

République Algérienne démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
UNIVERSITE ABOUBAKR BELKAID – TLEMCCEN

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la
Terre et de l'Univers



Département d'Ecologie et Environnement

Laboratoire d'Ecologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels

THESE

Présentée par

ZENAGUI Ibrahim

En vue de l'obtention du

Diplôme de Doctorat LMD

En Ecosystème Aquatique : Biodiversité, Fonctionnement et Anthropisation

Thème

Effet des Perturbations Hydrologiques sur les Processus Biogéochimiques

Soutenu le 06/07/2021, devant le jury composé de :

Présidente	Mme BELAIDI Nouria	Professeur	Université de Tlemcen
Directrice de Thèse	Mme TALEB Amina	Professeur	Université de Tlemcen
Examinatrice	Mme BENGUEDDA Wacila	M.C.A	Université de Tlemcen
Examineur	Mr HASSANI Moulay Idriss	Professeur	Université d'Oran
Examineur	Mr MAZOUR Mohammed	Professeur	Université d'Aïn Témouchent

Année universitaire 2020 - 2021

Valorisation des travaux de thèse

Valorisation des travaux de thèse

Zenagui, I., Belaidi, N., Benkebil, Z., & Taleb, A. (2020). Nutrient dynamics in a hyporheic zone in response to a severe and prolonged dry period in a semi-arid river (Tafna wadi). *Environmental Earth Sciences*, 79(1), 1-16.

Benkebil, Z., Taleb, A., Zenagui, I., & Belaidi, N. (2020). Changes in the vertical distribution of hyporheic and benthic fauna associated with low flow conditions in the headwaters of the Tafna river (northwest Algeria). *Limnology*, 1-12.

الحمد لله

Remerciements

Ce modeste travail a été possible grâce à la collaboration de plusieurs personnes à qui je voudrais témoigner toute ma gratitude.

Je voudrais tout d'abord remercier grandement ma directrice de thèse Amina Taleb du laboratoire LECGEN de l'université de Tlemcen. Pour sa disponibilité, ses nombreux conseils et ses connaissances furent très précieux. Elle m'a non seulement initié à la recherche et le domaine de la biogéochimie, mais elle m'a aussi transmis les sens de la rigueur et de la précision.

Un grand remerciement aux Membres du jury, pour avoir accepté d'examiner ce travail. J'exprime tout d'abord ma gratitude à Belaidi Nouria du laboratoire LECGEN de l'université de Tlemcen d'avoir accepté de présider mon jury de soutenance et pour toutes ses conseils précieux, ainsi sa disponibilité tout au long de ce parcours. Je tiens aussi à remercier Mme Wacila BENGUEDDA, Mr Moulay Idriss HASSANI et Mr Mohamed MAZOUR pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'être dans mon jury de thèse.

Je tiens à remercier tous les membres de laboratoire LEGEN (laboratoire d'écologie et gestion des écosystèmes naturelles) à Tlemcen, en particulier toute l'équipe d'hydrobiologie. Je tiens à remercier Amin Benabdelkader, Zeyneb Benkebil, Amina Rezzougui, qui m'ont aidé durant mes sorties sur le terrain et Amine Zettam pour son aide dans la réalisation des cartes et son soutien.

Un grand Merci à mes amis Yasser, Fethalah et Walid qui m'ont aidé durant mes sorties sur le terrain.

Enfin, aucun mot ne peut exprimer ma gratitude à mes parents qui ils m'ont soutenu depuis le début, je les remercie sincèrement pour leurs sacrifices et leurs encouragements. Un remerciement particulier à ma fiancée Fatima pour ses encouragements et ses conseils, je remercie également mes beaux-parents pour leur 'douaa'. Je remercie particulièrement ma chère sœur Soumia, mes frères (Mohamed et Zaki), ma grand-mère, ma petite nièce Iline et mon neveu Adam. Merci du fond du cœur à vous.

Je remercie tous ceux qui m'ont soutenu avec un conseil, un sourire ou une parole.

Table des Matières

Introduction générale	1
Chapitre 1 : Synthèse Bibliographique	7
1.1. Introduction	8
1.2. Les échanges entre l'eau de surface et la nappe.....	8
1.3. La zone hyporhéique	9
1.3.1. Les différents types de la zone hyporhéique	9
1.3.2. Les interactions entre les eaux de surface et la zone hyporhéique	11
1.4. Le cycle de l'eau	12
1.4.1. Le cycle de l'eau dans les bassins versants	14
1.5. Cycle de l'azote.....	14
1.5.1. Les perturbations climatiques et le cycle de l'azote	17
1.6. Étiage et fonctionnement de l'hydrosystème	18
1.6.1. Définition de l'étiage	18
1.6.2. Effet de l'étiage sur l'hydrologie et la morphologie.....	18
1.6.3. Impact de l'étiage sur le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau...	19
1.7. Crue et fonctionnement de l'hydrosystème	21
1.7.1. Définition des crues	21
1.7.2. Effet des crues sur l'hydrologie et la morphologie.....	21
1.7.3. Impact des crues sur le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau.....	22
Chapitre 2 : Le Milieu Physique.....	24
2.1. Présentation du bassin versant de la Tafna	25
2.2. Géologie du Bassin(D'après Gentil 1903 et Guardia 1975)	26
2.3. Pédologie.....	29
2.4. L'occupation du sol.....	29
2.5. Hydrologie	29
2.6. Climatologie régionale.....	31
2.7. Description et localisation des stations d'études :	38
Chapitre 3 : Matériels et Méthodes.....	43
3.1. Échantillonnage.....	44
3.2. Calendrier des prélèvements	46
3.3. Mode de prélèvement.....	48
3.4. Analyses physico-chimiques de l'eau.....	49

3.4.1.	Mesures réalisées sur le terrain.....	49
3.4.2.	Mesures réalisées au laboratoire.....	52
3.5.	L'analyse statistique.....	54
Chapitre 4 :	L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques en amont de la Tafna.....	55
4.1.	Contexte et Objectifs.....	56
4.2.	Principaux résultats.....	58
4.2.1.	Conditions hydrologiques des stations étudiées.....	58
4.2.2.	Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques.....	59
4.2.3.	Distribution spatiale des paramètres physico-chimiques.....	60
4.3.	Discussion.....	63
4.4.	Publication.....	65
Chapitre 5 :	L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna.....	81
5.1.	Contexte et objectifs.....	82
5.2.	Résultats.....	83
5.2.1.	Conditions hydrologiques de la station avale durant l'étiage prolongé.....	83
5.2.2.	Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau superficielle et hyporhéique.....	85
5.2.3.	La distribution verticale des paramètres physicochimiques pendant l'étiage.....	90
5.2.4.	La distribution verticale des composés azotés pendant l'étiage.....	93
5.2.5.	Effet des facteurs environnementaux sur les processus biogéochimiques pendant l'étiage sévère à l'aval de la Tafna.....	95
5.2.6.	Rôle de la nappe dans les processus biogéochimiques pendant l'étiage.....	97
5.2.7.	Comparaison amont/aval des conséquences de l'étiage sur les processus géochimiques.....	99
5.3.	Discussion.....	101
Chapitre 6 :	Effet des crues sur le cycle d'azote à l'amont de la Tafna.....	105
6.1.	Contexte et objectifs.....	106
6.2.	Résultats.....	107
6.2.1.	Conditions hydrologiques des crues étudiées.....	107
6.2.2.	Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux de surface.....	109
6.2.3.	Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques dans l'eau de la zone hyporhéique.....	116
6.2.4.	Impact des crues sur la distribution verticale des paramètres physicochimiques.....	123

6.2.5. Impact des crues sur la distribution verticale des composés azotés.....	128
6.2.6. Effet des facteurs environnementaux sur les processus biogéochimiques pendant les crues.....	130
6.2.7. L'analyse en composantes principales (ACP).....	135
6.3. Discussion.....	137
Conclusion générale et perspectives.....	142
Bibliographie	146

Résumé

L'intensité des crues et des étiages tend à augmenter durant les dernières années dans les régions semi-arides en conséquence aux changements climatiques. Le bassin versant de la Tafna, situé au Nord-Ouest du territoire algérien avec un climat méditerranéen d'une tendance semi-aride, a subi des conditions climatiques rigoureuses. Afin de comprendre les conséquences de ces périodes extrêmes sur les processus biogéochimiques impliqués dans la transformation d'azote, et les échanges d'eau et de matière entre les eaux de surface, la zone hyporhéique et la nappe, six campagnes de prélèvements de trois jours ont été menées au cours de la période d'étiage, répartis sur deux années consécutives (2014-2015). Par ailleurs, un suivi de 5 crues a eu lieu sur une période de cinq jours pour chaque épisode, répartis sur trois années (2014, 2015, 2016) en amont de la Tafna, ainsi que 3 campagnes de prélèvement de trois jours durant l'étiage de l'année 2015 en aval de la Tafna. Les résultats obtenus ont montré une perte importante des nitrates (de 4.25 ± 1.88 mg/l avant l'étiage « avril » à 2.01 ± 1.30 mg/l pendant l'étiage « septembre ») avec une augmentation de l'ammonium (0.570 mg/l-juillet) dans la zone hyporhéique durant l'étiage en amont de la Tafna, par contre, en aval, une augmentation significative des nitrates (entre 3.47 ± 1.15 mg/l et 4.05 ± 0.94 mg/l) et de l'oxygène dans la zone hyporhéique par la nitrification a été signalée. Les conséquences de l'étiage ont été plus importantes en amont qu'en aval en raison de la non-contribution de la nappe et des affluents de la Tafna. L'impact des crues sur les processus biogéochimiques dépend essentiellement de l'intensité des crues et de la quantité des nutriments ramenée par les eaux de ruissèlement. Les concentrations d'azote diminuent durant la grande crue (par exemple le nitrate jusqu'à 2.32 ± 0.75 mg/l) en raison de la dilution.

Mots clés : Nitrate, crue, étiage prolongé, Tafna, Hyporhéique

Summary

The intensity of floods and low periods tends to increase in the recent years in semi-arid regions as a result of climate change. The Tafna catchment, which is located in the northwest of Algerian territory with a semi-arid Mediterranean climate, has been subject to severe climatic condition. In order to understand the consequences of these extreme periods on the biogeochemical processes involved in the transformation of nitrogen, and the exchanges of water and nutrient between surface waters, hyporheic zone and the groundwater, we carried out six sampling campaigns of three days during the low period distributed over two years (2014-2014) and a follow-up of 5 “floods” over a period of five days for each event, distributed over three years (2014,2015,2016) in the upstream of Tafna, and 3 three-day sampling campaigns during the low water level of 2015 at the downstream of Tafna. The results obtained showed a significant loss of nitrates (from 4.25 ± 1.88 mg/l before drying period «April» to 2.01 ± 1.30 mg/l during drying period « September ») with an increase of ammonium (0.570 mg/l-July) in the hyporheic zone during the low water in the upstream of the Tafna, on the other hand in the downstream a significant increase in nitrates (between 3.47 ± 1.15 mg/l and 4.05 ± 0.94 mg/l) and oxygen in the hyporheic zone caused by nitrification. The consequences of the low flow were important in the upstream than the downstream due to the absence of the contribution of the groundwater and the tributaries of the Tafna. The impact of floods on biogeochemical processes mainly depends on the intensity of the floods and the quantity of nutrients brought back by the runoff, the nitrogen concentrations decrease during the great flood (for example for the nitrate until 2.32 ± 0.75 mg/l) due to dilution.

Keywords: Nitrate, flood, prolonged dry period, Tafna, Hyporheic.

الملخص:

تميل شدة الفيضانات وانخفاض منسوب المياه في الوديان إلى الزيادة في السنوات الأخيرة في المناطق شبه القاحلة نتيجة لتغير المناخ. يعاني وادي تافنة، الواقع في الشمال الغربي من الأراضي الجزائرية مع مناخ متوسطي شبه جاف، من ظروف مناخية قاسية. من أجل فهم عواقب هذه الفترات القاسية على العمليات الجيوكيميائية الحيوية التي تنطوي على تحول النيتروجين، وتبادل المياه والمادة بين المياه السطحية، والمنطقة شبه الجوفية والمياه الجوفية، قمنا بتنفيذ ست حملات لأخذ عينات، كل حملة دامت ثلاثة أيام خلال فترة انخفاض مستوى المياه على مدار عامين (2014-2014) وقمنا بمتابعة 5 "فيضانات" على مدى خمسة أيام لكل حدث، موزعة على ثلاث سنوات (2014،2015،2016) بتافنة العلوية، و 3 حملات لأخذ العينات لمدة ثلاثة أيام خلال انخفاض مستوى المياه في عام 2015 في تافنة السفلية. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها خسارة كبيرة في النترات (من 4.25 قبل انخفاض مستوى المياه "أفريل" إلى 2.01 خلال انخفاض مستوى المياه "سبتمبر") مع زيادة الأمونيوم (0.570 جولية) في منطقة شبه الجوفية فترة انخفاض مستوى المياه في نهر تافنة العلوي، من ناحية أخرى في تافنة السفلية زيادة كبيرة في النترات (بين 3.47 و 4.05) والأكسجين في المنطقة شبه الجوفية بواسطة النتجة. كانت عواقب انخفاض التدفق أكبر في تافنة العلوية بسبب عدم مساهمة طبقة المياه الجوفية وروافد نهر تافنة. كما يعتمد تأثير الفيضانات على العمليات البيوجيوكيميائية بشكل أساسي على شدة الفيضانات وكمية المواد المغذية التي يتم جلبها بواسطة الجريان السطحي، تتناقص تركيزات النيتروجين (كمثال النترات إلى 2.32) أثناء الفيضان الكبير بسبب التخفيف.

الكلمات المفتاحية: النترات، الفيضان، فترة انخفاض منسوب المياه، تافنة، الوسط شبه جوفي.

Liste des Figures

Figure 1 : Différents types de la zone hyporhéique (White, 1993)	10
Figure 2 : Schéma montrant les échanges d'eau verticaux et latéraux entre l'eau de surface et la zone hyporhéique (Findlay, 1995).....	11
Figure 3 : Modèle conceptuel d'échange hyporhéique dans " Little Lost Man Creek, California". (Adapté de Duff and triska.,2000 ; d'après Triska et al.,1989b)	12
Figure 4 : Cycle global de l'eau adapté d'après Postel et al. 1996, d'après Gleick 1993.)...	13
Figure 5 : Cycle biogéochimique de l'Azote.....	17
Figure 6 : L'effet direct et indirect de la température sur la dénitrification.....	20
Figure 7 : Localisation du Bassin versant de la Tafna, ses barrages, réseau hydrographique et les stations d'étude	26
Figure 8 : Carte géologique de la wilaya de Tlemcen (ANAT, 2009).	28
Figure 9: Moyenne interannuelle du débit pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013 (Zettam et al, 2017).	30
Figure 10 : Variation des moyennes mensuelles des précipitations dans la station de Beni Bahdel, durant la période (1991-2016)	32
Figure 11 : Variation des moyennes mensuelles des précipitations dans la station de pierre du chat, durant la période (1991-2016)	32
Figure 12 : Variation des moyennes mensuelles des températures dans la station de Beni Bahdel, durant la période (1979-2014)	34
Figure 13 : Variation des moyennes mensuelles des températures dans la station de pierre du chat, durant la période (1979-2014)	35
Figure 14 : Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN de la station de Beni Bahdel (1979/2014).	37
Figure 15 : Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN de la station de Pierre du chat (1979/2014).	38
Figure 16 : Localisation des piézomètres dans la station d'étude T3.....	45
Figure 17 : Localisation des piézomètres dans la station d'étude T8.....	46
Figure 18 : Calendrier des prélèvements	47
Figure 19 : Schéma de la pompe Bou-Rouch (Bou 1974).....	48
Figure 20 : Dispositif de mesure de la charge hydraulique (VHG) (Taleb, 2004).	50
Figure 21 : Principe de la méthode pour calculer la conductivité hydraulique (Baxter et al,2003).	51
Figure 22 : Résumé des principaux résultats de l'étiage	58
Figure 23 : Débit journalier moyen à la station T8 en aval de la Tafna pendant l'étiage. ..	83
Figure 24 : Variations journalières des précipitations dans la station pierre du chat pendant l'étiage.....	83

Figure 25: Profil temporel du gradient hydraulique vertical (VHG) pendant l'été à l'aval de la Tafna.....	84
Figure 26 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous de l'eau superficielle et de l'eau hyporhéique à l'aval en période d'été.	85
Figure 27 : Evolution temporelle de la température dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'été.	86
Figure 28 : Evolution temporelle du pH dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'été.	87
Figure 29 : Evolution temporelle de la conductivité électrique dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'été.	87
Figure 30 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'été.	88
Figure 31 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'été.....	89
Figure 32 : Distribution verticale de l'oxygène dissous, de la température, du pH, de la conductivité et des chlorures dans la station T8 pendant l'été.	92
Figure 33 : Distribution verticale du nitrate, du nitrite et de l'ammonium dans la station T8 pendant l'été	94
Figure 34 : Effet de la géomorphologie (seuil et mouille) sur les paramètres physico-chimiques à l'aval de la Tafna.....	96
Figure 35 : Variations temporelles de la conductivité hydraulique en aval pendant l'été	97
Figure 36 : Evolution temporelle du mélange des eaux (nappe/eau de surface) dans les piézomètres de la station aval pendant l'été	98
Figure 37 : Schéma montrant les conséquences de l'été en amont et en aval	99
Figure 38: variations journalières des précipitations pendant la période d'étude et débit journalier moyen pendant les cinq crues étudiées.	107
Figure 39: Profil temporel du gradient hydraulique vertical (VHG) pendant les crues ...	109
Figure 40 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous dans l'eau superficiel pendant les crues	110
Figure 41 : Evolution temporelle de la température de l'eau superficielle pendant les crues	111
Figure 42 : Evolution temporelle du pH de l'eau superficielle pendant les crues	111
Figure 43 : Evolution temporelle de la conductivité électrique de l'eau superficielle pendant les crues	112
Figure 44 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau superficielle pendant les crues	113
Figure 45 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau superficielle pendant les crues	115
Figure 46 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous dans l'eau hyporhéique pendant les crues	116

Figure 47 : Evolution temporelle de la température dans l'eau hyporhéique pendant les crues	117
Figure 48 : Evolution temporelle du pH dans l'eau hyporhéique pendant les crues.....	117
Figure 49 : Evolution temporelle de la conductivité électrique dans l'eau hyporhéique pendant les crues	118
Figure 50 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau hyporhéique pendant les crues	119
Figure 51 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau hyporhéique pendant les crues	121
Figure 52 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de l'oxygène dissous	123
Figure 53 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de la température	124
Figure 54 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale du pH	125
Figure 55 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de la conductivité électrique	126
Figure 56 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale des chlorures.....	127
Figure 57 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale du nitrate, du nitrite et d'ammonium	128
Figure 58 : Distribution spatiale du nitrate, du nitrite et d'ammonium pendant les crues. Les tailles des cercles sont proportionnelles aux concentrations de chaque paramètre. Les grands cercles représentent les valeurs maximales.	131
Figure 59 : Répartition temporelle des fractions granulométriques lors des crues	133
Figure 60 : Variations temporelles de la conductivité hydraulique lors des crues	134
Figure 61 : Contribution des variables aux axes.....	135
Figure 62 : ACP globale. Projection des relevés dans le plan F1-F2, montrant les trois groupes de crues	136
Figure 63 : Cercle de corrélation	136
Figure 64 : Relation entre la concentration de nitrate, de nitrite, d'ammonium et de chlorure d'un côté et le débit de l'autre côté	138

Liste des Photos

Photo 1: L'étiage dans l'oued Tafna.....	19
Photo 2: la crue dans l'oued Tafna.	21
Photo 3 : Station T3 durant l'étiage.....	39
Photo 4: Station T3 durant les Crues.	40
Photo 5 : Station T8 durant l'étiage.....	42

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Données géographiques des stations météorologiques (ANRH).....	31
Tableau 2 : Précipitations mensuelles moyennes (mm) des stations.....	33
Tableau 3 :Température moyennes mensuelles (°C) des stations	36
Tableau 4 : Description des Tests en cuve LCK utilisés dans le dosage (Hach Lang, Germany).....	52
Tableau 5 : Caractéristiques hydrologiques des crues étudiées.....	108

Liste des abréviations

ACP : Analyse en composantes principales

ANRH : Agence nationale des ressources hydrauliques

CL : Chlorures

O₂ : Oxygène dissous

DNRA : Réduction dissimilatrice du nitrate à l'ammonium

K : Conductivité hydraulique

LW: étiage

NH₄: Ammonium

NO₂ : Nitrites

NO₃ ; Nitrates

OM: Matière organique

pH : Potentiel hydrogène

T° : Température

VHG: Gradient hydraulique vertical

Introduction générale

Introduction générale

Dans le contexte des changements climatiques qui récemment touchent notre planète, l'intensité des crues et des étiages a été accentuée dans les écosystèmes aquatiques. La région méditerranéenne est considérée comme l'une des régions les plus vulnérables aux changements climatiques (Giorgi et Lionello, 2008). Elle a été identifiée comme l'un des « points chauds » les plus importants dans les prévisions relatives au changement climatique (Giorgi, 2006).

Les écosystèmes aquatiques sont plus sensibles à ces changements, Les cours d'eau retiennent et transforment les nutriments par le biais de divers mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Ces nutriments peuvent changer considérablement de forme et de concentration, en fonction de la voie hydrologique suivie (Martí et al,1997). Le régime hydrologique des cours d'eau affecte directement les processus écologiques (Hynes,1970; Vannote et al,1980; Resh et al,1988; Poff et Ward, 1989). Il passe par des changements saisonniers, parfois sévères (étiages et crues) qui influent le fonctionnement de ces écosystèmes, notamment dans les cours d'eau méditerranéens, caractérisés par une variabilité hydrologique (Acuña et al, 2005). Cette variabilité est donc affectée directement par ces périodes extrêmes qui influencent non seulement le régime hydrologique des cours d'eau, mais aussi les échanges d'eau et des nutriments entre les eaux de surface et les écosystèmes adjacents (zone hyporhéique, la nappe). Il est attendu que ces conséquences sur les cycles biogéochimiques dans les cours d'eau seront accentuées à l'avenir, en particulier dans la région méditerranéenne (Sabater et Tockner, 2009).

Au cours des dernières décennies, plusieurs auteurs ont bien étudié ces échanges (Fisher et Likens,1973; Vannote et al,1980; Gregory et al, 1991). Par la suite, ces travaux nous ont permis de mieux décrire les échanges et la transformation des éléments transportés au sein des écosystèmes aquatiques. Néanmoins, il y a toujours un besoin de comprendre l'effet des événements hydrologiques extrêmes sur ces interactions. La plupart de ces études menées sur les échanges et le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau ont été intéressées par le cycle d'azote, compte tenu de son importance dans l'aménagement des cours d'eau et des bassins versants (Butturini et Sabater, 2002).

