



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**

**TRANSFERT ET GEOCHIMIE DE L'AZOTE, PHOSPHORE ET SILICIUM  
DANS LE BASSIN DU MAFRAGH**

**Par**

**Fatma Zohra TAMALLAH**

Soutenu publiquement le 15 avril devant le Jury composé de:

**Directeur de thèse :**

<b>Président :</b>	M. DERBAL F.	Professeur, Univ. Badji Mokhtar-Annaba
<b>Directeur de thèse :</b>	M. OUNISSI M.	Professeur, Univ. Badji Mokhtar-Annaba
<b>Examineurs :</b>	M. KHANCHOUL K.	Professeur, Univ. Badji Mokhtar-Annaba
	M. MAOUI A.	Professeur, Univ. 08 mai 1945-Guelma

*Je dédie ce travail A mes chers Parents ma Mère et mon Père*

*A mon cher Epoux SALAH*

*A mes adorables enfants : YOUSSEF et ELENA*

*A mes Sœurs et mes Frères*

## **Avant-propos**

*Cette thèse est le fruit de plusieurs années de travail durant lesquels j'ai pu bénéficier de la culture provenant du milieu universitaire. Évidemment, bien que ce travail soit personnel, beaucoup de personnes y ont contribué que ce soit directement ou indirectement. Ce travail de recherche a été effectué au sein du laboratoire d'Analyses Biogéochimiques et Ecologiques des Environnements Aquatiques (ABEEA) de l'Université Badji Mokhtar-Annaba, dirigé par le Professeur M.Ounissi. Mon directeur de thèse, Professeur M.OUNISSI m'a ouvert les portes de son laboratoire, toujours avec un enthousiasme inégalable, simplicité et un esprit très ouvert, pour la thèse qui s'achève maintenant. Je voudrais en premier lieu remercier Professeur OUNISSI, mon directeur de thèse, qui a profondément marqué mon orientation scientifique, il m'a donné l'opportunité de travailler dans le domaine de l'Écologie. Je tiens à remercier vivement tous les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail: Monsieur F.DERBAL, Professeur à l'Université d'Annaba en qualité de président. Je dois certainement vivement remercier Monsieur K.KHANCHOUL, Professeur à l'Université d'Annaba, et Monsieur A.MAOUI, Professeur à l'Université de Guelma en qualité d'examinateur. Je remercie également le Docteur A.HARIDI, enseignant au Département de la science, UBMA pour m'avoir aidé et encouragé pendant toute la période du travail afin d'achever mon travail dans les meilleures conditions. Il m'a toujours encouragé et aidé que ce soit en tant qu'enseignant ou au laboratoire ABEEA. Je remercie aussi tous et toutes mes collègues chercheurs de ma promotion de formation doctorale en environnement littoral.*

# Table des matières

## Avant-propos

## Table des matières

<b>Introduction</b> .....	01
<b>Chapitre I : Matériel et méthodes</b> .....	06
1. Présentation du bassin versants du Mafragh.....	06
2. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyses biogéochimiques.....	07
2.1. Prélèvements hydrologiques.....	07
2.2. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension(MES).....	09
2.3. Méthodes d'analyse biogéochimiques.....	10
2.3.1. Dosage de l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4 + \text{NH}_3$ ).....	11
2.3.2. Dosage du Nitrates ( $\text{NO}_3$ ).....	11
2.3.3. Dosage du Nitrites ( $\text{NO}_2$ ).....	12
2.3.4. Dosage de l'azote organique dissous (NOD).....	12
2.3.5. Dosage des phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	12
2.3.6. Dosage des poly-phosphates ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ).....	13
2.3.7. Dosage du phosphore total dissous (PTD).....	13
2.3.8. Détermination du phosphore organique (POD).....	14
2.3.9. Dosage des silicates $\text{Si}(\text{OH})_4$ ou $\text{SiO}_4$ .....	14
2.3.10. Matières en suspension (MES) .....	14
<b>RESULTATS</b>	
<b>Chapitre II : Environnement physique</b> .....	16
1. Variations des débits en amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh.....	16
2. Variations des teneurs en TDS en amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh.....	19
3. Variations des teneurs en MES en amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh.....	21

4. Evaluation des bilans en eau, en TDS et en MES à l'amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh.....	23
<b>Chapitre III: Distribution et flux de N, P et Si en amont et a l'aval des barrages.....</b>	<b>25</b>
1. Distribution de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages.....	25
1.1. Barrage Cheffia.....	25
1.2. Barrage Mexa.....	28
2. Flux des nutriments en amont et à l'aval des barrages.....	33
<b>Conclusion.....</b>	<b>34</b>
<b>Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si à l'embouchure.....</b>	<b>36</b>
1. Distribution de N, P et Si à l'embouchure du Mafragh.....	36
2. Flux des nutriments à l'embouchure du Mafragh. . . . .	37
<b>Discussion et conclusions.....</b>	<b>39</b>
<b>Références.....</b>	<b>43</b>
<b>Résumés.....</b>	<b>49</b>

# Introduction

## Introduction

Au cours des dernières décennies l'homme a sensiblement modifié l'hydrologie des bassins versants en aménageant les rivières par des barrages (Lyener et al., 2011) et en y introduisant d'importantes masses de fertilisants (Margat, 2004 ; EEA, 1999). Ces apports massifs ont des impacts directs sur la chimie des eaux de surface, le flux de nutriments au littoral et le fonctionnement des écosystèmes côtiers (Howarth et al., 1996 ; Meybeck, 2003 ; Turner et al., 2003 ; Nixon., 2003 ; Liu et al., 2008). Margat et Treyer (2004) soulignent le fait que les ressources en eau en Méditerranée sont rares et les pressions anthropiques sur les rivières deviennent particulièrement importantes. Par ailleurs, La construction des barrages sur les rivières et les prélèvements d'eau pour l'irrigation ont évolué depuis les années 1960 et ont largement réduit le débit des rivières d'au moins 20% ce qui a profondément modifié le fonctionnement naturel des cours d'eau méditerranéens (Ludwig et al., 2009 ; Homburg et al., 2008). En outre, le transfert des nutriments à la mer joue un rôle clés dans l'équilibre hydrologique, du carbone, des nutriments dissous (azote, phosphore et silicium), des sédiments et de la biodiversité des eaux de surface (Meybeck, 2003).

D'autre part, les données sur le flux de nutriments des rivières méditerranéennes sont également limitées et manquent cruellement dans les pays d'Afrique du Nord (AEE, 2005; Ludwig et al., 2009 ; Ibanez et Prat, 2008 ; Milliman, 2007). De même, les données sur la distribution et les flux de N, P et Si dans les bassins versants côtiers de l'Algérie sont rares et limitées aux bassins côtiers Nord-Est (Khelifi-Touhami et al. 2006 ; Haridi, 2010 ; Bouchareb, 2013; Ziouch, 2014; Aounallah, 2016). Sur un autre plan hydrologique, l'Algérie dispose de ressources naturelles limitées, irrégulières et très inégalement réparties. Environ 90% de la totalité des écoulements superficiels estimé à 12,4 Milliards de m<sup>3</sup>/an, se trouvent sur la région littorale (Benblidia, 2011). La construction de plus de 30 barrages au cours de la dernière décennie a haussé la capacité de stockage d'eaux superficielles à près de 7 milliards de m<sup>3</sup> selon Benblidia (2011) et 7,1 milliards de m<sup>3</sup> selon Remini (2010). Cependant, seulement la moitié de ce volume mobilisé est exploité pour les besoins d'irrigation et de consommation domestique. En raison des besoins d'irrigation de culture et d'alimentation en eau potable de la population, il est encore prévu de stocker dans les

quelques années à venir, environ 7,65 milliards de m<sup>3</sup> (Remini, 2010), ce qui représentent 61% des écoulements des rivières côtières. On comprend en conséquence qu'en quelques années, les quantités mobilisées et écoulées se sont inversées ce qui a réduit fortement le débit des rivières et aura certainement de graves conséquences sur la fertilité, le fonctionnement et la productivité des eaux côtières. En conséquence du changement climatique mondial, La variabilité climatique va augmenter, ce qui entraîne une plus grande fréquence et l'intensité des événements météorologiques extrêmes, ce qui pourrait augmenter les taux d'érosion (Nunes et al., 2003; Nearing et al., 2005). Cela pourrait être particulièrement utile dans les bassins versants méditerranéens où les précipitations se caractérisent par la rareté, le printemps lourd et les tempêtes d'automne, en dépit de la grande variabilité spatio-temporelle (Ulbricht et al., 2012). Les tempêtes quotidiennes de plusieurs centaines de mm sont communs dans la région méditerranéenne (López et al., 1993; Poesenet et al., 1997) et ils ont des périodes de retour très courtes (Luis et al., 2012). Une telle irrégularité des précipitations est la principale cause de la fluctuation temporelle des taux d'érosion dans les bassins versants méditerranéens (Bagarello et al., 2004; Stroosnijder, 2005).

Les matières en suspension dans les eaux côtières ont des origines diverses telles que la décharge de la rivière, l'érosion côtière, et le transport atmosphérique. Cependant, la base de données pour l'Afrique est mal documentée (Milliman, 2001), malgré le fait que beaucoup de ces rivières ont des grandes entrées d'eau et de sédiments sont particulièrement sensibles aux changements naturels et anthropiques. En règle générale, la diminution de la charge de sédiments a été rapporté (Zhang et al., 2007) pour coïncider avec tendance à la baisse de certains ions majeurs et de solides totaux dissous (TDS). Dans certains bassins, comme le Colorado et le Nil, les sédiments sont piégés complètement en raison de grand volume des réservoirs et la diversion des flux (Vörösmarty, 2003), et l'efficacité de piégeage pour les petits barrages est comprise entre 10 et 90% (Brune, 1953). Les barrages piègent une grande partie des sédiments, ce qui peut diminuer la productivité biologique en tant que parties d'éléments nutritifs sont fixés sur le sédiment. L'effet des barrages sur le lit de transport de charge est encore plus dramatique car il est complètement piégé par les réservoirs (Kondolf, 1997). En outre, en raison de leurs composants organiques et



minéraux, matières en suspension (MES) sont au centre des cycles biogéochimiques. Aussi, le transport de sédiments en suspension d'un site à un autre, trace le mouvement des nutriments et des polluants. De même, les sels (matières solides dissoutes) transportés par les rivières, après avoir été arrachés aux roches et les sédiments des terres qu'ils traversent, sont de la plus grande utilité pour la surveillance de la qualité des sols et des eaux continuées (Meybeck et Ragu, 1995).

Le bassin du Mafragh est la plus grande surface mouillée de l'Algérie (environ 800 km<sup>2</sup>), et a également la plus grande réserve d'eau souterraine dans le nord Algérie (Hani et al., 2006). Le bassin versant supérieur du Mafragh est principalement boisée et le bassin inférieur est une des zones humides vierges uniques occupées par une grande plaine inondable et marais (130 km<sup>2</sup>) et les dunes littorales (180 km<sup>2</sup>). La plaine inondable permet aussi l'intrusion marine dans l'estuaire du Mafragh, qui pénètre jusqu'à 20 km dans la branche KebirEst et environ 10 km dans la branche Boumoussa (Khélifi-Touhami et al., 2006).

Les données sur l'érosion hydrique sont encore rare dans le bassin méditerranéen (Meybeck et Ragu.,1996) et en particulier en Algérie (Benblidia.,2011;Remini.,2010). Touaibia(2010) avait toutefois évalué le taux de l'érosion de plusieurs barrages algériens, mais n'a pas considéré des quantités de sédiments livrés par les sorties des barrages. OunissietBoucherb(2013) avait évalué le budget des sédiments et des sels pour trois barrages appartenant à des bassins versants côtiers du Nord-Est. A part quelques caractéristiques hydrologiques des eaux de surface (Khélifi-Touhami et al., 2006; Ounissi et al., 2014)et les données géochimiques des eaux souterraines (Hani et al., 2006; Labar et al., 2014), il n'y a pas de données disponibles sur les quantités d'eau, les sédiments et les sels transférés dans la côte adjacente et dans le bassin du Mafragh, y compris les barrages.

Cette étude vise donc à évaluer le flux d'éléments de N, P et Si à la mer et se focalise sur les effets des barrages sur la biogéochimie de ces éléments nutritifs de bassins du Mafragh. L'analyse des données est en particulier centrée sur la rétention/production des nutriments et leur budget pour les barrages.

Conformément à ces objectifs, et après une introduction qui pose le problème, passe en revue l'essentiel de l'état des connaissances sur l'hydrologie et la chimie des eaux superficielles en Méditerranée en particulier, le manuscrit est en conséquence structuré quatre chapitres.

Le premier chapitre présente d'abord un premier paragraphe qui définit et donne les grands caractères biogéochimiques de l'ensemble des éléments étudiés (Eau et rivières, N, P, Si, MES, TDS). Dans le deuxième paragraphe, il y est consigné les grandes caractéristiques géographiques des bassins étudiés et la stratégie d'échantillonnage choisie. Il présente également les méthodes d'analyses biogéochimiques et d'estimation des flux des nutriments ainsi que l'analyse statistique des données utilisée. Le deuxième chapitre présente dans son premier paragraphe, les résultats des fluctuations saisonnières de l'environnement physique à savoir, les débits (Q) aux embouchures et à l'amont et à l'aval de chaque barrage, les matières en suspension (MES) et les matières solides dissoutes (TDS).

Le deuxième paragraphe du deuxième chapitre plutôt analytique, donne les résultats d'estimation des flux en eau, en MES et en TDS à la mer et dresse des budgets pour ces éléments dans les barrages et évalue les flux à la mer de ces facteurs physiques. Il est insisté sur les taux d'érosion et de salinisation spécifiques des sols du bassin versant.

Le troisième chapitre également analytique expose d'abord les variations saisonnières des teneurs en N, P et Si à l'amont et à l'aval des barrages et montre l'effet des barrages sur les modifications biogéochimiques de ces éléments, piégeage des formes minérales dissoutes et production des formes organiques dissoutes. Le deuxième paragraphe du troisième chapitre est consacré à l'évaluation des flux de N, P et Si entrant et sortant des barrages et dresse des budgets pour ces éléments.

Le quatrième et le dernier chapitre expose les variations saisonnières de N, P et Si aux embouchures ainsi que les flux annuels correspondants introduits au littoral. La thèse se poursuit par une discussion générale qui fournit les résultats fondamentaux essentiels, pondère et situe l'ensemble des résultats dans l'esprit de la problématique de départ. Il est insisté sur rôle des barrages dans les modifications biogéochimiques

des nutriments : modifications des rapports de Redfield, rétention des matières minérales et production des matières organiques dissoutes, réduction des flux des nutriments à la mer. Enfin, la thèse s'achève par une conclusion générale qui donne les points fondamentaux essentiels auxquels ce travail est abouti.

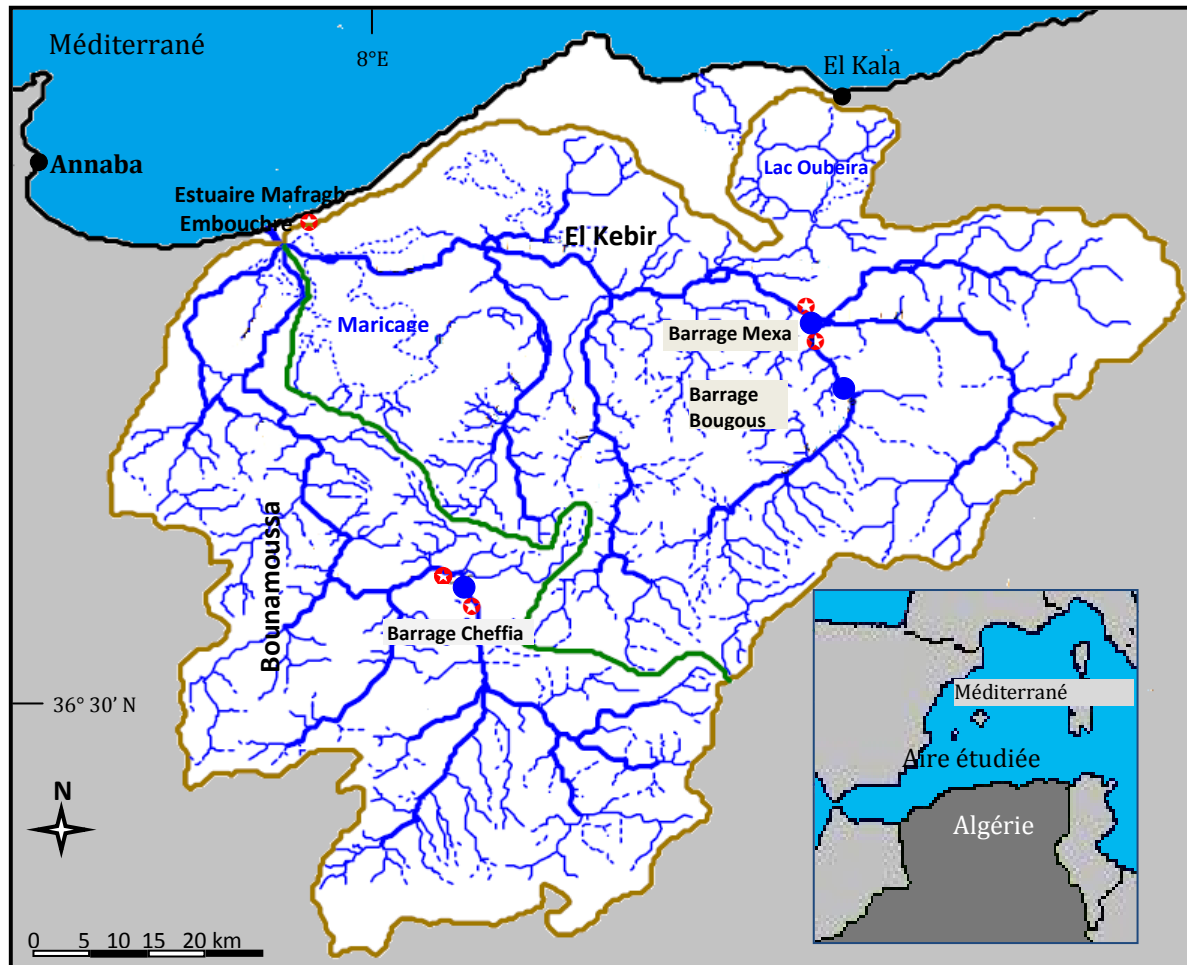
Chapitre I

# Matériel et Méthodes

## 1. Présentation du bassin versant du Mafragh

Le bassin du Mafragh se localise dans la partie orientale de l'Algérie, à l'extrême Est de la plaine alluviale d'Annaba, formé par deux rivières (Kebir Est et Bonamassa, (Fig.1) Le bassin du Mafragh comprend barrages Cheffia, Mexa et Bougous qui conservent plus de 282 millions de m<sup>3</sup>. Le Barrage Cheffia a été construit en 1966 sur la rivière Bounamoussa pour intercepter environ 170 millions de m<sup>3</sup>. Barrage Mexa a été construit en 1996 sur la branche du Kebir Est, juste à la frontière tunisienne. Il était initialement prévu, en collaboration avec l'autorité tunisienne, de recueillir plus de 600 million de m<sup>3</sup>, mais pour une certaine considération diplomatique, le volume de la conception initiale a été réduite à seulement 51 millions de m<sup>3</sup>. Le Barrage Bougous (60 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> de capacité de stockage), a été récemment construit (2010) près de barrage Mexa dans le sous-bassin Kebir Est.

