière organique où les concentrations de DON et DOP ont significativement augmentées dans l'aval des barrages. Les caractéristiques majeures des rivières étudiées sont marquées par des conditions de forts enrichissements en particulier pour l'ammonium et les phosphates, contrairement au silicium qui est fortement retenue dans le barrage. Ces Conditions hydrologique et biogéochimiques retentissent défavorablement sur le fonctionnement et la productivité du littoral récepteur.

Références

References

- Abdelkader, B., Abhelhak, M., Abdeslam, K., Ahmed, M. & Brahim, Z., 2012. Estimation of pollution load of domestic sewage to Oued Bechar (SW Algeria) and its impact on the microbiological quality of groundwater. *Procedia Engineering* 33, 261-267.
- AMRANIA Z., et LAHLAH F.1997. Impact des effluents domestique et industriels sur les eaux de l'oued Soummam et mesures d'atténuation. Mémoire d'ingénieur. I.S.N. Bejaia ; 83p.
- Andrieux F., 1997. Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier.Méthodes d'analyses, biodisponibilité, échange. Thèse Université Bretagne Occidentale, 327p.
- Avilés, A., Niell, F.X., 2007. The control of a small dam in nutrient inputs to a hypertrophic estuary in a Mediterranean climate. *Water, Air, Soil Pollution* 180(1-4), 97-108.
- Benhamiche N., 1997. Modélisation de la relation pluie-relief en vue de la cartographie par krigeage : cas du bassin versant de la Soummam. Thèse de Magister en Sciences Agro. Opt. Aménagement et mise en valeur. INA, Alger, 158p+annexes.
- Berner, E.K., Berner, R.A., 1995. *Global Environment: Water, Air and Geochemical Cycles*. Prentice Hall, 376p.
- Béthoux, J.P., Morin, P., Ruiz-Pino, D.P., 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49(11), 2007-2016.
- Beutel, M.W., Horne, A.J., 1999. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Journal of Lake and Reservoir Management* 15(4): 285–297.
- Bouchareb N., 2013 Transferts et géochimie de l'azote, du phosphore et du silicium des bassins des oueds Kebir-Rhumel, Kebir ouest et Saf-saf au littoral. PhD thesis, University of Annaba, Algeria, 111 pp.
- Bougdah M., Amira A. B., 2017 Water and sediment retention in a reservoir (Zit Amba, Algeria). *AAFL Bioflux* 10(3):534-542.
- 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.*Global Biogeochem. Cycles* 18, doi:10.1029/2003GB002034.

- Chase, T.N., Pielke, R.A., Kittel, T.G.F., Nemani, R.R., Running, S.W., 2000. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics* 16: 93–105.
- Conley, D. J., 1997. Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 774-777.
- Conley, D.J., Schelske, C.L., Stoermer, E.F., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101, 179–192.
- DPAT (Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire de la Willaya de Béjaia, 2009. *Annuaire statistique de la Willaya de Béjaia*, 181 p (fichier numérique).
- Dürr, H.H, Meybeck, M., Hartmann, J., Laruelle, G.G., Roubeyx, G.G., 2009. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences Discuss.* 6, 345-401.
- Fox H. R., Moore H. M., Newell Price J. P., El Kasri M., 1997 Soil erosion and reservoir sedimentation in the high Atlas Mountains, Southern Morocco. *IAHS Publications- Series of Proceedings and Reports* 245:233-240.
- Friedl, G., Teodoru, C., Wehrli, B., 2004. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? *Biogeochemistry* 68: 21-32. DOI 10.1023/B:BIOG.0000025738.67183.c0.
- Friedl, G., Wüest, A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles—consequences of damming. *Aquatic Science* 64: 55–65.
- Garcia-ruiz, J.M., Lopez-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martinez, T. & Begueria, S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105, 121-139.
- Guasmi, I., Kherici-Bousnoubra, H., Kherici, N. & Hadji, F., 2010. Assessing the organic pollution of surface water of Medjerda watershed (NE Algeria). *Environmental Earth Sciences* 60, 985-992.
- Hart, D.D., Poff, N.L., 2002. A special section on dam removal and river restoration. *Biosciences* 52(8): 643–643.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V., 2000. Silicon retention in river basins: far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio* 29: 44–49.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., von Bodungen, B., 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* 386, 385–388.

- Ibáñez, C., Prat, N., Duran, C., Pardos, M., Munne, A., Andreu, R., Caiola, N., Cid, N., Hampel, H., Sanchez, R., Trobajo, R., 2008. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro River: Causes and consequences. *Limnetica* 27(1), 131-142.
- Kemp, W.M., Brooks, M.T., Hood, R.R., 2001. Nutrient enrichment, habitat variability and trophic transfer efficiency in simple models of pelagic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 223: 73-87.
- Khélifi-Touhami, M., Ounissi, M., Saker, I., Haridi, A., Djorfi, S., Abdenour, C., 2006. The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coastal. *J. Food. Agric. Environ.* 4, 340-346.
- 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. and 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., Bouwman, A.F., Dumont, E., Lespinas, F., 2010. Water and nutrient fluxes from major Mediterranean and Black Sea rivers: Past and future trends and their implications for the basin scale budgets. *Global Biogeochem. Cycles* 24, GB0A13, doi: 10.1029/2009GB003594.
- 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.
- Maane-Messai, S., Laignel, B., Motelay-Massei, A., Madani, K., Chibane, M., 2010. Spatial and temporal variability of water quality of an urbanized river in Algeria: the case of Soummam wadi. *Water Environment Research* 82 (8), 742-749.
- McCully, P., 1996. *Silenced Rivers—the Ecology and Politics of Large Dams*. Zed Books: London.
- Meybeck, M., 1998. The IGBP water group: a response to a growing global concern. *Global Change Newsletters* 36, 8–12.
- Meybeck, M., Chapman, D., Helmer, R., 1989 *Global fresh water quality: a first assessment*. Blackwell Reference Oxford., 306 pp.
- 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.
- Mouni, L., Merabet, D., Arkoub, H., Moussaceb, K., 2009. Study and physicochemical characterization of Soummam water river (Algeria). *Secheresse* 20 (4), 360–366.