La plupart des échanges qui se déroulent entre les eaux de surface et les écosystèmes adjacents sont effectués avec la zone hyporhéique. Cette dernière est considérée comme un élément important dans l'hydrosystème (Grimm et Fisher,1984; Bencala,1993; Triska et

al,1993; Jones et Holmes 1996). Elle affecte la composition chimique des eaux de surface par le biais des processus biogéochimiques qui se déroulent au sein de cette zone.

L'importance de la zone hyporhéique s'appuie donc sur le rôle biogéochimique qu'elle joue notamment son rôle de source ou puits de nutriments pour les eaux de surface. Ce rôle dépend de plusieurs facteurs et est également directement affecté par les crues et les étiages.

L'étiage prolongé affecte plusieurs compartiments de l'hydrosystème (Lange et Haensler, 2012). Selon la définition de Humphries et Baldwin (2003), la sécheresse hydrologique est définie comme une période de faible débit imprévisible, d'une durée ou d'une intensité inhabituelle. Dans ce travail, le terme « étiage prolongé » est utilisé pour décrire une période de basses eaux inhabituellement prolongée, ou le débit atteint son niveau le plus bas pendant une longue durée.

Les échanges d'eau et de nutriments à travers les sédiments sont le produit du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique (K) (Jones et Holmes, 1996). Cette dernière est considérée comme un facteur principal qui contrôle le flux d'échange hyporhéique et le temps de résidence des nutriments dans les sédiments (Gomez-Velez et al, 2014).

Cependant, un changement de température de l'eau de 0 °C à 20 °C peut augmenter la conductivité hydraulique des sédiments qui forment le lit jusqu'à 40% (Storey et al, 2003). Par conséquent, une période prolongée d'étiage, et des températures élevées peuvent entraîner une augmentation de la perméabilité des sédiments pendant une longue période et ainsi affecter les nutriments dans la fonction de la zone hyporhéique (puits de nitrate) car l'activité microbienne diminue lorsque l'eau s'infiltré plus rapidement et suspend la matière organique (Claret et Boulton, 2009). En revanche, l'augmentation de la température conduit directement au taux d'activités microbiennes (Grimm et Fisher, 1984). Ces mécanismes rendent imprévisibles et difficiles à comprendre les conséquences de l'étiage sur les processus biogéochimiques.

Ces processus biogéochimiques peuvent également être affectés par la géomorphologie d'un cours d'eau. Bien que les variations de débit et de dépôt de sédiments augmentent l'hétérogénéité spatiale (Danielopol,1989; Marmonier et des Châtelliers, 1991), dans les mouilles, il y a généralement un appauvrissement en oxygène (Kemp et Dodds, 2001). Le nitrate a tendance à diminuer en raison d'un taux élevé de dénitrification (Dahm et al, 1987), l'ammonium a tendance à s'accumuler dans les sédiments en raison de l'ammonification dans les mouilles, et les sédiments sont lessivés dans les seuils (Lefebvre et al, 2004). Cette variation de morphologie du cours d'eau peut produire des « hotspots » pour les processus biogéochimiques.

L'étéage réduit le volume d'eau et la section mouillée d'un cours d'eau, affectant par la suite la connectivité latérale, longitudinale et verticale. Au début, l'eau se retire progressivement de la zone littorale, déconnectant les berges et implique l'assèchement des seuils. Par la suite, la connectivité longitudinale peut être perdue, en particulier dans les plus petites rivières, entraînant une fragmentation du débit. Cette perte peut également impliquer la dessiccation de la zone hyporhéique (si présente), perturbant ainsi la connectivité verticale.

Les crues présentent aussi un événement extrême pour les écosystèmes aquatiques, car elles créent des conditions rigoureuses qui affectent la distribution des éléments organiques et inorganiques (carbone, azote, phosphore...) et les éléments fins des sédiments (Nichols et Viers, 2017; Schönbrunner et al, 2012). Par conséquent, les activités microbiennes et les processus biogéochimiques sont affectés.

L'intensité et la fréquence des crues varient selon la région. Dans le bassin versant de la Tafna, l'intensité des crues dépend essentiellement de l'intensité des précipitations (Bouanani, 2003). L'effet des crues sur le cycle de l'azote entre le cours d'eau et les écosystèmes adjacents ainsi que le rôle biogéochimique et la composition chimique de ces écosystèmes (cours d'eau, zone hyporhéique, nappe) lors des crues, n'ont jamais été étudiés dans la Tafna.

Le système oued de la Tafna est considéré comme un système complexe dans son fonctionnement. Cette complexité rend l'hydrogéochimie de l'oued Tafna difficile à comprendre. Plusieurs auteurs ont étudié le fonctionnement biogéochimiques de la Tafna et les interactions physiques, chimiques et biologiques entre l'eau de surface, l'eau hyporhéique et l'eau souterraine (Belaidi et al, 2004; Taleb et al, 2004; Taleb et al, 2008; Haddou et al, 2018).

Pour mieux comprendre les conséquences des crues et des étéages sur l'hydrologie et le fonctionnement biogéochimique de l'oued Tafna, nous avons choisi d'aborder cette problématique afin de quantifier l'ensemble des processus biogéochimiques responsables des changements dans la composition et la qualité chimique des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines d'un système oued, et comprendre les effets des changements de débit sur les caractéristiques physico-chimiques et les caractéristiques des sédiments (K et % Granulométrie) pour les principaux processus biogéochimiques sous les conditions hydrologiques extrêmes.

Le problème posé était de savoir si les crues et les étéages avaient des conséquences sur l'hydrologie et le fonctionnement biogéochimique de l'oued Tafna ?

Objectifs de la thèse

La région méditerranéenne est considérée comme l'une des régions les plus vulnérables aux changements climatiques (Giorgi et Lionello, 2008), et on s'attend à ce que les périodes hydrologiques extrêmes (crues et étiages) s'aggravent à l'avenir dans cette région (Giorgi et Lionello, 2008). En Algérie, où le climat est semi-aride, les étiages dominent l'hydrogramme annuel des oueds, particulièrement dans la Tafna (Bouanani, 2003). L'étiage est lié directement à un déficit pluviométrique et une évapotranspiration importante causée par les fortes températures, notamment en été. Ces conditions aboutissent à l'assèchement de quelques oueds de la Tafna. Les crues présentent aussi un événement extrême pour les écosystèmes aquatiques.

Ces situations suscitent les interrogations suivantes :

Quelles sont les conséquences des crues et des étiages sur l'hydrologie et le fonctionnement biogéochimique de l'oued Tafna ?

Quelle sont les processus biogéochimiques responsables des changements dans la qualité chimique de l'eau et des variations des concentrations d'azote ?

Quel est le rôle de la zone hyporhéique et la nappe envers le cycle de l'azote dans l'hydrosystème oued ?

Quels sont les facteurs environnementaux qui influencent ces processus durant les périodes extrêmes (crue et étiage) ?

L'objectif de ce travail est de quantifier les changements dans les concentrations d'azote et d'autres paramètres physico-chimiques durant les périodes extrêmes, identifier les processus biogéochimiques et les facteurs qui contrôlent ces changements, comprendre le rôle de la zone hyporhéique durant ces périodes, afin d'évaluer l'impact des périodes extrêmes sur le fonctionnement d'un écosystème oued.

Le protocole de travail in situ a été mis en place afin de mettre en évidence l'impact des crues et des étiages prolongés sur l'oued Tafna. Ceci a permis de quantifier l'ensemble des changements dans les caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines, ainsi que les changements dans les sédiments.

Le manuscrit est structuré en 6 chapitres :

Le chapitre 1 présente une étude bibliographique visant à préciser les principaux processus physiques et biogéochimiques qui se déroulent dans un cours d'eau et ses écosystèmes adjacents.

Le chapitre 2 présente une description générale du bassin versant de la Tafna et des sites étudiés.

Le chapitre 3 décrit le protocole expérimental in situ, et au laboratoire.

Le chapitre 4 présente et discute l'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques impliqués dans la transformation de l'azote dans les eaux de surface et la zone hyporhéique, et les échanges d'eau et de nutriments entre ces compartiments en amont de la Tafna en l'absence de la contribution de la nappe. Ce chapitre décrit le rôle biogéochimique de la zone hyporhéique ainsi que les processus qui s'y déroulent durant l'étiage prolongé. Il est présenté sous forme d'un article publié dans la revue *Environmental Earth Sciences*.

Le chapitre 5 évalue le rôle de la nappe durant un étiage prolongé à l'égard du fonctionnement hydrologique et biogéochimique de la Tafna, en particulier en aval de la Tafna.

Le chapitre 6 s'appuie sur une étude in situ en amont de la Tafna, afin de mettre en évidence l'impact des crues sur les interactions biogéochimiques entre les compartiments d'un système oued, et de décrire le rôle de la zone hyporhéique, les eaux de ruissellement, les eaux de surface et la nappe dans le cycle de l'azote.

Enfin, le manuscrit se termine par une conclusion générale et des perspectives de ce travail.

Chapitre 1 : Synthèse Bibliographique

Ce chapitre décrit les concepts liés au fonctionnement des cours d'eau, les interactions entre les cours d'eau et leurs écosystèmes adjacents (zone hyporhéique, nappe) et le cycle de l'azote, puis présente l'effet des étiages et des crues sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique d'un cours d'eau.

Chapitre 1 : Synthèse Bibliographique

1.1.Introduction

La biogéochimie est une approche multidisciplinaire qui combine l'étude de la transformation, des flux et des cycles de composés chimiques dans les écosystèmes aquatiques et terrestres (Likens et al, 1977;Likens et Bormann,1995; Schlesinger, 1997).

L'étude des cycles biogéochimiques a évolué depuis les recherches de Likens et al.(1977) et Schlesinger (1978). Actuellement, les chercheurs s'intéressent d'avantage aux perturbations anthropiques (changements climatiques) au sein de ces cycles.

Tandis qu'une grande partie de ces cycles biogéochimiques se déroule dans les écosystèmes aquatiques, les échanges de la matière organique et les nutriments entre les rivières et les écosystèmes adjacents (zone hyporhéique, nappe) jouent un rôle très important pour la transformation et le recyclage des nutriments. Dans les années 80, Vannot et al.(1980), Newbold et al. (1981) et Hynes (1983) ont annoncé les premiers concepts liés au fonctionnement de l'hydrosystème et les interactions entre le cours d'eau et les autres écosystèmes.

Ces échanges entre la rivière, la zone hyporhéique et la nappe ont été étudiés depuis l'identification de la zone hyporhéique comme une zone de transition entre la nappe et le cours d'eau (Orghidan, 1959)

1.2.Les échanges entre l'eau de surface et la nappe

Les interactions entre l'eau de surface et la nappe ont le potentiel d'influencer les organismes et les processus chimiques dans ces deux milieux.

La nappe peut contribuer à modifier la composition de l'eau de surface par les éléments dissous tel que l'azote (Pinay et Decamps, 1988;Hill, 1996), le phosphore (Pringle et al,1990;Pringle et Triska, 1991), et la matière organique dissoute (Fisher et Likens, 1973;Wallis et al, 1981; Hynes, 1983;Mulholland, 1997).

Dans plusieurs régions dans le monde, la nappe est contaminée par les engrais et les rejets industriels (Valiela et al, 1997), et les concentrations des nitrates dépassent les normes de l'eau potable (Valiela et al, 1990; Smith et al, 1991). Par conséquent, ces conditions causent une augmentation des nitrates dans les eaux de surface favorisant ainsi l'eutrophisation des cours d'eau (Holmes, 2000).

Il est donc indispensable de comprendre la contribution des eaux souterraines au cours d'eau, ainsi que les échanges entre ces deux milieux pour mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème aquatique.

1.3.La zone hyporhéique

La zone hyporhéique est définie comme étant la transition entre la nappe et le cours d'eau (Orghidan, 1959). Ce dernier fut, la même année, le premier à avoir utilisé ce terme « hyporhéique » qui dérive des mots d'origine grecques « rheo = flux » et « hypo = sous ».

Plusieurs auteurs (Vervier et al, 1992 ; Brunke et Gonser, 1997) ont considéré la zone hyporhéique comme un écotone entre les écosystèmes fluviaux et souterrains qui peut être caractérisés par des facteurs hydrologiques, chimiques, biologiques et métaboliques uniques.

L'importance de cette zone s'appuie sur les réactions biochimiques qui s'y déroulent à l'aide des colonies microbiennes et des échanges complexes des nutriments qui varient à l'échelle temporelle et spatiale (Grimm et Fisher, 1984; McDowell et al, 1992; McClain et al, 1994). Cette zone est aussi considérée comme un habitat pour plusieurs organismes aquatiques, soit à différentes étapes de leur cycle de vie ou tout au long de leur vie (Stanford et Gaufin, 1974; Williams, 1984; Stanford et Ward, 1988; Williams, 1989; Boulton et al, 1992). Cette zone constitue une zone de stockage des nutriments et un siège pour d'importantes activités métaboliques (Datry et al, 2018).

1.3.1. Les différents types de la zone hyporhéique

Selon les échanges entre le milieu de surface du cours d'eau, la zone hyporhéique et la nappe, on peut distinguer trois types (Fig.1) :

1- Absence de la zone hyporhéique où le cours d'eau s'écoule directement sur un substrat imperméable (Fig.1-A).

2- Absence d'échange avec la nappe et la présence des échanges seulement entre le cours d'eau et la zone hyporhéique, où cette dernière est créée seulement par l'infiltration des eaux de surface du cours d'eau (Fig.1-B).

3- La zone hyporhéique est en contact avec le cours d'eau et la nappe (Fig.1-C).

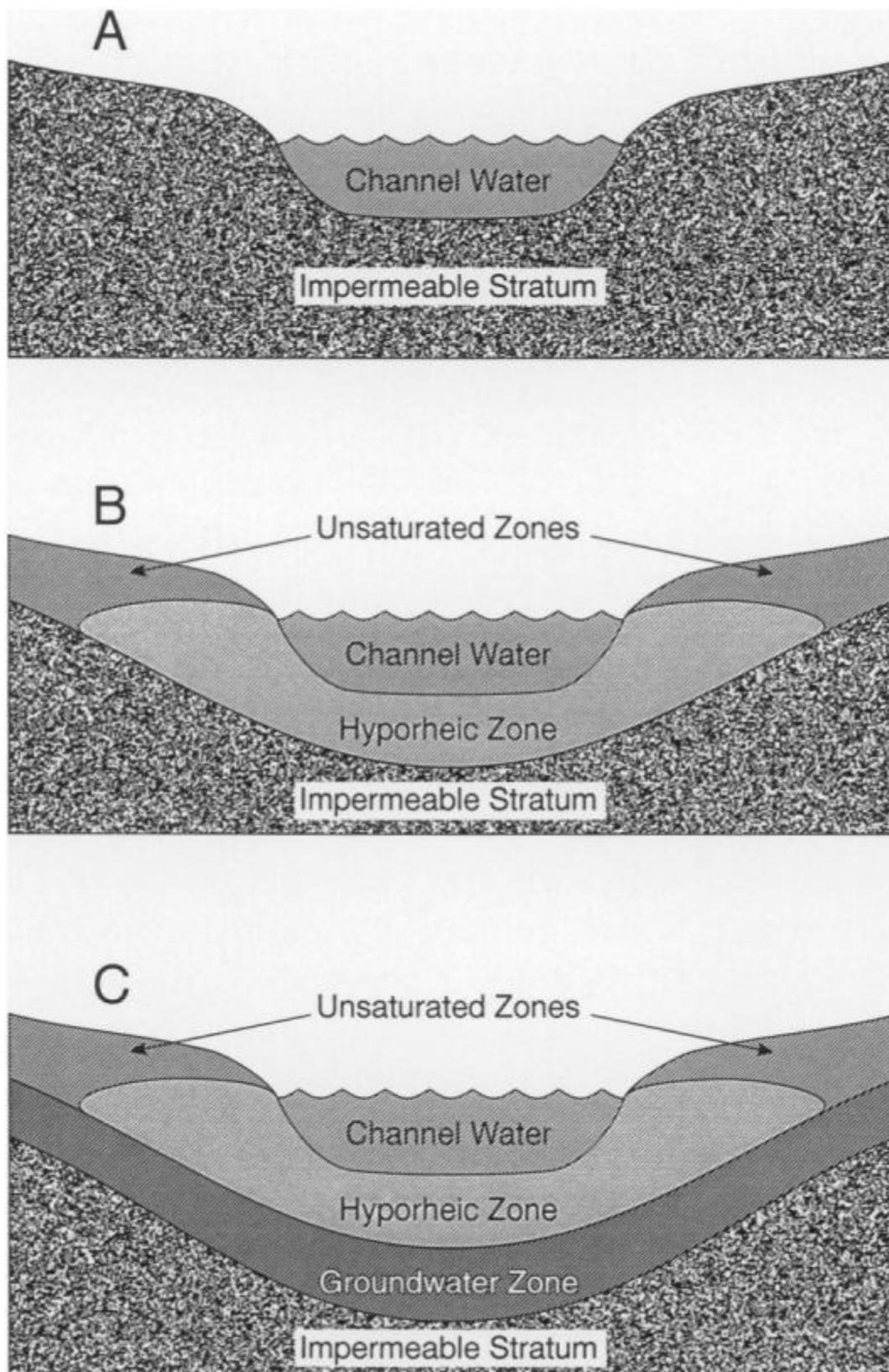


Figure 1 : Différents types de la zone hyporhéique (White, 1993)

1.3.2. Les interactions entre les eaux de surface et la zone hyporhéique

Les échanges entre l'eau de surface et les écosystèmes adjacents gardent l'eau de surface en contact direct avec la zone hyporhéique. L'eau de surface entre dans cette zone et sort plusieurs fois à de multiples points à l'échelle locale, et garde par la suite le compartiment des eaux de surface en contact direct avec les couches supérieures qui sont caractérisées par une activités microbiennes importantes (Findlay, 1995) (Fig.2).

La zone hyporhéique se caractérise par une grande hétérogénéité liée à la nature des échanges nappe-rivière, ces échanges peuvent se produire à de multiples échelles spatiales caractérisées par une qualité d'eau et de temp de transit très différent d'une échelle à l'autre. Par exemple au niveau d'un seuil, l'eau s'infiltré en amont (Downwelling) puis exfiltre quelques mètres en aval du seuil (Upwelling) (Creuzé des Châtelliers, 1991; Mermillod-Blondin et al, 2000).

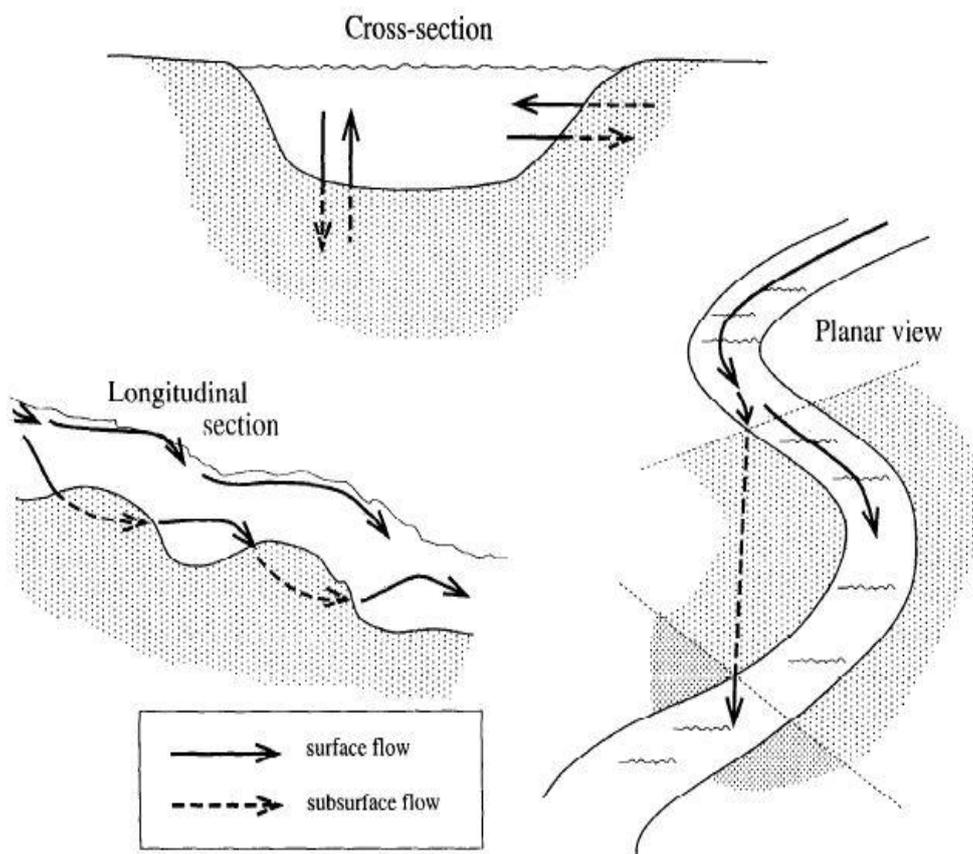


Figure 2 : Schéma montrant les échanges d'eau verticaux et latéraux entre l'eau de surface et la zone hyporhéique (Findlay, 1995).

Les échanges d'eau et des nutriments dans cette zone sont directement influencés par la granulométrie du sol, sachant que la direction du flux dans la zone hyporhéique est contrôlée par un gradient hydraulique et la porosité des sédiments (Jones et Holmes, 1996). Ces facteurs physiques qui déterminent la direction du flux (Upwelling, Downwelling) (Gomez-Velez et al, 2014) et créent parfois des zones anoxiques (lorsque les sédiments ont une faible porosité qui empêche l'eau riche en oxygène dissous de pénétrer) contrôlent les processus biochimiques et le cycle des nutriments dans les écosystèmes aquatiques.

D'après Boulton et al.(1998), le temps de résidence de l'eau augmente avec l'augmentation des particules qui forment le lit. Cela indique que non seulement une quantité importante de l'eau est échangée entre les deux milieux, mais aussi que l'eau pourrait rester pendant un long moment dans la zone hyporhéique (ou le sous écoulement) (Fig.3).

À l'échelle d'une station, on peut observer sur seulement quelques mètres une hétérogénéité des caractéristiques du sol (des zones anaérobies et des zones aérobie, une forte et une faible porosité, etc.), ce qui rend les échanges complexes et difficiles à comprendre.