L'eau retenue dans le barrage Bougous est presque utilisé pour l'alimentation du barrage Mexa. Le bassin versant du Mafragh s'étend sur 3200 km<sup>2</sup>, il est faiblement peuplée (100 hab./km<sup>2</sup>), et l'industrie dans la région est limitée à quelques petites usines agro-alimentaires et les activités agricoles sont plutôt être plus intensif dans le milieu et du bassin versant inférieur. Le bassin du Mafragh est en grande partie boisé dans la partie supérieure, mais comprend un grand marais et des plaines inondables (130 km<sup>2</sup>) dans la partie inférieure (Fig. 1). Entre ces parties existent certains villages entourant les bords des plaines inondables. L'hydrosystème du Mafragh semble fonctionner comme un estuaire atypique, comprenant la phase de la rivière, la phase estuarienne et la phase lagunaire (Khélifi-Touhami et al., 2006). La durée de chaque phase peut varier fortement avec l'entrée des cours d'eau et la durée de la saison sèche. L'embouchure de l'estuaire du Mafragh pourrait être fermée pendant plusieurs mois de sa connexion de marée sous période de sécheresse prolongée. En revanche, Pendant les épisodes, de forte entrée d'eau douce souvent, il se produit dans les mois de Novembre et Avril, plusieurs millions de m<sup>3</sup> de l'eau salée estuariennes sont entièrement carrément rejetés dans la mer. Lorsque l'estuaire relié à la mer pendant l'année humide, l'estuaire est dominé par l'intrusion de marée, pendant la période sèche (mai-octobre), qui se dilate dans un système très stratifié, avec deux couches, où la couche d'eau salée occupe plus de 80% de la colonne d'eau (Ounissi et al., 2014).



**Figure 1** : stations échantillonnées dans le bassin du Mafragh (♣), à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia, à l'amont et à l'aval du barrage Mexa et à l'embouchure. ●: Barrage. La ligne verte est la limite des sous-bassins versants.

## 2. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyses biogéochimiques

### 2.1. Prélèvements hydrologiques

Les paramètres hydrologiques et les différents nutriments ont été échantillonnés mensuellement de janvier 2011 à décembre 2012 dans 5 stations. Les stations ont été situées aux entrées et aux sorties des barrages, et à l'embouchure comme présentées à la figure 1.

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

Stations	Positionnement	
Amont Chefia	36°34'58.63"N	8°5'13.09"E
Aval Chefia	36°38'40.51"N	7°58'47.13"E
Amont Mexa	36°42'35.25"N	8°24'28.61"E
Aval Mexa	36°46' 2.33"N	8°21'54.93"E
Embouchure	36°50'51.54"N	7°56'40.69"E

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, à l'embouchure. 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 à l'embouchure 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 (amonts et avals des barrages et à l'embouchure du Mafragh). 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).

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 ( $m^3 s^{-1}$ ) a été calculé en multipliant la vitesse de l'eau ( $m^3 s^{-1}$ ) 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 (TDS) 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. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension (MES)

Les flux instantanés de nutriments, des MES et des TDS 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 ( $\mu\text{M}$  ou micromole par litre, converti en  $\text{kg m}^{-3}$ ),  $Q_i$  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 la production. Les estimations des flux au niveau des entrées et sorties des barrages.

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 : l'azote dissous par exemple (données non présentées).

## 2.3. Méthodes d'analyses biogéochimiques

Au laboratoire, après filtration des l'échantillons à travers des filtres en microfibrilles de verre Whatman GF/C ( $0,5 \mu\text{m}$  de porosité), les nutriments inorganiques



et organiques ont été déterminés selon les méthodes standards colorimétriques décrites dans les différents manuels d'analyses des eaux (Tableau 2).

**Tableau 2** : résumé des méthodes d'analyses des éléments chimiques et biochimiques. 1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996).

Eléments	Méthodes	Références
Azote ammoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ )	Dosage spectrophot. : $\lambda = 630 \text{ nm}$	1
Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )	Dosage spectrophot. : $\lambda = 543 \text{ nm}$	1
Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )	Réduction des $\text{NO}_3^-$ en $\text{NO}_2^-$ et dosage spectrophot. des nitrites : $\lambda = 543 \text{ nm}$	1
Azote Organique Dissous (NOD)	Minéralisation en milieu basique et dosage indirecte spectrophoto. de l'équivalent en $\text{NO}_3^-$ . Dosage : $\lambda = 543 \text{ nm}$	1
Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885 \text{ nm}$	2
Polyphosphates ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885 \text{ nm}$	3
Phosphore total dissous (PTD)	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885 \text{ nm}$	3
Phosphore organique dissous (POD)	Déduit à partir de la différence entre PTD et PID : $\text{POD} = \text{PTD} - (\text{PO}_4^{3-} + \text{P}_2\text{O}_5)$	3
Orthosilicates $\text{Si}(\text{OH})_4$ ou $\text{SiO}_4$	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 810 \text{ nm} + \lambda$	2
Matières en suspension (MES)	Pesées différentielles	2

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

#### Principe

En milieu légèrement basique, l'ammonium forme une monochloramine avec l'acide dichloroisocyanurique. Cette dernière réagit avec le phénol pour former un composé de couleur bleu d'indophénol dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ammonium. La réaction est accélérée par le nitroprussiate. Cette technique de mesure a été appliquée pour le dosage des faibles concentrations. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur 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 que 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 distillé ; Ce réactif se conserve au frais pendant 1 à 2 mois.

#### Dosage

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

2 ml de réactif 1

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

2 ml de réactif 2

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

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

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

### 2.3.2. Dosage du Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

#### 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  $\text{NH}_4\text{Cl}$  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  $DO = aC + b$  dont  $a = 0,0429$ ,  $b = 0,022$  et  $R^2 = 0,9992$ .

### 2.3.3. Dosage du Nitrites ( $NO_2^-$ )

#### Principe

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

#### Réactifs

- Réactif 1: Solution de sulfanilamide

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

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

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

#### Dosage

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

1 ml de réactif 1

50 ml d'échantillon ou d'étalon

8 minutes d'attente

1 ml de réactif 2

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

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

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

#### Réactifs

##### Solution tampon

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

##### Solution de l'oxydant

- 120 g NaOH dans 2L d'eau distillé (A).
- Ajouté 6 g de  $K_2S_2O_8$  pour chaque 100 ml de la solution (A) pour obtenue l'oxydant.
- 40ml ED +6ml oxydant puis le titrée par l'acide chlorhydrique jusqu'a que le PH entre 2,6 et 3,2. Le volume d'acide chlorhydrique ajouté c'est le X ml.

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

#### Dosage

- 4 ml de l'échantillon + 36 ED + 6 ml oxydant et chouffé 30 min et en plus laisse refroidir
- On faite le titrage (en ajoute Xml (200ml HCl dans 1,7L ED).
- On ajoute 3 ml solution tempent
- 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  $DO = aC + b$  dont  $a = 0,0429$ ,  $b = 0,022$  et  $R^2 = 0,9992$ .

### 2.3.5. Dosage des phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

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  $R^2 = 0,9974$ .

### 2.3.6. Dosage des poly-phosphates ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )

#### 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

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

### 2.3.7. 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<sup>2</sup>=0,9974.

### **2.3.8. 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 = PO<sub>4</sub> + P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.**

### **2.3.9. Dosage des silicates Si(OH)<sub>4</sub> ou SiO<sub>4</sub>.**

#### **Principe**

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

#### **Réactifs**

##### **Solution de molybdate d'ammonium**

Dissoudre à chaud (50°C): 20 g de molybdate d'ammonium (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>, 4H<sub>2</sub>O 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)<sub>2</sub>, 2H<sub>2</sub>O) et compléter à 1L.

Ce réactif est stable 1 mois à température ambiante

##### **Solution d'acide ascorbique**

Dissoudre à froid: 7,5 g d'acide ascorbique C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub> dans 250 ml d'eau distillé

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

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

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

#### **2.3.10. Matières en suspension (MES)**

En termes de transport solide en suspension les échantillons prélevés ont été filtrés sur des filtres Whatman GF/C (0,5  $\mu\text{m}$  de porosité), afin de retenir toutes les particules de taille supérieures de 0,5-1  $\mu\text{m}$  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.

L'azote inorganique dissous NID ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ), l'azote organique dissous (NOD) et silicates ( $\text{SiO}_4$ ) Phosphore total dissous (PTD), polyphosphate ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), et le phosphore organique dissous (POD) et le total des solides en suspension (MES) ont été mesurés selon la méthode standard de (Rodier 1996 ; Parsons et al., 1989).

Chapitre II

# Environnement Physique

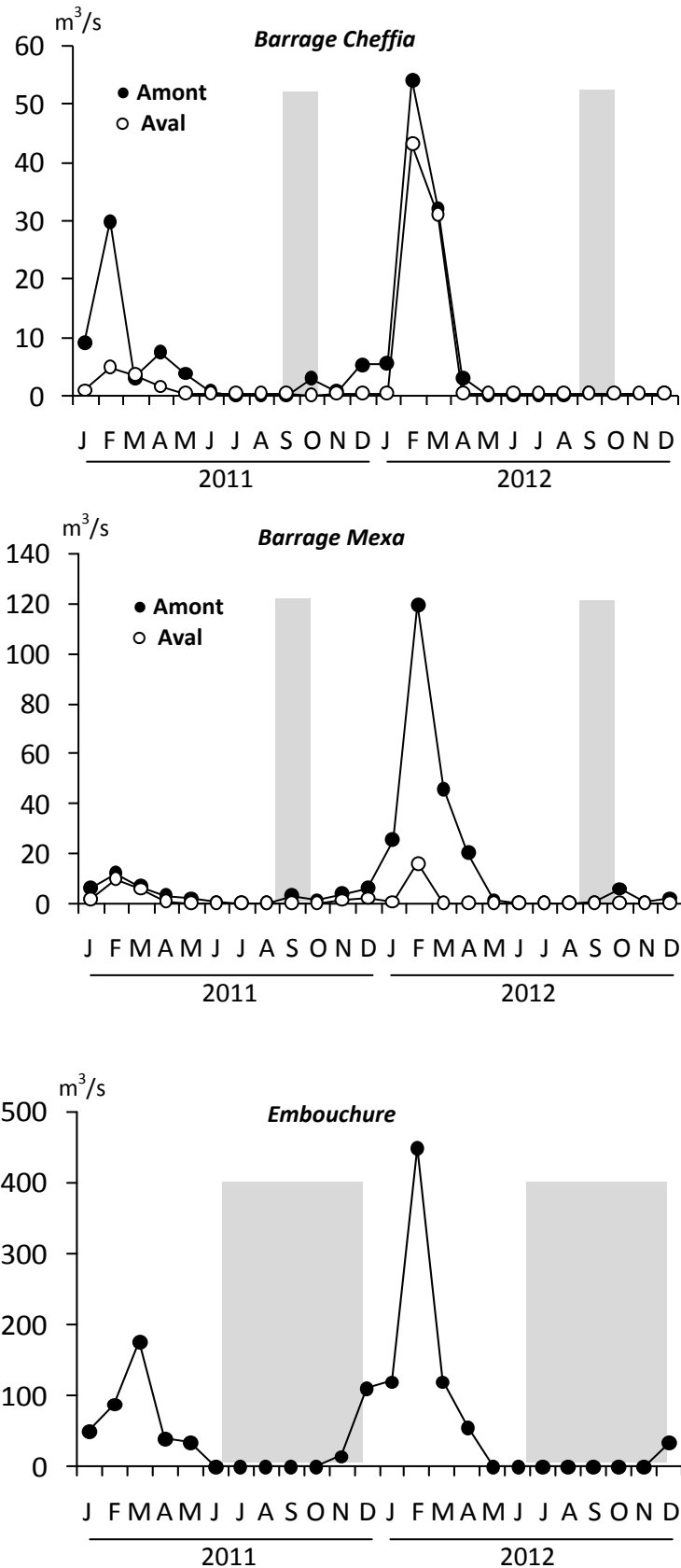
## 1. Variations des débits en amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh

Durant la période d'étude les précipitations sur le sous-bassin Mexa varient entre 828,7-1046 mm et varient entre 828-699,3 mm sur Cheffia (Tableau.3). En 2011 le débit moyen atteint  $5,24 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $163 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ ) à l'amont du barrage Cheffia et diminue à l'aval du barrage pour atteindre  $1,25 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $39 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ ). Grande débit d'eau ( $54.40 \text{ m}^3/\text{s}$ ) a été enregistré lors des inondations de Février. En 2012 le débit moyen atteint  $8,08 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $250 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ ) à l'amont du barrage Cheffia et diminue à l'aval du barrage pour atteindre  $6,63 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $206 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ ). En 2011 le barrage Mexaa reçu en moyenne  $3,74 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $116 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ). En 2012 le barrage a reçu en moyenne  $18,50 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $577 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ) avec débit exceptionnellement élevée lors de l'inondation de Février 2012 ( $120,25 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Durant la période d'étude Le débit à l'embouchure du Mafragh a varié entre 0 et  $450 \text{ m}^3/\text{s}$ . Une grande crue est enregistrée en février 2012 (Fig.2) à la suite d'importantes précipitations (Tableau3). La crue du 25 Février avait un débit exceptionnelle atteignant  $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ , soit un débit tout a fait historique. Pendant la période sèche s'étendant de mai à novembre, l'embouchure est restée fermée en raison de la réduction des apports d'eau douce et de la rétention d'eau dans les barrages. Même si l'embouchure avait reçu une grande quantité d'eau douce pendant la saison humide (janvier-avril), en particulier lors de la crue de février, l'estuaire n'a pas embrassé cependant la mer et a encore resté isolé pendant 7 mois.



**Tableau 3:** Paramètres hydrologiques aux sous bassins versants et au bas bassin versant de Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). \*: volume d'eau reçu et exporté (valeurs entre parenthèses) par les barrages au cours de l'année 2012. Les données de précipitations sont émis à partir de la station météorologique du barrage de Cheffia pour le sous-bassin de Cheffia; La station météorologique du barrage de Mexa pour le sous-bassin de Mexa et la station météorologique d'Annaba (Mellaha) pour le bas bassin du Mafragh.

		Barrage Cheffia	Barrage Mexa	Embouchure
Surface(km <sup>2</sup> )		575	680	1945
capacité (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )		171	51	
Précipitation (mm)	2011	699,3	828,7	762,2
	2012	828	1,046	825
Flux (m <sup>3</sup> /s)	2011	5,24	3,74	42,91
	2012	8,08(6,63)	18,5(19,4)	65
Volume*(10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /an)	2011	163	116,48	1335
	2012	250(206)	577(606)	2050
Temps de résidence (mois)	2011	12,59	5,26	
	2012	8,20	1,06	

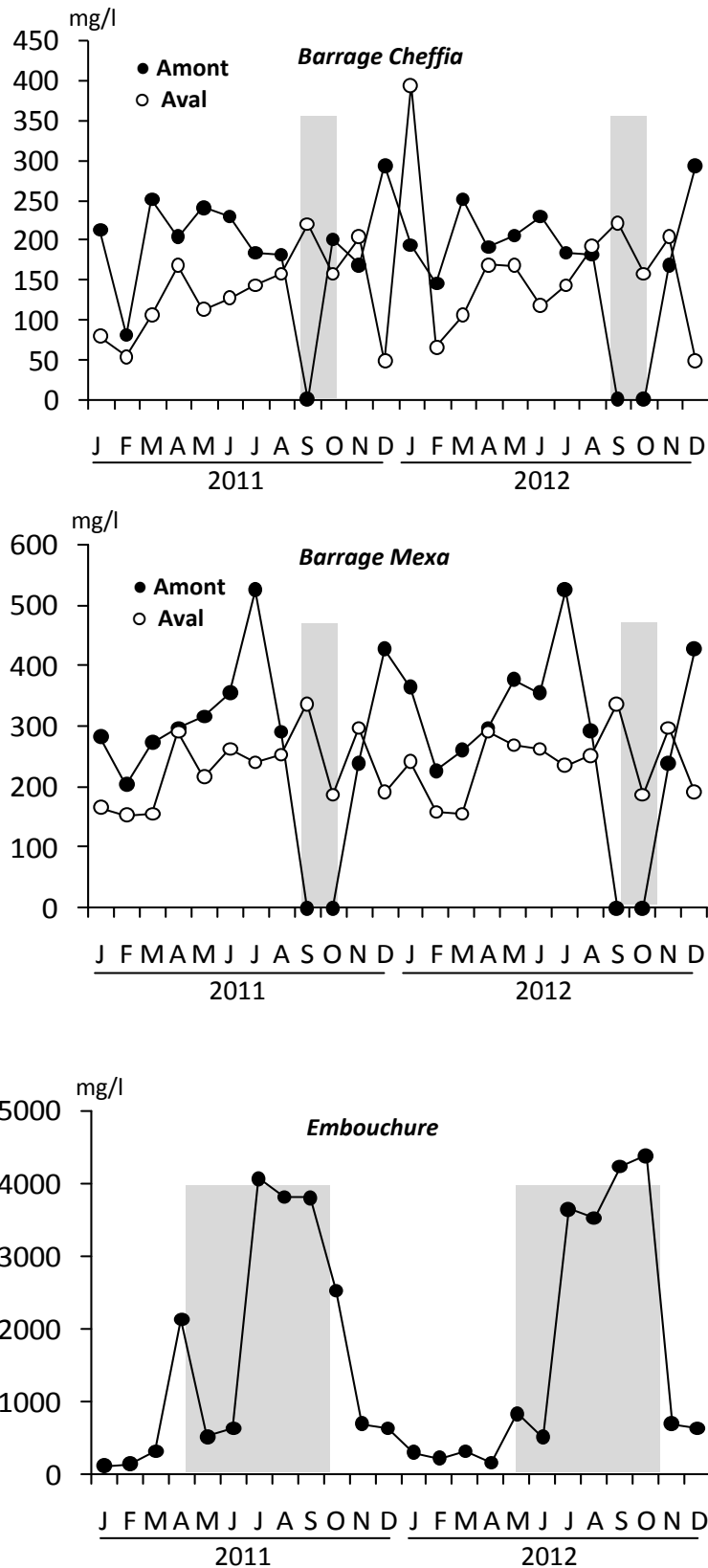


**Figure2 :** débit d'eau aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire du Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée : assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh.