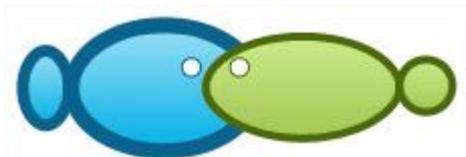
- Nilsson, C., Jansson, R., Zinko, U., 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276: 798–800.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- Ounissi M., Bouchareb N., 2013 Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes Rendus Geoscience* 345:81-92.
- Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M., 1989. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamon Press, Oxford, 173p.
- Perran, L. m., Cook, K.t., Aldridge, S., Lamontagne, J.d., Brookes., 2009. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochemistry* (2010) 99:49–63.
- Pont D., Simonnet J. P., Walter A. V., 2002 Medium-term changes in suspended sediment delivery to the ocean: consequences of catchment heterogeneity and river management (Rhône River, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(1):1-18.
- Preece, R.M., Jones, H.A., 2002. The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi river, Australia. *River Research and Applications* 18(4): 397–414.
- Probst J. L., 1992 Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. *Sciences Géologiques Mémoires* 94, 167 pp.
- Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., Maestrini, S.Y., 2010. Release of available nitrogen from river discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Est. J. Ecol.* 59(3), 184-196.
- Quéguiner, B. 2007. Centre d'Océanologie de Marseille, www.com.univ-mrs.fr/LOB/IMG/pdf/OBGC22_2007.pdf.
- Quinn, J.W., Kwat, T.J., 2003. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(1): 110–119.
- Ragueneau, O., Tréguer, P., Anderson, R.F., Brzezinski, M.A., 2000. Understanding the silicon cycle in the modern ocean: a prerequisite for the use of biogenic opal as a paleoproductivity proxy. *Global Planet Change*, 26: 317-365.
- Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Paris.

- Rosenberg, D.M., Berkes, F., Bodaly, R.A., Hecky, R.E., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 1997. Large scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews* 5: 27–54.
- Rosenberg, D.M., Bodaly, R.A., Usher, P.J., 1995. Environmental and social impacts of large scale hydroelectric development: who is listening? *Global Environmental Change* 5: 127–148.
- Rousseau, V., Leynaert, A., Daoud, N., Lancelot, C., 2002. Diatom succession, silicification and silicic acid availability in Belgian coastal waters (southern North Sea). *Mar. Ecol. Progr. Series*, 236: 61-73.
- Serrat P., Ludwig W., Navarro B., Blazi J. L., 2001 Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen: la Têt (France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 333(7):389-397.
- Sherman, B., 2000. Scoping options for mitigating cold water discharges from dams. CSIRO Land and Water, Canberra. In Consultancy Report 00/21, May 2000. Report to: Agriculture, Fisheries and Forestry—Australia, NSW Fisheries, CRC for Freshwater Ecology and NSW Department of Land and Water Conservation as part of NHT Murray-Darling 2001 FishRehab Program.
- Sommer, M., Kaczorek, D., Kuzyakov, Y., and Breuer, J., 2006. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes. *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.*, 169: 582-582.
- Taamallah F. Z., Laskri H., Amira A. B., 2016 Transport and retention of dissolved and suspended solids across the Mafragh catchment (Algeria). *Advances in Environmental Biology* 10(5):177-185.
- Teodoru, C., Dimopoulos, A., Wehrli, B., 2006. Biogenic silica accumulation in the sediments of Iron Gate I reservoir on the Danube River. *Aquatic Sciences* 68: 469-481. DOI. 10.1007/s00027-006-0822-9
- Touaibia B., 2010 Problématique de l'érosion et du transport solide en Algérie septentrionale. *Sécheresse* 21(4):333-335.
- Tréguer, P., Nelson, D. M., van Bennekom, A. J., DeMaster, D. J., Leynaert, A., Quéguiner, B., 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science*, 268: 375-379.
- UNEP/MAP/MED POL, 2003 Riverine transport of water, sediments and pollutants to the Mediterranean Sea. MAP Technical Reports Series No. 141, UNEP/MAP, Athens, pp. 1-118.
- UNEP/MAP/MED POL Report, 2013 Rivers of the Mediterranean Sea: Water discharge and nutrient fluxes. UNEP/MAP, MED POL CEFREM 30.

- Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Feteke, B., Sharma, K., Green, P., Syvitski, J., 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact d from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39:169-190.
- Vörösmarty, C.J., Sahagian, D., 2000. Anthropogenic Disturbance of the Terrestrial Water Cycle.
- Vörösmarty, C.J., Sharma, K.P., Fekete, B.M., Copeland, A.H., Holden, J., Marble, J., Lough, J.A., 1997. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world. *Ambio* 26: 210–219.
- Wahby, S.D., Bishara, N.F., 1980. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. In: *River inputs to ocean systems*, pp. 311–318. (UNESCO/ IOC/UNEP).
- Walling, D.E., Fang, D., 2003. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* 39: 111–126.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105–109.
- Whitall, D.R., Paerl, H.W., 2001. Importance of atmospheric nitrogen deposition to the Neuse River estuary, North Carolina. *J. Environ. Qual.* 30, 1508-1515.
- Wiegner, T.N., Sybil, P., Seitzinger, S.P., 2006. Bioavailability of dissolved organic nitrogen and carbon from nine rivers in the eastern United States. *Aquat. Microb. Ecol.* 43, 277-287.
- Yool, A., Toby Tyrrell, T., 2003. Role of diatoms in regulating the ocean's silicon cycle. *Global Biogeochem. Cy.*, 17(4): 1103. DOI: 10.1029/2002GB002018.

(<http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycle.phosphore.html>)

Annexes



Transport of dissolved and suspended solids from three coastal rivers (North Central Algeria)

Belhadi Youcef, Aicha B. Amira

Department of Marine Science, Faculty of Science, Laboratory of Biogeochemical and Ecological Analysis of Aquatic Environments, Badji Mokhtar Annaba University, Box 12, Annaba 23000, Algeria. Corresponding author: B. Youcef, belhadiy@yahoo.fr

Abstract. The Soummam, Isser and Sebaou river catchments occupied together 16 000 km²; they are regulated by several dams intercepting over one billion m³ of freshwater. The catchments are heavily populated (3 million inhabitants) and mainly submitted to agricultural and household wastes. The objectives of this work were to estimate the loadings in dissolved (TDS) and suspended (TSS) materials into the receiving coasts and to assess the dam effects on their retention, to better understand soil erosion, salinization and shoreline sedimentation. The TDS and TSS were measured two times a month during the period March 2010-February 2011 at the entrances and exits of the dams and at respective river outlets. The TSS was found largely removed in the dams at high rates reaching 60 to 99%. Also, the TDS was highly retained (46 to 81%) depending on the dams. The specific erosion rates reach (28 to 59 t km⁻² yr⁻¹ for the TSS and 0.1 to 2.3 t km⁻² yr⁻¹ for the TDS according to the river). Even if the TDS were removed in the dams at high rates, their specific loadings were paradoxically very elevated indicating a large soil salinization in lower basins. Despite the great masses introduced into the adjacent coasts, the soil fertility is expected to large alteration.

Key Words: coastal river, dam, TSS, TDS, Mediterranean.