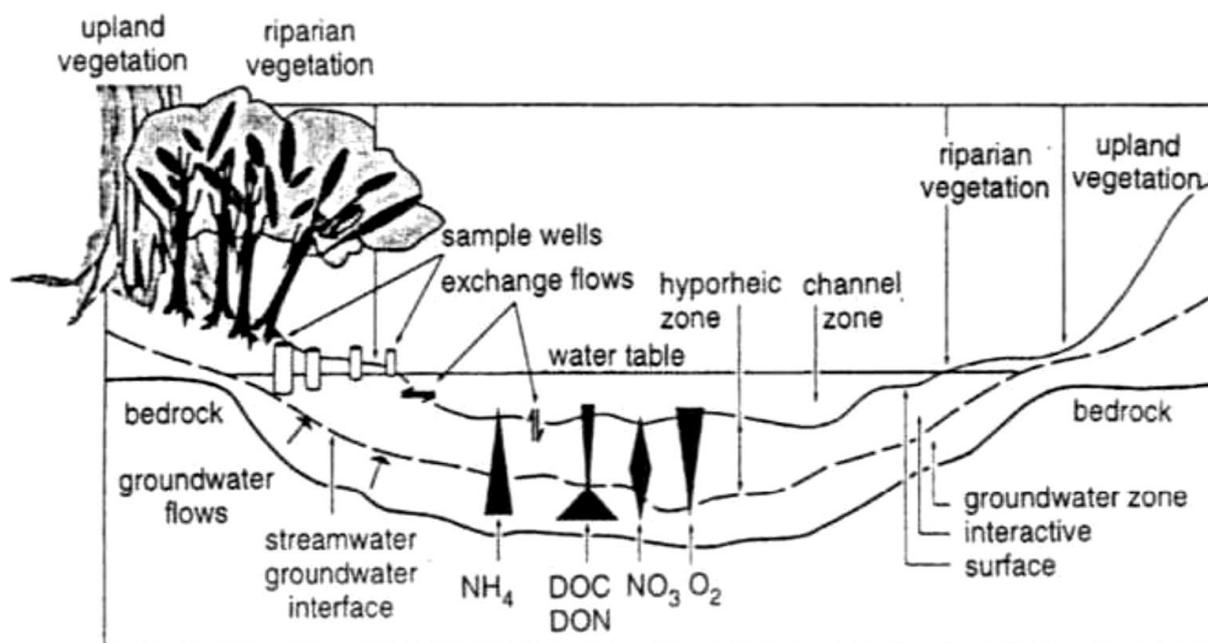


Figure 3 : Modèle conceptuel d'échange hyporhéique dans " Little Lost Man Creek, California". (Adapté de Duff and triska.,2000 ; d'après Triska et al.,1989b)

1.4.Le cycle de l'eau

Le cycle de l'eau (Fig.4) est identifié comme l'une des plus grandes composantes de la régulation énergétique de l'ensemble terre-océan-atmosphère (Roche, 2012). Le transfert de

l'humidité atmosphérique à partir de la mer à la terre est très important pour le cycle de l'eau. Les océans contribuent à 88% de l'évapotranspiration (ET) globale (Dingman,2002), par contre ils reçoivent 79% des précipitations globales. Le reste (21% des précipitations globales) tombe sur les continents (111.000 Km³) et qui est d'origine de l'évaporation des océans, soit une quantité de 40.000 Km³, et l'évaporation d'origine terre, soit 71.000 Km³ (Fig.4).

Une quantité de 40.000 Km³ des précipitations sur les continents s'écoule vers les océans (Fig.4). L'écoulement annuel de 40.000 Km³ est le montant total de l'eau potentiellement disponible pour tous les usages humains, y compris la consommation et d'autres besoins municipaux pour l'industrie et pour l'agriculture irriguée (l'agriculture non irriguée est alimentée par la pluie et renvoie la majeure partie de cette eau à l'atmosphère comme ET au-dessus de la terre). Cependant, seuls 12.500 Km³ environ des écoulements sont réellement accessibles aux usages humains, parce que la majorité s'écoule dans des secteurs légèrement peuplés (Postel et al, 1996).

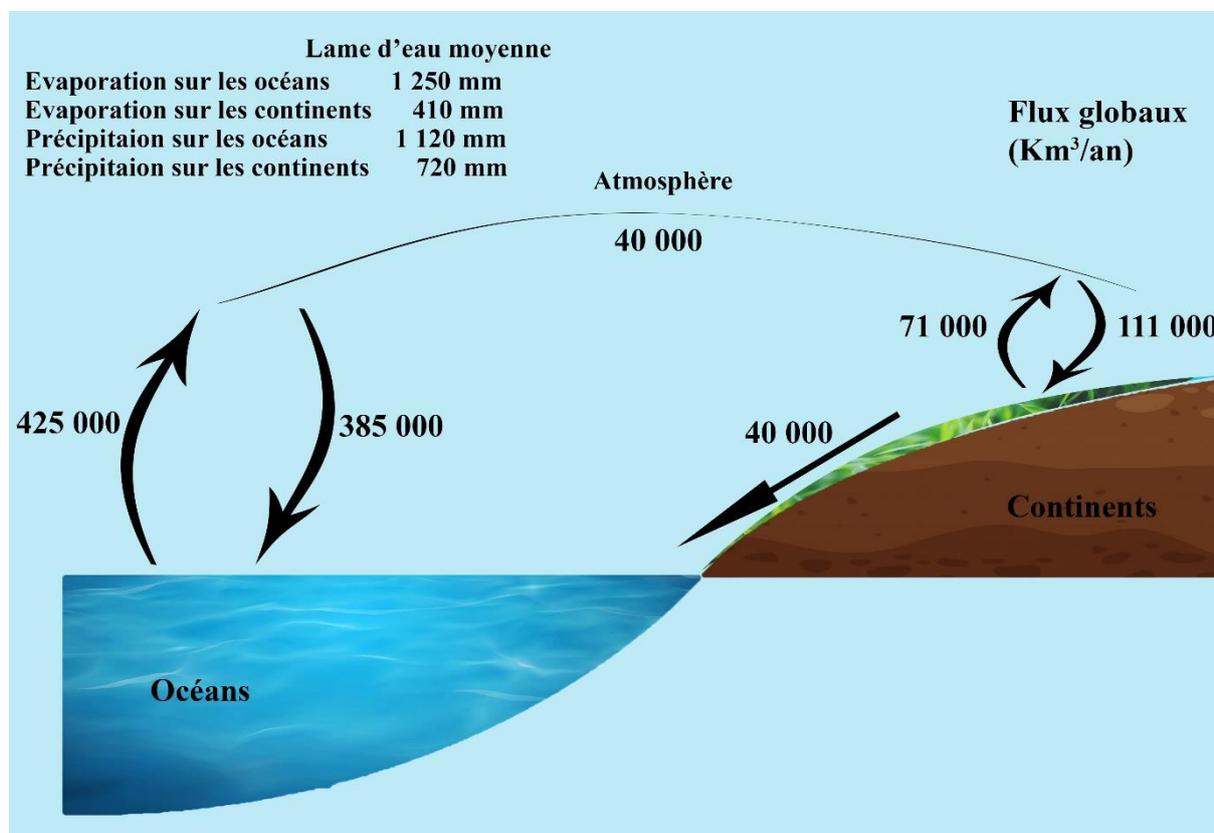


Figure 4 : Cycle global de l'eau adapté d'après Postel et al. 1996, d'après Gleick 1993.)

1.4.1. Le cycle de l'eau dans les bassins versants

Définitions

Dans les bassins versants, les précipitations et les eaux souterraines jouent un rôle majeur dans le cycle de l'eau. D'après Dingman (2002), pour n'importe quel bassin, une équation d'équilibre d'eau est comme suit :

$$P + G_{in} - (Q + ET + G_{out}) = \Delta s \quad 1$$

Où P=précipitations, G_{in} = l'eau souterraine qui entre, Q= écoulements de surface, ET= la perte d'eau par l'évapotranspiration, G_{out} = l'eau souterraine qui sort, Δs = la différence en stockage.

Les précipitations incluent les pluies et les neiges. L'intensité des précipitations varie dans le temps, et à partir des moyennes annuelles, on peut déterminer le climat d'une région. L'eau qui tombe s'infiltré ou ruisselle, contribuant aux écoulements de surface (Q). La partie qui s'infiltré va rejoindre la nappe souterraine mais elle pourra également être retenue dans la tranche superficielle, puis prélevée ultérieurement par les végétaux.

L'évapotranspiration totale (ET) inclut tous les processus qui contribuent au retour de l'eau à l'atmosphère. Elle inclut principalement l'évaporation de l'eau de surface et l'eau perdue par les plantes durant l'échange du CO₂ et l'oxygène pour la photosynthèse. En général, environ 62% des précipitations retournent à l'atmosphère par l'évapotranspiration totale. Cette dernière dépasse l'écoulement pour la plupart des fleuves et pour tous les continents sauf l'Antarctique (Roche, 2012).

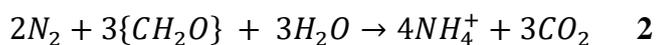
1.5.Cycle de l'azote

L'énergie pénètre dans la biosphère principalement comme lumière du soleil, puis se transforme en substrat organique riche en énergie par la photosynthèse ou chimiosynthèse à l'aide des autotrophes (Allan, 2007) (Fig.5). Ces derniers sont souvent limités par la disponibilité des nutriments. Selon la quantité des nutriments utilisée par les autotrophes, on distingue deux types de nutriments :1- les macronutriments qui sont fortement utilisés et incluent l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium, le soufre, et le magnésium ; et 2- les micronutriments ou éléments traces qui sont exigés en petite quantité et ils comprennent le fer, le manganèse, le cuivre, le silice, le molybdène, le chlorure et le zinc (Allan, 2007).

La demande en azote est supérieure à celle disponible dans les écosystèmes aquatiques et par conséquent, l'azote limite les activités biologiques. C'est l'un des éléments les plus importants et nécessaires à la survie de tous les êtres vivants (Follett, 2001).

La forme gazeuse N_2 est la plus abondante des formes d'azote dans l'environnement. Cependant, les formes où le N est lié à l'oxygène, à l'hydrogène ou au carbone tel que les nitrates d'ammonium et les nitrites, sont les formes assimilées par les bactéries (Allan, 2007). D'après Wetzel (2001), la fixation biologique par les organismes symbiotiques comme *Rhizobia* (bactéries des légumineuses), ou non-symbiotiques (*Azotobacter*) est la principale source pour les formes d'azotes assimilables. Récemment, la fixation de l'azote a augmenté en raison des activités anthropiques. Selon Vitousek et al. (1997), la fixation annuelle d'origine anthropique a dépassé la fixation naturelle. Cette augmentation de la fixation d'origine anthropique est principalement causée par les engrais azotés, la combustion de combustibles fossiles et la culture intensive d'espèces symbiotiques avec des microbes fixateurs d'azote tels que le soja.

La réaction chimique pour la fixation est :



Dans le cas où le pH est élevé, l'ammonium se transforme en NH_3 gazeux :



Ensuite l'azote organique se transforme en formes minérales à l'aide des microorganismes dans le sol.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'azote est présent sous plusieurs formes (Allan, 2007) :

L'azote inorganique dissous (DIN) incluant l'ammonium (NH_4), le nitrate (NO_3), et le nitrite (NO_2).

L'azote organique dissous (DON).

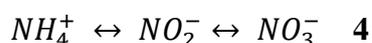
L'azote organique particulaire (PON).

La variété des formes du N et les interactions chimiques qui contribuent au recyclage de l'azote rend ce cycle très complexe. Les bactéries sont responsables de la transformation de l'azote d'une forme à une autre. Pour mieux comprendre ce cycle complexe, il faut distinguer entre les transformations pour obtenir le N (comme la fixation de l'azote et l'assimilation de

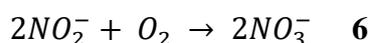
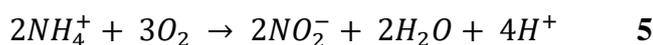
l'azote inorganique dissous par les autotrophes et les hétérotrophes) et les transformations pour obtenir l'énergie (comme la nitrification, la dénitrification) où les bactéries utilisent l'ammoniaque comme un carburant ou le nitrate comme oxydant (Allan, 2007).

La nitrification et la dénitrification sont des réactions effectuées par les bactéries spécialisées pour obtenir l'énergie. Ces bactéries n'assimilent pas le N mais le transforment à divers états d'oxydation inorganique. La nitrification et l'oxydation de l'ammonium en nitrate représente une source importante de nitrate pour les eaux de surface (Bernhardt et al, 2002). La production des nitrates la plus significative se déroule dans la zone hyporhéique.

Durant la nitrification, les bactéries transforment d'abord l'ammoniac en nitrite (nitritation), puis en nitrate.



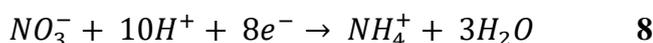
Soit :



La dénitrification représente un processus important pour se débarrasser d'un excès d'azote dans les écosystèmes aquatiques. Dans la dénitrification, certaines bactéries utilisent le nitrate comme un électron accepteur dans l'oxydation de la matière organique dans des conditions anaérobiques (Follett, 2001). Cette transformation renvoie l'azote à l'atmosphère sous la forme gazeuse N₂.



La réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (DNRA) est un processus de réduction des nitrates dans des conditions anoxiques où le nitrate est utilisé comme un accepteur d'électron par les bactéries. Il est suggéré que la DNRA est favorisée sur la dénitrification lorsque la température est élevée, lorsque le milieu est limité en nitrate et chargé en carbone (Kelso et al, 1997), ou lorsqu'il y a de fortes concentrations en sulfures (Brunet et GarciaGil, 1996).



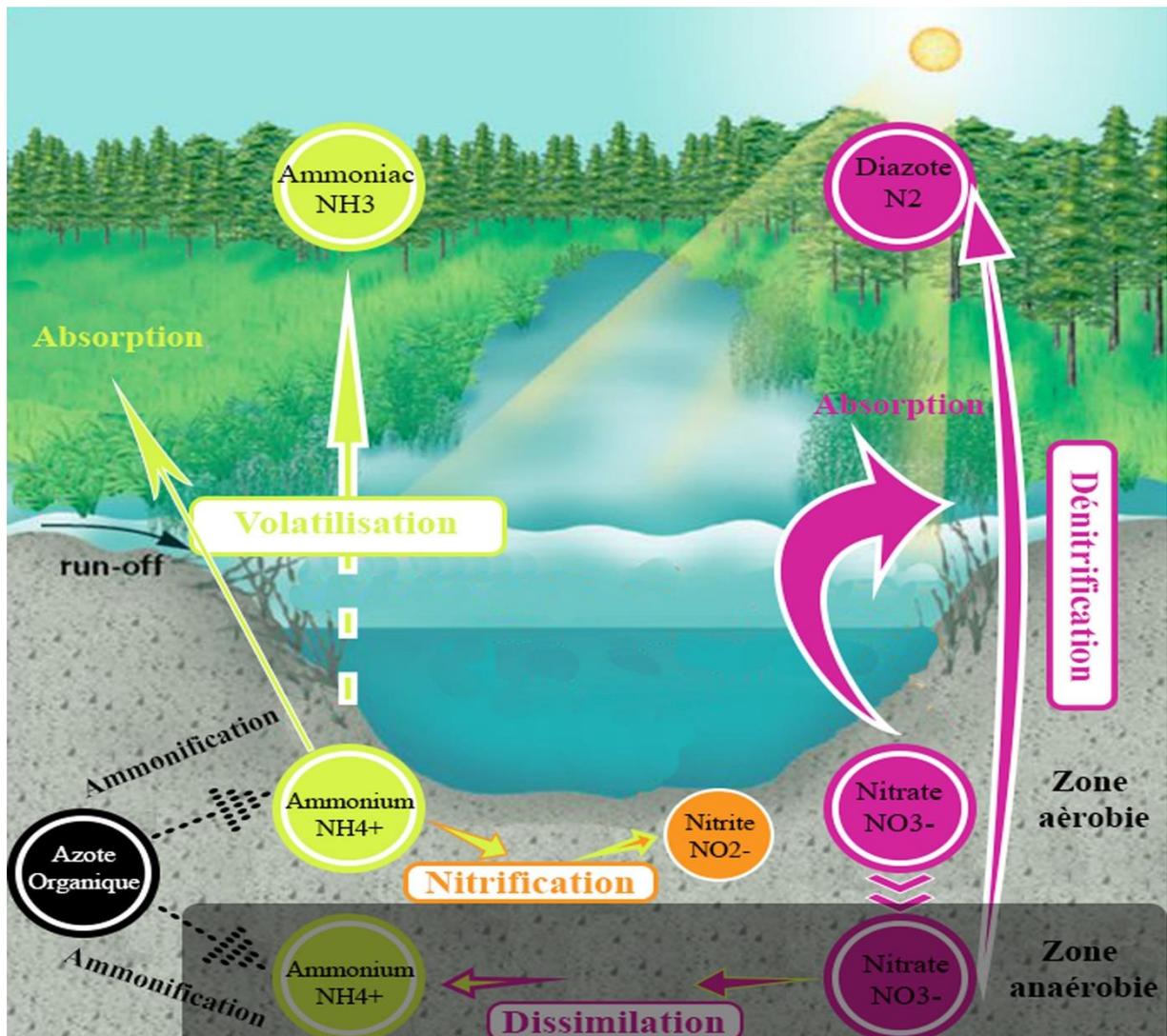


Figure 5 : Cycle biogéochimique de l'Azote

1.5.1. Les perturbations climatiques et le cycle de l'azote

Les écosystèmes aquatiques sont les plus affectés par le changement climatique. D'après les projections, l'augmentation de la température globale entrainera de fortes précipitations dans les zones tempérées et une diminution dans les zones arides (Kernan, 2011). Ces perturbations dans le cycle de l'eau engendrent également un déséquilibre dans le cycle de l'azote. Quand les précipitations diminuent, les concentrations d'azote risquent d'augmenter dans les écosystèmes aquatiques et par conséquent affecter négativement la qualité de l'eau (Mosley et al, 2012).

Les crues perturbent aussi le cycle de l'azote en éliminant de grandes quantités d'azote entrant dans les écosystèmes aquatiques. En effet, cette eau chargée d'azote est transportée par les crues vers l'estuaire sans laisser le temps au processus de dénitrification de réduire les nitrates dans les cours d'eau (Fisher et al, 1982; Martí et al, 1997).

La température élevée de l'eau augmente aussi les processus chimiques qui contribuent à la transformation de l'azote. En effet, l'eau chaude permet un recyclage plus rapide de l'azote (Follett, 2001).

1.6.Étiage et fonctionnement de l'hydrosystème

Les conditions climatiques extrêmes comme les étiages agissent directement sur le fonctionnement d'un cours d'eau. Le manque des précipitations pendant une longue durée se traduit par une période de faible débit ou basses eaux. La durée et l'intensité d'étiage varie selon les caractéristiques climatiques des régions. Durant ces dernières années, le réchauffement climatique a rendu l'étiage plus sévère et prolongé dans plusieurs régions (Kernan, 2011), principalement par l'augmentation des températures et le déficit pluviométrique. Les conséquences de ces conditions seront plus graves lorsque le cours d'eau s'assèche.

1.6.1. Définition de l'étiage

L'étiage peut généralement être défini comme le niveau d'eau le plus bas atteint dans un cours d'eau. Selon le glossaire international d'hydrologie, l'étiage est défini comme :

- 1) Niveau le plus bas atteint par une marée descendante.
- 2) Niveau d'eau le plus bas atteint par un cours d'eau, un lac ou un réservoir au cours d'une sécheresse.

1.6.2. Effet de l'étiage sur l'hydrologie et la morphologie

L'étiage sévère se manifeste par une forte diminution du débit, pouvant aller dans certains cas jusqu'à l'assèchement d'une partie du cours d'eau « bras morts » (Datry et al, 2011). Durant cette période, la nappe représente une source importante d'eau pour le cours d'eau (Harvey et al, 1996).

L'impact d'un débit faible se manifeste différemment selon la morphologie du cours d'eau. Prenons par exemple les seuils, caractérisés par une faible profondeur et une grande vitesse du courant. Durant l'étiage sévère l'augmentation de la température de l'air va rapidement réchauffer l'eau au niveau des seuils où la faible profondeur favorise la pénétration des rayons solaires, ce qui pourrait contribuer à l'assèchement de ces parties du cours d'eau(Hakala,

2004). La réduction des débits va également diminuer la vitesse au niveau des seuils, limitant ainsi les échanges gazeux avec l'atmosphère (faible oxygénation).

Il en est de même dans les mouilles où la vitesse du courant est quasiment nulle durant l'étiage sévère, et qui limitera donc les échanges gazeux avec l'atmosphère et par conséquent l'asphyxie du milieu (Hakala, 2004).



Photo 1: L'étiage dans l'oued Tafna (Aout 2014)

1.6.3. Impact de l'étiage sur le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau

L'augmentation de la température durant l'étiage provoque une augmentation dans les concentrations de quelques paramètres chimiques (Baldwin, 2000), essentiellement par : 1- l'évaporation et la diminution du volume d'eau ; 2- la contribution de la nappe vers les eaux de surface par des eaux généralement caractérisées par des concentrations élevées de quelques paramètres chimiques (Harvey et al, 1996).

La dénitrification est considérée comme un processus majeur responsable de l'élimination des nitrates dans les écosystèmes aquatiques qui se déroule dans des conditions anoxiques (Follett, 2001). Étant donné que l'intensité des réactions biochimiques tend à augmenter lorsque la température est élevée (Thomann et Mueller, 1987), il est donc attendu que la dénitrification sera importante durant l'étiage dans les conditions anoxiques. Cependant, l'effet de la température (Fig.6) sur la dénitrification varie d'un écosystème à l'autre et reste imprédictible en raison des interactions biogéochimiques complexes impliquées (Seitzinger,

1988; Barnard et al, 2005). La dénitrification est aussi directement affectée par le taux d'oxygène dissous. Ce dernier est touché par l'augmentation des températures par plusieurs manières, contribuant à la diminution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau et favorisant la respiration pour la photosynthèse (Allen et al, 2005).