## 2. Variations des teneurs en TDS en amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh

En 2011 l'amont du barrage Cheffia les teneurs des TDS sont comprises entre 81 mg/l et 295 mg/l avec une moyenne annuelle est de 205 mg/l. En 2012, les concentrations en TDS varient entre 0-295 mg/l avec une moyenne de 171 mg/l (Fig.3). Pendant la période humide, les concentrations en TDS ont diminué à 162 mg/l mais ont augmenté à 206 mg/l pendant la période sèche. L'eau sortant du barrage Cheffia a été abaissée 30% des niveaux de TDS en 2011 et 19% en 2012, par rapport aux amonts. Le barrage Mexaest plus salinisé où les valeurs fluctuent entre 204 mg/l et 526 mg/l avec une moyenne annuelle de 321 mg/l en 2011, entre 227,5 mg/l et 525,5 mg/l avec une moyenne annuelle de 337 mg/l en 2012 (Fig.3).

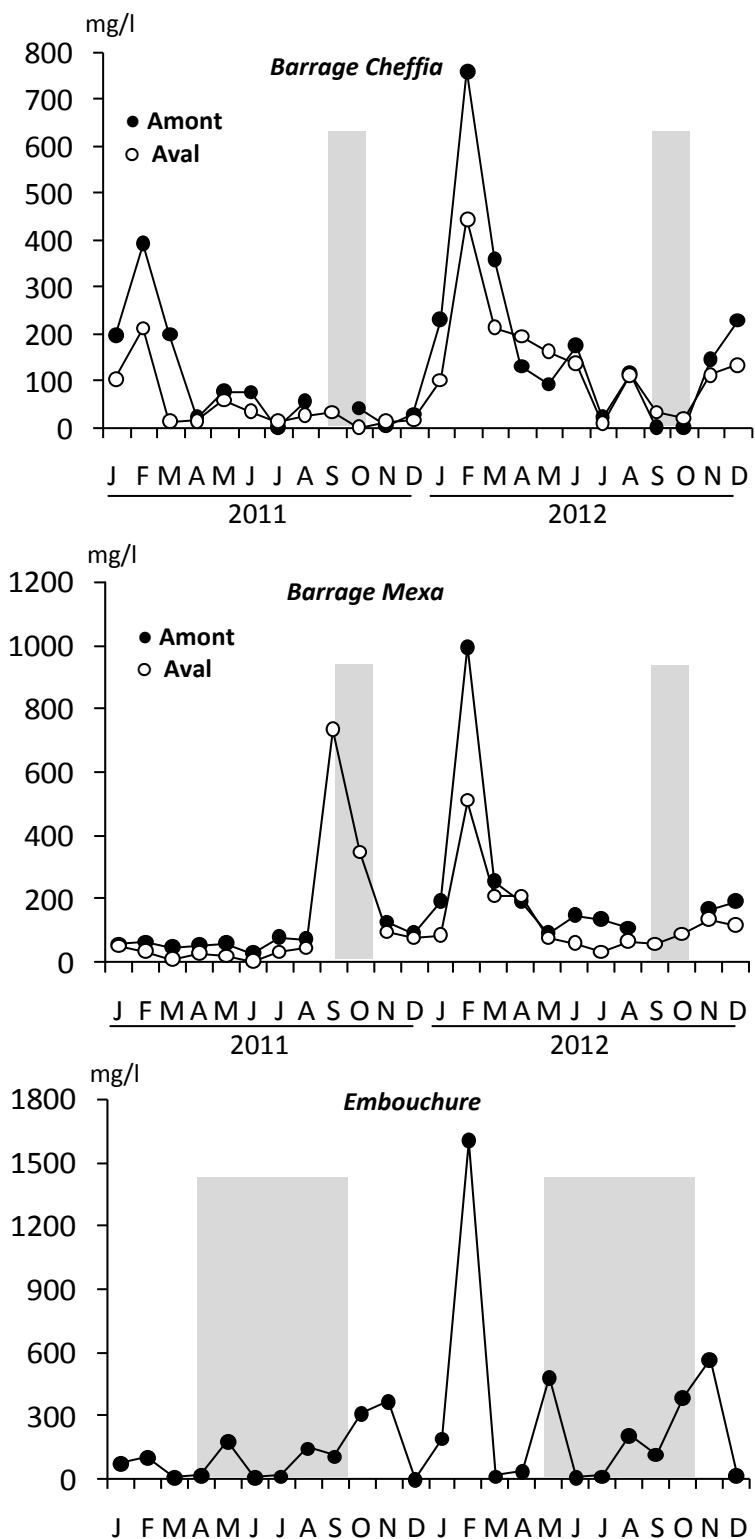
Les concentrations en TDS à l'aval des barrages sont toujours faibles comparées aux amonts des barrages (Fig.3) par suite de rétentions dans les barrages. On comprend que l'eau stockée dans ces réservoirs se salinise chaque année.



**Figure 3:** Teneurs en TDS aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire de Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée : assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh.

### 3. Variations des teneurs en MES en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières

La teneur moyenne des MES à l'amont du barrage Cheffia est de 91,23 mg/l en 2011 mais les valeurs ont oscillé dans une large fourchette, variant entre 0-393 mg/l. En 2012 les valeurs fluctuent entre 0-761 mg/l avec une moyenne annuelle de 188,5 mg/l, soit deux fois plus élevée qu'en 2011. A l'aval du barrage, les teneurs sont encore bien plus faibles ne dépassent pas en moyenne 46 mg/l en 2011 et 140 mg/l en 2012. Cheffia retient donc 50% et 25% des MES respectivement en 2011 et 2012. A l'entrée du barrage Mexa, les teneurs des MES ont varié largement (0-127 mg/l) avec une moyenne de 57 mg/l en 2011 et (0-999 mg/l) en 2012. Pendant la période humide la moyenne des MES a augmenté pour atteindre 505 mg/l (761 mg/l lors de la crue de Février 2012, (Fig. 4). Les teneurs des MES ont été réduites de 51%. À l'embouchure la moyenne annuelle de MES était de 114 mg/l en 2011 et 307 mg/l en 2012. Contrairement au remplissage des barrages, les concentrations des MES à l'embouchure, ont été maximales dans la période humide atteignant 221 mg/l mais diminuent à 135 mg/l en période sèche (Fig. 4). Ceci est dû à l'approvisionnement de sédiments pendant l'inondation des terres agricoles, qui se répand sur le bassin inférieur, et est généralement modifiée en hiver, coïncidant avec la période humide. Lors des crues, les marais du bassin peuvent par leur excès de remplissage, exporter une partie de leur matière particulaire endogène.



**Figure 4:**teneurs en MES aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire de Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée :assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh.

#### 4. Bilans en eau, en TDS et en MES à l'amont et à l'aval des barrages et à l'embouchure du Mafragh

La quantité d'eau douce déchargée à la mer varie selon l'année entre  $116.10^6$  m<sup>3</sup>/an et  $2050.10^6$  m<sup>3</sup>/an (Tableau 4). La fraction d'eau retenue dans les barrages est comprise entre 18% et 76% de l'apport total d'eau, correspondant à des temps de renouvellement variant entre 1 et 12 mois. Le volume d'eau introduit au barrage Cheffia décharge annuellement entre 39 295-143947 tonnes de MES dont 52%-91% est déposée au barrage selon l'année (Tableau 4). La crue de Février 2012 seule a contribué à 170000 tonnes de sédiments, ce qui représente 75% de la charge annuelle. L'aval du barrage Cheffia, en refoule ainsi entre 3500-69000 t/an selon l'année.

Durant la période d'étude les masses en MES transférées à la mer à partir de l'embouchure du Mafragh varient entre 58000- 517000 t/an (Tableau 4). Le barrage Mexa a reçu de grandes masses de sédiments au cours de l'année 2012 (371000 tonnes), dont 57% sont exportées à l'aval. Plus de 84% du sédiment transféré par Mexa était due à la crue de Février, comme on peut le voir dans le tableau 4.

Le taux d'érosion est élevé (250-570 t/km<sup>2</sup>/an) au cours l'année pluvieuse 2012 dans les deux sous-bassins, mais était 2 fois plus élevée au sous-bassin Mexa que dans Cheffia. Cette différence est principalement due à la grande quantité de décharge d'eau de l'amont du barrage Mexa. Le bas bassin versant déverse dans la mer, à travers l'embouchure du Mafragh, de fortes masses de sédiments pendant la crue de février 2012 (presque de 2 millions de tonnes), représentant 95% de la charge annuelle de sédiments (Tableau 4). Au bas bassin, qui est principalement occupé par des terres inondables, agissant comme bassin sédimentaire et facilement érodable, le taux d'érosion a augmenté jusqu'à 1017 t/km<sup>2</sup>/an.

**Tableau 4 :** flux en eau, sédiments et sels aux barrages et à l’embouchure du Mafragh durant la période d’étude (2011-2012). Le temps de renouvellement des barrages et les flux ou érosions spécifiques sont également données. Tr : temps de résidence ; Q : débit moyen annuel ; V : volume annuel reçu ou libéré par les barrages et celui introduit à mer ; R% : taux de rétention.

		Barrage Cheffia			Barrage Mexa			Embouchure	
		Amont	Aval	R (%)	Amont	Aval	R (%)		
TSS	(t/an* 1000)	2011	39	3,5	91	7,3	3,1	57	58
		2012	143(75)	69(72)	52 (53)	371(84)	211(76)	43 (49)	1974 (95)
TSS	(t/km <sup>2</sup> /an)	2011		68			11		30
		2012		250			547		1017
TDS	(t/an *1000)	2011	26	4	85	29	11	62	654
		2012	47 (43)	18(39)	61	148(47)	117(42)	21	436 (35,8)
TDS	(t/km <sup>2</sup> /an)	2011		45			43		336
		2012		82			218		224
MES/TDS		2011	1,51	0,87		0,25	0,28		0,08
		2012	3,04	3,83		2,50	1,80		4,52

En termes de TDS, les barrages ont reçu annuellement 26-148 tonnes, dont 21-85% sont piégés (Tableau 4). Durant la période d’étude l’embouchure du Mafragh a livré annuellement à la mer entre 436000-654000 tonnes de TDS, et environ la moitié de cette masse a donné lieu à des rejets de barrages. Le barrage de Mexaa reçu des eaux plus salées. Les sols des sous bassins Cheffia et Mexa sont plus salés et sont soumis à des érosions spécifiques en sels atteignant entre 45-82 t/km<sup>2</sup>/an à Cheffia et entre 43-218 t/km<sup>2</sup>/an à Mexa.



## Chapitre III

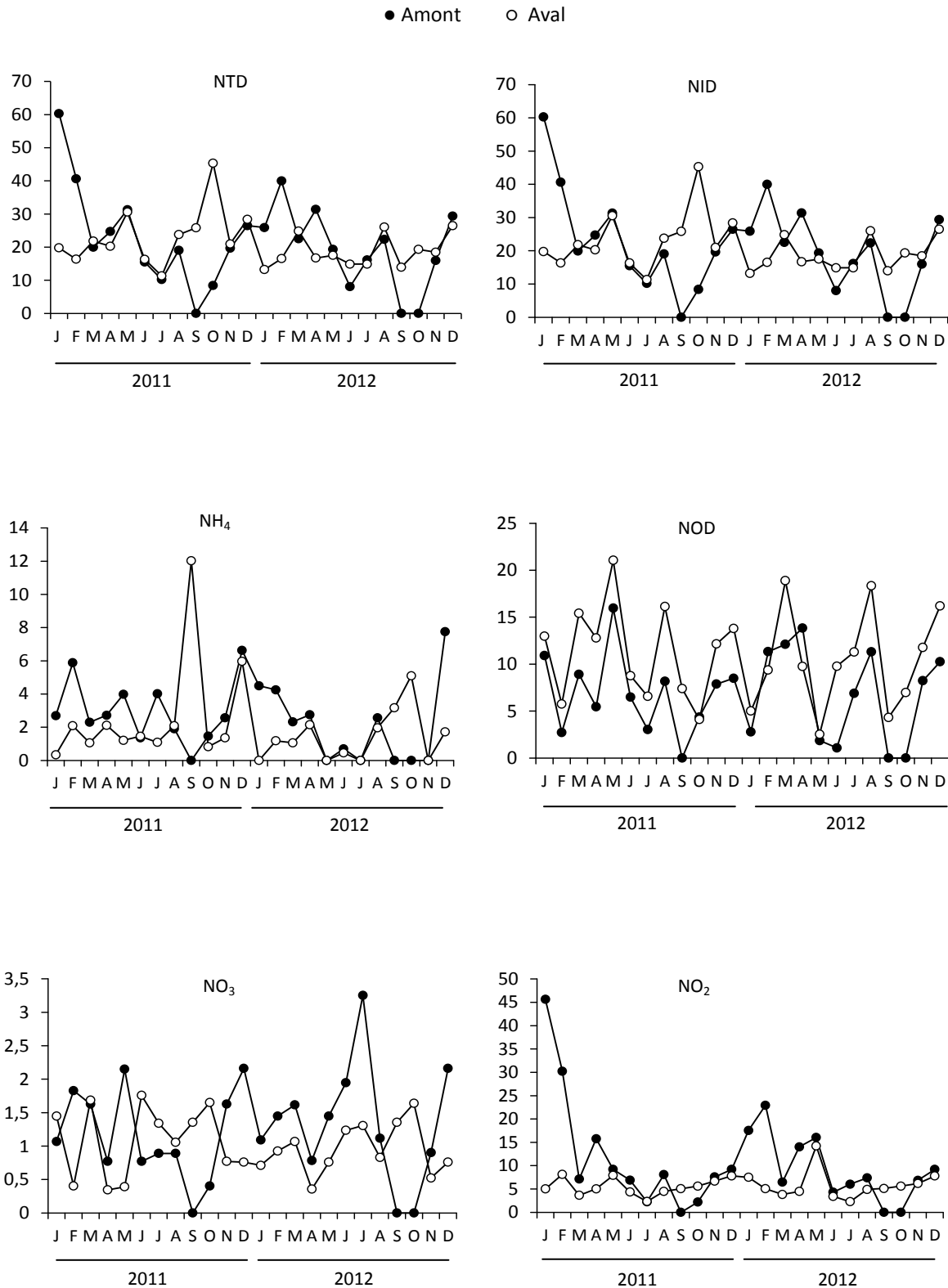
# Distribution et Flux de N, P et Si en Amont et à l'Aval des barrages

## 1. Distribution de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

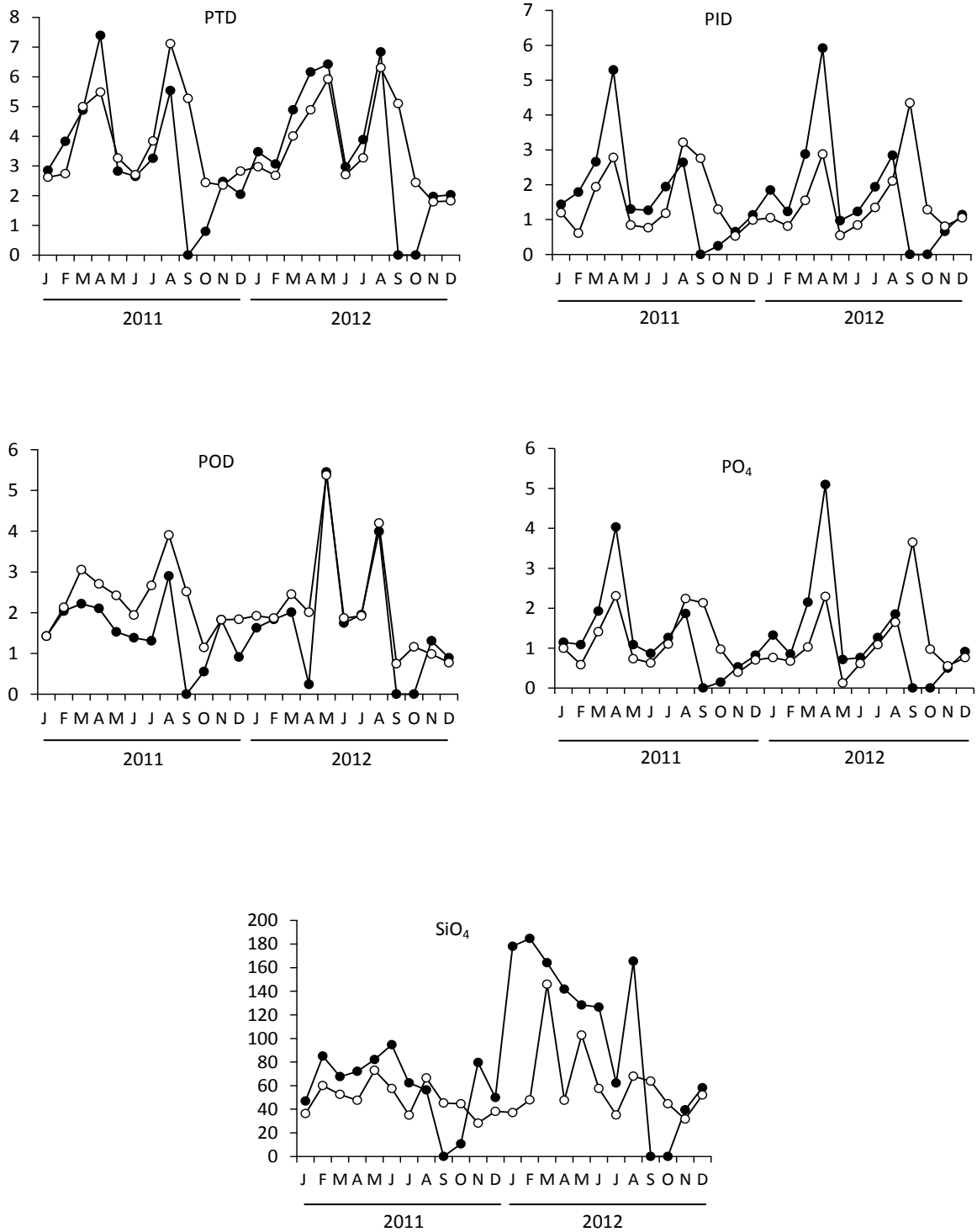
### 1.1. Barrage Cheffia

Durant la période d'étude à l'entrée du barrage Cheffia, les teneurs de l'azote total dissous (NTD) ont varié entre 0 et 60,31  $\mu\text{M}$  avec une moyenne de 23  $\mu\text{M}$  en 2011 et de 25,31  $\mu\text{M}$  en 2012 (Fig. 5). Les teneurs en  $\text{NO}_3$  à l'entrée du barrage ont augmenté comparées à celles des  $\text{NH}_4$ , le taux élevé de rétention des ions  $\text{NO}_3$  dans le barrage par rapport aux ions  $\text{NH}_4$  suggère qu'il ya une certaine transformation endogène de  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$  (Tableau 5). La forme organique NOD en représente entre 30-34 % selon l'année. Les nitrates représentent une fraction majoritaire entre 48-52%, contre seulement entre 13-14% pour les ions  $\text{NH}_4$  selon l'année. Durant la période humide les teneurs en NID augmentent à 17  $\mu\text{M}$ .