Introduction. Rivers represent the major link between land and the ocean. Presently rivers annually discharge about 35 000 km³ of freshwater and 20-22x10⁹ tones of solid and dissolved sediment to the global ocean (Milliman 2001; Liu et al 2006). Moreover, several studies noticed that both water and sediment discharge of North American and European rivers spans 50 years or longer, many rivers in Central and South America, Africa and Asia are poorly documented, despite the fact that many of these rivers have large water and sediment inputs and are particularly susceptible to natural and anthropogenic changes (Milliman 2001; Ludwig et al 2009; Jarsjö et al 2012; Jaramillo & Destouni 2014; Yang et al 2015; Pietróń et al 2017). This problem might be due to dam construction, water abstraction, and soil conservation. The Yellow River in northern China, for example, is considered to have one of the highest sediment loads in the world, 1.1 billion tonnes y⁻¹ (Ma et al 2017). In recent years, however, its load has averaged < 100 million tons, in response to drought and increased human removal of river water. Both water and sediment discharge of the Huanghe (Yellow River) have shown progressive decrease during the last 50 years, which is partly due to climate change (particularly, reduced precipitation) and more primarily, due to a series of human activities (particularly reservoir construction, water abstraction, and soil conservation) (Milliman 1997; Xu 2003; Walling 2006; Wang et al 2006). It has been reported that the completion of the Three Gorges Dam on the Yangtze River, the world largest dam, has already caused significant decrease in sediment discharge (Yang et al 2006; Chu & Zhai 2006; Zhang et al 2016). Decreasing of sediment load was reported to coincide with decreasing trends of some major ions and total dissolved solids (TDS) in the Dongjiang, one of the three main rivers in the Zhujiang Basin (Zhang et al 2007). The impacts of land use change on water discharge and sediment load, mainly afforestation and deforestation, have been known for small river basins (e.g. Chen et al 2004). On the other hand, effects of land use change may be difficult to identify or detect in large

basins due to the existence of other human disturbances (such as reservoirs/dam construction, water extraction) and hydrological time lags (Lu 2004).

In some basins, such as the Colorado and Nile, sediment is trapped completely due to large size of the reservoirs and flow diversion (Vörösmarty et al 2003; Walling & Fang 2003). According to Williams & Wolman (1984) and Graf (2005) the trapping efficiency of large reservoirs (Volume > 10^7 m³) is commonly greater than 99%, depending on the characteristics of the sediment, inflow, and the reservoir. Trapping efficiency for smaller dams ranges between 10 and 90% (Kummu & Varis 2007; Kondolf et al 2014).

The dams are trapping a large portion of the sediments, which in turn may decrease the biological productivity as parts of nutrients are attached to the sediment (Kummu & Varis 2007). In the rivers, sediment played in influencing structural and functional aspects of aquatic ecosystems (Håkanson 2005). Insufficient amounts of total solids affected the primary production of phytoplankton, benthic algae and macrophytes, the production and biomass of bacterio- plankton, and hence also the secondary production of, e.g., zooplankton, zoobenthos and fish (Håkanson 2006; Taamalah et al 2016; Bougdah & Amira 2017). It is possible that the feeding and spawning conditions would be disturbed and lead to declining biodiversity and productivity (Blake 2001). The effect of dams on bed load transport is even more dramatic because it is fully trapped by reservoirs (e.g. Kondolf 1997).

The objective of the present work is to describe the kinetic of the water out-flows, of the transportation of dissolved and suspended solids from three coastal rivers in north central Algeria.

Material and Method

Sampling sites. The Soummam, Isser and Sebaou rivers catchments occupied together 16 000 km² with a population of about three millions and are mainly submitted to household and agricultural wastes (Figure 1). They are heavily managed by several dams that retain more than the half of the precipitation wealth. The largest dams are Koudiat Acerdoune (640 million m³ storage capacity) built on the Isser River (Is) and Tilesdit (167 million m³) built on the Soummam River (Sm). The catchment of the Sebaou River (Sb) is populated with about 1 million and 200 thousands inhabitants. The catchments receive an annual precipitation yield of about 400-800 mm inducing large fluctuation in river flow. In summer period all rivers fall dry at the entering of dams while at the exit the dams continue to deliver low flows. Being irrigated from dams and near-river mouths, the northern areas sustain large intensive agricultural activities and the land use becomes mainly dominated by intensive agricultural practices and forests occupied always less than 30%.

Analytical methods. All hydrological parameters were measured twice a month from March 2010 to February 2011 in three stations for Soummam and Isser Rivers and one station in Sebaou catchment (Figure 1). Measurements in the Sebaou River were performed monthly because of some practical constraints. Stations were located at the entrances and exits of dams and at the outlets of the respective rivers. Velocities of the streams, at the moment of water sampling, were assessed with the current meter CM-2 (Toho Dentan Co. Ltd, Tokyo). The flow rate (m³ s⁻¹) was calculated by multiplying the water velocity (m s⁻¹) by the total surface area (m²) of the rivers' transecting at the sampling stations. In the laboratory the total suspended solids (TSS) were measured following the method described in Aminot & Chaussepied (1983). Volume water of 500 mL were filtered on pre-combusted (450°C for 1 h) and pre-weighed Whatman GF/C glass filters for TSS weight measurements. These filters were dried at 110°C for 1 hour by an oven dryer and then weighed with a Mettler microbalance which provides a precision of 0.10 mg. For each filter, the TSS was obtained by subtracting the final filter weight (filter + TSS) from the initial weight of the filter, and the results were expressed in milligram per liter (mg L⁻¹). The total dissolved solids were measured with a multi-parameter probe WTW Cond 1970i. The instantaneous and annual TSS and TDS fluxes were assessed using the method of average instantaneous loads (Preston et al 1989).