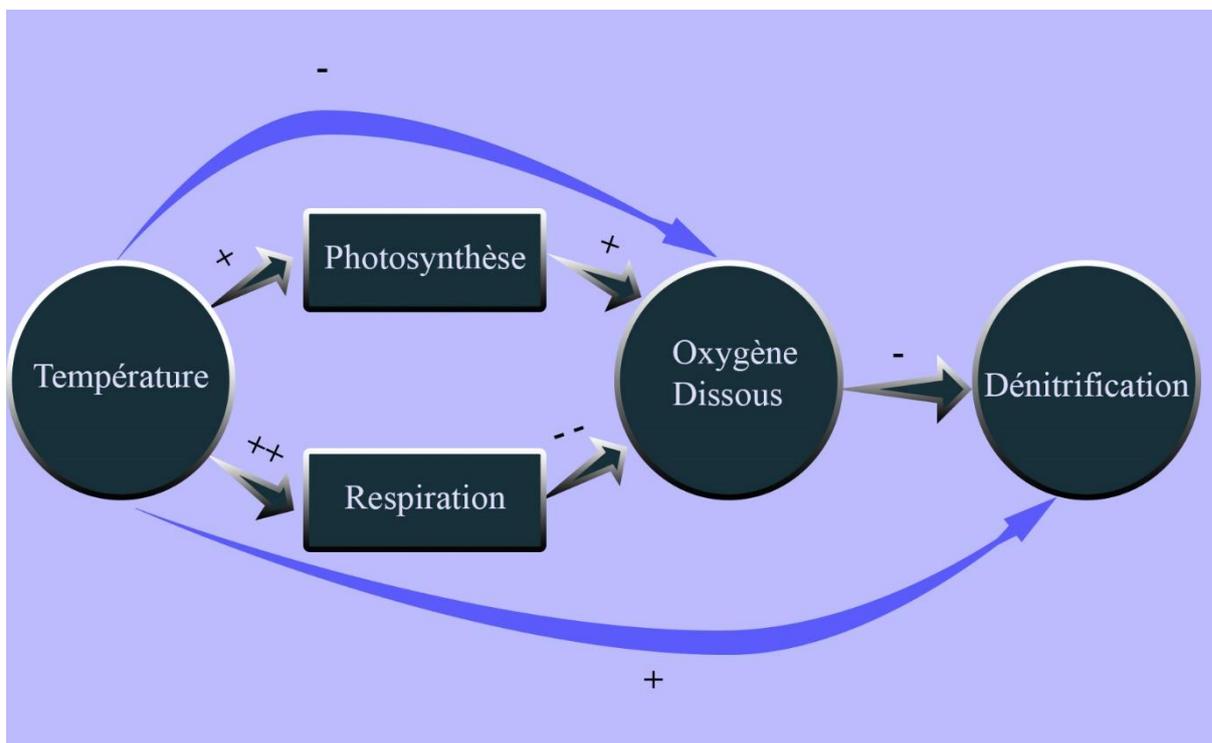


Figure 6 : L'effet direct et indirect de la température sur la dénitrification

Les conditions anoxiques du milieu résultant de la diminution de la turbulence favorisent la réduction dissimulatrice du nitrate en ammonium (DNRA) (Baldwin et Mitchell, 2000). Plusieurs travaux sur l'azote dans les cours d'eau ont montré que les concentrations des nitrates diminuent durant l'étiage (Soulikidi et al, 2016). Cette diminution est essentiellement liée à la DNRA, où le nitrate est utilisé comme accepteur d'électrons par les bactéries pour la respiration. Cette réduction des nitrates en nitrite puis en ammonium comme produit final de la DNRA est donc également responsable dans l'augmentation des concentrations d'ammonium.

Les étiages dominent l'hydrogramme annuel des cours d'eau de la région semi-aride, en particulier les oueds d'Algérie (Bouanani, 2003).

Le phénomène d'étiage est généralement lié au climat et aux caractéristiques d'un bassin versant. Dans la région d'étude où le bassin versant de la Tafna est caractérisé par un climat semi-aride, l'étiage est directement lié à un déficit pluviométrique et à une évapotranspiration

importante causée par des températures élevées notamment en été. Ces conditions entraînent un assèchement de certains oueds dans la Tafna (Taleb, 2004).

1.7. Crues et fonctionnement de l'hydrosystème

1.7.1. Définition des crues

La crue est définie selon le glossaire international d'hydrologie comme : 1- une montée, généralement brève, du niveau d'un cours d'eau ou d'une masse d'eau jusqu'à un maximum qui redescend plus lentement ; 2- un écoulement relativement fort tel qu'il est mesuré par la hauteur d'eau ou le débit. Cette élévation est essentiellement résultante de la fonte des neiges ou de fortes quantités de pluies.



Photo 2: la crue dans l'oued Tafna (Janvier 2015).

1.7.2. Effet des crues sur l'hydrologie et la morphologie

Les crues peuvent être brutales « flash flood » et se caractérisent par un débit de pointe relativement élevé sur une courte durée, due aux pluies abondantes ou d'orages (Roche, 2012). Elles peuvent également être lentes, où le débit augmente lentement en raison de la fonte des neiges ou des pluies (Roche, 2012).

Les crues modifient la morphologie des cours d'eau par les forts débits. En fait, la morphologie est importante pour l'échange des flux entre l'eau de surface et les écosystèmes adjacents (Huggenberger et al, 1998; Wroblecky et al, 1998; Woessner, 2000). Cependant, les crues peuvent modifier la direction du flux et aussi l'extension de la zone hyporhéique (Gerecht et al, 2011; Briggs et al, 2012; Bhaskar et al, 2012). Du fait de ces modifications, le temps de résidence et les échanges dans la zone hyporhéique seront également affectés.

Les crues peuvent creuser de nouveaux mouilles « pool » et créer de nouveaux seuils « riffle » par la déposition des sédiments ou le remplissage des « pool » (Grimm, 1992). Ces changements touchent directement l'extension de la zone hyporhéique (Jones, 1995) et la localisation des points d'infiltrations (Downwelling) et d'exfiltrations (upwelling).

Les crues élargissent la section mouillée et augmentent l'intensité des réactions biogéochimiques, telles que la dénitrification (Ensign et al, 2008).

1.7.3. Impact des crues sur le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau

Les échanges les plus importants entre les eaux de surface et les eaux souterraines se déroulent durant les crues (Grimm, 1992).

L'impact des crues sur la zone hyporhéique reste incertain. Certains chercheurs proposent l'utilisation de la zone hyporhéique comme refuge par la faune benthique (Dole-Olivier et al, 1997) et indiquent sa contribution à la restauration du cours d'eau après les crues (Grimm et al, 1991; Valett et al, 1996).

D'un point de vue biogéochimique, la zone hyporhéique maintient les processus lors des crues en stockant les nutriments, jouant ainsi le rôle d'un puits après une crue (Grimm, 1992). Cette zone interstitielle fournit des nutriments aux communautés benthiques et aide à équilibrer l'écosystème de surface après les crues (Fisher, 1998). Cependant, la zone hyporhéique est également vulnérable face à ces conditions. En fait, le changement dans le temps de résidence dans cette zone durant les crues (Martí, 2000) provoque un déséquilibre dans la composition biogéochimique et dans les cycles des nutriments dans les écosystèmes aquatiques, à cause de la relation proportionnelle de l'impact de la zone hyporhéique sur les cycles des nutriments dans le cours d'eau et le temps de résidence (Findlay, 1995; Valett et al, 1996). Certains processus biogéochimiques tels que la minéralisation de la matière organique se déroulent sur

une longue période dans la zone hyporhéique ; par conséquent, une diminution du temps de résidence limitera cette minéralisation ainsi que d'autres processus à déroulement lent (Martí, 2000).

Durant les crues, le cours d'eau reçoit une grande quantité d'eau chargée en nutriment (par exemple l'azote). Certains chercheurs ont mis en évidence une augmentation des nitrates dans la zone hyporhéique lors des crues (Fisher et Grimm, 1985; Grimm et Fisher, 1986b) en raison des eaux de surface chargées de nitrate et de nitrite durant cette période (Jones, 1995).

Chapitre 2 : Le Milieu Physique

Ce chapitre décrit le site d'étude, il comporte une description du bassin versant de la Tafna et les stations étudiées.

Chapitre 2 : Le Milieu Physique

2.1.Présentation du bassin versant de la Tafna

Le bassin versant de la Tafna (Fig.7) un des plus grands bassins de l'Algérie avec une superficie de 7245 Km², est situé au Nord-Ouest du territoire algérien, entre 1°00' et 1°45' longitude Ouest et 32°40' et 35° 20' latitude Nord. Il s'étend sur la totalité de la wilaya de Tlemcen et déborde sur le royaume du Maroc.

Le Bassin est situé entre les monts des Traras (au nord), les monts de Tlemcen (au sud), les monts de Béni-Snassen au Maroc (à l'ouest) et le djebel de Sebaa-Chioukh (à l'est).

Son principal cours d'eau est l'Oued Tafna. Il prend sa source dans les monts de Tlemcen au niveau de la grotte de Ghar Boumaaza (Sebdou) à environ 1100 m d'altitude, En amont des gorges, les eaux sont retenues dans le réservoir de Béni-Bahdel. Il parcourt 170 km, se jette ensuite dans l'estuaire de Rechgoun pour terminer sa course dans la mer méditerranéenne.

En amont, avant quelques kilomètres du barrage Bèni Bahdel, l'Oued Tafna reçoit l'oued Sebdou, un affluent de la rive gauche de la Tafna.

Situé sur sa rive gauche, l'Oued Mouillah est son principal affluent. Il prend naissance à une altitude de 1250m au niveau du village El-Abed. Une partie traverse le Maroc et prend le nom d'oued Isly. Il revient en Algérie sous le nom de Mouillah. Son point de confluence avec la Tafna se situe à 260m d'altitude IL subit des pressions anthropiques importantes qui influencent la qualité d'eau (pollution agricole, industriel et urbaine) par les eaux usées de la ville d'Oujda et les rejets domestiques et industriels de la ville de Maghnia par l'intermédiaire des oued El-Abbes et oued Ouerdeffou.

L'oued Isser est son deuxième affluent situé sur la rive droite de la TAFNA. Il prend naissance au niveau de Ain-Isser à 900m d'altitude, Son point de confluence avec la Tafna se situe en amont du village de La Pierre du Chat dans la plaine de Remchi à 80m d'altitude.

Oued Khémis est un affluent de rive gauche de la Tafna, il prend sa source a une altitude 1050m dans les monts de Tlemcen, son point de confluence avec la Tafna est au niveau du barrage Bèni Bahdel.

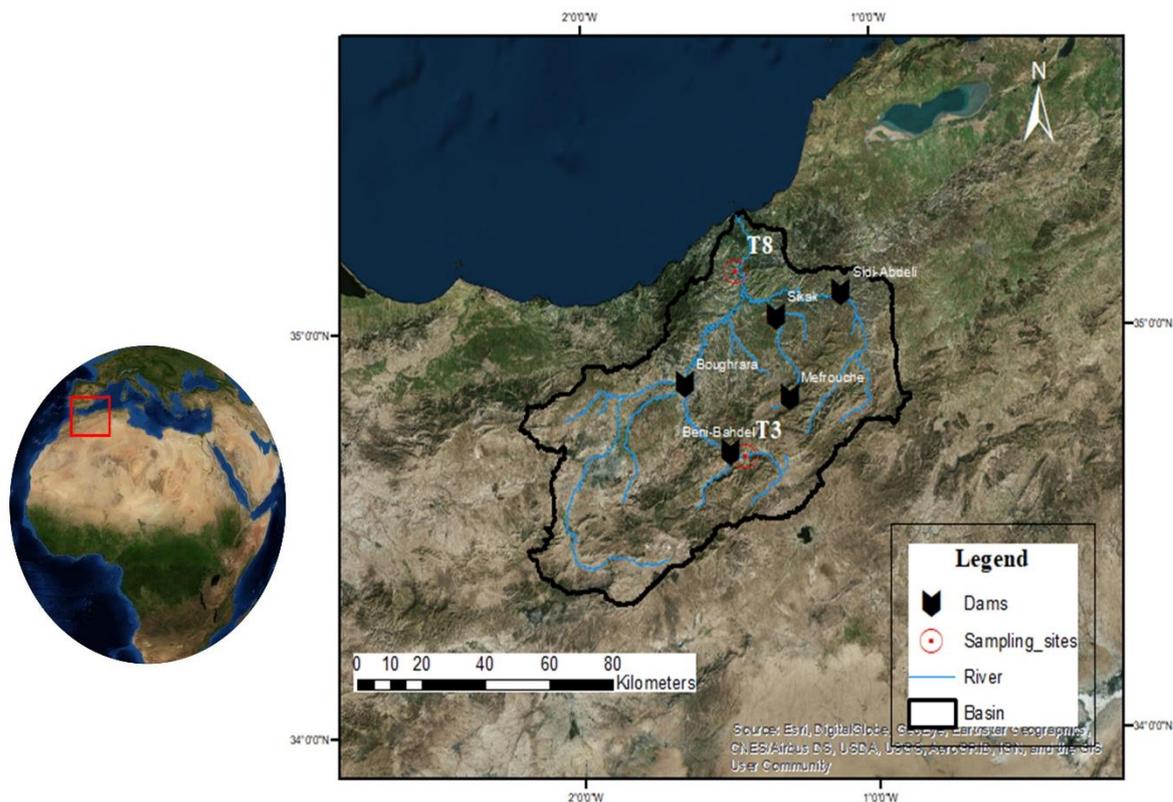


Figure 7 : Localisation du Bassin versant de la Tafna, ses barrages, réseau hydrographique et les stations d'étude

2.2. Géologie du Bassin (D'après Gentil 1903 et Guardia 1975)

Le bassin de la Tafna est caractérisé par une richesse géologique diversifiée et complexe (Fig.8), il se subdivise en deux parties essentielles :

- *le bassin Amont* est représenté par les monts de Tlemcen, qui font partie de l'atlas Tellien et sont constitués de formations jurassiques supérieures, caractérisées par la prédominance de dolomies riches en carbonates magnésiens. Ces formations recèlent les plus grands aquifères de la région (Collignon, 1986). Le jurassique est représenté par :

Les grès de Boumediene (au sud de bassin de l'oued Sikkak)

Les Dolomies de Tlemcen

Les dolomies de Terny (dans les bassins de Sebdou, oued Isser, qui se Distinguent des dolomies de Tlemcen par leur structure)

-*Le bassin aval* : orienté vers le Nord, Il comprend la moyenne et la basse Tafna. Il appartient aux formations tertiaires du miocène caractérisés par des marnes et des grés (Gentil, 1903). Ces dépôts sont recouverts par des alluvions récentes sablo-granuleuses, sableuses et limoneuses appartenant au quaternaire (Benest, 1985) : c'est le cas du lit et des terrasses de la moyenne et basse Tafna avec des colluvions limoneuses et argileuses (Guardia, 1975).

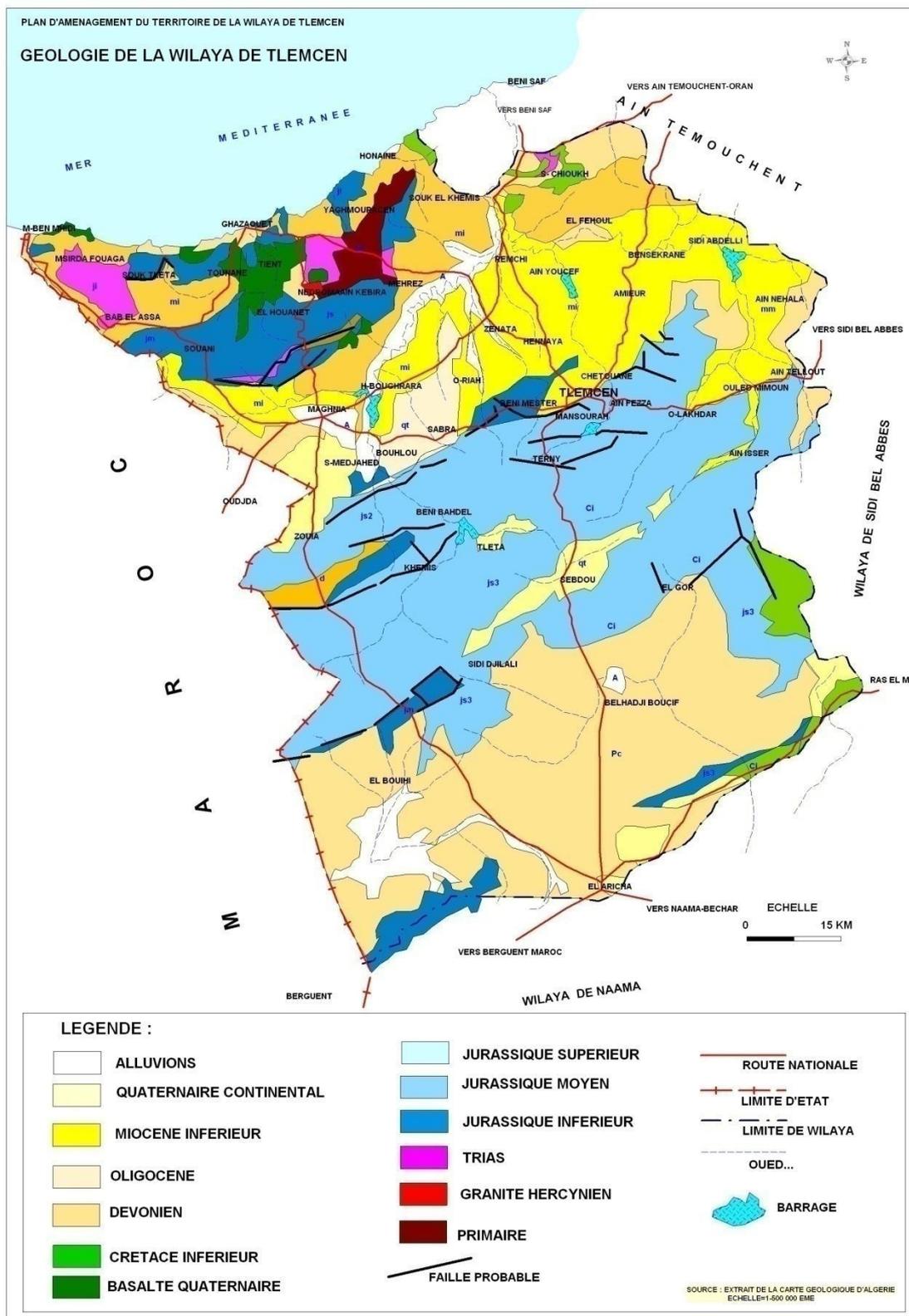


Figure 8 : Carte géologique de la wilaya de Tlemcen (ANAT, 2009).

2.3.Pédologie

Les sols du bassin de la Tafna sont composés de quatre grandes ensembles (les terres d'alluvion, les terres caillouteuses, les terres rouges, les terres marneuses). La quasi totalité des monts de Tlemcen sont formé par des sols bruns caillouteux, les vallées et les terrasses sont recouverts par des sols d'alluvions à dominance calcaire et marnes (Bouannani,2003).

2.4.L'occupation du sol

La végétation naturelle représentée par des forêts et maquis recouvre environ 40% de la surface totale du bassin versant (Taleb et al, 2004).

Dans la partie sud du bassin les principales formations végétales qui couvrent les monts de Tlemcen sont le Chêne zeen, le chêne vert et le Chêne liège le pin d'Alep et le thuya dans les parties basses des monts de Tlemcen (Taleb et al, 2004).

Dans la partie nord les cultures forment une grande partie du couvert végétal (les céréales, les maraichages...) (Taleb et al, 2004).

La végétation riveraine de l'oued Tafna est formée essentiellement par *Tamarix africana*; *Nerium oleander*; *Fragmites communis*; *Chenopodium album*; *Rumex bucephalophorus*; etc (Korso-Bouabdellah,2016).

2.5.Hydrologie

Le climat méditerranéen de la région influence le régime hydrologique de l'Oued Tafna qui est de type méditerranéen, avec une alternance de fortes crues et d'étiages sévères. Le débit annuel dans la Tafna varie entre 0,001 et 1,409 m³/s (Fig.9)

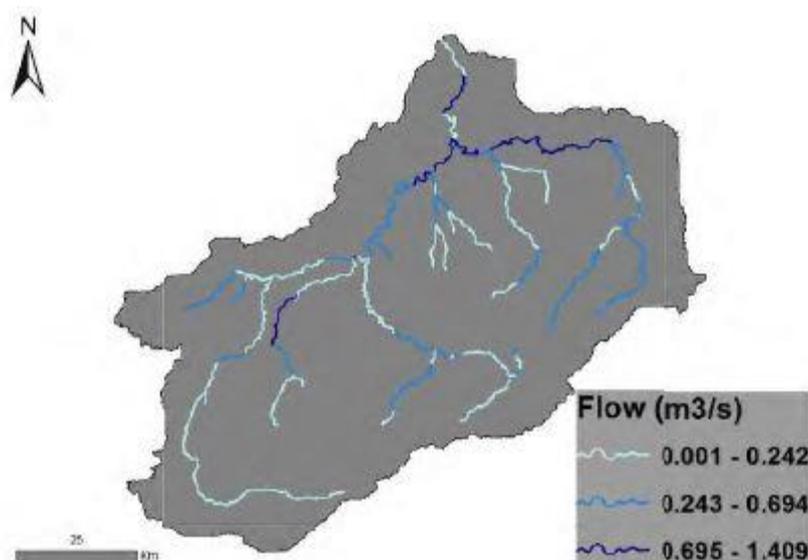


Figure 9: Moyenne interannuelle du débit pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013 (Zettam et al, 2017).

On distingue deux périodes importantes de régime hydrologique :

La Période des hautes eaux est caractérisée par des débits forts dépendant de l'intensité des précipitations.

La Période des basses eaux est caractérisée par, des débits faibles voire nuls dus à l'absence des précipitations et aux hautes températures qui favorisent l'évaporation.

L'oued Tafna est caractérisé par des conditions de débits extrêmes (les crues et assèchement) :

Les crues : les averses puissantes sont responsables de la majorité des crues dans la région ;Selon Bouanani 83%des crues dans le bassin versant de la Tafna (ont des débits entre 10 et 300 m³/s. Dans la haute Tafna (Beni-Bahdel) la classe prépondérante des crues est entre 25 – 50 m³/s avec 38.46% des cas (Bouanani, 2003).

Les étiages se déroulent principalement en été à cause des conditions climatiques extrêmes avec un déficit pluviométrique et des température élevée durant une période prolongée. Pendant l'étiage le débit des oueds dans la Tafna diminue jusqu'à l'assèchement dans quelques parties de l'oued Tafna.

2.6. Climatologie régionale

Le climat du bassin versant de la Tafna est un climat méditerranéen, caractérisé par deux saisons bien différenciées : des hivers frais et humides d'une période de courte durée et des étés secs et chauds de longue durée (Köppen, 1923) provoquant un assèchement des oueds pendant plusieurs mois, principalement en amont où l'eau s'infiltre dans les sédiments et alimente le sous-écoulement.

Pour l'étude climatique, nous avons choisi deux stations les plus proches des sites d'étude, à savoir Beni-Bahdel en amont et Pièrre du chat en aval. Les données de précipitations, et de températures proviennent de l'Agence nationale des ressources hydrauliques (ANRH).

Tableau 1 : Données géographiques des stations météorologiques (ANRH)

Stations	Longitude	Latitude	Altitude (m)
Beni Bahdel Barrage	01 29'48"W	34 42'34"	645
Pièrre du Chat	01 26'52"W	35 08'37"	50

Précipitations

La pluviosité est définie par Djebaili (1978) comme étant le facteur primordial qui permet de déterminer le type de climat. Elle représente la quantité d'eau apportée par les pluies, et elle est exprimées en millimètres (mm).

Le tableau 2 représente les valeurs des précipitations mensuelles de la période allant du mois de Janvier 1991 au mois de Décembre 2016.

Les valeurs des précipitations moyennes mensuelles de la station « Beni-Bahdel » (Fig.10) montrent que le mois le plus pluvieux est celui de Janvier (54 mm) tandis que le mois le plus sec est celui de Juillet (1.91 mm).