En termes de PTD, les concentrations à l'entrée du barrage Cheffia ont varié entre 0 et 7,40  $\mu\text{M}$  avec une moyenne de 3,21  $\mu\text{M}$  en 2011 et 3,48  $\mu\text{M}$  en 2012. Les teneurs des phosphates  $\text{PO}_4$  ont varié au cours de la période d'étude entre 0 et 5,10  $\mu\text{M}$  avec une moyenne de 1,23  $\mu\text{M}$  en 2011 et 1,28  $\mu\text{M}$  en 2012. Le phosphore organique dissous (POD) représente toujours la fraction majoritaire entre 47-50%. En 2012 concentrations moyenne de  $\text{SiO}_4$  à l'amont du barrage est de 104  $\mu\text{M}$  presque deux fois plus élevée que en 2011 (59,54  $\mu\text{M}$ ) (Fig. 6). Les teneurs des différentes formes d'azote inorganique dissous ont diminué de l'amont vers l'aval du barrage de 16 à 12  $\mu\text{M}$  en 2011 et de 12 à 8  $\mu\text{M}$  en 2012. En revanche, à la sortie du barrage, la matière organique dissoute sous forme de NOD et POD a augmenté respectivement de 11,84  $\mu\text{M}$  et 2,30  $\mu\text{M}$  en 2011 et de 10,35  $\mu\text{M}$  et 2,11  $\mu\text{M}$  en 2012.



**Figure 5 :** variations des teneurs en azote ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia au cours de la période d'étude (2011-2012).



**Figure 6 :** variations des teneurs en phosphore et en silicium ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia au cours de la période d'étude (2011-2012).

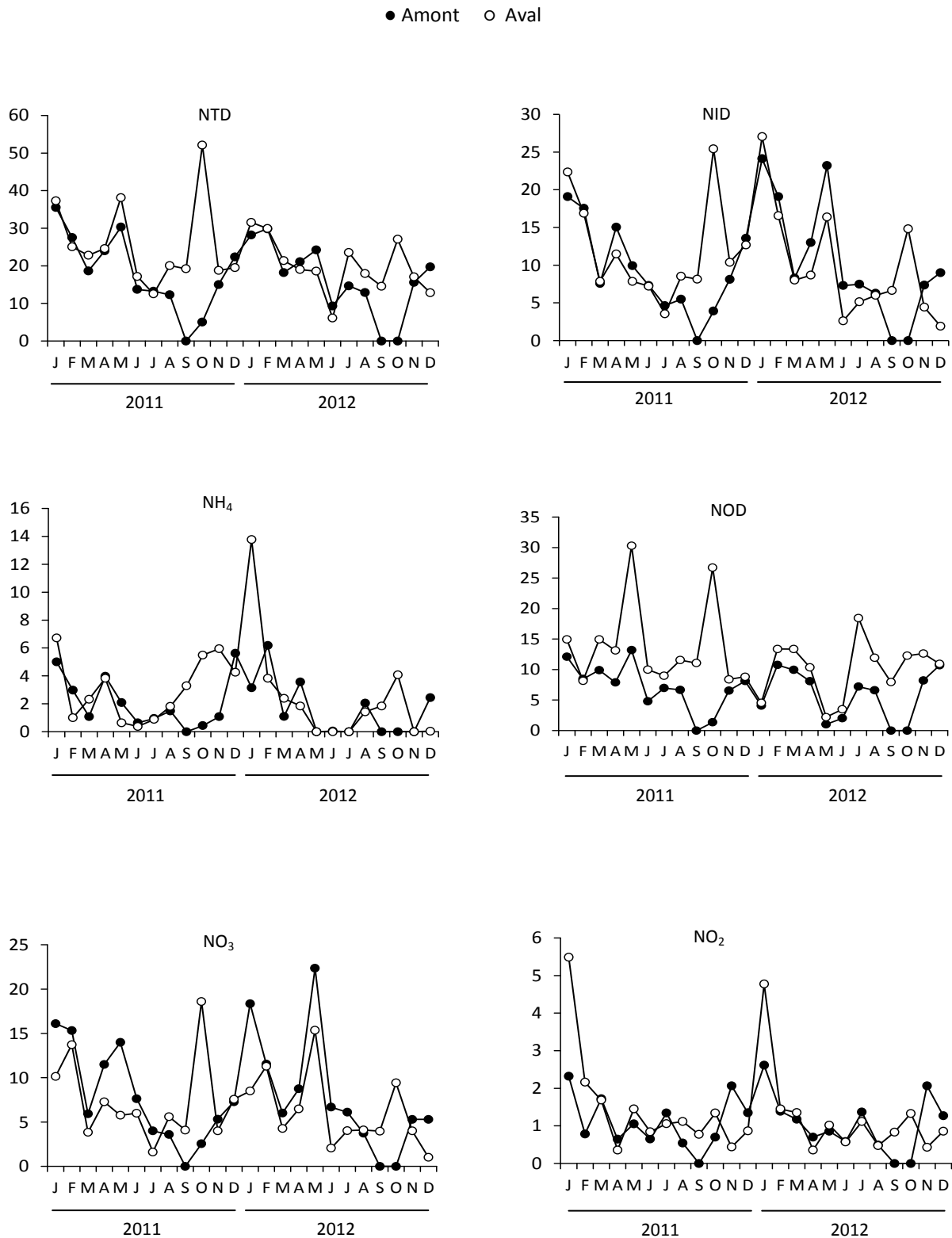
**Tableau. 5** : taux de rétention (%) des nutriments par le barrage Cheffia au cours de la période d'étude (2011-2012). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives production.

	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	DIN	DON	TDN	PO <sub>4</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	DIP	DOP	TDP	SiO <sub>4</sub>
<b>2011</b>												
<b>J</b>	34	-37	136	17	23	5	-4	-93	-40	-5	-12	-31
<b>F</b>	-66	-10	176	-4	-4	-9	-64	-94	-69	-77	-33	-49
<b>M</b>	115	-35	-2	4	51	22	44	-27	4	-75	-5	-49
<b>A</b>	-3	-37	-45	-24	67	3	-24	-56	-32	-42	-16	-18
<b>M</b>	-69	-59	37	-21	130	26	-27	-54	-34	-83	-29	22
<b>J</b>	-41	-22	30	-1	108	25	-42	3	-31	-80	26	-3
<b>J</b>	-7	-60	-21	-23	29	-5	67	48	60	-5	34	-51
<b>A</b>	22	56	107	56	73	63	-7	57	9	-72	57	-24
<b>S</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>O</b>	1159	631	92	550	1867	935	552	710	600	17	150	509
<b>N</b>	449	-25	-79	28	28	25	27	86	43	63	-10	2
<b>D</b>	-36	4	-35	-7	9	-4	-23	-35	-28	-84	-1	-62
<b>2012</b>												
<b>J</b>	337	-54	83	12	562	12	-51	-23	-42	-43	-43	-72
<b>F</b>	-38	-2	4	-13	54	1	-36	-92	-52	-64	-58	-64
<b>M</b>	118	-29	15	-3	-19	17	20	-45	-7	-38	-30	1
<b>A</b>	-48	-26	-49	-33	7	-9	-30	27	-20	-41	-29	-44
<b>M</b>	0	-31	19	-29	1490	-23	-25	9	-16	-84	-78	-2
<b>J</b>	-100	-69	-2	-64	30	-34	-41	-33	-39	-54	-50	-46
<b>J</b>	0	-34	-18	-31	-28	60	15	-50	-2	-56	-25	-51
<b>A</b>	-30	10	-2	-4	-9	39	-10	5	-5	-22	-17	-36
<b>S</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>O</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>N</b>	0	-25	-79	-40	-46	9	-27	-43	-33	-28	130	-25
<b>D</b>	-98	-81	-33	-79	-82	-34	-30	-34	-32	-33	132	-64

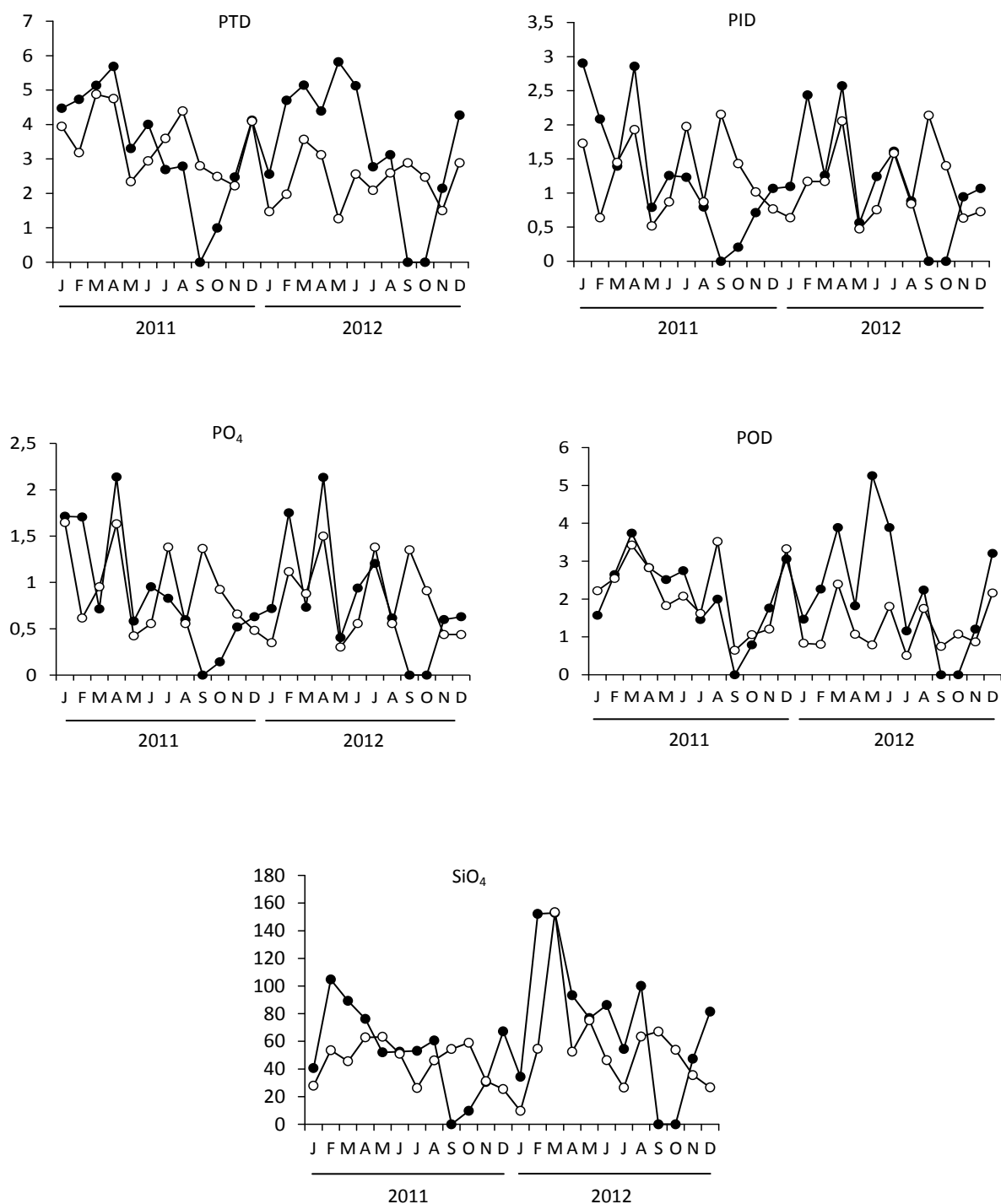
## 1.2. Barrage Mexa

Les teneurs des eaux introduites au barrage Mexa montrent la même tendance que dans le barrage Cheffia, mais avec des valeurs plus élevées en NOD 14,34 en 2011. Par contre les concentrations en NTD ont diminué durant la période humide (17,5  $\mu\text{M}$ ) en 2011 (Fig. 7). Les variations des teneurs en  $\text{SiO}_4$  ne suivent aucune tendance saisonnière, concentrations maximale en  $\text{SiO}_4$  (152 $\mu\text{M}$ ) a été enregistré lors de la crue de Février 2012. La fraction de NOD était de l'ordre de 40% et 35%, et celle du POD représente cependant 62% et 66% de PTD respectivement en 2011, 2012 (Fig. 8).

En 2011 à l'aval du barrage Mexa on assiste à d'une faible rétention de NOD a diminué en teneurs de 3% et de faible production de POD 6%, par contre en 2012 on assiste d'importante production de NOD 52% et forte rétention de POD 44%.



**Figure. 7** : variations des teneurs en azote ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Mexa au cours de la période d'étude (2011-2012).



**Figure. 8 :** variations des teneurs en phosphore et silicium ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Mexa au cours de la période d'étude (2011-2012).



**Tableau 6** : taux de rétention (%) des différents nutriments par le barrage Mexa au cours de la période d'étude (2011-2012). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives production. \* : Assec pour l'entrée du barrage.

	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	DIN	DON	TDN	PO <sub>4</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	DIP	DOP	TDP	SI
<b>2011</b>												
<b>J</b>	-87	-89	35	-86	19	-67	-13	-31	-16	0	-8	-22
<b>F</b>	-65	-73	-77	-71	111	-60	-46	-96	-65	4	-28	-29
<b>M</b>	-54	-48	4	-42	73	9	-27	-28	-27	38	2	-22
<b>A</b>	-22	-68	-55	-61	135	-18	-43	-62	-47	28	-26	-34
<b>M</b>	-70	-14	-81	-38	32	-2	-32	-48	-35	59	15	-11
<b>J</b>	7	-36	127	-16	35	5	-27	-66	-40	40	2	-39
<b>J</b>	-72	3	51	-33	116	11	-13	-88	-39	103	18	-44
<b>A</b>	9	-44	18	-30	97	25	20	26	22	34	28	17
<b>S</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>O</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<b>N</b>	-46	-11	-52	-25	54	6	-25	12	-18	0	-5	-64
<b>D</b>	-10	-14	-64	-19	62	7	-14	-9	-13	101	38	-23
<b>2012</b>												
<b>J2</b>	-100	-57	402	-65	80	-49	-42	-45	-43	18	-14	-79
<b>F</b>	-72	-78	49	-75	-17	-58	-20	-62	-34	2	-12	-74
<b>M</b>	-54	-41	4	-43	56	10	-52	-28	-46	22	-18	-11
<b>A</b>	-22	-68	-54	-60	-30	-47	-55	-29	-51	733	-20	-66
<b>M</b>	0	-11	0	-14	36	-9	-83	-91	-85	6	-8	-20
<b>J</b>	-34	-20	-57	-26	802	85	-19	-50	-32	7	-9	-55
<b>J</b>	0	-62	-67	-61	64	-8	-14	-61	-30	-2	-16	-43
<b>A</b>	-23	-33	0	-30	62	16	-11	-35	-26	5	-8	-59
<b>S</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>O</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>N</b>	0	-10	-51	-13	43	1	12	53	22	-24	-9	-20
<b>D</b>	-78	-15	-60	-46	58	2	-11	26	-8	-13	-10	-10

## 2. Flux des nutriments en amont et à l'aval des barrages

L'ensemble des résultats en terme de flux, montre clairement qu'on règle générale, les barrages agissent comme des filtres en piégeant de grandes masses de nutriments inorganiques dissous. Durant la période d'étude on peut constater que le NID subit un fort piégeage avec un taux variant entre 38 et 95% selon le barrage. Parmi les formes minérales azotées, l' $\text{NH}_4$  est retenu à des taux variant entre 40 et 96% (Tableau 7). De même au sein du phosphore total dissous, les ions  $\text{PO}_4$  ont été éliminés dans une large mesure dans les deux barrages Cheffia et Mexa où le taux de rétention est supérieur à 52%.

Les masses de  $\text{SiO}_4$  déjà réduites naturellement dans nos rivières et par le faible écoulement et par la nature géologique des roches et sédiments pauvres en Si. Le Si est d'avantage amoindrit par de fortes éliminations dans les barrages à des taux dépassant 56%, comme le montre le tableau 8. Les plus fortes rétentions des  $\text{SiO}_4$  se rencontrent aux barrages Mexa (98%) en 2011 et Cheffia (82%) en 2012.

Sur le plan quantitatif, en 2011 les deux barrages reçoivent 85 à 256 t/an d'azote total dissous dont la masse de  $\text{NH}_4^+$  contribue à 9 à 12%,  $\text{NO}_3$  32 à 67% et le NOD en forme 16 à 53%. L'introduction de NOD au barrage Cheffia est deux fois plus élevée au barrage Mexa (Tableau 7). En 2012 les deux barrages reçoivent 116 à 416 t/an d'azote total dissous dont la masse de  $\text{NH}_4^+$  contribue à 11 à 17%,  $\text{NO}_3$  41 à 50% et le NOD en forme 36 à 34%. La crue de Février 2012 seule a contribué à 79 à 260 tonnes de NTD, ce qui représente 67% de la charge annuelle.

En terme de phosphore total dissous (PTD), durant la période d'étude les barrages reçoivent des flux fluctuant entre 15 t/an et 159 t/an où la fraction inorganique (PID) représente 40 à 71% et les  $\text{PO}_4$  27 à 77%.

**Tableau 7:** Flux annuel des nutriments en amont et en aval des barrages au cours de la période d'étude (2011-2012). % (R) : rétention ; (-) : rétention ; (+) : production.

			Barrage Cheffia			Barrage Mexa		
			Amont	Aval	R/P%	Amont	Aval	R/P%
	(m <sup>3</sup> /s)	2011	5,24	1,25		3,74	2,32	
		2012	8,03	6,63		18,56	1,84	
NH <sub>4</sub>	(t/an)	2011	10,49	1,14	-89	4,73	2,83	-40
		2012	12,61	3,38	-73	70	3	-96
NO <sub>2</sub>	(t/an)	2011	3,59	0,52	-60	2,1	1,9	-10
		2012	5,16	2,88	-44	22,6	1,16	-95
NO <sub>3</sub>	(t/an)	2011	57,25	3,23	-94	16,79	9,8	-42
		2012	59	13,58	-77	173,11	8	-95
NID	(t/an)	2011	71,33	4,9	-95	23,62	14,53	-38
		2012	77	20	-74	265,78	12	-95
NOD	(t/an)	2011	13,8	6	-56	27,5	12,8	46
		2012	39,4	38,4	-3	150,7	10	-93
NTD	(t/an)	2011	85,16	10,91	-87	51,1	27,36	-52
		2012	116	58,2	-50	416,46	22	-94
PO <sub>4</sub>	(t/an)	2011	7,22	1,39	-81	4,06	1,94	-52
		2012	11,3	5,51	-51	50,24	1,84	-96
PTD	(t/an)	2011	19,38	4,7	-76	14,76	8,21	-45
		2012	29,61	21,14	-29	159	3,72	-97
POD	(t/an)	2011	9,04	2,97	-67	7,37	5,67	-23
		2012	14,28	13,66	-4	88	1,66	-98
PID	(t/an)	2011	10,35	1,73	-83	5,95	2,55	-57
		2012	15,34	7,49	-51	71	2,07	-97
SiO <sub>4</sub>	(t/an)	2011	327,13	57,93	-82	222,8	97,08	-56
		2012	1234,56	507,2	-59	4185,66	88,11	-98

## **CONCLUSION**

En terme de concentrations, les barrages Cheffia et Mexa reçoivent de faibles concentrations en  $\text{NH}_4$  et en  $\text{PO}_4$ , le silicium est introduit aux barrages à de faibles teneurs mais y est éliminé à seulement à 17-14% en 2011 et 24-41% en 2012. Il s'y produit une élimination sélective puisque le rapport N/P augmente à la sortie des barrages, indiquant qu'il y a plus de rétention de phosphore que d'azote. Les barrages libèrent en revanche des eaux très chargées en NOD et en POD où la fraction du NOD augmente de 66% dans le barrage Cheffia en 2011 et de 52 à 56 en 2012 relativement aux eaux reçues à aux amonts. La fraction du POD augmente de 51% à la sortie de Cheffia en 2011 mais elle reste relativement faible à Mexa en 2012.