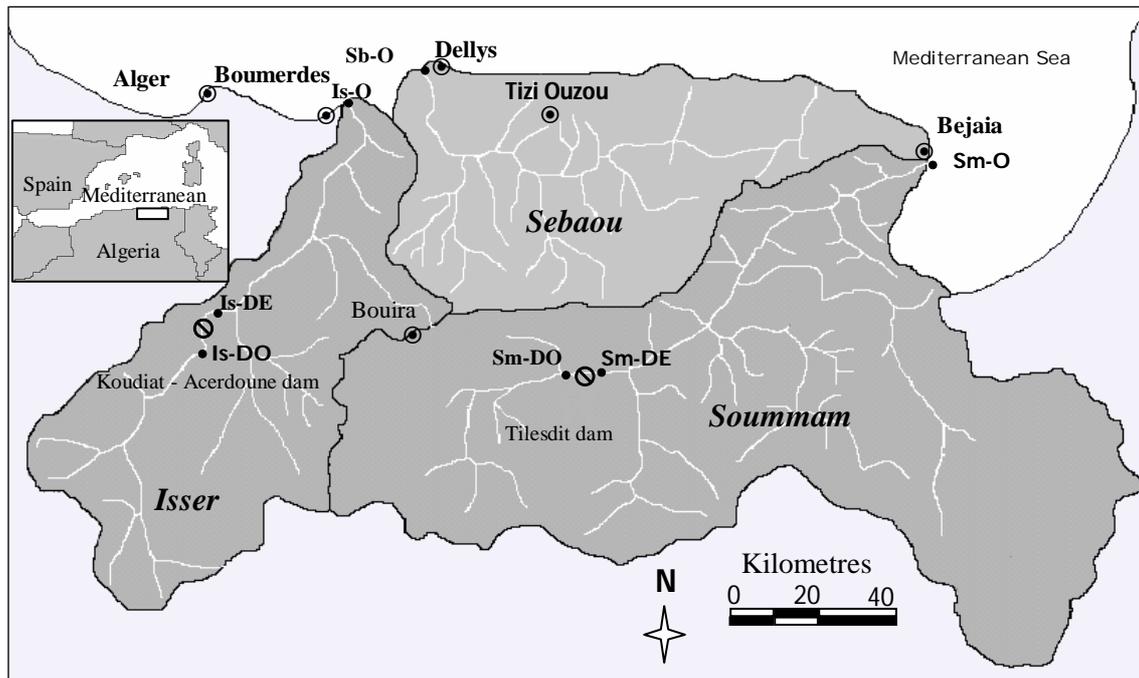


Figure 1. Sampling stations in the coastal rivers of Soummam (Sm), Isser (Is) and Sebaou (Sb).
 ● - Dam; Sm-DO: Soummam dam opening; Is-DO: Isser dam opening; Sm-DE: exit of Sm dam; Is-DE: exit of Is dam; Sm-O: outlet of Sm River; Is-O: outlet of Is River; Sb-O: outlet of Sb River.

Results

Freshwater discharge. River discharge is a function of meteorological runoff (precipitation minus evaporation) and drainage basin area. The annual precipitations at the different catchments were as follows 617 mm at the Soummam, 834 mm at the Isser and 827 mm at the Sebaou. The Soummam River has both a large basin and a high runoff; the catchment area of the Isser River is twice of that the Sebaou River with which has similar runoff (Table 1). On the whole of the rivers the discharges at the river outlet are equals $0.32\text{-}0.34 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$.

Table 1
 Catchment area, catchment rainfall, catchment runoff, and discharge at river outlet

River	Catchment area (km ²)	Catchment rainfall ($10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$)	Catchment runoff ($10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$)	Discharge at river outlet ($10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$)
Soummam	9.125	5.6	0.95	0.32
Isser	4.149	3.4	0.71	0.34
Sebaou	2.500	2.1	0.70	0.32

TSS and TDS levels. Hydrological parameters recorded in the three rivers are given in the Figure 2. Water flow at the respective rivers varied according to the precipitation yield and control of reservoir. During the year at the entrance of the Tilesdit dam the average of water flow was $12.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ reaching $14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in wet period and decreased to $12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the dry period. The exit was characterized by low river flow compared to the other stations. As at the exit of Tilesdit dam the annual average of water flow was $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and reached $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the wet period and did not exceed $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the dry period. At the outlet of the Soummam River the water flow varied between 0.7 and $13.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ according to the period and it is of $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during the year. At the entrance of Koudiat Acerdoune dam the average of the annual water flow was $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and it is increased in the wet period, reaching $16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ but in the dry period it does not exceed $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Following the dam effect, at the exit, the average values are less important, reaching $6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during the year and $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the wet period, in dry period the values are about only $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. At the outlet of the Isser River the average annual value is of $11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$,

reaching 0.1 and 19 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ respectively in the dry and wet period. At the outlet of the Sebaou river water flow varied between 1 and 16 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ according to the period. And it was 10 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ during the year. At the entrance of the Tilesdit dam the average annual level in TSS was 9.2 mg L^{-1} where the maximal levels were found in wet period reaching 13.3 mg L^{-1} and decreased to only 3.5 mg L^{-1} in the dry period. At the opening of the Koudiat Acerdoune dam the average annual level in TSS is more important than the one of Tilesdit and it reached 24 mg L^{-1} , 33 mg L^{-1} in wet period and 12 mg L^{-1} in dry period. The average annual levels of TSS were mainly decreased at the exit of the dam and did not exceed 3.6 mg L^{-1} in Tilesdit dam explained by retention of 36% and only 13 mg L^{-1} in Koudiat Acerdoune dam which expressed a retention of 46% of TSS. Even if TSS were retained in the dam, at the outlet of the river the average annual level was significantly increased to reach 36.6 mg L^{-1} at the outlet of Soummam River, and 26 mg L^{-1} at the outlet of Isser River. At the outlet of the Sebaou River the average annual level was 35 mg L^{-1} , and the maximal level was found in wet period reaching 44 mg L^{-1} and decreased to 29 mg L^{-1} in the dry period. The TDS or dissolved salts levels at the studied stations were changed from a station to another. At the entrance of the Tilesdit dam the average annual level in TDS was 685 mg L^{-1} , reaching 730 mg L^{-1} in wet period and 652 mg L^{-1} in dry period, more elevate at the entrance of the Koudiat Acerdoune dam as reaching 1103 mg L^{-1} during the year where the maximal levels was found in wet period reaching 1326 mg L^{-1} and decreased to only 943 mg L^{-1} in the dry period. The dissolved salts levels at the exit of the dam are always weak compared to the entrance dam levels. The TDS levels were increased when reaching the outlet. At the outlet of the Soummam River the average annual levels in TDS was 1128 mg L^{-1} , reaches 1130 mg L^{-1} in the wet period and 1126 mg L^{-1} in the dry period. At the outlet of the Isser river the average annual levels does not exceed 996 mg L^{-1} and reaches 1083 mg L^{-1} in the wet period and decreased to 874 mg L^{-1} in the dry period. The variation of the average seasonal levels in TDS was very clear at the outlet of the Sebaou River where the average annual levels was 979 mg L^{-1} where the maximal level was found in wet period reaching 1155 mg L^{-1} and decrease to only 853 mg L^{-1} in the dry period.