Pour la station avale « pierre du chat » (Fig.11) le mois le plus pluvieux est celui de Novembre (50 mm), alors que le mois le plus sec est celui de Juillet (0.7 mm).

Selon les précipitations moyennes annuelles, la station de l'amont est relativement plus pluvieuse (392.673 mm) que la station d'aval (332.271 mm)

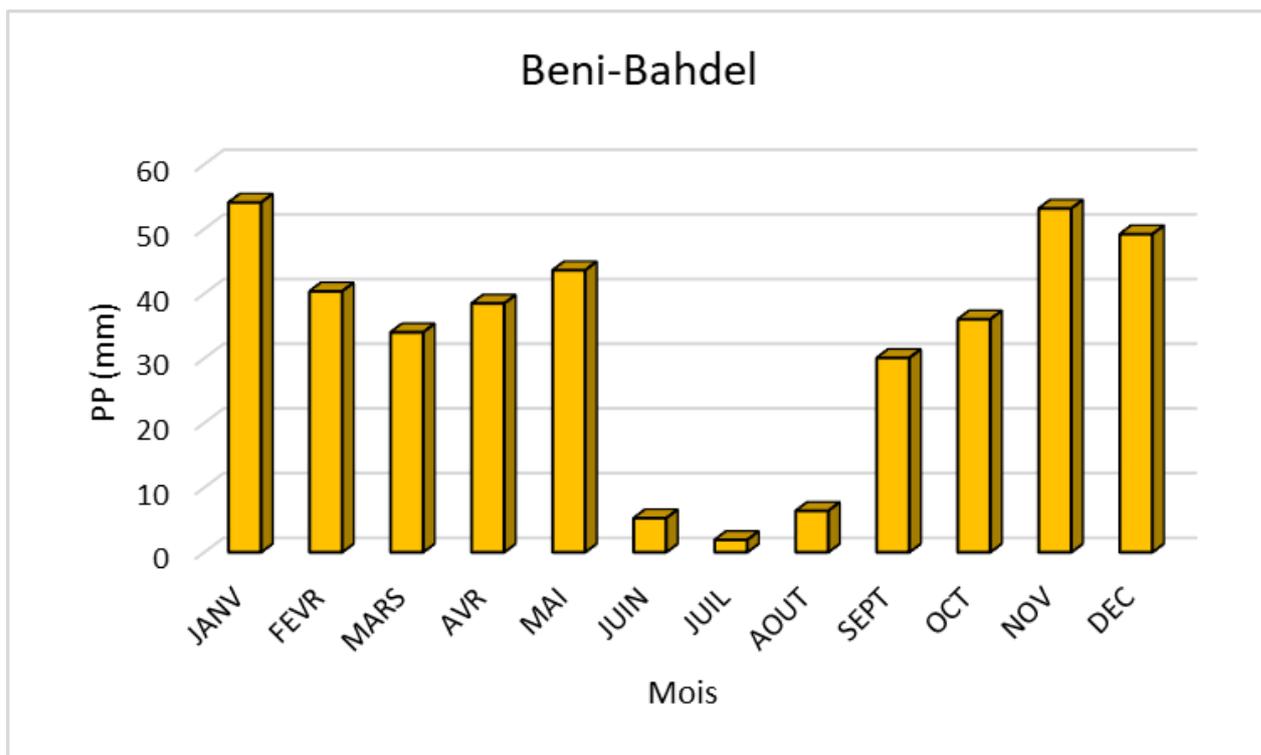


Figure 10 : Variation des moyennes mensuelles des précipitations dans la station de Beni Bahdel, durant la période (1991-2016)

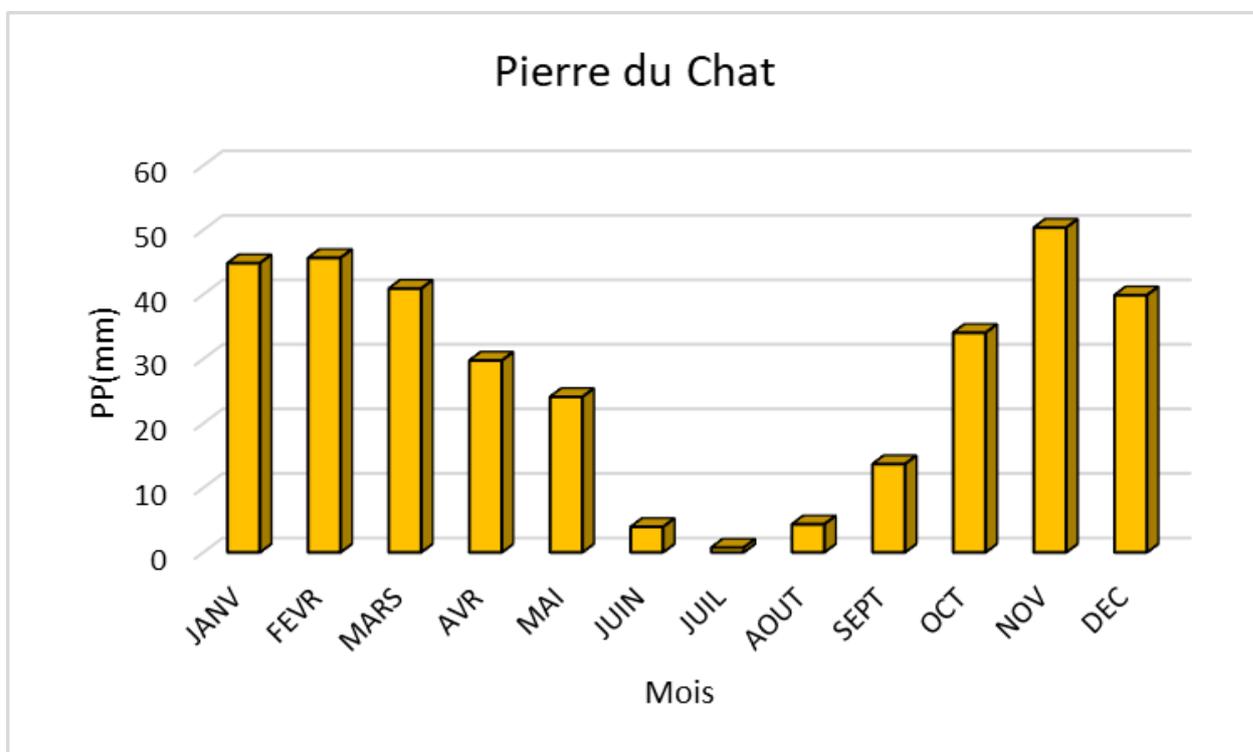


Figure 11 : Variation des moyennes mensuelles des précipitations dans la station de pierre du chat, durant la période (1991-2016)

Tableau 2 : Précipitations mensuelles moyennes (mm) des stations (ANRH)

Période	Station	JANV	FEVR	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	Moyennes annuelles
1991-2016	Beni- Bahdel	54.105	40.370	34.025	38.479	43.627	5.279	1.913	6.401	30.062	36.032	53.177	49.203	392.673
	Pièrre du chat	44.844	45.667	40.900	29.745	24.104	3.936	0.738	4.353	13.692	34.056	50.357	39.880	332.271

Température

La température représente un facteur limitant de toute première importance car elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques.

Le tableau 3 représente les valeurs des températures maximales, minimales et moyennes mensuelles de la station de Beni Bahdel et la station de pierre du chat de la période allant du mois de Janvier 1979 au mois de Décembre 2014.

Les valeurs des températures moyennes mensuelles de la station Beni Bahdel (Fig.12) et pierre du chat montrent (Fig.13) que le mois le plus chaud est celui d' Août avec une température moyenne de 25.55 C° dans la station amont et 26.06 C° dans la station avale.

Le mois de Janvier est le plus froid dans les deux stations Beni Bahdel et Pierre du chat avec des températures respectives de 9 C° et 15.54C° .

La température minimale et maximale sont observées respectivement en janvier et en août, dans les deux stations

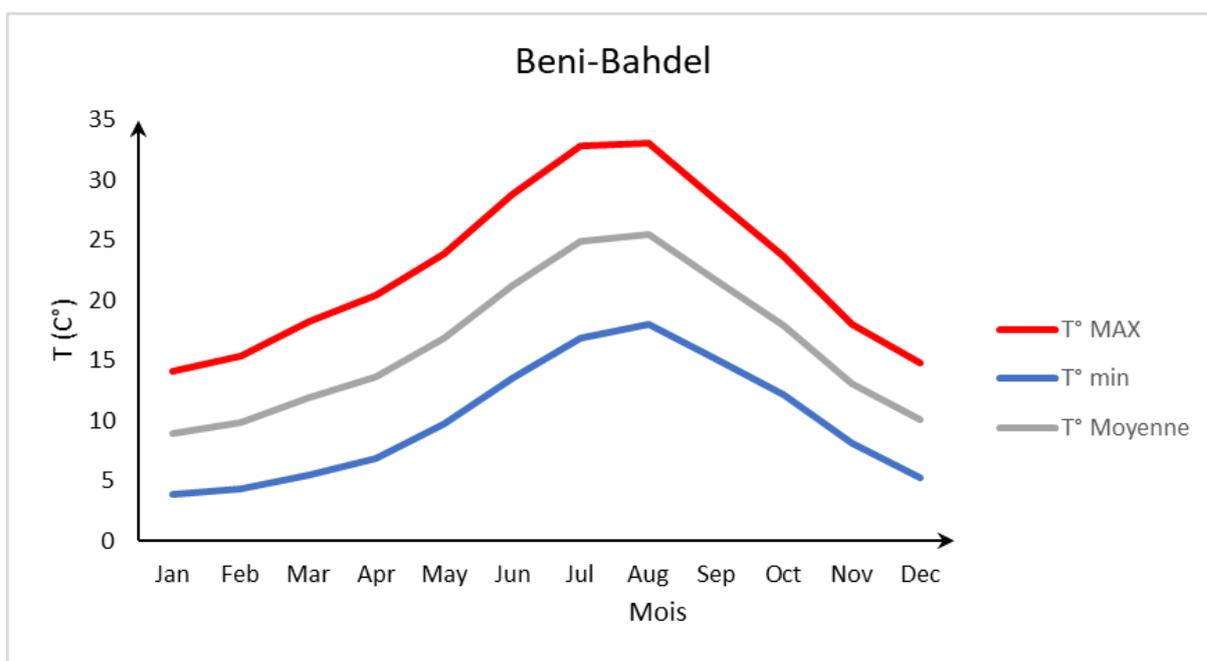


Figure 12 : Variation des moyennes mensuelles des températures dans la station de Beni Bahdel, durant la période (1979-2014)

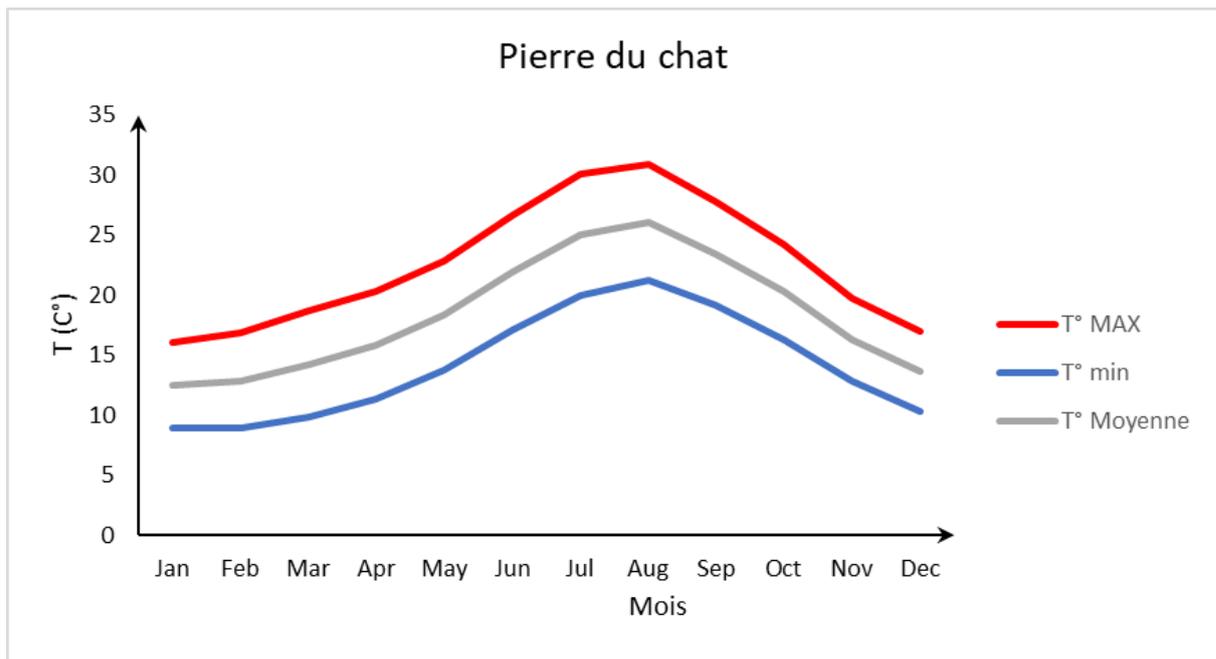


Figure 13 : Variation des moyennes mensuelles des températures dans la station de pierre du chat, durant la période (1979-2014)

Tableau 3 :Température moyennes mensuelles (°C) des stations (ANRH)

Période	Station		JANV	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOU	SEPT	OCT	NOV	DEC
			R	S					T					
1979- 2014	Beni-Bahdel	T° MAX	14.11	15.42	18.27	20.39	23.87	28.87	32.90	33.09	28.33	23.61	17.99	14.83
		T° min	3.88	4.32	5.54	6.90	9.78	13.53	16.86	18.02	15.16	12.21	8.14	5.28
		T° Moyenne	9.00	9.87	11.91	13.64	16.82	21.20	24.88	25.55	21.75	17.91	13.07	10.06
	Pierre du chat	T° MAX	16.11	16.81	18.68	20.29	22.88	26.69	30.04	30.90	27.78	24.17	19.74	16.99
		T° min	8.98	8.99	9.83	11.29	13.77	17.11	19.97	21.22	19.15	16.34	12.85	10.32
		T° Moyenne	12.54	12.90	14.25	15.79	18.32	21.90	25.01	26.06	23.47	20.26	16.29	13.66

Diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953)

Cet indice sert à déterminer la période sèche d'une région. Son principe est basé sur une représentation graphique où l'échelle des précipitations est égale au double de l'échelle des températures ($P=2T$).

Le diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN fait apparaître que la période sèche dure 6 mois et s'étend du mois de Mai à Octobre dans la station Beni Bahdel(Fig.14), alors que la période sèche dans la station de Pierre du chat s'étend du Mois de Avril à octobre(Fig.15).

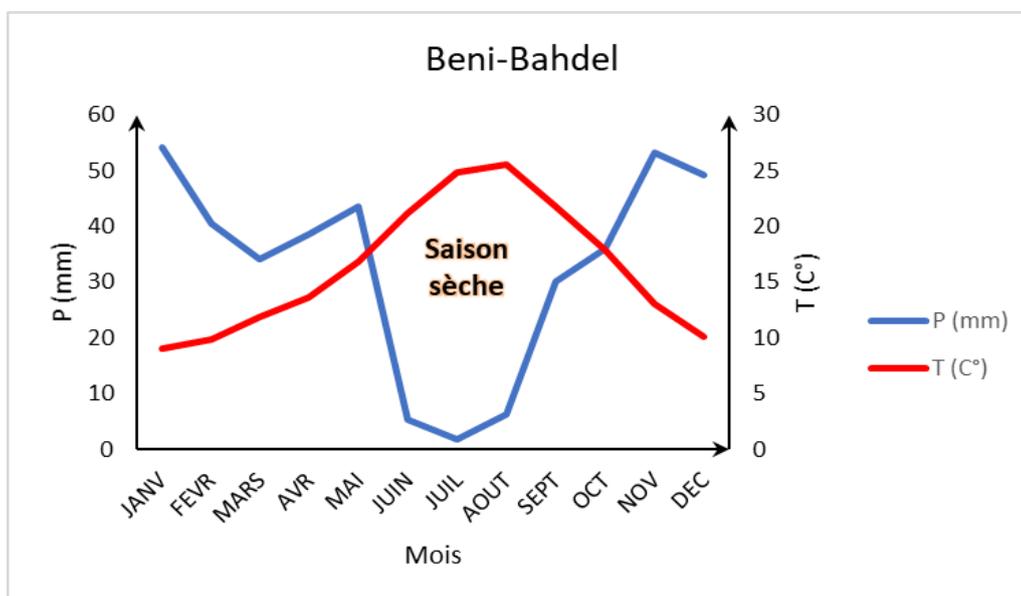


Figure 14 : Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN de la station de Beni Bahdel (1979/2014).

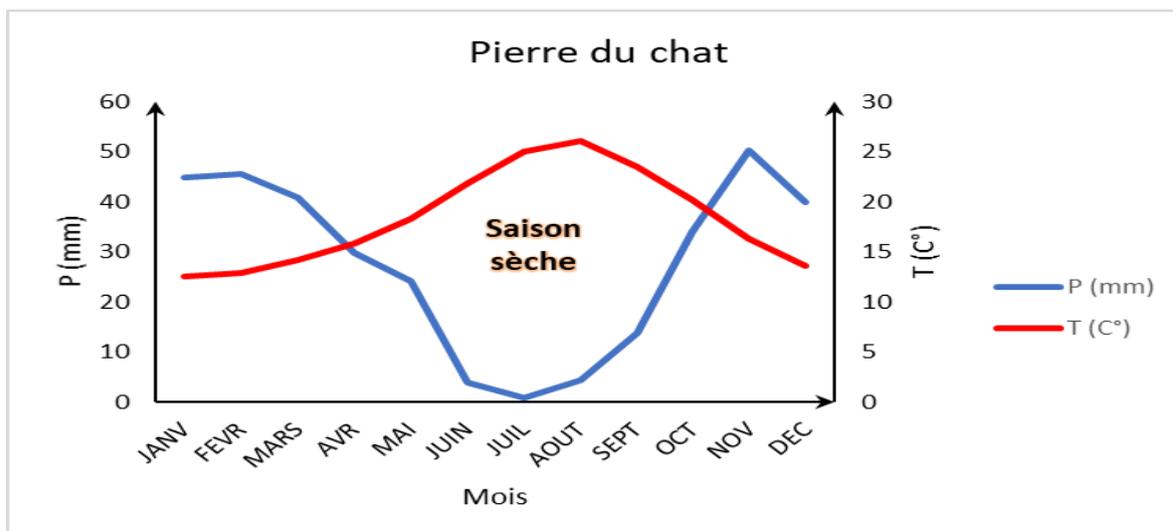


Figure 15 : Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN de la station de Pierre du chat (1979/2014).

Les deux stations d'étude appartiennent à un étage bioclimatique semi-aride, avec une petite différence entre eux en ce qui concerne la température et les précipitations. La station de Beni-Bahdel est caractérisée par des températures relativement faibles et des précipitations relativement élevées par rapport à la station de pierre du chat.

2.7. Description et localisation des stations d'études :

Deux stations de l'oued Tafna ont été retenues pour cette étude, une station amont (T3) et une station aval (T8) (Fig.7). L'étude des effets des crues sur les processus biogéochimiques a été réalisée uniquement dans la station amont (T3).

La station T3

Cette station se situe juste en amont du barrage de Beni Bahdel, près d'un pont sur la route reliant Tlemcen et Khemis, à une altitude de 665 m, à une longitude de $1^{\circ} 27' 45''$ ouest et une latitude de $34^{\circ} 43' 17''$ nord (Fig.7). Elle est caractérisée par :

- un courant moyen à rapide (entre 0.15 m/s et 1.06 m/s).
- une largeur de lit entre 4.5m et 12 m, et une profondeur moyenne de 12.5 cm.
- le substrat est formé de galets et de blocs dans les endroits à courant rapide, du sable ou de vase dans les zones calmes.

- un couvert végétale riverain dense, la végétation est constituée d'arbres tels que *Populus alba* (peuplier blanc), *Ficus carica* (figuier) et des arbustes tels que *Nerium oleander* (laurier rose).



Photo 3 : Station T3 durant l'étiage (Août 2014).



Photo 4: Station T3 durant les Crues (Avril 2016).

La station T8

La station T8 est localisée à une altitude de 80m, une latitude de 35°12'03''N et une longitude de 1°28'29''W.

Elle se situe à proximité du village de La Pierre du Chat, après 6 Km de la confluence avec l'oued Isser, la station d'étude mesure 280m de long.

Cette station est caractérisée par :

- une largeur moyenne de lit de 6 à 8 m
- un substrat constitué de galets et de graviers.
- un couvert végétal riverain composé de *Nerium oleander*, *Juncus maritimus*, *Olea europea* et *Ampelodesma mauritanica*.



Photo 5 : Station T8 durant l'étiage (septembre 2015).

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes

Ce chapitre décrit le protocole expérimental in situ, et au laboratoire. Enfin une description des tests statistiques réalisés sur les données obtenues.

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes

3.1.Échantillonnage

➤ Milieu superficiel

Des prélèvements journaliers d'eau de surface ont été effectués, avant la période d'étiage en avril 2014 (sortie de référence), pendant la période d'étiage (2014 et 2015) avec six campagnes de prélèvements et durant cinq crues (2014,2015 et 2016). (Fig.18).

➤ Milieu hyporhéique

Les points de prélèvement ont été choisis au niveau de différentes unités morphologiques (seuil et mouille), Afin d'évaluer l'impact des étiages et des crues sur les processus biogéochimiques et l'influence de leur intensité sur les processus nitrification ammonification.

Les échantillons journaliers d'eau hyporhéique ont été prélevé à trois profondeurs (30 cm,60cm, 100cm), dans six piézomètres situés le long de la station d'étude à différentes unités géomorphologiques seuils (riffle) et mouilles (pool) de P1 a P6,

➤ Localisation des piézomètres dans La station T3 (Fig.16)

-P1 et P2 sont situés au niveau d'un banc de galets avec P1 à la tête du banc, et P2 à la fin du banc,

P3 et P5 sont situés au niveau de mouilles.

-P4 et P6 sont installés au niveau de seuils.

➤ Localisation des piézomètres dans La station T8 (Fig.17)

-P1, P3 et P5 sont installés au niveau de mouilles.

-P2, P4 et P6 sont installés au niveau de seuils.