En termes de flux, les rivières introduisent aux barrages d'importantes masses de NTD, de PTD et de  $\text{SiO}_4$  mais elles y sont éliminées dans une large mesure. Ces éléments se trouvent fortement réduits à la sortie des barrages. Cependant, si la production du POD au sein des barrages est bien évidente, celle de NOD y est moins prononcée. Enfin, cette étude montre clairement que les barrages jouent un rôle crucial dans le cycle biogéochimique de la matière, en retenant les formes minérales, en produisant les formes organiques, en modifiant les rapports de Redfield, en réduisant leurs flux en direction de la mer. Ces modifications profondes devraient avoir de sérieuses répercussions sur la productivité et le fonctionnement des systèmes côtiers.

## Chapitre IV

# Distribution et flux de N, P et Si à l'embouchure

## 1. Distribution saisonnières des teneurs en N, P et Si à l'embouchure du Mafragh

Comme le montre dans la figure 7, les formes d'azote dissous à l'embouchure du Mafragh ne suivent aucune tendance saisonnière claire, les teneurs de NTD au cours de la période d'étude compris entre 9 à 37,5  $\mu\text{M}$  avec une moyenne de 27,15  $\mu\text{M} \pm 2,19$  en 2011 et 20,65  $\mu\text{M} \pm 2,13$  en 2012 (Fig. 9). Au sein du phosphore total dissous, la forme organique dominée avec une portion de 66-67% tout le temps où la valeur moyenne annuelle est de 3,57  $\mu\text{M} \pm 0,36$  et 3,38  $\mu\text{M} \pm 0,47$  respectivement en 2011, 2012. Le  $\text{PO}_4$  ne représente que 24% pendant les deux années. Les concentrations de silicium dans la station embouchure fluctuent entre 13 à 94  $\mu\text{M}$  avec une valeur moyenne de 53,71  $\mu\text{M} \pm 3,90$  et 53,17  $\mu\text{M} \pm 6,73$  (Tableau 8).

**Tableau 8** : concentrations moyennes des nutriments ( $\mu\text{M}$ ) à l'embouchure du Mafragh pour la période d'étude (2011-2012).

	2011	2012
NTD	27,15±2,19	20,65±2,13
NID	15,61±1,38	12,21±1,27
NOD	11,54±1,40	8,44±1,49
$\text{NH}_4^+$	6±1,09	4,06±0,93
$\text{NO}_3^-$	7,54±0,67	6,29±0,96
$\text{NO}_2^-$	2,07±0,23	1,86±0,24
PTD	5,40±0,44	5,20±0,43
PID	1,83±0,16	1,82±0,19
POD	3,57±0,36	3,38±0,47
$\text{PO}_4^{3-}$	1,32±0,13	1,27±0,15
$\text{SiO}_4$	53,71±3,90	53,17±6,73
N/P	13,8	11,72
Si/N	3,97	4,39
Si/P	45,47	52

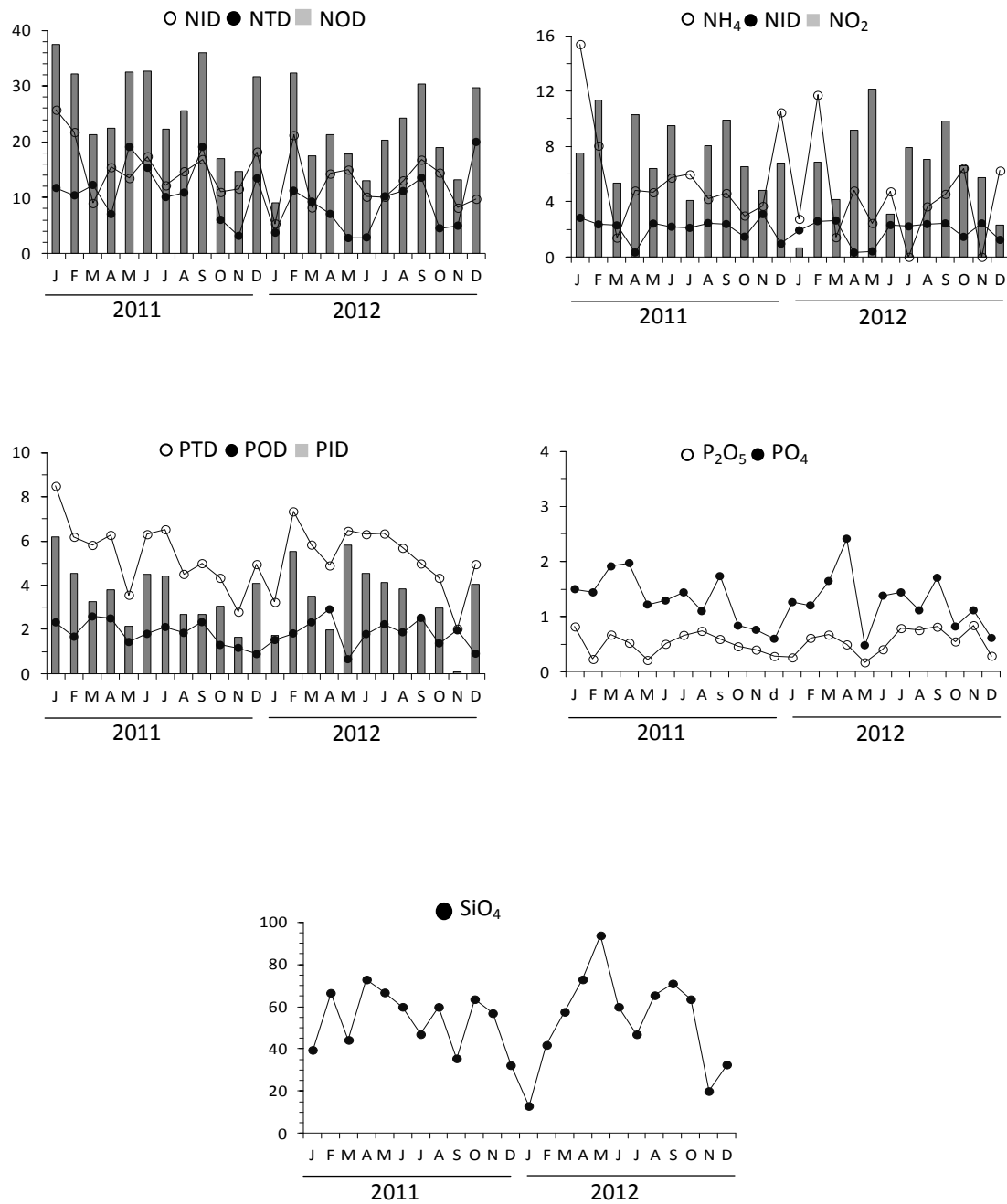


Figure 9 : variations des teneurs en nutriments ( $\mu\text{M}$ ) à l'embouchure du Mafragh.

## 2. Flux des nutriments à l'embouchure du Mafragh

Les flux des nutriments à l'embouchure du Mafragh sont présentés dans le (Tableau 9). Les flux de NTD fluctuent entre 523 t/an à 736 t/an en 2011, 2012. Le NID représente la fraction majoritaire de l'azote total dissous (57-61%). La fraction de  $\text{NH}_4$  varie entre 23% et 31%,  $\text{NO}_3$  entre 21% et 26%. Egalement la fraction du NOD

fluctue entre 38% et 43% en termes de flux varie entre 226 t/an et 283 t/an (Tableau 9). En terme de flux spécifique, le bassin du Mafragh, entraîne de forte masse en NTD où les flux spécifiques variant à 268 à 378 kg/km<sup>2</sup>/an respectivement en 2011 et 2012. En termes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> l'embouchure du Mafragh entraîne des flux importants (Tableau 9). L'embouchure parait la principale source d'apport de N. Durant la période d'étude la masse en PTD entraînée à l'embouchure est très importante où les flux fluctuent seulement entre 241 et 394 t/an avec un flux spécifique variant entre 124 à 202 kg/km<sup>2</sup>/an. L'embouchure du Mafragh décharge d'importantes quantités de PO<sub>4</sub> entre 60-85 t/an, avec un flux spécifique entre 31-43 kg/km<sup>2</sup>/an. Comme on peut le voir dans le (Tableau 9), la même tendance a été observée pour les SiO<sub>4</sub>. Les flux de SiO<sub>4</sub> à l'embouchure fluctuent entre : 1862 t/an et 2392 t/an respectivement en 2011, 2012, avec un flux spécifique entre 957-1230 kg/km<sup>2</sup>/an.

**Tableau 9** : flux (F en t/an) et flux spécifique (Fs en kg/km<sup>2</sup>/an) des nutriments à l'embouchure du Mafragh pour la période 2011-2012.

		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NID	NOD	NTD	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	PID	POD	PTD	SiO <sub>4</sub>	Si/N	N/P	Si/P
2011	<b>F</b>	121	37	139	296	226	522	60	80	161	241	1862	4	13	31
	<b>Fs</b>	62	19	71	152	116	268	31	41	83	124	957			
2012	<b>F</b>	230	65	157	453	283	736	85	120	274	394	2392	4	12	28
	<b>Fs</b>	118	33	81	233	145	378	43	61	141	202	1230			



# Discussion et Conclusion

## Discussion et conclusions

Ce travail vise principalement à estimer le transfert de N, P et Si de bassin du Mafragh et déterminer les effets des barrages sur les transformations biogéochimiques de ces éléments nutritifs depuis l'amont des barrages jusqu'à l'embouchure. Dans le continuum aquatique du système rivière, depuis leurs intrusions dans les barrages jusqu'à l'embouchure, tous les éléments nutritifs minéraux et organiques subissent d'importantes transformations biogéochimiques. Avant d'aboutir aux barrages (à l'entrée), les eaux de l'embouchure paraissent moins chargées en NID et en PID. A la sortie des barrages, les teneurs se réduisent sensiblement mais se rechargent de nouveau lors de leurs transits vers la mer, depuis les avals des barrages, par suite d'apports anthropiques. A l'embouchure du Mafragh les  $\text{SiO}_4$  semblent naturellement faiblement chargées (moyennes mondiale 150  $\mu\text{M}$ , [Tréguer et al., 1995](#)) avant même de se déverser dans les barrages. En amont des barrages, les teneurs en  $\text{SiO}_4$  ne sont que d'ordre de 53-104  $\mu\text{M}$  et baissent jusqu'à 53  $\mu\text{M}$  à l'embouchure.

Il apparaît que les barrages agissent comme de véritables usines biogéochimiques, en transformant les nutriments inorganiques reçus (NID et PID) en nutriments organiques dissous (POD et NOD). 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](#))). Le rôle des barrages semble crucial dans les transformations biogéochimiques des éléments nutritifs. Ses effets sont largement exprimés par :

- (i) la rétention des nutriments inorganiques dissous ;
- (ii) la production des matières organiques dissoutes ;
- (iii) la modification de l'équilibre des rapports de Redfield (N/P/Si);
- (iv) l'oxydation de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  (nitrification) ;
- (v) modification des cycles biogéochimiques de N, P et Si ;
- (vi) limitation des flux à la mer de N, P et Si ;
- (vii) large rétentions de sels et de sédiments provenant du haut bassin.

En termes de concentrations, les nutriments inorganiques sont retenus dans les barrages à des faibles proportions variant entre 11 et 32% pour  $\text{NH}_4^+$  à Cheffia et 4 à

20% pour  $\text{PO}_4$ . En termes de flux, ces taux de rétentions augmentent dans les deux barrages.

Durant la période d'étude les masses de  $\text{SiO}_4$  entrant aux barrages sont retenues à des proportions variant entre 59-82% à Cheffia, entre 56-98% à Mexa. L'azote inorganique (38 à 95%) et du phosphore inorganique (57 à 97%). Il est important de souligner par ailleurs que ces taux de rétentions sont remarquablement comparables avec ceux d'un barrage sous climat méditerranéen semi-arides en Australie (Cook et al., 2010), où  $\text{PO}_4$  est retenu à 77%,  $\text{NO}_3$  à 92% et le Si à 39% en terme de concentrations. Dans les réservoirs tempérés de la Marne, la Seine et de l'Aube, Garnier et al. (1999), il est observé de faibles rétentions de  $\text{NO}_3$  (40%) et des taux plus élevés pour Si (50%) et 60% pour  $\text{PO}_4^{3-}$ . Dans l'autre réservoir tempéré d'Iron Gate I construit sur le Rhin, Hambourg et al. (2000) rapportent que plus de 80% de la réduction du Si est liée à la rétention dans ce grand réservoir d'Europe.

Les résultats obtenus montrent clairement que les barrages produisent d'importantes masses du NOD et du POD, quantités qui devraient être considérées dans les budgets des éléments nutritifs. D'autre part, les grandes masses de matières organiques dissoutes (NOD et POD) libérées par les barrages sont en grande partie consommées en aval, le long de leur progression vers les eaux côtières. Cette élimination peut être expliquée par la consommation bactérienne comme le rapportent de nombreux travaux (Wolfe et al., 1999 ; Weigner et al., 2006 ; Purvina et al., 2010).

En termes de flux spécifique, le bassin versant du Mafragh libère de grandes quantités de  $\text{PO}_4^{3-}$  (31 à 43 kg  $\text{PO}_4/\text{km}^2/\text{an}$ ) à la mer. Ces flux peuvent être considérés parmi le plus forts des rivières méditerranéennes (voir par exemple Ludwig et al., 2009). En raison de la forte rétention dans les barrages, les flux spécifiques du NID variant entre 152 et 233 kg N/ $\text{km}^2/\text{an}$ . En effet 70% des grandes rivières méditerranéennes (Ludwig et al., 2009 ; Meybeck et al., 2007) ont des flux spécifiques supérieurs aux valeurs rencontrées dans les bassins de la présente étude. D'autre part, les grandes quantités de NOD introduites au littoral (jusqu'à 145 t/an), souvent omises dans le pool de l'azote total dissous, suggèrent que cet élément peut contribuer sensiblement à l'eutrophisation marine, comme l'avait déjà remarquée Seitzinger et Sanders (1997).

Les matières particulaires modifient le cycle des nutriments à l'échelle du bassin, de part l'envasement qu'elles occasionnent aux barrages. Le transfert à la mer de sédiments en suspension est de l'ordre de 58 000 à 1974 000 t/an selon l'année, ce qui représente un taux d'érosion de 30 t/km<sup>2</sup>/an en 2011 et de 1017 t/km<sup>2</sup>/an en 2012. Ces taux sont largement supérieurs à la moyenne méditerranéenne (60t/km<sup>2</sup>/an, [Meybeck et al., 2007](#)). Ceci suppose que les sols des bassins subissent de fortes altérations, perdants leurs équilibres et leurs fertilités. En effet, l'équilibre entre morphogénèse et pédogénèse est rompu lorsqu'il y a une perte des terres à raison de 1 à 12 t/km<sup>2</sup>/an ([PNUE/PB, 2003](#)). On comprend ainsi que ce taux est largement dépassé pour le bassin du Mafragh. Dans le même contexte, les eaux des barrages se salinisent (en terme de TDS) annuellement entre 26000 et 148000 tonnes cependant que les eaux marines reçoivent entre 436 000 et 654 000 de tonnes de sels d'origine continentale. En 2012 l'estuaire de Mafragh a livré de grandes quantités de sédiments (2 millions de t/an) et de sels (436000 t/an de TDS). Cela équivaut à 1017 t/km<sup>2</sup>/an de perte de sédiments et à plus de 224 t /km<sup>2</sup>/an de perte de sel et représente 2,5 fois la valeur moyenne pour les bassins hydrographiques de la Méditerranée. Environ 95% des sédiments et 40% des sels ont été apportés pendant la crue de février 2012.

Enfin, ce travail souffre indéniablement du manque de données sur les formes particulières des nutriments étudiés en particulier pour le P (où dominant souvent la fraction dissoute). Les études complémentaires actuellement en cours sur les mêmes sites, tiennent le plus grand compte des formes particulières de l'azote, du silicium (silicium biogénique), du phosphore et du carbone. De plus, les apports atmosphériques par les eaux de pluies de ces mêmes éléments sont actuellement également suivis. Ces données complémentaires devront en particulier les effets des barrages et les interactions atmposhère-continent-mer.

### **Conclusion générale**

Les principales caractéristiques d'estuaire étudiées se traduisent par les faibles teneurs en  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$  et en  $\text{SiO}_4$ . L'estuaire du Mafragh transporte d'importantes masses de sédiments en suspension correspondant à un taux d'érosion variant entre 30 et 1017 t/km<sup>2</sup>/an, selon l'année. Si les eaux des barrages se salinisent annuellement à raison de 4000 à 148 000 tonnes, les eaux marines reçoivent en revanche 436 000 à 654 000 t/an de TDS correspondant à une perte de sels des sols du bassin variant entre 224-336 t/km<sup>2</sup>/an selon l'année. Les barrages se sont révélés comme de véritables producteurs de matières organiques dissoutes, ce qui laisse à penser que ces réservoirs devraient jouer un rôle crucial dans les modifications des cycles biogéochimiques des nutriments. Enfin, ces conditions hydrologiques et biogéochimiques devraient avoir de sévères impacts sur le système rivière et sur le fonctionnement et la production du littoral récepteur.