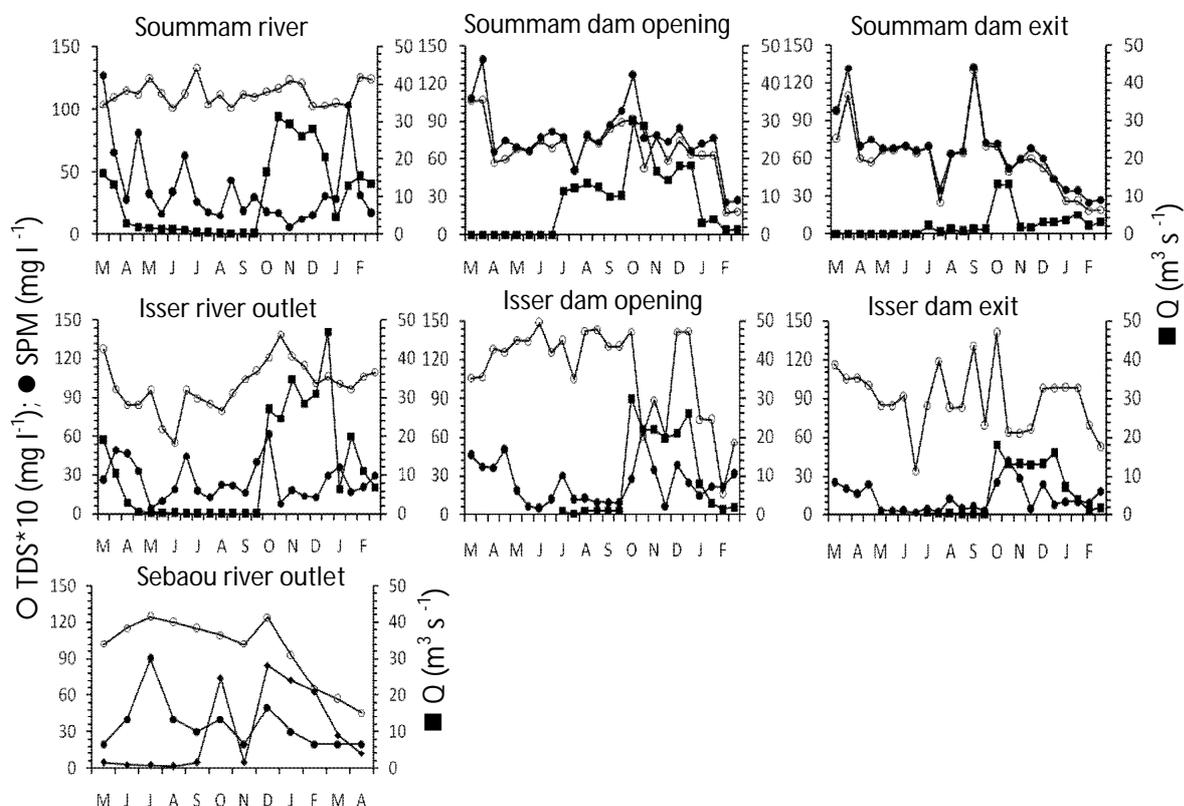


Figure 2. Physical parameters in Soummam, Isser and Sebaou rivers. Soummam river Outlet; Soummam dam opening; Soummam dam exit; Isser river Outlet; Isser dam opening; Isser dam exit and Sebaou river Outlet.

Discussion. This work aims mainly to estimate the transfer of dissolved and suspended solids from three coastal rivers north central Algeria, Soummam, Isser and Sebaou to the inshore waters, and to determine the effects of the dam on this suspended and dissolved solids since the upstream of the dam until the river mouths.

During the study period, both Tilesdit and Koudiat Acerdoune Dams received about $0.7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ of freshwater. Adding Sebaou dam, the three rivers delivered together $0.99 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ of continental water. This discharge represented about half the average value reported by UNEP/MAP (2013), Ounissi & Bouchareb (2013), Taamalah et al (2016).

The amount of water entering the reservoirs was very charged in TSS and TDS. Due to the significant role of dams, total solids were remarkably reduced downstream and trapped in the dams. Tilesdit dam trapped more solids and salts than Koudiat Acerdoune Dam (Table 2). Retention of solids (TSS) was 99% in Tilesdit Dam, which is 1.5-fold higher than Koudiat Acerdoune Dam. Tilesdit dam trapped 81% of salts (TDS), which is 1.8-fold elevated than Koudiat Acerdoune dam (46%). These elevated total solids retention was also observed in the North East Algeria dams (Ounissi et al 2013; Taamalah et al 2016; Bougdah & Amira 2017). Due to geoclimatic conditions, Algerian surface waters are known to be more salty than those of Northern Mediterranean countries (Aubert 1976; Taamalah et al 2016; Bougdah & Amira 2017). The storage capacity ($640 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) of Koudiat Acerdoune dam was about 4 times higher than that of Tilesdit dam and it trapped about 91 800 tons of TSS. Koudiat Acerdoune dam was immensely affected by sediment deposition. This sediment deposition of TSS might lead to grave and rapid clogging of dam. The similar problem was also observed in several contiguous Algerian dams (UNEP/MAP 2003; Remini 2010; Taamalah et al 2016; Bougdah & Amira 2017). Sediment loss reached about $55.5 \text{ t km}^2 \text{ yr}^{-1}$ in Isser and Sebaou outlets, this sediment loss was 1.8-fold higher than that of Soummam River outlet. In Algerian and Mediterranean coastal watersheds and their dams, the sediments yields are highly variable (Taamalah et al 2016; Bougdah & Amira 2017), varying between 4 to $2780 \text{ t km}^2 \text{ yr}^{-1}$ depending on the river as seen in Table 3.

Table 2
Annual nutrient fluxes from and into the different reservoirs and at the respective river outlets (specific fluxes are given between parentheses)

		<i>Flow</i> ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	<i>Volume</i> ($10^9 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$)	<i>TSS</i> (t yr^{-1})	<i>TDS</i> (t yr^{-1})
Soummam Dam	Opening	12.8	0.39	79120	4597
	Exit	3	0.09	86	876
	R/P (%)		-76	-99	-81
Soummam River	Outlet	10	0.30	253616 (28)	8619 (1)
Isser Dam	Opening	10	0.30	156140	5374
	Exit	6.3	0.19	64372	2924
	R/P (%)		-36	-59	-46
Isser River	Outlet	11	0.33	215654 (52)	9625 (2.3)
Sebaou River	Outlet	10	0.30	146560 (59)	2862 (1.1)

R/P(%): retention rate.