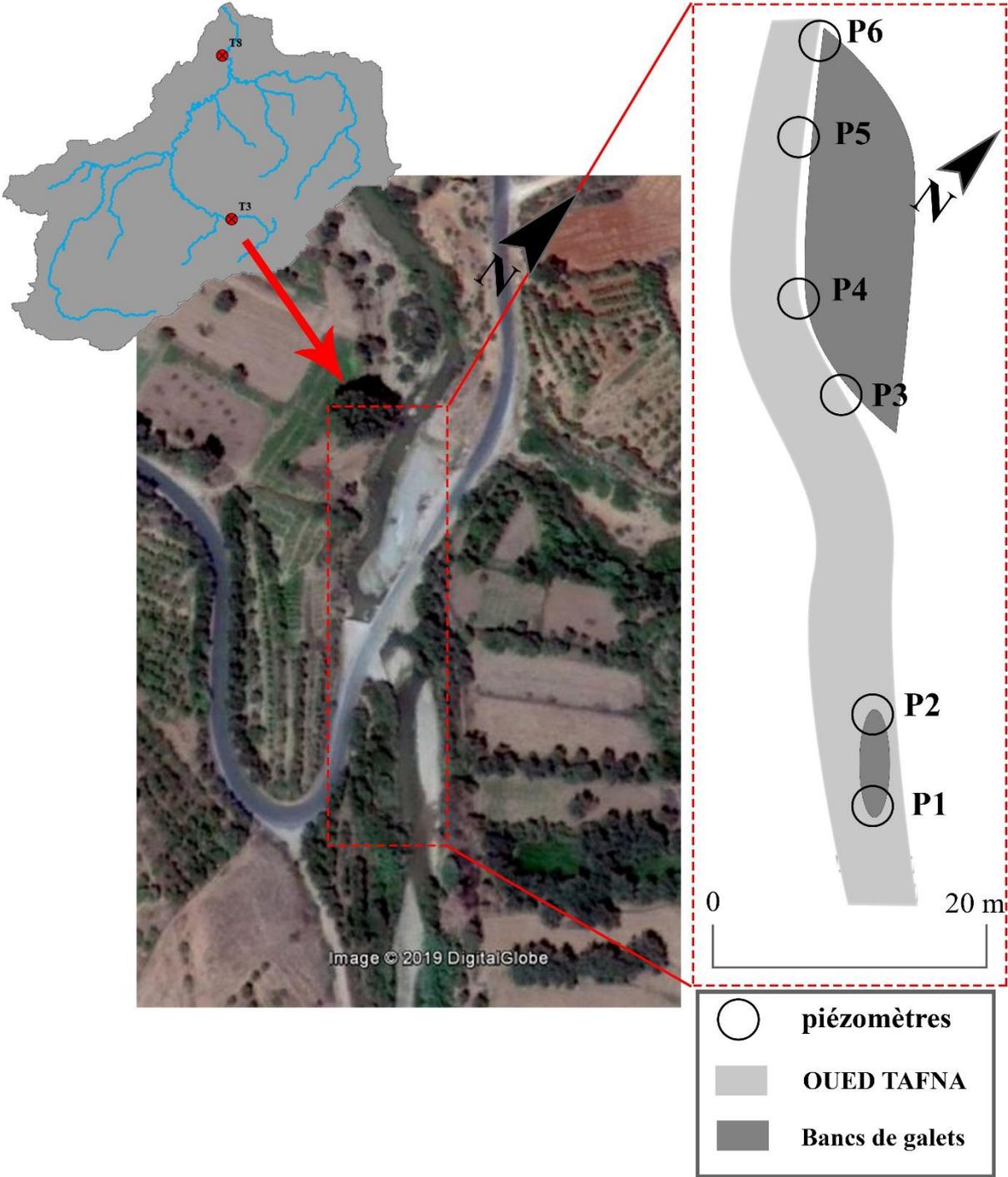


Figure 16 : Localisation des piézomètres dans la station d'étude T3

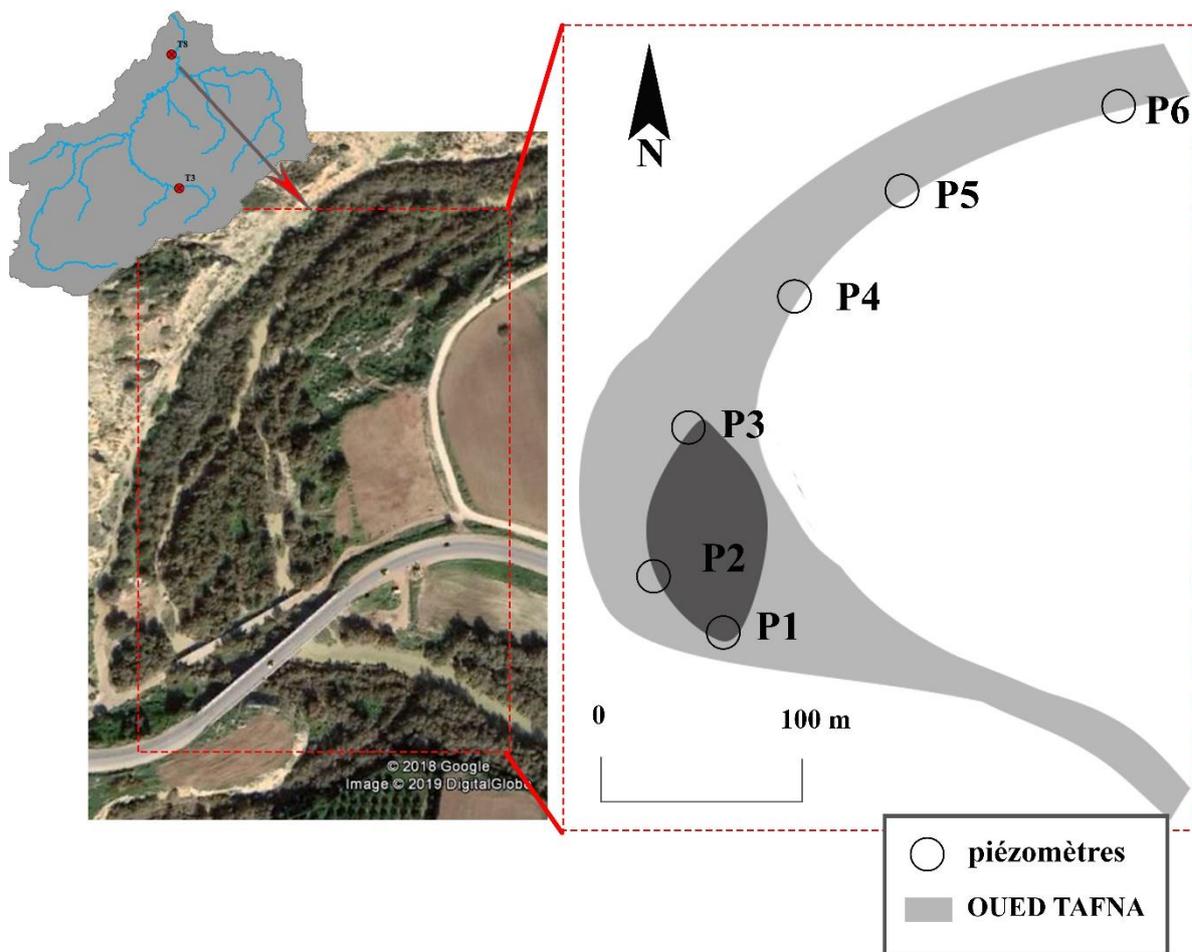


Figure 17 : Localisation des piézomètres dans la station d'étude T8

3.2. Calendrier des prélèvements

Nous avons effectué :

Un suivi de 5 « crues » à raison de 15 prélèvements par jour sur une période de cinq jours pour chaque événement, et sur une période de 3 ans (2014,2015,2016) (Fig.18)

6 campagnes de prélèvements de trois jours durant l'été, dont trois campagnes en 2014 et trois en 2015 (Fig.18).

Une campagne en avril 2014, considérée comme une sortie de référence (Fig.18).

Une campagne en octobre 2015, durant les premières pluies après un été prolongé (Fig.18).

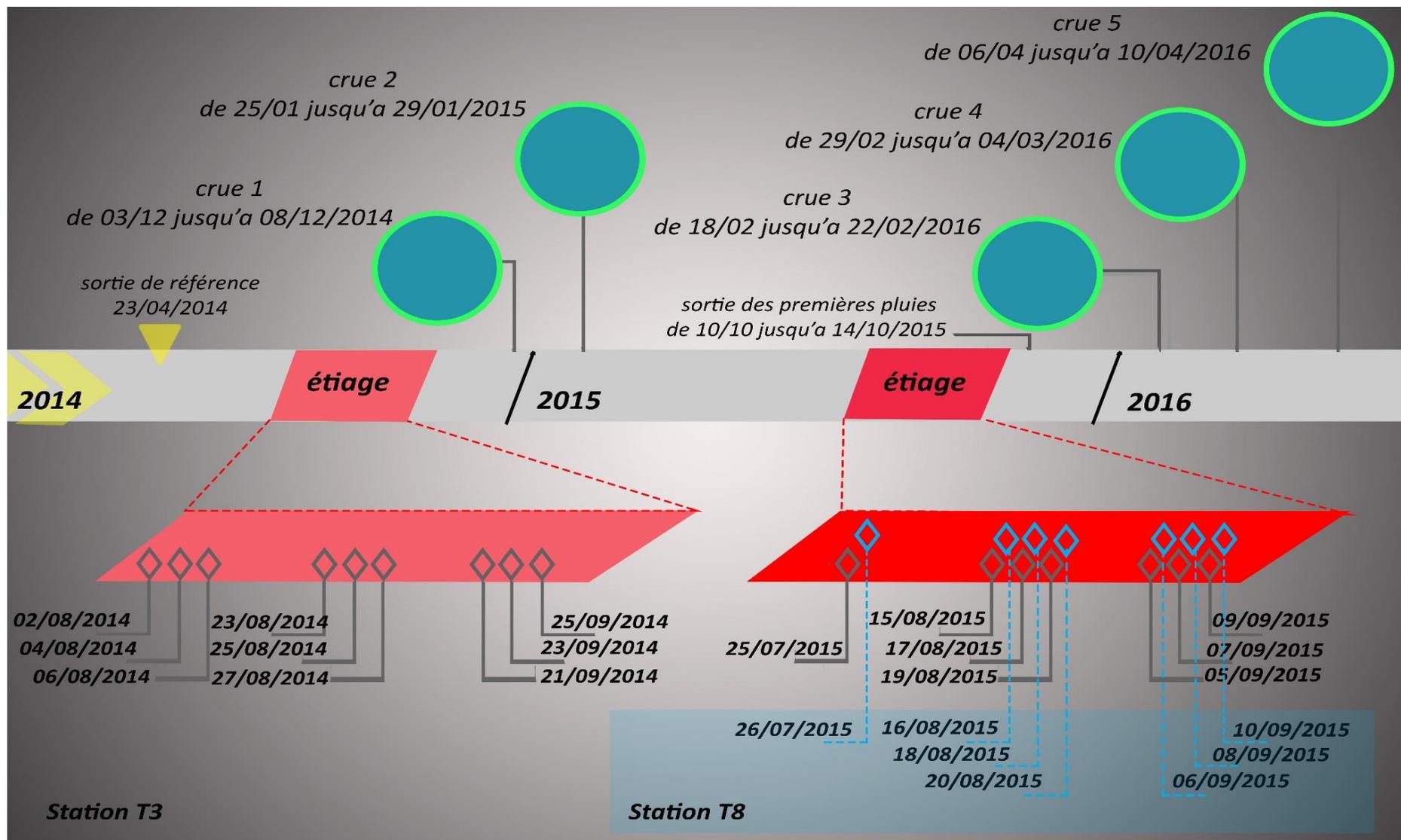


Figure 18 : Calendrier des prélèvements

3.3. Mode de prélèvement

Le matériel utilisé pour les prélèvements de l'eau hyporhéique est la pompe « Bou-Rouch » (Bou & Rouch, 1967 ; Bou, 1974). La pompe (Fig.19) est constituée par une sonde métallique d'un diamètre extérieur de 39 mm, enfoncée dans le sédiment par percussion à l'aide d'une masse à 30 cm et 100 cm de profondeur.

Cependant un volume de 10L pour chaque profondeur a été prélevé, les prélèvements ont été conservés dans une glacière afin de les transporter au laboratoire pour le dosage d'azote.

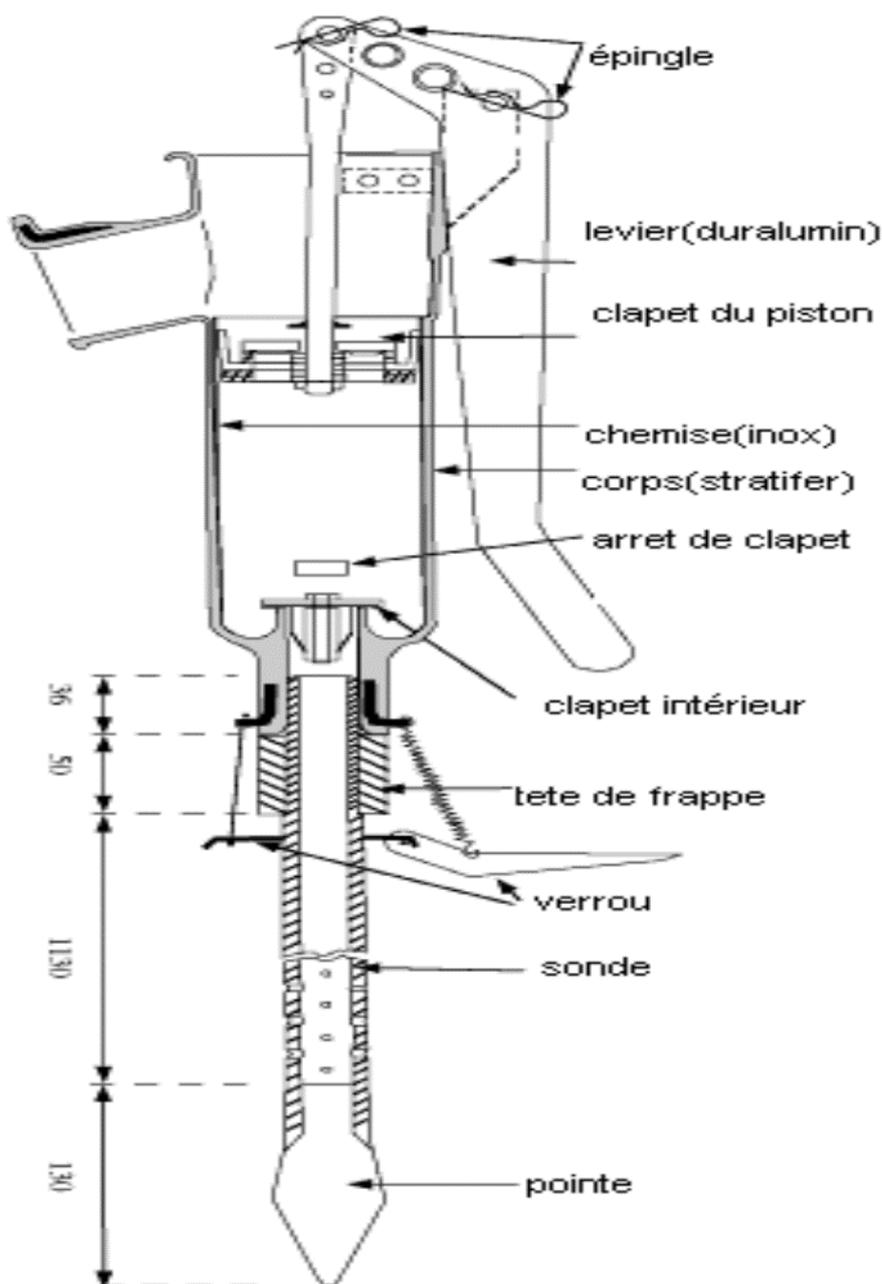


Figure 19 : Schéma de la pompe Bou-Rouch (Bou 1974).

3.4. Analyses physico-chimiques de l'eau

3.4.1. Mesures réalisées sur le terrain

La température de l'eau, la conductivité, le pH et l'oxygène dissous ont été mesurés in situ en milieu superficiel et hyporhéique à l'aide d'un appareil multi paramètres (oxi3310) à chaque campagne de prélèvements, ainsi que les paramètres influençant directement le débit de l'oued et par conséquent l'intensité de l'étiage, la profondeur, la largeur du lit, la section mouillée et la vitesse du courant. Nous avons mesuré aussi à l'aide d'un manomètre différentiel le gradient hydraulique vertical (VHG).

➤ *La température :*

La température de l'eau joue un rôle dans la solubilité des sels, surtout les gaz (Rodier, 2009). Elle est exprimée en degrés Celsius (°C).

➤ *La conductivité électrique :*

La conductivité représente la capacité de l'eau à conduire l'électricité. La mesure de la conductivité donne une évaluation globale des ions, essentiellement minéraux présents dans l'eau (Boutoux, 1993). Elle est exprimée en micro siemens par centimètre ($\mu\text{s/cm}$).

➤ *Le potentiel hydrogène (pH) :*

Le pH de l'eau représente son acidité ou son alcalinité dont le facteur le plus important est la concentration en anhydride carbonique lié à la minéralisation (Rodier, 2009).

➤ *L'Oxygène dissous :*

L'oxygène dissous est un facteur essentiel pour les réactions biogéochimiques. Sa solubilité dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la minéralisation de l'eau. Il est exprimé en mg/L ou en pourcentage de saturation (%).

➤ *Le gradient hydraulique vertical (VHG) :*

La mesure du gradient hydraulique vertical permet de déterminer le sens de circulation des eaux du sous-écoulement, on obtient le niveau piézométrique en mesurant la différence de pression entre l'eau dans le piézomètre et l'eau de surface (Fig.20). Le résultat est exprimé en cm, alors que les valeurs négatives indiquent des zones de « Downwelling », et les valeurs positives indiquent des zones de « Upwelling » (Andreae, 1970; Lee & Cherry, 1978).

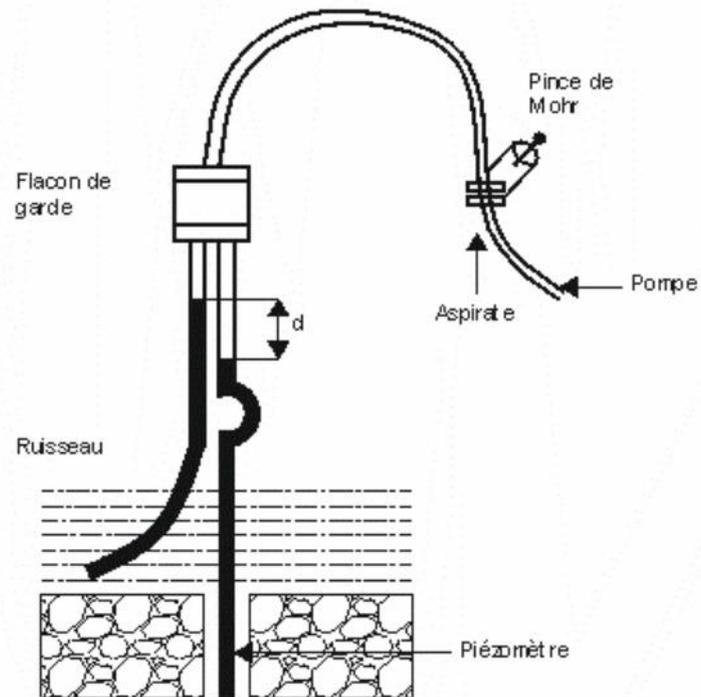


Figure 20 : Dispositif de mesure de la charge hydraulique (VHG) (Taleb, 2004).

➤ *La conductivité hydraulique :*

La conductivité hydraulique représente la possibilité d'un fluide à se déplacer dans un milieu. Elle s'exprime en $m.s^{-1}$ (Beyer, 1964).

Elle est mesurée sur terrain en utilisant le protocole suivant (Baxter et al,2003) (Fig.21) :

- Enfoncer la sonde dans les sédiments à 25 cm de profondeur.
- Mesurer la profondeur d'eau dans la sonde (h) (Fig.21).
- Installer l'entonnoir et calculer le temp d'infiltration d'1 L d'eau (dt)

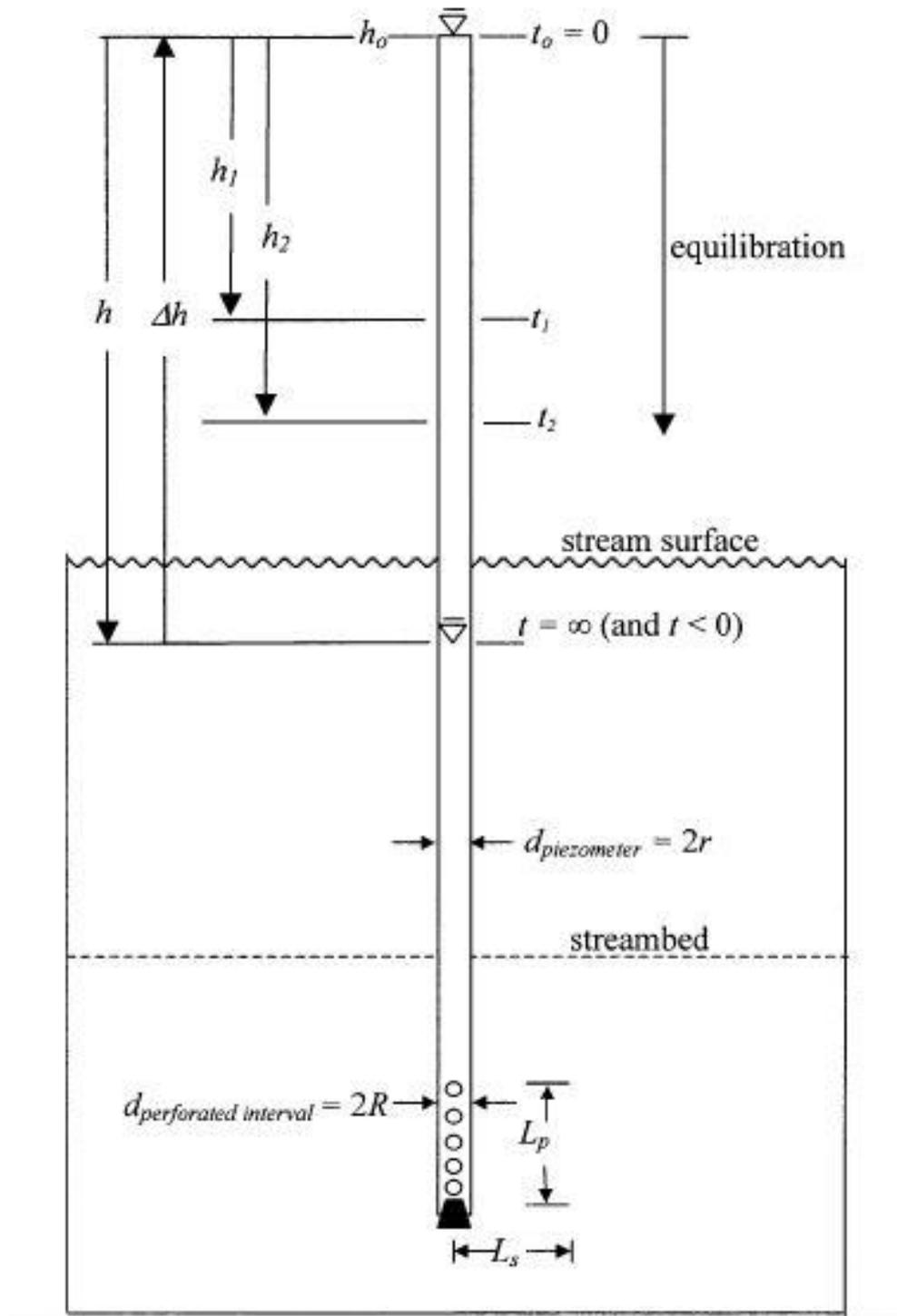


Figure 21 : Principe de la méthode pour calculer la conductivité hydraulique (Baxter et al,2003).