# Références Bibliographiques

## REFERENCES

- Bagarello, V., Ferro, V., 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes*, 18: 141-157.
- Benblidia, M., 2011. L'efficacité d'utilisation de l'eau et approche économique. Etude nationale, Algérie. CAR/PNUE/PAM, Plan Bleu, Sophia Antipolis, 24pp.
- Boucherb, N., 2013. Transferts et géochimie de l'azote, du phosphore et du silicium des bassins des oueds kebir-rhumel, kebirouestetsaf-saf au littoral. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba.
- Brune, G. M., 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 34(3): 407-418.
- Cook, P.L.M., Aldridge, K.T., Lamontagne, S., Brookes, J.D., 2010. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochem.* 99: 49-63.
- European Environment Agency EEA., 1999. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. Environmental assessment series. Office for Official Publications/EE, L-2985 Luxembourg. 5: 137p.
- European Environmental Agency (EEA)., 2005. Priority issues in the Mediterranean environment. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 592 pp.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochem.* 47(2): 119-146.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, D., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, E., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zhao-Liang, Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.

- Humborg, C., 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(1): 45-50.
- Hani, A., S. Lallahem, J. Mania, L. Djabri., 2006. On the use of finite-difference and neural-network models to evaluate the impact of underground water overexploitation. *Hydrological processes*, 20(20): 4381-4390.
- Humborg, C., Rahm, L., Conley, D.J., Tamminen, T., Bodungen, V.o.n., 2008. Silicon and the Baltic Sea. Long-term Si decrease in the Baltic Sea-A conceivable ecological risk? *J. Mar. Syst.* 73: 221-222.
- Haridi, A., 2010. Étude écologique de l'estuaire du Mafragh: Distribution des masses d'eaux, des matières nutritives minérales et organiques (Nord Est D'Algérie). Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba.
- Ibanez, 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.
- Kondolf, G. M., 1997. PROFILE Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River. *Environmental management*, 21(4): 533-551.
- Khélifi-Touhami, M., M. Ounissi, I. Saker, A. Haridi, S. Djorfi, C. Abdenour., 2006. The hydrology of Mafragh estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 4(2): 340-346.
- Le Gal, Y., 1989. *Biochimie marine*. Ed. Masson, Paris, 222 p.
- López-Bermúdez, F., M.A. Romero., 1993. Génesis y consecuencia erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. *Cuadernos de investigación Geográfica*, 18: 7-28.



- Luis, M.D., J. Raventós, J.C. González-Hidalgo, J.R. Sánchez, J. Cortina., 2000. Spatial analysis of rainfall trends in the region of Valencia (East Spain). *International Journal of Climatology*, 20(12): 1451-1469.
- Liu, K.K., Seitzinger, S., Mayorga, E., Harrison, J., Ittekkot, V., 2008. Fluxes of nutrients and selected organic pollutants carried by rivers, Chapter 8 in: E. Urban & S. Greenwood (Eds.) *PACKMEDS - Dynamics and vulnerability of semi-enclosed marine systems: the integrated effects of changes in sediment and nutrient input from land*. Scientific Committee on Progress in the Environment (SCOPE), New York, 141-167.
- Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, S. Heussner., 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: 199-217.
- Lehner, B., ReidyLiermann, C., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. Global Reservoir and Dam Database, Version 1 (GRanDv1):Reservoirs,Revision01,<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gran-d-v1-reservoirs-rev01>.
- Labar, S., M. Djidel, H.C. Mei-Ling, F. Benslimane, A.Hani.,2013.Assessing Inorganic Pollution in Ground Waters within an Agricultural Area of Northeastern Algeria. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 4 (12): 2229-5518.
- Meybeck, M., A. Ragu, 1995.GEMS/Water contribution to the global register of river inputs (GLORI), Provisional Final Report.UNEP/WHO/UNESCO, Geneva.
- Meybeck, M., A. Ragu., 1996. GEMS/Water Contribution to the Global Register of River Inputs. GEMS/Water Programme (UNEP/WHO/UNESCO). World Health Organization, Geneva, Switzerland.

- Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 358: 1935-1955.
- Margat, J., Treyer, S., 2004. *L'eau des méditerranéens : situation et perspectives*. Plan Bleu PNUE/PAM, Sophia-Antipolis.
- Margat, J., 2004. L'eau dans le bassin méditerranéen : situation et prospective. Les fascicules du Plan Bleu. MAP Technical Report Series No. 158, Athena, 366p .
- Milliman, J.D., 2007. Impact of human activities on present-day Mediterranean rivers. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 38.
- Meybeck, M. Dürr, H.H., Roussennac, S., Ludwig, W., 2007. Regional seas and their interception of riverine fluxes to oceans. *Mar. Chem.* 106: 301-325.
- Nixon, S.W., 2003. Replacing the Nile: are anthropogenic nutrients providing the fertility once brought to the Mediterranean by Great River? *Ambio* 32: 30-39.
- Nunes, J.P., J. Seixas., 2003. Impacts of extreme rainfall events on hydrological soil erosion patterns: application to a Mediterranean watershed. *World Resource Review*, 15(3): 336-351
- Nearing, M.A., V. Jetten, C. Baffaut, O. Cerdan, A. Couturier, M. Hernandez, Y. Le Bissonnais, M.H. Nichols, J.P. Nunes, C.S. Renschler, V. Souchère, K. van Oost., 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61(2): 131-154.
- Ounissi, M., N. Bouchareb., 2013. Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes.RendusGeoscience*, 345: 81-92.
- Ounissi, M., Ziouch, O.R., Aounallah, O., 2014. Variability of the dissolved nutrient (N, P, Si) concentrations in the Bay of Annaba in relation to the inputs of the Seybouse and Mafragh estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 80, 234-244.

- Preston, S.D., Bierman, J.R.V.J., Silliman, S.E., 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resour. Res.* 25 (6): 1379-1389.
- Poesen, J., J. Hooke., 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography*, 21(2): 157-199.
- PNUE/ P.b., 2003. Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens. Sophia Antipolis, Plan Bleu, ISBN : 2-912081-13-0. 70p.
- 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.
- Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau : eaux naturelles : eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Paris.
- Remni, B., 2010. Le problème de l'eau en Algérie du Nord. *Larhyss journal*, 8 : 27-46.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Ed. Boucherville, Gaëtan Morin, 850pp.
- Seitzinger, S.P., Sanders, R.W., 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159: 1-12.
- Seitzinger, S.P., Sanders, R.W., 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159: 1-12.
- Stroosnijder, L., 2005. Measurement of erosion: is it possible? *Catena*, 64(2): 162-173.
- 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(S2): 121-132.
- 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.

- Turner, R.E., Rabalais, N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry* 64: 297-317.
- Ulbricht, U., P. Lionello, D. Belusic, J. Jacobeitd, P. Knippertze, F.G, Kuglitsch, G.C. Leckebusch, J. Luterbacherh, M. Maugeri, P. Maherasj, K.M. Nissena, V. Pavank, J.G. Pintol, H. Saaronim, S. Seubertd, A. Toretih, E. Xoplakif, B. Ziv, 2012. *The climate of the mediterranean region: from the past to the future*. Elsevier, Oxford, pp: 301-346.
- Vörösmarty, C.J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green, J.P.M. Syvitski, 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39(1/2): 169-190.
- Wolfe, L., Kroeger, K.D., Valiela, I., 1999. Increased lability of estuarine dissolved organic nitrogen from urbanized watersheds. *Biol. Bull.* 197: 290-292.
- 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.
- Zhang, S.R., X.X. Lu, D.L. Higgitt, C.T.A. Chen, H.G. Sun, J.T. Han., 2007. Water chemistry of the Zhujiang (Pearl River): natural processes and anthropogenic influences. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* (2003–2012), 112(F1).
- Ziouch, O.R., 2014. Nutrient distribution in the Bay of Annaba under the influence of the Seybouse and the Mafragh estuaries inputs (South-Western Mediterranean). *Département des Science de la Mer. Université Badji Mokhtar-Annaba, Algerie.*

# Résumés

## Résumé

La distribution et les flux de nutriments et des matières en suspension entrant et sortant des barrages et à l'embouchure du bassin de **Mafragh** ont été étudiés mensuellement durant deux cycles annuels (**janvier 2011-décembre 2012**) à partir d'une station à l'embouchure et de deux stations représentant l'amont et l'aval de chacun des deux barrages (**Cheffia et Mexa**). Le bassin de **Mafragh** se caractérise par des faibles teneurs en ammonium ( $\text{NH}_4$ ) en phosphate ( $\text{PO}_4$ ) et en silicates ( $\text{SiO}_4$ ) même avant d'aboutir aux barrages. A partir du flux minéral reçu à l'amont, les barrages retiennent annuellement **20 à 95 %**, selon l'élément, mais libèrent à leurs avals des eaux fortement chargées en matières organiques dissoutes (azote organique dissous : **NOD** et phosphore organique dissous : **POD**). A l'échelle du bassin versant, les flux spécifiques de l'azote dissous atteignent **378 kg/km<sup>2</sup>/an**, au sein duquel la fraction organique représente jusqu'à **42%**, cependant que celui du phosphore dissous n'excède pas **202 kg/km<sup>2</sup>/an**, avec une dominance de la fraction organique. L'embouchure du **Mafragh** introduit à la mer d'importantes masses de sédiments en suspension correspondant à un taux d'érosion des sols de **1017/km<sup>2</sup>/an**. De même, la perte en sels des sols (**TDS**) du bassin atteint **336 t/km<sup>2</sup>/an**. Environ **95%** des sédiments et **40%** des sels ont été apportés pendant la crue de **février 2012**. On considère ainsi que le bassin du **Mafragh** est faiblement anthropisé, si ce n'est la construction de barrages qui modifie remarquablement le chimisme des eaux en transit à la mer. Ces modifications peuvent avoir de sévères répercussions sur fonctionnement et la productivité du système bassin versant-mer.

**Mots-clés :** bassin versant, barrage, azote, phosphore, silicium, MES, flux, biogéochimie, Estuaire de Mafragh.

**Abstract**

Nutrient distribution and fluxes into and from dams and from **Mafragh** estuary were monthly measured during **January -December 2012** at the entrances and exits of the dams(**Cheffia ,Mexa**) and at the catchment outlet (**Mafragh estuary outlet**). The main characteristics of the **Mafragh estuary outlet** were the low levels of **NH<sub>4</sub>** and **PO<sub>4</sub>**. From the inorganic nutrient incoming fluxes, the dams trapped annually **20 to 95%**, depending on the nutrient, but released in great levels dissolved organic forms (**DON** and **DOP**) at their exits. At**Mafragh** catchment, dissolved nitrogen loadings reach **378kg/km<sup>2</sup>/yr**, in which the organic fraction forms up to **42%**; while those of dissolved phosphorus reach **202 kg/km<sup>2</sup>/yr**, with a great organic fraction. The **Mafragh** estuary outlets introduced into the neighboring coastal water high masses in suspended sediments corresponding to **1017 kg/km<sup>2</sup>/yr** of soil erosions. Loadings in continental salts (**TDS**) via **Mafragh estuary** outlets inducing a loss rate of soil salts of **336 t/km<sup>2</sup>/yr**. We consider that the catchments were lowly impacted in several ways: low levels in **NH<sub>4</sub>** and **PO<sub>4</sub>**; lowering of water flow behind dams, high soil erosion rates and salinization of dams despite the lowering of nutrient inputs to coastal waters.

**Key-words:** estuary, catchment, dam, nitrogen, phosphorus, silicates, flux, biogeochemistry, Mediterranean.

## ملخص

تناولت هذه الدراسة توزيع وتدفق النيتروجين, الفوسفور, والسليسيوم وكذلك المواد الرسوبية الهائلة والاملاح في المياه التي تدخل سدي (ماكسة والشافية ) عبر واد مفرغ وعند خروجها مباشرة وكذلك عند مصب الواد. يتميز حوض مفرغ بتركيز ضعيف من الامونيوم (NH<sub>4</sub>), الفوسفات (PO<sub>4</sub>) والسليسيوم (SiO<sub>4</sub>) حتى قبل ان تصل الى السد, و تلعب السدود دورا بيوجيوكيميائيا محوريا حيث تخزن نسبا هائلة من الاملاح المغذية. بينما تصدر عند مخارجها المواد العضوية المغذية (NOD et POD), وتجر الواد عند المصب الى البحر كمية من الاملاح المعدنية حيث تمثل قيمة النيتروجين ما يعادل 378/كغ/كلم<sup>2</sup>/سنة وقيمة الفوسفور لا تفوق 202 /كغ/كلم<sup>2</sup>/سنة. على صعيد آخر, يجر الواد الى البحر كميات هائلة من المواد الرسوبية الهائلة حيث يصل معدل انجراف التربة الى 1017/طن/سنة في حين كمية تدفق الاملاح (TDS) الى البحر تصل الى 336/طن/سنة. نسبة 95 % من الرواسب 40% من الاملاح ظهرت خلال فيضانات فيفري 2012.

## كلمات مفتاحية :

حوض مصب, سد, النيتروجين, الفوسفور, السليسيوم, مواد رسوبية هائلة, تدفق, البيوجيوكيمياء, واد مفرغ.



## Liste des figures

N°	Titre	Page
1	stations échantillonnées dans le bassin du Mafragh (★), à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia, à l'amont et à l'aval du barrage Mexa et à l'embouchure. ●: Barrage. La ligne verte est la limite des sous-bassins versants	07
2	Débit d'eau aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire du Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée : assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh	18
3	Niveaux de TDS aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire de Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée : assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh	20
4	Niveaux de MES aux entrées et sorties des barrages et à l'embouchure de l'estuaire de Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Air grisée : assec aux entrées des barrages et fermeture à l'embouchure du Mafragh	22
5	variations des teneurs en azote ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia	26
6	variations des teneurs en nutriments en phosphore et silicium ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Cheffia	27
7	variations des teneurs en azote ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Mexa	30
8	variations des teneurs en phosphore et silicium ( $\mu\text{M}$ ) à l'amont et à l'aval du barrage Mexa	31
9	variations des teneurs en nutriments ( $\mu\text{M}$ ) à l'embouchure du Mafragh	37

## Liste des tableaux

N°	Titre	Page
1	Positionnement (latitude, longitude) des stations étudiées dans le bassin du Mafragh	08
2	résumé des méthodes d'analyse des éléments chimiques et biochimiques.1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996)	10
3	Paramètres hydrologiques aux sub-bassins versants et au bassin inférieur du bassin versant de Mafragh durant la période d'étude (Janvier2011-Décembre2012). *: volume d'eau reçu et livré (valeurs entre parenthèses) par les barrages au cours de l'année 2012. Les données de précipitations sont émis à partir de La station météorologique du barrage de Cheffia pour le sous-bassin de Cheffia; La station météorologique du barrage de Mexa pour le sous-bassin de Mexa et Mellaha, la station météorologique d'Annaba pour le bassin inférieur du Mafragh	17
4	flux en eau, en sédiments et sels aux barrages et à l'embouchure du Mafragh durant la période d'étude (2011-2012). Le temps de renouvellement des barrages et les flux ou érosions spécifiques sont également données. Tr : temps de résidence ; Q : débit moyen annuel ; V : volume annuel reçu ou libéré par les barrages et celui introduit à la mer ; R% : taux de rétention	24
5	taux de rétention (%) pour le barrage Cheffia durant la période d'étude (2011-2012). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives production	28
6	taux de rétention (%) pour le barrage Mexa durant la période d'étude (2011-2012). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives production	32
7	Flux annuel des nutriments en amont et en aval des barrages durant la période d'étude (2011-2012). %(R) : rétention ; (-) : rétention ; (+) : production	34
8	concentrations moyennes des nutriments ( $\mu\text{M}$ ) à l'embouchure du Mafragh durant la période d'étude (2011-2012)	36
9	flux (F en t/an) et flux spécifique (Fs en $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$ ) des nutriments à l'embouchure du Mafragh pour la période janvier 2011-décembre 2012	38

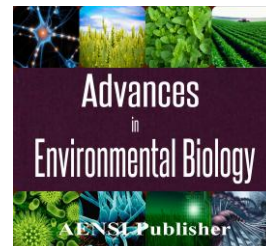
# Article



AENSI Journals

## Advances in Environmental Biology

ISSN-1995-0756 EISSN-1998-1066

Journal home page: <http://www.aensiweb.com/AEB/>

# Transport and retention of dissolved and suspended solids across the Mafragh catchment (Algeria)

Fatima Zohra Taamallah, Hadjer Laskri and Aicha Beya Amira

Department of Marine Science, Faculty of Science, Badji Mokhtar Annaba University, Box 12, Annaba 23000, Algeria

**Address For Correspondence:**

Department of Marine Science, Faculty of Science, Badji Mokhtar Annaba University, Box 12, Annaba 23000, Algeria.  
laskri.hadjer@yahoo.fr: +213 792628148

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Received 22 March 2016; Accepted 28 May 2016; Available online 12 June 2016

## ABSTRACT

The Mafragh catchment, NE Algeria, is weakly populated with agricultural activities becoming essentially intensive, but the industry is still limited to some small agro-alimentary factories located at the lower catchment. The Mafragh catchment (3,200 km<sup>2</sup>) includes Cheffia and Mexa dams, which are constructed respectively on Bounamoussa and Kebir streams, and Bougous dam which is being built in 2010 closely to Mexa dam in the Kebir sub-Basin. Land erosion, soil fertility loss and surface water management are crucial problems facing Algerian coastal catchments. The aim of this work is to evaluate water, sediment and salts retention in dams and their fluxes at the catchment outlet. Water discharge, total suspended solids (TSS) and total dissolved solids (TDS) were monthly measured during January -December 2012 at the entrances and exits of the dams and at the catchment outlet (Mafragh estuary outlet). Mexa dam trapped annually over 160,000 tons of TSS by contrast to the Cheffia dam that yearly only trapped 47000 tons. Mexa dam seems to be heavily affected by sediment sinking, and is thus submitted to severe and rapid clogging. Annual retention of TDS in the two dam were however comparable, in the order of 30000 tons even if Mexa dam received more elevated salty waters. The sediment loss reached a value as high as 571t/km<sup>2</sup>/yr for Mexa sub-basin, but was limited to 250t/km<sup>2</sup>/yr for Cheffia sub-basin. Cheffia dam removed 52% of the incoming sediments, and 61% of TDS in contrast to Mexa dam which only retained 43% of the received TSS and 21% of TDS. At the catchment outlet, the Mafragh estuary delivered large masses of sediment (2 million t/yr of TSS) and salts (436000 t/yr of TDS). This is equivalent to 617t/km<sup>2</sup>/yr of sediment loss and over 136 t/km<sup>2</sup>/yr of salt loss, and represents 2.5-fold the mean value for Mediterranean river catchments. About 95% of sediment and 40% of salts amount were brought during the flood of February 2012.