Table 3

Sediment loading (TSS, $t\ km^2\ yr^{-1}$) for some Mediterranean and Algerian rivers and dams

<i>River/dam opening</i>	<i>t km² yr⁻¹</i>	<i>References</i>
Mediterranean rivers	251	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Ebro River, Spain	214	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Têt stream, France	40	Serrat et al (2001)
Rhône River, France	324	Pont et al (2002)
Italian rivers	780	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Greece rivers	1140	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Albanian rivers	2780	UNEP/MAP/MED POL (2003)
North African catchments	800	Fox et al (1997)
Maghreb catchments	397	Probst et al (1992)
Majrda, Tunisia	963	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Moulouya, Morocco	250	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Nile, Egypt	42	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Cheliff, Algeria	78	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Isser, Algeria	193	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Kebir west, Algeria	200	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Seybouse, Algeria	333	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Soummam, Algeria	513	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Tafna, Algeria	143	UNEP/MAP/MED POL (2003)
Cheffia dam, Algeria	2700	Touaibia (2010)
Charf dam, Algeria	300	Touaibia (2010)
Beni-Haroun dam, Algeria	64	Bouchareb (2013)
Zit El-Amba dam, Algeria	374	Bouchareb (2013)
Zerdaza dam, Algeria	192	Bouchareb (2013)
Chaffia dam, Algeria	143	Taamalah et al (2016)
Mexa dam, Algeria	371	Taamalah et al (2016)
Mafragh catchment' outlet,	1974	Taamalah et al (2016)
Zit Amba dam	20	Boughdah & Amira (2017)
Kebir Ouest Rivers	4	Boughdah & Amira (2017)
Soummam River	28	This study
Isser River	52	This study
Sebaou River	59	This study

Meybeck & Moatar (2012) reported that the average sediment yield of 86 river watersheds of semi-arid and temperate regions, which were daily surveyed for a long term was about $61\ t\ km^2\ yr^{-1}$. Considering this world average catchment value, Algeria river catchments were among the most eroded catchment. Because of intensive dam building the actual sediment flux is reduced to $251\ t\ km^2\ yr^{-1}$ compare to $580\ t\ km^2\ yr^{-1}$ calculated by UNEP/MAP (2003).

Annual retention of TDS was 2450 and 3729 $t\ yr^{-1}$ in Koudiat Acerdoune and Tilesdit dams respectively, even if Tilesdit dam received highly salty waters. Soil salt loss was also important in the Tilesdit dam, representing 81% of TDS. In Algerian and Mediterranean costal catchment and their reservoirs, the dissolved solids yields are highly variable (Milliman 2001; Bouchareb 2013; Taamalah et al 2016), ranging between 6 to $228\ t\ km^2\ yr^{-1}$ depending on the river as shown in Table 2. The TSD specific flux in the Soummam and Sebaou rivers was comparable ($1.1\ t\ km^2\ yr^{-1}$), which is 2-fold lower than that of the Isser River ($2.3\ t\ km^2\ yr^{-1}$), but these levels are still very low compared to those of Mediterranean and Algerian rivers (Table 4).

Table 4

Total dissolved solids loading (TDS, $t\ km^2\ yr^{-1}$) for some Mediterranean and Algerian rivers and dams

<i>River/dam opening</i>	<i>$t\ km^2\ yr^{-1}$</i>	<i>References</i>
World average value	61	Meybeck & Moatar (2012)
Ebro River, Spain	104	Milliman (2001)
Evros Rivers, Greece	50	Milliman (2001)
Rhone River, France	175	Milliman (2001)
PO Rivers, Italy	228	Milliman (2001)
Beni-Haroun dam, Algeria	8.6	Bouchareb (2013)
Zit El-Amba dam, Algeria	6.3	Bouchareb (2013)
Zerdaza dam, Algeria	40	Bouchareb (2013)
Chaffia dam, Algeria	82	Taamalah et al (2016)
Mexa dam, Algeria	218	Taamalah et al (2016)
Mafragh catchment' outlet	224	Taamalah et al (2016)

Conclusions. This paper describes the sediment and salts transport observed in three rivers in the North Central Algeria, assessing the influence of the reservoirs on their hydrosedimentary regimes. Sediment trapping by reservoirs has negative consequences for the reservoir and for the downstream and coastal zones. Sediment accumulates in reservoirs, and it can perturb reservoir functions and ultimately reduce storage capacity and affect biological productivity. The main findings of the study can be summarised as follows:

- Tilesdit and Koudiat Acerdoune dams, reduced the water flow at the downstream by 76-36% respectively;
- Tilesdit dam built on Soummam River trapped more the sediment (99%) and salt (81%), which is equivalent to 7900 t of TSS and 3700 of TDS;
- significant retention of salts in reservoirs lead to very low specific flux ($1-2.3\ t\ km^2\ yr^{-1}$) in outlets of the three rivers.

References

- Aminot A., Chaussepied M., 1983 Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Brest, 395 pp.
- Aubert G., 1976 Les sols sodiques en Afrique du Nord. Annales de l'Institut National Agronomique-El Harrach 7(1):185-196.
- Blake D., 2001 Proposed Mekong dam scheme in China threatens millions in downstream countries. World Rivers Review 16(3):4-5.
- Bouchareb N., 2013 Transferts et géochimie de l'azote, du phosphore et du silicium des bassins des oueds Kebir-Rhumel, Kebir ouest et Saf-saf au littoral. PhD thesis, University of Annaba, Algeria, 111 pp.
- Bougdah M., Amira A. B., 2017 Water and sediment retention in a reservoir (Zit Amba, Algeria). AACL Bioflux 10(3):534-542.
- Brune G. M., 1953 Trap efficiency of reservoirs. Transactions of American Geophysical Union 34(3):407-418.
- Chen C. T. A., Liu J. T., Tsuang B. J., 2004 Island-based catchment - the Taiwan example. Regional Environmental Change 4:39-48.
- Chu Z. X., Zhai S. K., 2006 Effects of Three Gorges Reservoir (TGR) water storage in June 2003 on Yangtze River sediment entering the estuary. Hydrology and Earth System Sciences Discussions 3:1553-1567.
- Fox H. R., Moore H. M., Newell Price J. P., El Kasri M., 1997 Soil erosion and reservoir sedimentation in the high Atlas Mountains, Southern Morocco. IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports 245:233-240.
- Graf W. L., 2005 Geomorphology and American dams: the scientific, social, and economic context. Geomorphology 71(1-2):3-26.