La conductivité hydraulique est calculée en utilisant la formule simplifiée de Baxter et al. (2003).

$$K_h = \left[\frac{(0.2501)(d_{\text{piezometer}})}{\Delta t} \right] \left[\log_e \frac{h_0}{h} \right] \quad 9$$

Ou $d_{\text{piezometer}}$ est le diamètre intérieur de la sonde, h_0 : le niveau d'eau dans le temps 0, h : le niveau d'eau dans le temps t .

3.4.2. Mesures réalisées au laboratoire

Les échantillons ont été conservés dans des bouteilles sombres à 4°C pendant le transport au laboratoire pour les analyser.

Le dosage des paramètres a été effectué au niveau du laboratoire d'Écologie et Gestion des Écosystèmes Naturel (LEGCEM) à l'aide d'un spectrophotomètre DR500 (Hach Lang, Germany).

Le dosage des Nitrates (NO_3^- ; $\text{NO}_3\text{--N}$), les nitrites (NO_2^- ; $\text{NO}_2\text{--N}$), l'ammonium (NH_4^+ ; $\text{NH}_4\text{--N}$) et les chlorures (Cl^-) a été effectué en utilisant le système de Tests en cuve (Tableau 4) LCK (Hach Lang, Germany).

Système de Tests en cuve LCK (Hach Lang, Germany) :

IL s'agit des réactifs déjà préparés dans des cuves, le spectrophotomètre DR 5000 identifie automatiquement les paramètres, la plage, la méthode à l'aide d'un code-barre sur les cuves.

Chaque paramètre a un test et un protocole d'utilisation bien détaillé dans la boîte des cuves.

Tableau 4 : Description des Tests en cuve LCK utilisés dans le dosage (Hach Lang, Germany)

Code	Paramètre	Plage de mesure	Nom de la méthode	Nom de la méthode 2
LCK304	Ammoniac	0,015 à 2,0 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$	Bleu d'indophénol	ISO 7150-1, DIN 38406 E5-1
LCK311	Chlorure	1 à 70 mg/L Cl 70 à 1000 mg/L Cl	Fer(III)-Thiocyanate	
LCK339	Nitrate	0,23 à 13,5 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$	2,6-diméthylphénol	ISO 7890-1-2-1986, DIN 38405 D9-2
LCK341	Nitrite	0,015 à 0,6 mg/L $\text{NO}_2\text{-N}$	Diazotation	EN ISO 26777, DIN 38405 D10

Les concentrations des nitrates ont été mesurées à l'aide des cuves LCK 339 (0.23-13.50 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{--N}$; 1-60 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{--}$) à λ 370 nm, T 15-25 °C et pH 7-9.

Les concentrations d'ammoniac ont été mesurées à l'aide des cuves LCK 304 (0.015-2.000 mg L^{-1} $\text{NH}_4\text{--N}$; 0.02-2.50 mg L^{-1} NH_4^+) à λ 694 nm.

Les concentrations des nitrites ont été mesurées à l'aide des cuves LCK341 (0.015-0.600mg L⁻¹ NO₂⁻-N; 0.05-2.00 mg L⁻¹ NO₂⁻) a λ 515 nm.

Les concentrations des chlorures ont été mesurées à l'aide des cuves LCK311 (1-1000 mg L⁻¹) at λ 468 nm.

➤ *Analyse granulométrique*

Vue l'importance du rôle de la composition granulométrique des sédiments dans les processus biogéochimiques et les échanges eau/sédiment, une analyse granulométrique a été effectuée selon la méthode de sédimentation (Klute, 1986) afin de déterminer les proportions des différentes tailles de particules des sédiments (sable, limon, argile).

Les prélèvements ont été effectués à chaque campagne d'échantillonnage au moment des crues et d'étiage, à proximité des 6 piézomètres choisis pour l'étude du milieu hyporhéique.

L'analyse a été effectuée sur les éléments de taille inférieure à 2 mm obtenue par tamisage, puis traité par l'eau oxygénée pour éliminer la matière organique, on ajoute ensuite un agent dispersant : l'héxamétaphosphate de sodium. Après les particules sont séparées par sédimentation, basée sur la vitesse de chute des particules en milieu liquide.

➤ *Dosage du carbone organique*

Le dosage de carbone a été réalisé par l'oxydation à chaud du carbone organique par un mélange de bichromate de potassium. (K₂Cr₂O₇) et d'acide sulfurique (Demelon 1966).

3.5.L'analyse statistique

a- L'ANOVA

Les tests d'ANOVA ont été effectués sur les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques. Ils ont permis de savoir si les mesures physico-chimiques présentaient une différence significative, entre les piézomètres, les unités géomorphologiques, les profondeurs et entre les jours.

b- Analyses Multivariées

Les analyses multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 (Chessel et Doledec, 1993).

➤ *L'analyse en composantes principales (ACP)*

Cette étude a été complétée par une ACP réalisée sur une matrice normalisée de 704 (échantillons x dates) et 12 variables physico-chimiques, afin d'obtenir une distribution spatiale et temporelle des relevés. Cette méthode permet de faire des regroupements d'individus ou d'échantillons qui se ressemblent sur un plan et d'avoir un cercle de corrélations qui permet d'observer l'organisation des 12 variables sur ce même plan.

Cette analyse consiste donc à présenter sous forme graphique, le maximum d'information depuis un tableau des données quantitatives. Toutes les données ont été transformées en valeurs logarithmiques dans le but d'obtenir une distribution des valeurs normales. Cette transformation est nécessaire pour le calcul des coefficients de corrélation de l'ACP.

➤ *L'analyse discriminante*

Cette analyse a pour but d'effectuer un classement des observations et séparer au mieux l'ensemble des g groupes à l'aide des p variables. C'est ce qu'on appelle une discrimination de populations.

Il existe deux méthodes d'analyse : (1) l'ACP intra-groupe qui permet d'étudier simultanément une typologie spatiale ou alors d'effectuer une collection de typologie spatiale. (2) l'ACP inter-groupe représente une approche diamétralement opposée et complémentaire à l'ACP intra.

Chapitre 4 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques en amont de la Tafna

Ce chapitre évalue l'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques impliqués dans la transformation de l'azote dans les eaux de surface et la zone hyporhéique, qui est le siège d'une importante activité métabolique. Ces processus sont physiques (sédimentation, dilution), chimiques (oxydation, réduction) et biologiques (assimilation, oxydation et réduction microbienne).

L'impact d'un étiage prolongé sur les échanges d'eau et de nutriments entre eau/ sédiments en amont de la Tafna sont également étudiés en l'absence de la contribution de la nappe phréatique.

Dans ce chapitre, qui a fait l'objet d'une publication internationale dans le journal *Environmental Earth Sciences*, nous résumons les principaux résultats ainsi que la discussion.

Zenagui, I., Belaidi, N., Benkebil, Z., & Taleb, A. (2020). Nutrient dynamics in a hyporheic zone in response to a severe and prolonged dry period in a semi-arid river (Tafna wadi). *Environmental Earth Sciences*, 79(1), 1-16.

4.1. Contexte et Objectifs

L'étiage prolongé affecte les composants des écosystèmes aquatiques (Lange et Haensler, 2012). Le facteur clé durant cette période est la température, qui influence non seulement le débit par évaporation de l'eau, mais aussi les processus biogéochimiques via les réactions d'oxydo-réductions. L'hydrologie des cours d'eau joue aussi un rôle important dans les processus biogéochimiques (Hynes, 1970; Vannote et al, 1980; Resh et al, 1988; Poff et al, 1989).

La région méditerranéenne est considérée comme l'une des régions les plus vulnérables aux changements climatiques (Giorgi et Lionello, 2008). Elle a été identifiée comme l'un des « points chauds » les plus importants dans les prévisions relatives au changement climatique (Giorgi, 2006). L'effet de l'étiage prolongé change d'une région à une autre, certains cours d'eau cessent de couler durant cette période, par contre d'autres peuvent maintenir un débit minimal.

Dans ce travail, le terme « étiage prolongé » est utilisé pour décrire une période de basses eaux inhabituellement prolongée, où le débit atteint son niveau le plus bas pendant une longue durée.

Rappelons que les échanges à travers les sédiments sont le produit du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique (K) (Jones et Holmes, 1996). Cette dernière est considérée comme un facteur principal qui contrôle le flux d'échange hyporhéique et le temps de résidence des nutriments dans les sédiments (Gomez-Velez et al, 2014).

Cependant, un changement de température de l'eau de 0 °C à 20 °C peut augmenter la conductivité hydraulique des sédiments qui forment le lit jusqu'à 40% (Storey et al, 2003). Par conséquent, une période prolongée d'étiage, et des températures élevées peuvent entraîner une augmentation de la perméabilité des sédiments pendant une longue période et ainsi affecter les nutriments dans la fonction de la zone hyporhéique (puits de nitrate) car l'activité microbienne diminue lorsque l'eau s'infiltré plus rapidement et suspend la matière organique (Claret et Boulton, 2009). En revanche, l'augmentation de la température conduit directement au taux d'activités microbiennes (Grimm et Fisher, 1984).

L'étiage affecte aussi la morphologie des cours d'eau en réduisant le volume d'eau et la section mouillée du cours d'eau, ce qui affecte par la suite la connectivité latérale, longitudinale et verticale. Au début, l'eau se retire progressivement de la zone littorale, de sorte que les berges se déconnectent et les seuils s'assèchent. Par la suite, la connectivité longitudinale peut être

Chapitre 4 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques en amont de la Tafna

perdue, en particulier dans les plus petites rivières, entraînant une fragmentation du débit. Cette perte peut également inclure une dessiccation de la zone hyporhéique (si présente), perturbant ainsi la connectivité verticale.

La région d'étude, située dans le bassin versant de la Tafna, est caractérisée par une longue période d'été avec des températures de l'air très élevées (jusqu'à 40 °C). Ces conditions affectent l'hydrologie de la Tafna et par conséquent les échanges des nutriments.

L'objectif de cette étude est : i) d'évaluer l'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques qui se déroulent dans la zone hyporhéique et qui déterminent la composition chimique de l'eau, en s'intéressant particulièrement à la transformation de l'azote et ses échanges avec les eaux de surface d'un système oued dans un climat semi-aride. ii) de déterminer les facteurs influençant ces processus : facteurs hydrologiques, géomorphologiques et physico-chimiques.

4.2. Principaux résultats

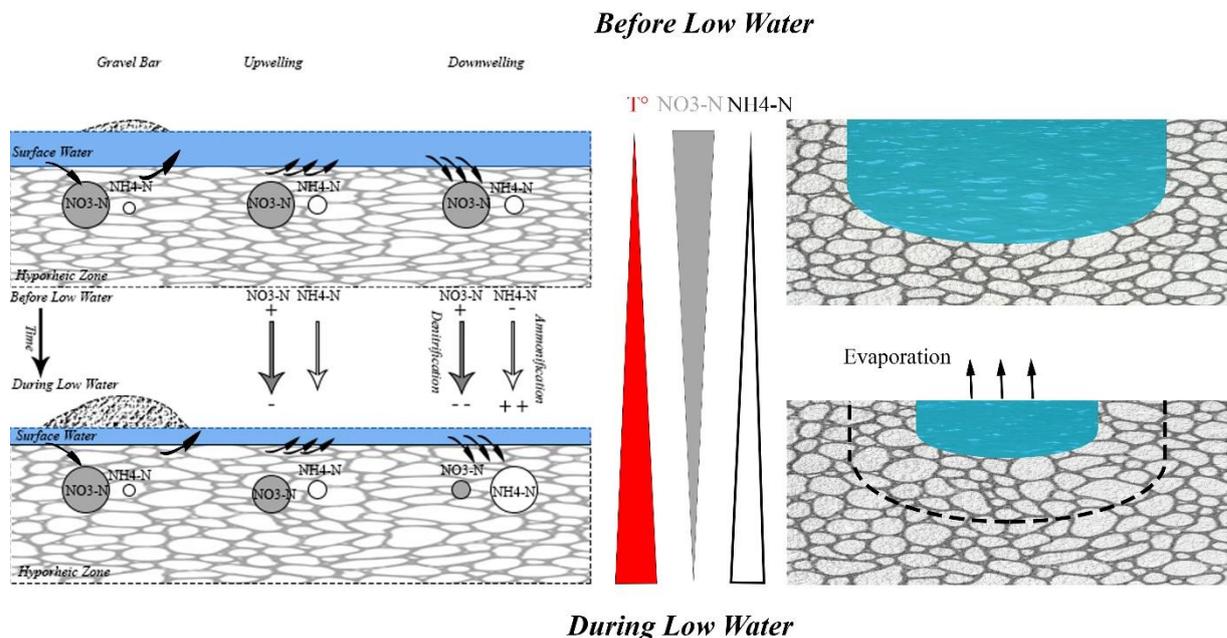


Figure 22 : Résumé des principaux résultats de l'étiage

4.2.1. Conditions hydrologiques des stations étudiées

La période d'étiage en amont de la Tafna est caractérisée par des précipitations rares et des températures élevées de l'air, qui atteignent un maximum de 38°C en été. Ces conditions extrêmes affectent le débit de la Tafna au cours de cette période, qui chute à un niveau critique ($0.53 \pm 0.079 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (article Fig.3) pendant une longue période. Dans la première année de cette étude, cette longue période sans précipitations a duré plus de 100 jours. La période d'étiage a été divisée en LW-1 et LW-2 selon la température de l'air. LW-1, qui représente la période d'échantillonnage durant le mois de juillet et août, est caractérisée par une température moyenne mensuelle élevée de l'air de l'ordre de 28.8 °C en juillet et 29.5 °C en août, tandis que LW-2 représente le mois de septembre avec une température moyenne mensuelle de l'air de 26 °C (article Fig.2).

En conséquence, la section mouillée se rétrécit au fil du temps, en raison de l'évaporation en réponse à la température élevée de l'air et à l'absence de précipitations. La largeur du lit passe donc de 12 m en juillet à 4.5 m en septembre (article Fig.5).

4.2.2. Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques

Les processus biogéochimiques et l'échange des nutriments ont été suivis tout au long de la période d'étiage afin d'identifier les changements dans la composition chimique de l'eau de surface et les processus biogéochimiques au niveau de la zone hyporhéique dans des conditions extrêmes. Ces conditions ont influencé le débit et la température de l'eau de surface.

Température

La température de l'eau de surface est passée de 23.2 °C en avril (avant l'étiage) à 26° C en août. LW-1 (juillet et août) était significativement plus chaud (24 ± 1.87 °C) par rapport à LW-2 (septembre) (20.1 ± 1.56 °C ; $p=0.003$) (article Fig8).

La température de l'eau hyporhéique était toujours inférieure à celle de l'eau de surface. En 2014, la température moyenne de l'eau hyporhéique a augmenté significativement de 20.95 ± 4.54 °C avant l'étiage à 25 ± 2.16 °C en LW-1(juillet et août), puis a considérablement diminué en LW-2(septembre) (23 ± 2.39 °C ; $p=0$) (article Fig.8). Ces changements sont directement liés à l'influence des eaux de surface.

Nitrates (N-NO₃) (article Fig.8)

Au cours de la première année d'échantillonnage, les nitrates ont légèrement diminué dans les eaux de surface, passant de 4.992 mg/l en avril à 4.066 mg/l au début de LW-1 (juillet), ensuite ils ont augmenté jusqu'à 4.92 mg/l au milieu de la période de LW-1 (août). À la fin de LW-1 (fin août) et tout au long de la période de LW-2 (septembre), les concentrations des nitrates sont restées relativement stable.

Dans l'eau hyporhéique, les concentrations des nitrates ont diminué de manière significative ($P<0$), allant de 4.25 ± 1.88 mg/l avant l'étiage (avril) à 2.01 ± 1.30 mg/l au début de LW-2 (septembre). Cette diminution pourrait être liée à deux processus : i) la dénitrification qui se produit lorsque la température augmente (Holmes et al. 1994) dans un milieu pauvre en oxygène, ii) réduction dissimulatrice confirmée par une augmentation de la teneur d'ammonium au même moment.

À la fin de LW2 (septembre), les nitrates ont augmenté à 3.53 ± 0.39 mg/l parallèlement avec une diminution significative des concentrations d'ammonium, impliquant un processus de nitrification.

Nitrite (NO₂-N) (article Fig.8)

Les concentrations des nitrites dans l'eau hyporhéique ont diminué de manière significative de 0.11 ± 0.06 mg/l en avril à 0.064 ± 0.022 mg/l au début de LW-1 (juillet) ($p=0$), probablement en raison d'une nitrification, puis sont restées stables jusqu'au début de LW-2 (septembre), où elles ont été multipliées par 6 (0.39 ± 0.49 mg/l ; $p=0$). Cette accumulation de nitrite est liée soit à une nitrification suite à l'augmentation de NH₄-N ou à une réduction dissimulatrice des nitrates en nitrites.

Ammonium (NH₄-N) (article Fig.8)

Dans les eaux de surface, l'ammonium a diminué, significativement de 0.24mg/l avant l'étiage (avril) à 0.088 mg/l durant l'étiage, lié probablement à une consommation par les communautés dans les sédiments (oxydation).

Dans l'eau hyporhéique, l'ammonium était deux fois plus élevé par rapport à l'eau de surface. Il a significativement augmenté de 0.446 mg/l avant l'étiage (avril) à 0.570 mg/l au début de LW-1 (juillet) ($P<0$), et cela a été probablement liée à une nitrification. Ensuite, il a diminué pendant le reste de LW-1 (juillet et août). Au début de LW-2 (septembre), la concentration d'ammonium a augmenté de manière significative jusqu'à un maximum de 0.705 ± 0.569 mg/l. Cette augmentation qui coïncide avec une diminution des nitrates et une augmentation des nitrites est probablement due à : i) une réduction dissimulatrice des nitrates à l'ammonium, ii) au processus d'ammonification résultant de l'accumulation de la matière organique.

À la fin de LW-2, (septembre) la concentration de l'ammonium a été significativement réduite à 0.209 ± 0.053 mg/l ($p=0$), traduisant sa transformation en nitrate, ce qui justifie l'augmentation des nitrates en période LW-2 (septembre).

4.2.3. Distribution spatiale des paramètres physico-chimiques

Distribution longitudinale des paramètres des composés azotés

➤ *Au niveau du Banc de galet*

Dans le banc de galet, une légère augmentation du nitrate a été observée de P1 à P2 (4.02 ± 0.609 mg/l à 4.24 ± 0.59 mg/l ; $p=0.688$), avec parallèlement une augmentation de la concentration de nitrite et d'oxygène (article fig. 11), reflétant un processus de nitrification entre ces deux piézomètres. L'infiltration des eaux de surface au niveau de P1 « Downwelling » a

fourni une quantité importante de matière organique à la zone hyporhéique, Ce qui a favorisé une plus grande activité microbienne.

➤ *Au niveau de la section de la rivière (unités géomorphologiques)*

La concentration la plus élevée des nitrates a été enregistrée dans les unités géomorphologiques « seuils » avec une moyenne de $(3.356 \pm 0.78 \text{ mg/l})$ par rapport à l'unité « mouille » $(2.79 \pm 0.86 \text{ mg/l} ; p=0.0001)$ (article Fig.10), traduisant une bonne nitrification au niveau des seuils, favorisée par des taux élevés d'oxygène dissous. À l'opposé, les concentrations d'ammonium sont significativement plus élevées dans la section mouille $(0.754 \pm 0.66 \text{ mg/l})$, qui représente une zone de dépôt ayant un taux d'oxygène dissous plus faible et une granulométrie plus fine traduisant une ammonification, en comparaison à celles des seuils $(0.626 \pm 0.54 \text{ mg/l} ; p=0.019)$.

Distribution longitudinale de la conductivité hydraulique

Dans l'unité seuil, la conductivité hydraulique était plus élevée (44.96 m/jour), indiquant à ce niveau une bonne perméabilité des sédiments qui favorise les échanges de l'eau de surface bien oxygénée et de la matière organique avec la zone hyporhéique. Par contre au niveau de l'unité mouille, la conductivité hydraulique était plus faible (34.81 m/jour), pouvant ainsi faciliter la mise en place des conditions anoxiques. Ceci est justifié par une augmentation significative de NH_4 en P3 (mouille), accompagnée d'une diminution de NO_3 et d' O_2 .

En résumé, le processus de nitrification est plus performant au niveau du banc de galet et de l'unité géomorphologique seuil par rapport à la mouille. Ceci est probablement lié à leurs caractéristiques hydrologiques et physiques (un VHG négatif indiquant une infiltration « Downwelling », une perméabilité élevée et une composition granulométrique plus grossière) permettant un meilleur échange d'eau et d'oxygène dissous avec l'eau de surface.

Distribution verticale des composés azotés (article Fig.12)

➤ *Nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) :*

En avril (avant l'étiage), les nitrates sont passés de $4.71 \pm 0.83 \text{ mg/l}$ dans l'eau de surface à $4.25 \pm 1.88 \text{ mg/l}$ à 30 cm de profondeur. Au cours de la période d'étiage, le nitrate a diminué significativement de $4.64 \pm 0.36 \text{ mg/l}$ dans l'eau de surface à $3.543 \pm 0.892 \text{ mg/l}$ à 30 cm de profondeur et à $3.243 \pm 0.804 \text{ mg/l}$ à 100 cm de profondeur ($p=0.0001$), indiquant une augmentation du gradient vertical de dénitrification en profondeur. Après la période d'étiage

Chapitre 4 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques en amont de la Tafna

(octobre), le nitrate a enregistré la moyenne la plus significativement élevée dans l'eau de surface durant la période d'étude (5.97 ± 0.46 mg/l ; $p=0$). Ensuite il a diminué à 5.14 ± 0.99 mg/l à 30 cm de profondeur et à 2.53 ± 1.53 mg/l à 100 cm de profondeur ($p=0$). Ces résultats montrent une augmentation de la dénitrification en profondeur lorsque l'étiage s'accroît.

L'oxygène a suivi les mêmes variations que le nitrate et confirme que ces variations sont liées aux processus biogéochimiques, à la dénitrification ou à la réduction dissimulatrice, ce qui justifie la diminution des nitrates en profondeur en parallèle avec l'oxygène.