**KEYWORDS:** Mafragh catchment, River, Estuary, Dam, Flood, Flux, TSS, TDS, Algeria

## INTRODUCTION

As a consequence of global climate change, climatic variability will increase, resulting in greater frequency and intensity of extreme weather events, which could increase rates of erosion [1, 2]. This could be especially relevant in Mediterranean catchments where precipitation is characterized by scarcity, heavy spring and autumn storms, despite the large spatiotemporal variability [3]. Daily storms of several hundred mm are common throughout the Mediterranean area [4, 5], and they have very short return periods [6]. Such irregularity of precipitation is the main cause for temporal fluctuation of erosion rates in Mediterranean catchments [7, 8]. Suspended particles in coastal waters have diverse origins such as river discharge, coastal erosion, resuspension, and atmospheric transport. Rivers represent an important link between land and the ocean, and presently, they annually discharge about 35 000 km<sup>3</sup> of freshwater, and 22 10<sup>9</sup> tons of solid and dissolved materials to the ocean

[9]. However, database for Africa is poorly documented [10], despite the fact that many of these rivers have large water and sediment inputs and are particularly susceptible to natural and anthropogenic changes. Moreover, several studies [11, 12, 13] noticed that both water and sediment discharge of several world' rivers have shown progressive decrease during the last 50 years, which is more primarily due to reservoir construction, water abstraction, and soil conservation. Generally, the decrease of sediment load was reported [14] to coincide with decreasing trends of some major ions and total dissolved solids (TDS). The impacts of land use change on water discharge and sediment load, mainly forestation and deforestation, have been known for small river basins [15]. On the other effects of land use change may be difficult to identify in large basins due to the existence of other human disturbances, such as reservoirs construction, water extraction, and hydrological time lags [16]. In some basins, such as the Colorado and Nile, sediment is trapped completely due to large size of the reservoirs and flow diversion [17], and trapping efficiency for smaller dams ranges between 10 and 90 % [18]. 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. The effect of dams on bed load transport is even more dramatic because it is fully trapped by reservoirs [19]. Moreover, because of their organic components and mineral, total suspended solids (TSS) are at the center of biogeochemical cycles.

Also, the transport of suspended sediment from one site to another, trace the movement of nutrients and pollutants. Similarly, the salts (total dissolved solids or TDS) carried by rivers, after being torn from the rocks and land sediments they cross, are of utmost utility for monitoring soil quality and continental waters [20]. The Mafragh catchment is the largest wetted area of Algeria (about 800 km<sup>2</sup>), and has also the largest groundwater supply in North Algeria [21]. The upper Mafragh catchment is mainly forested and the lower catchment is a unique virgin wetlands occupied by a large floodplain and marshland (130 km<sup>2</sup>) and littoral dunes (180 km<sup>2</sup>). The lower land of this floodplain allows the marine intrusion into the Mafragh River, which penetrates up to 20 km in the Kebir branch and about 10 km in the Bounamoussa branch [22]. The functioning and the hydrological cycle of the estuary have been recently described by Khélifi-Touhami et al. [22] and Ounissi et al. [23]. Information on water erosion is still scarce in the Mediterranean basin [24] and particularly lacking in Algeria coastal basins [25, 26]. Touabia [27] had however assessed the erosion rate of several Algerian dams, but had not considered the amounts of sediment delivered from the dams' exits. Bouchareb [28] had however assessed the sediment and salts budget for three dams belonging to North Eastern coastal catchments. Apart from some hydrological features of the surface water [22, 23] and underground water geochemical data [21, 29], there is no available data about the amounts of water, sediment and salts transferred into the adjacent coast and within the Mafragh catchment, including dams. This work challenges to assess, for the first time, surface water, sediment and salts budget for two important dams in the Mafragh basin. The aim of this study is also to determine water, sediment and salts fluxes into the adjacent coast through the Mafragh' catchment outlet.

## MATERIAL AND METHODS

### *Sampling site:*

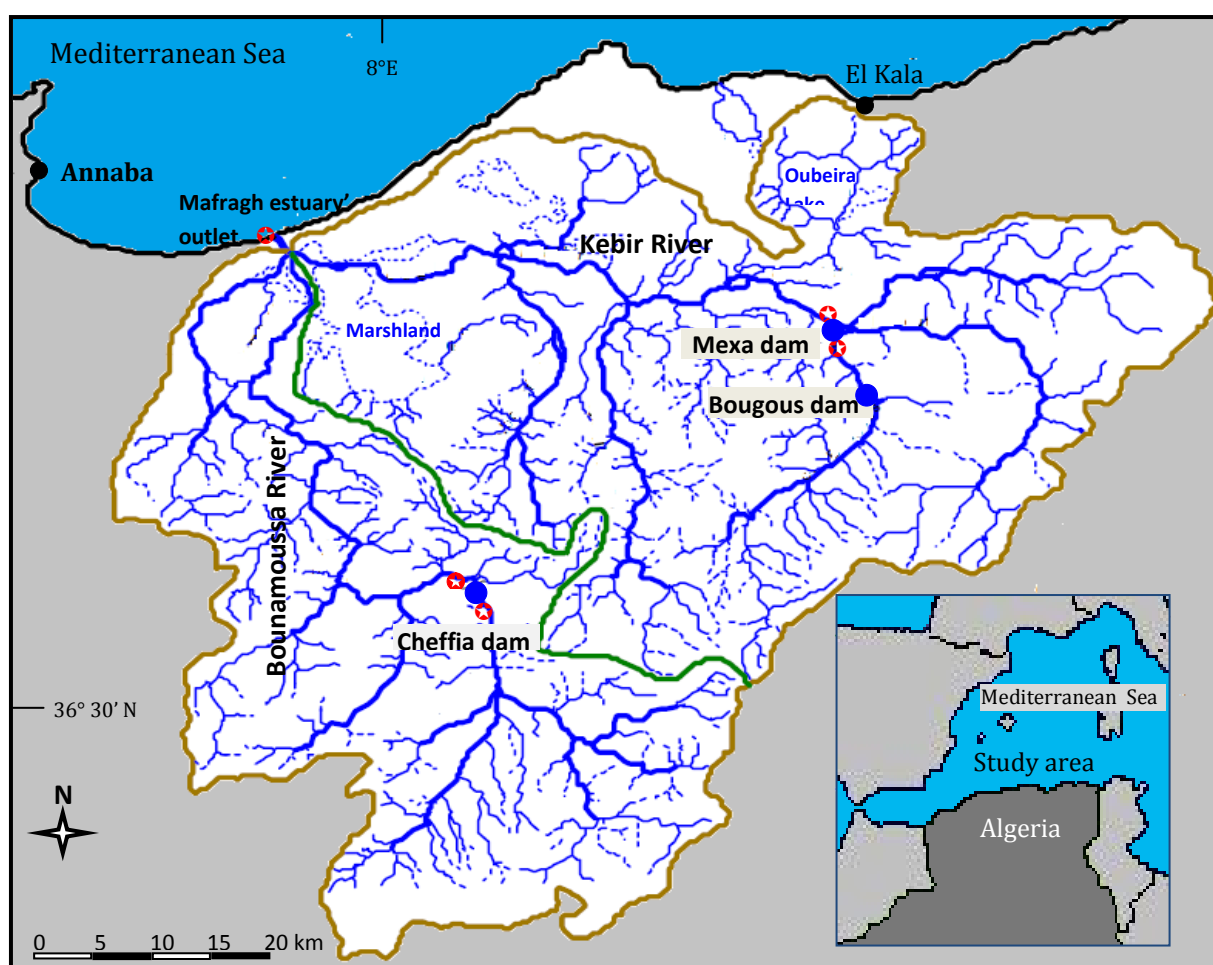
The Mafragh catchment includes two permanent streams (Kebir and Bounamoussa) that arise from the contiguous Tunisian mountains and confluence at about 1 km from the shoreline of Annaba Bay, and form the Mafragh estuary (Fig. 1). The Mafragh catchment comprises Cheffia, Mexa and Bougous dams, which retain together over 282 million m<sup>3</sup>. Cheffia dam was built in 1966 on the Bounamoussa River to intercept about 170 million m<sup>3</sup>. The Mexa dam was constructed in 1996 on the Kebir stream, just at the Tunisian border. It was initially planned, in collaboration with the Tunisian authority, to collect over 600 million m<sup>3</sup>, but for some diplomatic consideration, the initial designed volume was reduced to only 51 million m<sup>3</sup>. Bougous dam (60 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> storage capacity) has recently been built (2010) closely to Mexa dam in the Kebir sub-basin. The retained water in Bougous dam is almost used for feeding Mexa dam. The Mafragh catchment (3200 km<sup>2</sup>) is weakly populated (100 inhab. /km<sup>2</sup>), and the industry in the region is limited to some small agro-alimentary factories and the agricultural activities are rather being more intensive in the middle and lower catchment. The catchment is largely forested in the upper part, but includes large marshland and floodplain (130 km<sup>2</sup>) in the lower part (Fig. 1). Between these parts raise some villages surrounding the floodplain edges. Such singular land-use makes the Mafragh watershed among the pristine and virgin area in the Mediterranean region. As reported by [22], the Mafragh hydrosystem has an estuarine part which stretched 20 km inland on the Kebir branch and reached 10 km on the Bounamoussa branch, but the size of this part strongly vary with the importance of the streams flow. Moreover, the Mafragh hydrosystem appears to function as atypical estuary, comprising river phase, estuarine phase and lagoonal phase [22]. The duration of each phase may strongly vary with the streams input and the duration of dry season. The Mafragh estuary's outlet might be closed for several months from its tidal connection under extended dry period. In contrast, during high freshwater input episodes, often occurring in November-April, several millions m<sup>3</sup> of the estuarine salt water are entirely downright discharged into the sea. When the estuary still connected to the sea by wet year, the estuary is dominated by the tidal intrusion,

during the dry period (May-October), which expands in a very stratified system, with two layers, in which the salt water layer occupies over 80% of the water column [23].

#### Analytical methods:

The water flow, TSS and TDS were monthly measured during January-December 2012 in 5 stations for Mafragh catchment (Fig. 1). Stations were located at the entrances and exits of Mexa and Cheffia dams and at the outlet of the Mafragh estuary (Fig. 1). Drying up period occurred at the dam' entrances during September-October, and the Mafragh estuary' outlet was also closed from its shoreline connection for 7 months (May to November). There is then no data for the dams' openings, but we continued to sample the estuarine outlet station for TSS and TDS, as the station is located about 150 m far from the shoreline connection.

Flow 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 ( $m^3/s$ ) was calculated by multiplying the water velocity ( $m^3/s$ ) by the total surface area ( $m^2$ ) of the streams' transecting at the sampling stations. Measurements of water velocity were taken at several points depending on the station section size and depth. These measurements allow computing the average current velocity. In addition, an exceptionally flood event occurred during late February (23-30 February 2012), but had unfortunately not surveyed. We simply have taken some flow measurements at the estuary outlet, at the maximum of water discharge (about  $2000 m^3/s$ ) on February 25.



**Fig.1:** Study area and location of sampling stations (☆) of the Mafragh catchment, at the opening and the exit of Cheffia dam, the opening and the exit of Mexa dam and the Mafragh estuary' outlet. ●: dam or reservoir. Green line is the limit of the sub-catchments.

The total dissolved solids (TDS or salts) were measured (in milligram per liter or mg/l) in situ with the WTWi197 Multiparameter. In the laboratory the total suspended solids (TSS) were measured following the method described in [30]. Two subsamples of 500 ml were filtered on pre-combusted ( $450^{\circ}C$  for 1 h) and pre-weighed Whatman GF/C glass filters for TSS weight measurements. These filters were dried at  $110^{\circ}C$  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). The instantaneous and annual TSS and

TDS fluxes were assessed using the method of average instantaneous loads [31].

### Results:

#### Water discharge into and from the dams and into the sea from the Mafragh estuary' outlet:

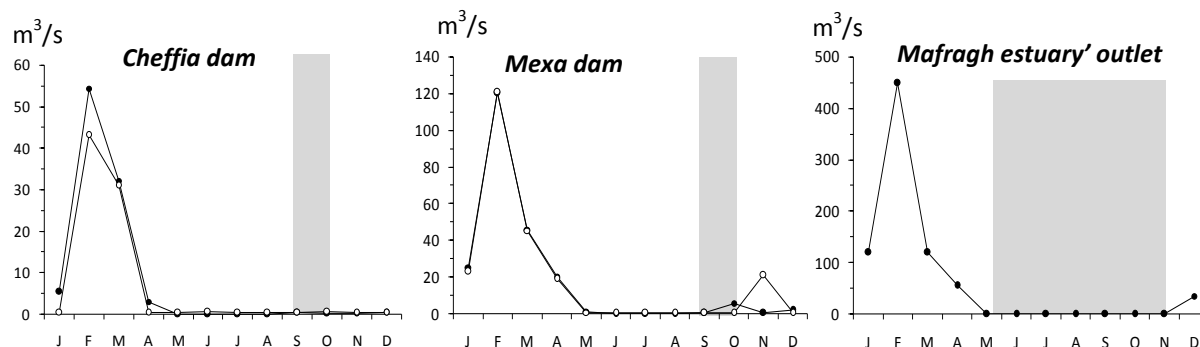
The precipitation over Mexa sub-catchment reached 1046 mm and 828 mm on the Cheffia one (Table 1). Water flow at the entrance of Cheffia dam varied largely between 0.01-54.40 m<sup>3</sup>/s with an average of 8.08 m<sup>3</sup>/s, corresponding to 250 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/yr. Cheffia dam delivered between 0.5-43 m<sup>3</sup>/s and had an average of 6.62 m<sup>3</sup>/s, equivalent to 206 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/yr (Table 1; Fig. 2). Large incoming water discharge (54.40 m<sup>3</sup>/s) was recorded during the flooding of February.

The Mexa dam received in average 18.50 m<sup>3</sup>/s (577 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/yr) with exceptionally elevated discharge during the flood of February (120.25 m<sup>3</sup>/s). However, during the dry period (May-October), the entrance of Mexa dam falls almost dry, and its flow had not exceed 0.40 m<sup>3</sup>/s. Water deliveries from the exit of Mexa dam was in average 19.40 m<sup>3</sup>/s (606 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/yr) but decreased up to 0,5 m<sup>3</sup>/s during the dry period (Fig. 2). Considering the received water discharge, Mexa reservoir seems to renewed every month (residence time 1.06 month), but Cheffia dam was renewed within 8.20 months (Table 1). This is because Mexa dam somewhat function as a reservoir that is continuously fed by the Bougoug adjacent dam, in spite of the discharge from two streams (Fig. 1).

**Table1:** Hydrological parameters at the sub-catchments and the lower basin part of the Mafragh catchment during the year 2012. \*: volume of water received and delivered (values between parentheses) by the dams during the year 2012. Data of rainfall are issued from the meteorological station of Cheffia dam for Cheffia sub-basin; the meteorological station of Mexa dam for Mexa sub-basin and Mellaha, Annaba meteorological station for the lower Mafragh catchment.

		Catchment area (km <sup>2</sup> )	Dam capacity (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Rainfall (mm)	Flow (m <sup>3</sup> /s)	Volume* (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /yr)	Residence time (month)
Dam sub-basin	Cheffia dam	575	171	828	8.08 (6.63)	250 (206)	8.20
	Mexa dam	680	51	1,046	18.5 (19.4)	577 (606)	1,06
Lower Mafragh catchment	Mafragh estuary	1945	-	825	65	2050	0.017

Water flow from the Mafragh estuary' outlet varied between 0 and 450 m<sup>3</sup>/s with an average of 65.10 m<sup>3</sup>/s (Fig. 2) corresponding to an annual discharge of 2.05 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>. The flood of February 25 had brought exceptionally discharge reaching an historical value as high as 2000 m<sup>3</sup>/s (data not represented). During the dry period extending from May to November, the estuary was closed from its tidal connection because of the reduction of freshwater input and water retention in the dams. Even if the estuary had received large freshwater amount during the wet season (January-April), particularly from the flash flood, it has not kisses however the sea, and still isolated for 7 months (Fig. 2).

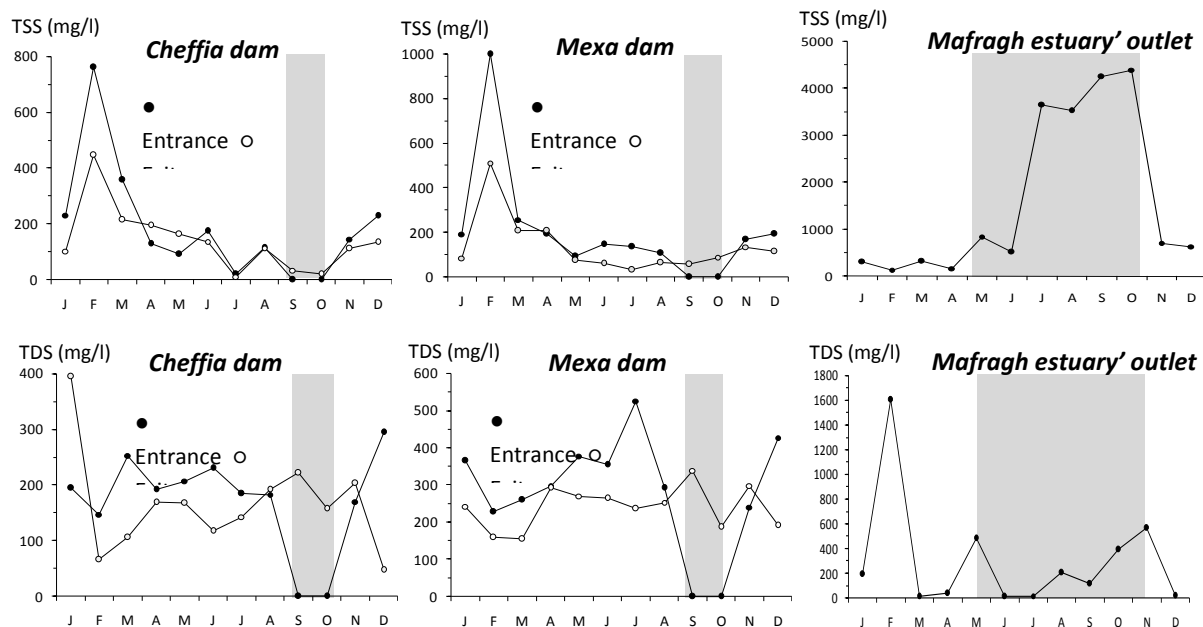


**Fig. 2:** Surface water flow at the dams' entrances and exits and at the Mafragh estuary' outlet during the year 2012. Grey area is drying up period at the dams' entrances and closing period for the Mafragh estuary' outlet.

#### TSS and TDS level upstream and downstream the dams and at the Mafragh estuary' outlet:

The TSS levels of waters entering Cheffia dam varied largely (10-761 mg/l) with an average of 226 mg/l. During the wet period TSS average amounts increased to reach 232 mg/l and peaked during the flood of February (761 mg/l), as can be seen in figure 3. At the opening of Cheffia dam, the TDS levels ranged between 165-295 mg/l with an average of 205 mg/l (Fig. 3). In contrast to TSS seasonal cycle, TDS levels decreased to 156 mg/l during the wet period, but increased to 233 mg/l in the dry period. At the exit of Cheffia dam the average TSS and TDS levels decreased to 141 mg/l and 166 mg/l, respectively. Water exiting Cheffia dam were lowered by 37% in TSS levels and 19% in TDS levels, compared to the incoming amounts.