- Håkanson L., 2005 Suspended particulate matter in lakes, rivers and coastal areas. Department of Earth Sciences, Uppsala University, 410 pp.
- Håkanson L., 2006 The relationship between salinity, suspended particulate matter and water clarity in aquatic systems. *Ecological Research* 21(1):75-90.
- Jaramillo F., Destouni G., 2014 Developing water change spectra and distinguishing change drivers worldwide. *Geophysical Research Letters* 41:8377-8386.
- Jarsjö J., Asokan S. M., Prieto C., Bring A., Destouni G., 2012 Hydrological responses to climate change conditioned by historic alterations of land-use and water-use. *Hydrology and Earth System Sciences* 16:1335-1347.
- Kondolf G. M., 1997 Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management* 21(4):533-551.
- Kondolf G. M., Gao Y., Annandale G. W., Morris G. L., Jiang E., Zhang J., Cao Y., Carling P., Fu K., Guo Q., Hotchkiss R., Peteuil C., Sumi T., Wang H. W., Wang Z., Wei Z., Wu B., Wu C., Yang K. T., 2014 Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: experiences from five continents. *Earth's Future* 2(5):256-280.
- Kummu M., Varis O., 2007 Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the Lower Mekong River. *Geomorphology* 85(3-4):275-293.
- Liu J. P., Li A. C., Xu K. H., Velozzi D. M., Yang Z. S., Milliman J. D., DeMaster D. J., 2006 Sedimentary features of the Yangtze River-derived along-shelf clinof orm deposit in the East China Sea. *Continental Shelf Research* 26(17-18):2141-2156.
- Lu X. X., 2004 Vulnerability of water discharge of large Chinese rivers to environmental changes: an overview. *Regional Environmental Change* 4:182-191.
- 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? *Progress in Oceanography* 80(3-4):199-217.
- Ma H., Nittrouer J. A., Naito K., Fu X., Zhang Y., Moodie A. J., Wang Y., Wu B., Parker G., 2017 The exceptional sediment load of fine-grained dispersal systems: example of the Yellow River, China. *Science Advances* 3(5):e1603114.
- Meybeck M., Moatar F., 2012 Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes* 26(8):1188-1207.
- Milliman J. D., 1997 Blessed dams or damned dams? *Nature* 386:325-327.
- Milliman J. D., 2001 Delivery and fate of fluvial water and sediment to the sea: a marine geologist's view of European rivers. *Scientia Marina* 65(2):121-132.
- Ounissi M., Bouchareb N., 2013 Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes Rendus Geoscience* 345:81-92.
- Pietroń J., Chalov S. R., Chalova A. S., Alekseenko A. V., Jarsjö J., 2017 Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in surface mining areas of the Lake Baikal basin. *Catena* 152:82-93.
- Pont D., Simonnet J. P., Walter A. V., 2002 Medium-term changes in suspended sediment delivery to the ocean: consequences of catchment heterogeneity and river management (Rhône River, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(1):1-18.
- Preston S. D., Bierman Jr. V. J., Silliman S. E., 1989 An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resources Research* 25(6):1379-1389.
- Probst J. L., 1992 Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. *Sciences Géologiques Mémoires* 94, 167 pp.
- Remini B., 2010 La problématique de l'eau en Algérie du Nord. *Larhyss Journal* 8:27-46.
- Serrat P., Ludwig W., Navarro B., Blazi J. L., 2001 Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen: la Têt (France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 333(7):389-397.
- Taamallah F. Z., Laskri H., Amira A. B., 2016 Transport and retention of dissolved and suspended solids across the Mafragh catchment (Algeria). *Advances in Environmental Biology* 10(5):177-185.

- Touaibia B., 2010 Problématique de l'érosion et du transport solide en Algérie septentrionale. *Sécheresse* 21(4):333-335.
- UNEP/MAP/MED POL, 2003 Riverine transport of water, sediments and pollutants to the Mediterranean Sea. MAP Technical Reports Series No. 141, UNEP/MAP, Athens, pp. 1-118.
- UNEP/MAP/MED POL Report, 2013 Rivers of the Mediterranean Sea: Water discharge and nutrient fluxes. UNEP/MAP, MED POL CEFREM 30.
- Vörösmarty C. J., Meybeck M., Fekete B., Sharma K., Green P., Syvitski J. P. M., 2003 Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39(1-2):169-190.
- Walling D. E., 2006 Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology* 79:192-216.
- Walling D. E., Fang D., 2003 Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* 39(1-2):111-126.
- Wang H., Yang Z., Saito Y., Liu J. P., Sun X., 2006 Interannual and seasonal variation of the Huanghe (Yellow River) water discharge over the past 50 years: connections to impacts from ENSO events and dams. *Global and Planetary Change* 50:212-225.
- Williams G. P., Wolman M. G., 1984 Downstream effects of dams on alluvial rivers. Geological Survey Professional Paper 1286, USGS, Washington DC, 61 pp.
- Xu J. X., 2003 Sediment flux to the sea as influenced by changing human activities and precipitation: example of the Yellow River, China. *Environmental Management* 31:328-341.
- Yang Z., Wang H., Saito Y., Milliman J. D., Xu K., Qiao S., Shi G., 2006 Dam impacts on the Changjiang (Yangtze) River sediment discharge to the sea: the past 55 years and after the Three Gorges Dam. *Water Resources Research* 42:W04407.
- Yang S. L., Xu K. H., Milliman J. D., Yang H. F., Wu C. S., 2015 Decline of Yangtze River water and sediment discharge: impact from natural and anthropogenic changes. *Scientific Reports* 5:12581.
- Zhang S. R., Lu X. X., Higgitt D. L., Chen C. T. A., Sun H. G., Han J. T., 2007 Water chemistry of the Zhujiang (Pearl River): natural processes and anthropogenic influences. *Journal of Geophysical Research* 112:F01011.
- Zhang X., Dong Z., Gupta H., Wu G., Li D., 2016 Impact of the Three Gorges Dam on the hydrology and ecology of the Yangtze River. *Water* 8(12):590.

Received: 16 September 2017. Accepted: 31 October 2017. Published online: 24 November 2017.

Authors:

Belhadi Youcef, Department of Marine Science, Faculty of Science, Laboratory of Biogeochemical and Ecological Analysis of Aquatic Environments, Badji Mokhtar Annaba University, Box 12, Annaba 23000, Algeria, e-mail: belhadiy@yahoo.fr

Aicha Beya Amira, Department of Marine Science, Faculty of Science, Laboratory of Biogeochemical and Ecological Analysis of Aquatic Environments, Badji Mokhtar Annaba University, Box 12, Annaba 23000, Algeria, e-mail: amira.aichabeya@yahoo.com

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

How to cite this article:

Youcef B., Amira A. B., 2017 Transport of dissolved and suspended solids from three coastal rivers (North Central Algeria). *AAFL Bioflux* 10(6):1404-1412.

- **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 trisodique, 500 mg de dichloroisocyanurate 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'ordonné 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 .

- **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

- 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 $R^2 = 0,9992$.

- **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 $\text{DO} = aC + b$ dont $a = 0,0421$, $b = 0,0237$ et $R^2 = 0,9959$.

- **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 à 500 ml.

Solution de l'oxydant

- 120 g NaOH dans 2L d'eau distillé (A).
- Ajouter 6 g de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 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 atteint la valeur entre 2,6 et 3,2. Le volume d'acide chlorhydrique ajouté c'est le X ml.