The opening of Mexa dam showed the same seasonal cycle of the Cheffia one, but with high levels in TSS and TDS (Fig. 3). The average level of TSS was more elevated than at Cheffia, reaching 249.2 mg/l in the received waters, and peaked during the wet period particularly at the flood of February (999 mg/l). Waters leaving Mexa dam were depleted in sediment, where TSS levels decreased in average to 137 mg/l. At the opening of Mexa dam, the TDS average level reached 337 mg/l, but decreased in the wet period to only 227 mg/l (Fig. 3). At the opposite, during the dry period the TDS levels increased in average to 388 mg/l. Because of the dam trapping, the TDS levels of the delivered waters from Mexa dam exit decreased in average to 140.5 mg/l. Consequently, the TSS and TDS levels were reduced by 45% and 58%, respectively in the water deliveries from Mexa reservoir. They followed, however, the same seasonal cycle of the inflowing waters.



**Fig. 3:** TSS and TDS levels at the dams' entrances and exits and at the Mafragh estuary' outlet during the year 2012. Grey area is drying up period at the dams' entrances and closing period for the Mafragh estuary' outlet.

At Mafragh estuary' outlet the average annual level of TSS was 307 mg/l. In contrast to the inflowing of the dams, TSS levels of Mafragh estuary waters, were maximum in the wet period reaching 370 mg/l and decreased to 181 mg/l in the dry period (Fig. 4). This is because of sediment supply during the flooding from agricultural lands, which spreads over the lower catchment, and is usually amended in winter, coinciding with the wet period. By flood events, the swamps of the lower catchment can, trough their excess filling, export a fraction of their endogenous particulate matter and sludge. In addition, because of tidal effects, TDS levels were elevated throughout the year at Mafragh estuary' outlet, with an average of 1620 mg/l. The levels however dropped slightly during the wet period (Fig. 3), but sharply increased up to 2137 mg/l under high evaporation rates during the dry period.

#### *TSS, TDS fluxes into and from the dams and at the Mafragh estuary' outlet:*

The delivered water into the Cheffia dam brought annually 143947 tons of suspended sediment, from which 52% is lost to the dam (Table 2). The flood of February alone contributed to 170000 tons of sediment, which represents 75% the annual load. During the same flood, the Cheffia dam exported 50,000 tons to the lower catchment. The mexa reservoir received large masses of sediment during the year 2012 (371000 tons), and delivered 57% of the incoming sediment behind the dam. The most fraction (84%) of the sediment transfer through Mexa reservoir was due to the flood of February, as can be seen in table 2.

The erosion rate was elevated (250-570 t/km<sup>2</sup>/yr) during this rainy year in both the sub-catchments but was 2-fold higher in Mexa sub-catchment than in Cheffia one. This difference is mainly due to the large amount of water discharge from the upstream of Mexa dam, and the exceptionally elevated rainfall height over Mexa sub-catchment. Some other geological characters (land cover, basin slope and soil nature) may be responsible for this variation.

The lower catchment delivers into the sea, through the Mafragh estuary' outlet, strong masses of sediment during the flood event of February 2012 (nearly 1.9 million tons), representing 95% of the annual sediment load (Table 2). At the lower catchment, which is mainly occupied by floodplain land, acting as sedimentary basin and



easily erodible, the erosion rate increased up to 1017 t/km<sup>2</sup>/yr. Similarly to sediment transfer across the Mafragh catchment, the salts mass transfer evolves in the same magnitude.

The dams received annually 47-148 tons of dissolved solids, from which 21-61% is trapped (Table 2). The Mafragh estuary outlet delivered annually to the sea 436000 tons of TDS, and about half this amount resulted in dams' releases. The Mexa dam and the lower catchment have elevated soil degradation, as the specific salt losses reached in average about 220 t/km<sup>2</sup>/yr. From the total solid matter exchanged within the catchment, the dissolved fraction contributed 22-56% depending on the sub-catchment (Table 2).

**Table 2:** Fluxes (t/yr) and specific fluxes (t/km<sup>2</sup>/ yr) of TSS and TDS from and into the dams and at the estuary' outlet during the year 2012. Contribution (%) of the flood of February is given in bold between parentheses.

		TSS (t/yr x 1000)	TSS (t/km <sup>2</sup> /yr)	TDS (t/yr x 1000)	TDS (t/km <sup>2</sup> /yr)	TSS/TDS
Cheffia dam	Entrance	143 (75)	250	47 (43)	82	3.04
	Exit	69 (72)		18 (39)		
	Retention (%)	52 (53)		61		
Mexa dam	Entrance	371 (84)	547	148 (47)	218	2.50
	Exit	211 (76)		117 (42)		
	Retention (%)	43 (49)		21		
Mafragh estuary' outlet		1974 (95)	1017	436 (35.8)	224	4.52

#### Discussion:

The transfer of the dissolved and suspended solids across the aquatic continuum of the Mafragh coastal catchment, from upstream the dams up to the catchment outlet was assessed in this study. Together the two dams have received about 820 million m<sup>3</sup> of freshwater over the rainy year of 2012. Most of this surface water wealth was provided by the flood of February 2012. According to the historical rainfall data, February is the almost rainfall month of the year [32]. During the flood the dams received 54-56 % of the annual volume, and the Mafragh estuary discharged into the sea 1167 million m<sup>3</sup>, a mass that can be discharged in several normal years.

The entrances of Cheffia and Mexa dams were heavily charged in TSS and TDS. As they were largely trapped in the dams, the sediment and salts amounts were remarkably reduced downstream the dams. The removal of sediment reached 43 % within Mexa dam and 52 % from Cheffia dam, but retention of salts by Mexa was 3-fold lower than by Cheffia, as the received water was saltier than that of Cheffia. In three dams (NE Algeria) Bouchareb [33] reported more elevated sediment retention (70-92%) and salts retention (50-90%). Because of climatic and geologic factors, Algerian surface waters are known to be more salty than those of northern Mediterranean countries [34]. Though, the storage capacity of Mexa is 3-fold lower than that of Cheffia, Mexa dam trapped annually over 160000 tons of TSS by contrast to the Cheffia dam, which yearly trapped only 47000 tons. Mexa dam seems thus to be heavily affected by sediment deposition, and it is thus being submitted to severe and rapid clogging. Similar sedimentation was reported for Zerdaza dam, built on a contiguous Algerian catchment [26, 35]. The erosion rate also was 2-fold higher on Mexa sub-basin than on Cheffia one. The sediment loss reached a value as high as 571t/km<sup>2</sup>/yr for Mexa sub-basin, but had not exceeded 250 t/km<sup>2</sup>/yr for Cheffia sub-basin. Sediment yields are highly variable in Algerian and Mediterranean coastal catchments and heir dams (40-2780 t/km<sup>2</sup>/yr) as shown in table 3. Mean sediment yield of 61 t/km<sup>2</sup>/yr has been reported by Meybeck and Moatar [36] for 86 river catchments of semi-arid and temperate regions, which were daily surveyed for a long term. Considering this world river catchment value, the Mediterranean river catchments (including Algerian coastal catchments) can be ranked among the most eroded areas. The sediment yield for Mediterranean rivers, as measured by UNEP/MAP [35] are around 580 t/km<sup>2</sup>/yr, but because of the considerable reservoirs construction, the actual sediment flux is reduced to about 251 t/km<sup>2</sup>/yr.

Annual retention of TDS for the two dams was comparable, in the order of 30,000 tons, even if Mexa dam received highly salty waters. Soil salt loss was also elevated in the Mexa sub-basin, representing 40% of TDS amounts (218 t/km<sup>2</sup>/yr), in contrast to Cheffia sub-basin, that had low salt loss (82 t/km<sup>2</sup>/yr), although the basin is weakly forested. These values still however largely elevated compared to the world river mean (30 t/km<sup>2</sup>/yr), noticed by Meybeck and Moatar [36]. Upstream Beni-Haoune, Zit-Al Amba, Zerdaza (NE Algeria), Bouchareb [33] reported low soil salt losses, ranging from 6-40 t/km<sup>2</sup>/yr. When reaching the Mafragh catchment' outlet, soil loss increase to exceptionally high rate reaching 224 t/km<sup>2</sup>/yr. This kind of soil degradation is 2.5 to 11-fold higher than that recorded in the Ebro River' outlet [37], for example.

Almost of the sediment yield introduced into the dams was due the flood of February (75-83 %), and about half the deposited sediment in the dams through the flood event was trapped, that is equivalent to about 50,000-151,000 tons depending on the dam. Flood flashes over Mediterranean catchments are usually responsible for more than two third the annual sediment yield [38, 39]. Mexa dam sub-basin seems experienced large sediment trapping during the flood event, so the dam would suffer from excessive sediment input. Moreover, the flood alone had caused large sediment loss on Cheffia sub-basin (186 t/km<sup>2</sup>) and on Mexa sub-basin (457 t/km<sup>2</sup>). By

contrast to TSS specific erosion, soil' salt loss for both sub-basins was about half the annual values, although the TDS retention rate by dams still unchanged during the flood event.

As a sedimentary basin, the Mafragh floodplain and its swamps received from the upper rivers (behind dams), important masses of sediment (nearly 2 million tons/yr) that are delivered into the adjacent coast. Almost of these amounts (95 %) were brought by the flash flood of February. The net sediment flux that had attained the catchment outlet, issued from behind dams reached 1.70 million tons. Although the spatial succession of sediment trapper bodies (dams, floodplain and swamps, the estuary) along with the Mafragh catchment aquatic continuum, there still large sediment amounts that was transferred into the sea. The flood was so important that only few amounts were removed by those successive anthropogenic and natural trappers. Also, because of the flood event, the specific erosion at the catchment' outlet reached exceptional elevated sediment mass, as high as 617 t/km<sup>2</sup>/yr. This specific flux, that represents 2.5-fold the mean Mediterranean value, can be related to the small size of the catchment, its erodibility and its hydrological variation, as suggested by Meybeck and Moatar [36] for world rivers.

**Table 3:** Sediment loadings (TSS, t/km<sup>2</sup>/yr) for some Mediterranean and Algerian rivers and dams.

River/dam opening	t/km <sup>2</sup> /yr	References
Mediterranean rivers	251	[35]
Ebro River, Spain	214	[35]
Têt Stream, France	40	[40]
Rhône River, France	324	[41]
Italian rivers	780	[35]
Greece rivers	1140	[35]
Albanian rivers	2780	[35]
North African catchments	800	[42]
Maghreb catchments	397	[43]
Medjerda, Tunisia	963	[35] 38
Moulouya, Morocco	250	[35]
Nile, Egypt	42	[35]
Cheliff, Algeria	78	[35]
Isser, Algeria	193	[35]
Kebir west, Algeria	200	[35]
Seybouse, Algeria	333	[35]
Soummam, Algeria	513	[35]
Tafna, Algeria	143	[35]
Cheffia dam, Algeria	2700	[27]
Charf dam, Algeria	300	[27]
Beni-Haroun dam, Algeria	64	[33]
Zit El-Amba dam, Algeria	374	[33]
Zerdaza dam, Algeria	192	[33]
Chaffia dam, Algeria	143	This study
Mexa dam, Algeria	371	This study
Mafragh catchment' outlet, Algeria	1974	This study

Until the last decade the Mafragh system has been considered as unique, pristine and virgin area [22]. It includes large swamps, wetlands, floodplain, littoral dunes, forest and plant cover, important estuarine part, diversified landscapes, important groundwater reserve, in addition to its clean waters that feed the neighboring coasts [22]. Nevertheless, the Mafragh catchment land use recent changes, extends of irrigated areas, forest conversion to cropland and urbanization, construction of new three dams will alter the natural mechanical erosion rates, through the loss of fertile topsoil, as evidenced by the strong soil salts loss before and behind dams. Also, the high rates of sediment and water yield (with their associated nutrients) retentions in the dams, which lead to clog the estuary' outlet for several months, will have severe impact not only on the dams clogging but also on the biogeochemistry and functioning of the shelf.

### Acknowledgments

This study was supported by the National Research Program (4/U23/523). We wish to thank our thesis supervisors, Drs A. Haridi and M. Ounissi from the University of Annaba, Algeria, who spent significant precious time to improve our Manuscript.

### REFERENCES

- [1] Nunes, J.P., J. Seixas, 2003. Impacts of extreme rainfall events on hydrological soil erosion patterns: application to a Mediterranean watershed. *World Resource Review*, 15(3): 336-351.

- [2] Nearing, M.A., V. Jetten, C. Baffaut, O. Cerdan, A. Couturier, M. Hernandez, Y. Le Bissonnais, M.H. Nichols, J.P. Nunes, C.S. Renschler, V. Souchère, K. van-Oost, 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61(2): 131-154.
- [3] Ulbricht, U., P. Lionello, D. Belusic, J. Jacobeit, P. Knippertze, F.G. Kuglitsch, G.C. Leckebusch, J. Luterbacher, M. Maugerii, P. Maherasj, K.M. Nissena, V. Pavank, J.G. Pintol, H. Saaronim, S. Seubert, A. Toreti, E. Xoplakif, B. Ziv, 2012. The climate of the mediterranean region: from the past to the future. Elsevier, Oxford, pp: 301-346.
- [4] López-Bermúdez, F., M.A. Romero, 1993. Génesis y consecuencia erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. *Cuadernos de investigación Geográfica*, 18: 7-28.
- [5] Poesen, J., J. Hooke, 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography*, 21(2): 157-199.
- [6] Luis, M.D., J. Raventós, J.C. González-Hidalgo, J.R. Sánchez, J. Cortina, 2000. Spatial analysis of rainfall trends in the region of Valencia (East Spain). *International Journal of Climatology*, 20(12): 1451-1469.
- [7] Bagarello, V., Ferro, V., 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes*, 18: 141-157.
- [8] Stroosnijder, L., 2005. Measurement of erosion: is it possible? *Catena*, 64(2): 162-173.
- [9] Milliman, J.D., K.L. Farnsworth, 2011. River discharge to the coastal ocean: a global synthesis. Cambridge University Press.
- [10] 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(S2): 121-132.
- [11] Milliman, J.D., 1997. Blessed dams or damned dams? *Nature*, 386: 325-327.
- [12] Walling, D.E., 2006. Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology*, 79(3): 192-216.
- [13] Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, S. Heussner, 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: 199-217.
- [14] Zhang, S.R., X.X. Lu, D.L. Higgitt, C.T.A. Chen, H.G. Sun, J.T. Han, 2007. Water chemistry of the Zhujiang (Pearl River): natural processes and anthropogenic influences. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* (2003–2012), 112(F1).
- [15] Chen, C.T.A., J.T. Liu, B.J. Tsuang, 2004. Island-based catchment-The Taiwan example. *Regional Environmental Change*, 4: 39-48.
- [16] Lu, X.X., 2004. Vulnerability of water discharge of large Chinese rivers to environmental changes: an overview. *Regional Environmental Change*, 4: 182–191.
- [17] Vörösmarty, C.J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green, J.P.M. Syvitski, 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39(1/2): 169-190.
- [18] Brune, G. M., 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 34(3): 407-418.
- [19] Kondolf, G. M., 1997. PROFILE Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River. *Environmental management*, 21(4): 533-551.
- [20] Meybeck, M., A. Ragu, 1995. GEMS/Water contribution to the global register of river inputs (GLORI), Provisional Final Report. UNEP/WHO/UNESCO, Geneva.
- [21] Hani, A., S. Lallahem, J. Mania, L. Djabri, 2006. On the use of finite-difference and neural-network models to evaluate the impact of underground water overexploitation. *Hydrological processes*, 20(20): 4381-4390.
- [22] Khélifi-Touhami, M., M. Ounissi, I. Saker, A. Haridi, S. Djorfi, C. Abdenour, 2006. The hydrology of Mafragh estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 4(2): 340-346.
- [23] Ounissi, M., O.R. Ziouch, O. Aounallah, 2014. Variability in the dissolved nutrient (N, P, Si) concentrations in the Bay of Annaba in relation to the inputs of the Seybouse and Mafragh estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 80: 234-244.
- [24] Meybeck, M., A. Ragu, 1996. GEMS/Water Contribution to the Global Register of River Inputs. GEMS/Water Programme (UNEP/WHO/UNESCO). World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- [25] Benblidia, M., 2011. L'efficacité d'utilisation de l'eau et approche économique. Etude nationale, Algérie. CAR/PNUE/PAM, Plan Bleu, Sophia Antipolis, 24pp.
- [26] Remini, B., 2010. La problématique de l'eau en Algérie du Nord. *Larhyss Journal*, 8: 27-46.
- [27] Touaibia, B., 2010. Problématique de l'érosion et du transport solide en Algérie septentrionale. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 21(4) : 333-335.

- [28] Ounissi, M., N. Bouchareb, 2013. Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes. Rendus Geoscience*, 345: 81-92.
- [29] Labar, S., M. Djidel, H.C. Mei-Ling, F. Benslimane, A.Hani, 2013. Assessing Inorganic Pollution in Ground Waters within an Agricultural Area of Northeastern Algeria. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 4 (12): 2229-5518.
- [30] Aminot, A., M. Chaussepied, 1983. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. 395p.
- [31] Preston, S.D., J.R.V.J. Bierman, S.E. Silliman, 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resources Research*, 25(6): 1379-1389.
- [32] Laborde J.P., P. Gourbesville, M. Assaba, A. Demmak, L. Belhouli, 2010. Climate evolution and possible effects on surface water resources of North Algeria. *Current Science*, 98(8):1056.
- [33] Bouchereb, 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, p111.
- [34] Aubert, G., 1976. Les sols sodiques en Afrique du Nord. *Annales de l'Institut National Agronomique-El Harrach*, 7(1): 85-196.
- [35] 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.
- [36] Meybeck, M., F. Moatar, 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes*, 26(8): 1188-1207.
- [37] Négrel, P., S. Roy, E. Petelet-Giraud, R. Millot, A. Brenot, 2007. Long-term fluxes of dissolved and suspended matter in the Ebro River Basin (Spain). *Journal of Hydrology*, 342(3): 249-260.
- [38] Tournoud. M.G., C. Salles, B. Picot, S. Pavraidead, C. Rodier, 2003. Sediment and nutrient flood loads in three small Mediterranean catchments. *International Association of Hydrological Sciences, Publication*, (278).
- [39] González-Hidalgo, J.C., J.L. Peña-Monné, M. de Luis, 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, 71(2): 193-199.
- [40] Serrat, P., W. Ludwig, B. Navarro, J.L. Blazi, 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-Series IIA-Earth and Planetary Science*, 333(7) : 389-397.
- [41] Pont, D., J.P. Simonnet, A.V. Walter, 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.
- [42] Fox, H.R., H.M. Moore, J.P. Newell Price, M. El Kasri, 1997. Soil erosion and reservoir sedimentation in the high Atlas Mountains, Southern Morocco. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 245: 233-240.
- [43] Probst, J.L., 1990. Géochimie et Hydrochimie de l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années, *Sciences Géologiques Mémoires* 94, Strasbourg, 161p.