NTD= NOD+NID avec $\text{NID} = \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$

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 passe par al colonne et récupéré 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 **$\text{DO} = aC + b$** dont $a = 0,0429$, $b = 0,022$ et $R^2 = 0,9992$.

- **Dosage des phosphates (PO_4^{3-})**

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 **$\text{DO} = aC + b$** dont $a = 0,0227$, $b = 0,013$ et $R^2 = 0,9974$.

- **Dosage des poly-phosphates (P_2O_5)**

Réactifs

- Solution d'acide sulfurique 20%(v/v)
- Le mélange-réactif
- Solution d'hydroxyde de sodium NaOH (40 g dans un 500 ml d'eau distillée).

Mode opératoire

- Prélever 50 ml d'eau (eau de mer ou eau résiduaire).
- Ajouter 5 ml d'acide sulfurique.

- Chauffer 30 min à ébullition.
- Laisser refroidir.
- Amener le pH à 2 avec NaOH.
- Ramener s'il faut le volume à 50 ml avec l'eau distillée.
- Puis effectuer la détermination des polyphosphates sur la solution ainsi obtenue selon la méthode suivante :

- Mesurer 50 ml d'échantillon.
- Ajouter 5 ml du mélange-réactif.
- Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm.

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 $R^2 = 0,9974$.

- **Dosage du phosphore total dissous (PTD)**

Principe

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en milieu acide et en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique en complexe bleu. L'intensité du bleu formé est proportionnelle à la concentration en phosphates et peut donc être mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

- Acide perchlorique $d = 1,67$ ou acide sulfurique
- Acide ascorbique 5% (5 g dans un 100 ml d'eau distillée).
- Acide chlorhydrique $d = 1,16$.
- Le mélange-réactif : mélanger les réactifs ci-dessus dans les proportions suivantes
 - * 50 ml de solution d'oxyde tartrate de potassium et d'antimoine (0,068 g dans un 50 ml d'eau distillée).
 - * 100 ml de solution de molybdate d'ammonium (3 g dans un 100 ml d'eau distillée).
 - * 250 ml d'acide sulfurique $2,5 \text{ mol.l}^{-1}$.
 - * 100 ml de solution d'acide ascorbique (10.5 g dans un 100 ml d'eau distillée).
- Solution d'hydroxyde de sodium NaOH (40 g dans un 500 ml d'eau distillée).

Mode opératoire

- Introduire 50 ml d'eau dans une fiole (eau de mer ou eau résiduaires),
- Puis 3 ml acide perchlorique,
- Chauffer (apparition des fumées blanches),
- Placer un verre de montre,
- Chauffer 5 à 10 min,
- Retirer la fiole,
- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique,
- Ajouter 3 ml acide chlorhydrique,
- Remettre sur la plaque,
- Laisser refroidir,

- Amener le pH à 7 avec NaOH (N),
- Ajuster le volume à 50 ml par l'eau distillée,
- Puis effectuer la détermination de phosphore total sur la solution ainsi obtenue selon la méthode suivante :

- Mesurer 50 ml d'échantillon,
- Ajouter 5 ml du mélange-réactif,
- Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm en cuve de 3 cm de trajet optique.

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 $R^2 = 0,9974$.

- **Détermination du phosphore organique (POD)**

Les composés phosphorés d'origine organique dans l'échantillon total et dans la phase soluble sont obtenus par différence entre le phosphore total et la somme du phosphore des orthophosphates et des polyphosphates : **POD = PTD – PID avec PID = PO₄ + P₂O₅.**

- **Dosage des silicates Si(OH)₄ ou SiO₄**

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 (NH₄)₆Mo₇O₂₄, 4H₂O 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, 2H₂O) 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 C₆H₈O₆ 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 $R^2=0,9986$.

- **Matières en suspension (MES)**

En terme de transport solide en suspension les échantillons prélevés ont été filtrés sur des filtres Whatman 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.

Liste des abréviations

NH₄⁺ : ion ammonium noté également NH₄
NO₃⁻ : ion nitrate noté également NO₃
NO₂⁻ : ion nitrite noté également NO₂
NID: Azote inorganique dissous
NOD : Azote organique dissous
PO₄³⁻ : ion Phosphate (PO₄)
P₂O₅ : ion Polyphosphate
PID : Phosphore inorganique dissous (PO₄+ P₂O₅)
PTD : Phosphore total dissous
POD : Phosphore organique dissous [PTD – (PO₄ + P₂O₅)]
Si(OH)₄ = SiO₄ : ion silicium
Na⁺ : ion sodium
Ca²⁺ : ion calcium
K⁺ : ion potassium
Mg²⁺ : ion magnesium
HCO₃⁻ : ion bicarbonate
SO₄²⁻ : ion sulfate
Cl⁻ : ion chlore
N : Azote
P : Phosphore
Si : Silicium
CO₂ : Dioxyde de carbone
Si/C : Rapport silicium sur carbone
Si/N/P : Rapport standard de Redfield de la composition atomique de l'eau et des organismes aquatiques
S : Rivière Soummam (Wadi ou Oued)
S-DO: Amont barrage Tilesdit
S-DE : Aval barrage Tilesdit (sortie du barrage)
S-M : Embouchure de Soummam (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)
I : Rivière Kebir Ouest (Wadi ou Oued)
I-DO: Amont barrage Koudiat Acerdoune
I-DE : Aval barrage Koudiat Acerdoune (sortie du barrage)
I-M : Embouchure de Isser (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)
Sb : Rivière Sebaou (Wadi ou Oued)
Sb-M : Embouchure de sebaou (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)
DPAT : Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire de la Willaya de Béjaia
DMRA. Direction des Moyens et des Ressources Alluviales
ABH : Agence des Bassins Hydrauliques
ANRH : Agence National des Ressources Hydriques
ONIT : Office National de l'Irrigation et du Transfert
ONA : Office National d'Assainissement
ADE : Agence de Distribution de l'Eau
PIB : Produit Intérieur Brut
ANB : Agence National des Barrages

ONEDD : Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances

ACP : Analyse en Composantes Principales

MES : Matières En Suspension (mg l^{-1} ou mg/l)

TDS : Substances dissoutes solides ou salinité des eaux douces (mg l^{-1} ou mg/l)

Q : Débit : mètre cube par seconde ou $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ou m^3/s

CE : Conductivité électrique (micro-simens ou $\mu\text{S/cm}$)

mg/l : Milligramme par litre

μM : Micromole par litre ou $\mu\text{mole l}^{-1}$ ou $\mu\text{atg. l}^{-1}$

λ : Longueur d'onde en nanomètre (nm).