➤ *Ammonium (NH₄-N) :*

Avant l'étiage, les concentrations d'ammonium étaient 2 fois plus élevées à 30 cm de profondeur (0.628mg/l) que dans l'eau de surface (0.3mg/l), indiquant ainsi une forte ammonification dans la zone hyporhéique.

En période d'étiage, les concentrations d'ammonium étaient 4 fois plus élevées à 30 cm de profondeur (0.66 ± 0.66 mg/l) par rapport à l'eau de surface (0.15 mg/l). Elles ont ensuite significativement diminué à 100 cm de profondeur (0.48 ± 0.41 mg/l ; $p= 0.050$), traduisant une forte ammonification dans les sédiments de la zone hyporhéique à la profondeur de 30 cm.

En résumé, les résultats ont montré une distribution verticale significative des nitrates et d'ammonium, avec une charge importante en composés azotés réduits en profondeur traduisant des processus de nitrification qui ne peuvent être menés à leur terme.

4.3. Discussion

Les conditions climatiques rigoureuses dans la région d'étude en été, particulièrement les fortes températures et le manque de précipitations, ont induit plusieurs changements dans le cours d'eau et ses écosystèmes adjacents. Une réduction considérable du débit a été observée au cours de la période d'étude, entraînant une diminution de la section mouillée. Les processus qui se déroulent au sein de la zone hyporhéique peuvent influencer la composition chimique de l'eau de surface dans l'oued Tafna pendant l'étiage (Taleb et al, 2008). Ceci explique le rôle important de la zone hyporhéique durant les étiages. Ces processus sont contrôlés par plusieurs facteurs, tels que la composition granulométrique qui est riche en sable et représente $91.7 \pm 3.71\%$ des particules < 2 millimètres.

La conductivité hydraulique est considérée comme un facteur clé qui contrôle ces processus, du fait de son lien intime avec la composition granulométrique (Descloux et al, 2010; Stewardson et al, 2016). En effet, notre composition granulométrique dominée par le sable explique les valeurs élevées de K observées dans la station d'étude.

La zone hyporhéique était caractérisée par une faible concentration de chlorure par rapport à la nappe. Les chlorures, considérés comme un élément conservateur, ont été surveillés tout au long de la période d'étude dans la zone hyporhéique, les eaux de surface et la nappe. Le mélange d'eau (eau de surface%/nappe%) dans tous les piézomètres a indiqué que l'oued Tafna alimente la zone hyporhéique et a confirmé que l'oued dans la station T3 de la Tafna était déconnecté de la nappe durant l'étude.

L'oxygène a significativement diminué dans les mouilles à la fin de l'étiage. Le nitrate était également épuisé à la fin de la période d'étiage. Cette diminution en NO_3 dans la zone hyporhéique est directement liée à la dénitrification (Taleb et al 2008). Les faibles teneurs en oxygène suggèrent également l'occurrence des conditions anoxiques favorables pour la dénitrification (Dahm et al, 1987; Holmes et al, 1996).

Un grand changement dans la composition chimique de la zone hyporhéique a été observé au cours de la deuxième année (2015), particulièrement pour l'ammonium, où il a augmenté à partir de juillet jusqu'à la fin de la période de LW en septembre. Il en va de même pour l'oxygène. En revanche, le nitrate a diminué de juillet à septembre. L'augmentation en ammonium pourrait être expliquée par : i) le processus de la réduction dissimilatrice du nitrate (DNRA) à l'ammonium (Baldwin et Mitchell, 2000), et ii) l'ammonification favorisée par les fortes températures enregistrées pendant l'étude dans des conditions aérobies ou anaérobies

Chapitre 4 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques en amont de la Tafna

(Crimo et Mc Donnell, 1997; Sabater et Tockner, 2009). La DNRA est responsable de l'augmentation de l'ammonium dans quelques micro-zones caractérisées par des conditions anoxiques (voir la distribution spatiale et verticale).

Il y a eu une augmentation irrégulière du nitrite en août lorsque l'ammonium a été porté à des valeurs plus élevées. Les deux processus (nitrification et DNRA) contribuent à l'accumulation de NO₂ dans les sédiments (Kelso et al, 1999). Cette accumulation en août renforce l'hypothèse que la DNRA est responsable de l'augmentation de l'ammonium et de la diminution du nitrate.

En comparant les deux années d'étude, une influence considérable de la température sur les processus chimiques a été identifiée. La deuxième année (2015) a été caractérisée par de fortes températures par rapport à la première année (2014), et donc la concentration en ammonium était plus élevée en 2015. Cela a confirmé l'effet de la température sur l'ammonification.

Les résultats de l'ACP ont montré l'impact de l'étiage prolongé. Lorsque l'étiage s'accroît, les taux de dénitrification et d'ammonification augmentent dans la zone hyporhéique en raison des températures élevées en été et des faibles teneurs en oxygène dans les sédiments de la zone hyporhéique. La dénitrification est fortement influencée par la température (Holmes et al, 1994), et est très élevée dans les environnements qui sont riches en nitrate et en carbone organique (Holmes et al, 1994). Dans la station d'étude, la zone hyporhéique était effectivement riche en nitrate avant l'étiage, créant un environnement idéal pour la dénitrification quand les températures augmentent.

En conclusion, et en réponse aux hypothèses, la longue exposition aux conditions d'étiage sévère a affecté les processus biogéochimiques, en particulier la nitrification. Lorsque l'étiage s'accroît, la dénitrification, le DNRA et l'ammonification enregistrent des taux très élevés. Ces processus biogéochimiques diffèrent en fonction de la géomorphologie de l'oued. En effet, un étiage prolongé affecte la nitrification en faveur d'une dénitrification dans les unités de mouille ce qui signifie que ces zones pourraient être considérées comme des points chauds « puits » de nitrate (Pinay et al., 1994, Hill et al., 1998) pour les eaux de surfaces de l'oued de Tafna.

Après les premières précipitations (octobre), la concentration des nitrates a augmenté dans la zone hyporhéique. En effet, l'infiltration de l'eau de surface riche en oxygène a favorisé la nitrification. Dans ce cas, la zone hyporhéique joue le rôle d'une « source » de nitrate après les précipitations.

4.4.Publication

Environmental Earth Sciences (2020) 79:35
https://doi.org/10.1007/s12665-019-8780-4

ORIGINAL ARTICLE



Nutrient dynamics in a hyporheic zone in response to a severe and prolonged dry period in a semi-arid river (Tafna wadi)

Ibrahim Zenagui¹ · Nouria Belaidi¹ · Zeyneb Benkebil¹ · Amina Taleb¹

Received: 21 November 2018 / Accepted: 10 December 2019
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2019

Abstract

Against the backdrop of recent climate change issues, the intensity of dry periods is increasing in semi-arid environments due to high temperatures, evaporation and a shortage of precipitation in summer. The Tafna catchment, which is located in north-western Algeria and is characterised by a Mediterranean climate with a sub-dry tendency, has been subject to severe and prolonged dry periods. In order to understand the impact of prolonged dry periods on biogeochemical processes and nutrient exchange between surface water (SW) and hyporheic water (HW) within the (study) catchment, four sets of samples were taken upstream of the Tafna wadi during low-water (LW) periods over two years (2014–2015). Nitrate, nitrite, ammonium and chloride were measured in surface water (SW) and hyporheic water (HW) at depths of 30, 60 and 100 cm. The results showed a significant loss of nitrate and a considerable increase in ammonium in the hyporheic zone (HZ) during these severe conditions. This could be related to (i) high rates of denitrification and (ii) the process of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA). This study indicated that a severe drought directly affects the nitrogen cycle that occurs in a hyporheic zone (HZ), and thus affects the functioning of this area relative to the wadi system as a whole.

Keywords Biogeochemical process · Hyporheic zone · Dry period · Semi-arid · Tafna wadi · Nitrate

Introduction

A prolonged dry period affects many components of hydrological ecosystems (Lange and Haensler 2012). The key factor of dry period conditions is temperature, which directly influences discharge by increasing evaporation. The hydrology of streams plays an important role by directly affecting ecological processes and patterns (e.g. Hynes and Hynes 1970; Vannote et al. 1980; Resh et al. 1988; Poff and Ward 1989). The Mediterranean is one of the regions most exposed to extended periods of drought, and it is potentially vulnerable to climatic changes (Giorgi and Lionello 2008). It has also been identified as a “hotspot” in future climate change projections (Giorgi 2006). Streams in these regions react differently during dry periods, with some ceasing to

flow for a period of time and others managing to maintain flow.

Definitions of drought vary from one discipline to another (hydrological, sociological, meteorological and agricultural); however, hydrological drought is related to the effects of the duration and frequency of precipitation shortfall on surface and subsurface supply (Wilhite 2000). The term “drought” in this paper follows the description of Humphries and Baldwin (2003) as “a general term for an unpredictable low-flow period, which is unusual in its duration extent, severity or intensity”.

These conditions affect nutrient transformations (Baldwin and Mitchel 2000; Dahm et al. 2003) and the exchange of water and nutrients between surface water (SW) and adjacent ecosystems. Progress has been made in understanding the interactions between water and nutrients in SW, hyporheic water (HW) and groundwater (GW), and a consensus reached that this exchange has an effect on water chemistry. Nevertheless, there is still a need to understand the effect of extreme hydrological events on these interactions. Prolonged dry periods constitute just one example of these extreme events and present a serious problem in semi-arid regions. Greater attention has recently been given to droughts, with

✉ Ibrahim Zenagui
ibrahim.zenagui@student.univ-tlemcen.dz;
ibrahim_zi@live.fr

¹ Laboratoire d'Écologie et Gestion des Écosystèmes Naturels (LECGEN), University of Tlemcen, BP 119, 13000 Tlemcen, Algeria

several studies investigating the effect of dry periods on nonperennial streams (Larned et al. 2010; Skoulikidis et al. 2017; Datry et al. 2018), but only a few have recently examined the effect of dry periods on permanent streams (Mora-Gómez et al. 2018; Bellmore et al. 2018), especially the impact on the hyporheic zone (Haddou et al. 2018).

The exchange between SW and other adjacent ecosystems has been investigated thoroughly in several studies (e.g. Fisher and Likens 1973; Vannote et al. 1980; Gregory et al. 1991). The majority of studies of biogeochemical processes have focused on the nitrogen cycle because its retention, transformation and loads in drainage waters are important for the management of streams and their basins (Butturini and Sabater 2002).

The hyporheic zone (HZ) is a principal component of stream ecosystems (Grimm and Fisher 1984; Bencala 1993; Triska et al. 1993; Jones and Holmes 1996) and affects SW chemistry by inducing a series of biological processes through the exchange of water, oxygen and nutrients, mostly when the flow is reduced (Stanley and Valett 1992). Furthermore, an increase in temperature affects nitrogen recycling and boosts microbial processes to their highest rate (Grimm and Fisher 1984). This exchange and flow-through sediment are the product of hydraulic gradient and hydraulic conductivity (K) (Jones and Holmes 1996), which is known to be a principal factor controlling hyporheic exchange flow and residence time (Gomez-Velez et al. 2014). However, a change in water temperature from 0 to 20 °C can increase the hydraulic conductivity of a streambed by up to 40% (Storrey et al. 2003) and produce a regression in nutrient uptake length. A long period of dry conditions and high temperatures can increase the permeability of sediment for a long period and affect the function of the hyporheic zone with regard to nutrients (nitrate sink) because microbial activity is reduced when water infiltrates more quickly and thus suspends and removes organic matter (Claret and Boulton 2009). García-García et al. (2013) suggest that a high water temperature can affect nitrate retention in the subsurface.

The biogeochemical processes that occur in hyporheic sediment can also be affected by a stream's geomorphology. Although the variations in discharge and sediment deposition increase spatial heterogeneity (e.g. Danielopol 1989; Marmonier and des Châtelliers 1991), in pools there is generally a depletion in oxygen (Kemp and Dodds 2001), nitrate tends to decrease due to a high rate of denitrification (Dahm et al. 1987), ammonium tends to accumulate in sediment due to ammonification in pools, and the sediments are flushed out by oxidation in riffles (Lefebvre et al. 2004). This variation in morphology can produce hotspots for nutrients.

Dryness reduces the volume of water and the wet perimeter of a river, affecting side, longitudinal and vertical connectivity. Initially, water gradually withdraws from the littoral zone, disconnecting the riverbanks. An additional water

loss involves the drying out of riffles. Subsequently, particularly in the smallest rivers, longitudinal connectivity can be lost, involving a fragmentation of the flow. Additional drying involves the desiccation of the hyporheic zone (if present), thus disturbing vertical connectivity.

The study region in the Tafna catchment (north-western Algeria) is characterised by a long dry period and high summer temperatures (up to 40 °C). These conditions affect the hydrology of this catchment and therefore nutrient exchange. Several authors have studied the hydrology and sediment transport of the Tafna catchment (Megnounif et al. 2007; Zettam et al. 2017), but few have investigated the exchange of nutrients between SW, HW and groundwater (Taleb et al. 2008). The conclusions of the present study reveal the influence of sediment composition on nitrate during low water (LW) when the HZ is connected to GW. Unlike previous studies, the present study site is upstream in the Tafna and was disconnected from groundwater during the study period, making the hyporheic zone more vulnerable to drought conditions.

The specific aims of the study were to test the hypothesis that a prolonged dry period affects biogeochemical processes in the HZ and nutrient exchange between SW and the adjacent ecosystems of a perennial stream in a semi-arid climate, and to establish how quickly the HZ and stream recover.

Materials and methods

Site description

The Tafna catchment is located in north-western Algeria in the region of Tlemcen, it is divided into two geographical zones: the upstream part, which comprises dolomites rich in magnesium carbonate from the Jurassic era, and the downstream part, which is characterised by a tertiary formation made up of marls covered by recent alluvium. The basin's climate is Mediterranean with a sub-dry tendency characterised by two hydrological periods: a period of high water, during which the flow in the Tafna wadi is variable and related to precipitation, and a period of LW recognised by low flows caused by rare precipitation and high summer temperatures. The Tafna originates at an altitude of 1100 m south of Tlemcen city and ends its path 170 km away in the Mediterranean Sea.

This study was carried out upstream of the Tafna wadi (T3), approximately 5 km before the Beni Bahdel reservoir at an altitude of 665 m (Fig. 1a, b). The Tafna wadi in the study site is characterised by the absence of any reservoir effect. After a course of approximately 8 km from its source (Ghar-Boumaaza), the Tafna receives the Oued Sebdoou at an altitude of 860 m, approximately 17 km before the present study site.

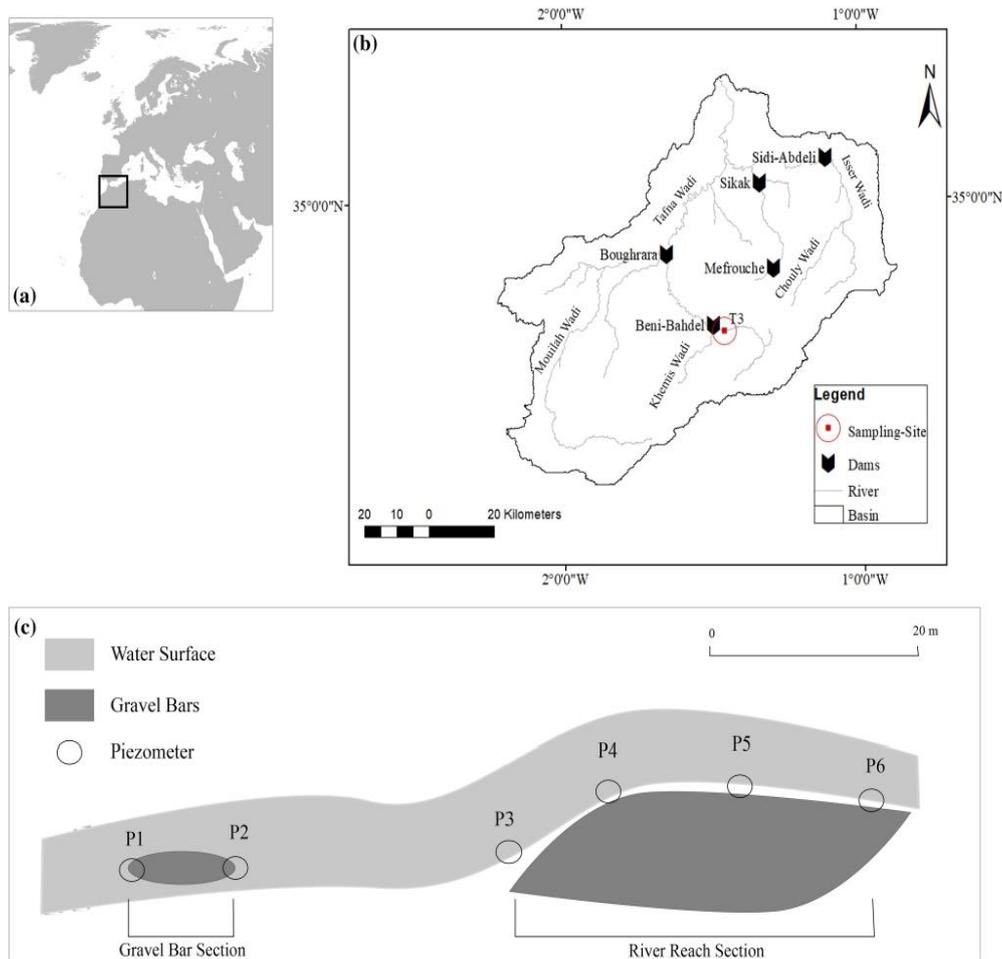


Fig. 1 a, b Location of the Tafna catchment and the study site T3, c the study site and location of the piezometers (P) for hyporheic water sampling

Along the 100-m study reach, the channel is 5 m wide during the summer. The reach morphology is an alternation of riffles and pools and a lateral gravel bar, and the sediment is coarse gravel in the gravel bar and sand with fine gravel at the banks. The terrace vegetation comprises *Populus alba*, *Ficus carcia* and the herbaceous plant *Nerium oleander*. The study site (T3) has been exposed to moderate metal contamination, except in the case of Pb and Cd for which contamination is greater (Benabdelkader et al. 2018).

Sampling procedure

The sampling procedure was developed to evaluate the effect of a long dry period on chemical processes. To

cover the entire period of LW, four sets of samples were taken: in April before the dry period, which was taken as the reference, and then two in August and in September after the dry period. The water samples from each series were taken daily for three days, separated by a period of 15–21 days. The same protocol was repeated in the second year in 2015.

The SW samples were collected at two sections along the main wadi in the gravel bar and river reach. HW samples were collected at three depths (30 cm, 60 cm, 100 cm) from six piezometers (named P1 to P6) installed at two sections along the main wadi—the gravel bar and river reach—using the Bou-Rouch method (Bou and Rouch 1967; Bou 1974). One litre was pumped from each piezometer.

Gravel bar section (Fig. 1c): two piezometers were installed in the upwelling and downwelling zones of the lateral bar. P1 was installed in the downwelling zone at the head of this bar where the flows diverge into the principal channel and a secondary channel that runs between the right floodplain and the bar. The second piezometer P2 was installed in an upwelling zone at the end of the bar where the flow of the principal and the secondary channel again converge.

River reach section (Fig. 1c): four piezometers were installed on the right bank in two sequences of pools/riffles: P3 and P5 were in the pools and P4 and P6 in the riffles.

Chemical procedure

Dissolved oxygen (mg L^{-1}), temperature ($^{\circ}\text{C}$), pH and specific conductivity (mS) were measured in the field using oxygen, temperature, conductivity and a pH metre (oxi-3310. WTW Inc., Germany) (consort model C 5010 multiparameter device for pH and conductivity).

All the samples were collected in dark plastic bottles, taken to the laboratory in refrigerated bags and analysed within three hours or kept at 4°C for one to two days according to the standard methods for examination of water and wastewater. Nitrate (NO_3^- ; NO_3^- -N), nitrite (NO_2^- ; NO_2^- -N), ammonium (NH_4^+ ; NH_4^+ -N) and chloride (Cl^-) were measured using standard Hach Lange cuvette tests on a UV/VIS spectrophotometer DR 5000 (Hach Lange, Germany).

Nitrate concentrations were measured using the cuvette test (Hach Lange, Germany) LCK 339 (0.23 – $13.50 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ -N; 1 – $60 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$) at λ 370 nm, T 15 – 25°C and pH 7 – 9 . Ammonium concentrations were measured by LCK 304 (0.015 – $2.000 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ -N; 0.02 – $2.50 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$) at λ 694 nm. Nitrites and nitrite-nitrogen concentrations were measured by LCK341 (0.015 – $0.600 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ -N; 0.05 – $2.00 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$) at λ 515 nm. Lastly, chloride concentrations were measured by LCK311 (1 – 1000 mg L^{-1}) at λ 468 nm.

Hydraulic conductivity

The hydraulic conductivity of sediment was estimated using the methods developed by Baxter et al. (2003). This consists of measuring the infiltration duration of a slug of 1 L of water inside a mini-piezometer forced to a depth of 25 cm into the sediment. Hydraulic conductivity (k in m s^{-1}) is calculated using Eq. 1:

$$K_h = \left[\frac{(0.2501)(d_{\text{piezometer}})}{\Delta t} \right] \left[\log_e \frac{h_0}{h} \right] \quad (1)$$

where $d_{\text{piezometer}}$ is the inside diameter of the piezometer, h_0 is the water level at time zero, and h is the water level at time t .

The vertical hydraulic gradient (VHG) is the difference in pressure between water in the piezometer and SW. This measure is unitless. When VHG is positive, it indicates upwelling conditions where water leaves the HZ for the surface, and when VHG is negative the opposite is true, indicating downwelling conditions. This is calculated using Eq. 2:

$$\text{VHG} = \frac{\Delta h}{\Delta l}, \quad (2)$$

where Δh is the difference between the water level in the piezometer and the level of the stream SW (cm), and Δl is the depth from the streambed surface to the first pore in the piezometer.

The daily discharge of the Tafna and the air temperature were monitored by the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). The wetted cross section and the width of the stream were also measured regularly during the sampling periods.

Subsurface sediment grain size

Sediment was collected at the start and end of each sampling series in each piezometer. Sediments were sampled through piezometers with a vacuum pump. Defrosted samples were then dried at 105°C prior to mechanical dry sieving. Two fractions were separated: sand (200 – 2000 mm) and silt and clay ($< 200 \text{ mm}$). Organic matter was determined by means of loss on ignition by combustion of a dried sample (pre-dried at 105°C to constant weight) at 375°C for 16 h (Davies 1974).

Statistical analysis

Analysis of variance (ANOVA) and the nonparametric statistic Kruskal–Wallis test were used to compare values between piezometers, between SW and HW, and between months. Differences were considered significant at $p < 0.05$. This statistical test was performed using the MINITAB 17 computer package (Minitab, Inc., USA). Multivariate analysis using principal component analysis (PCA) was performed on the data to determine the temporal and spatial variability under the dry conditions of the main parameters and identify the factors controlling nutrient transformation.

Results

Hydrological conditions during the low-water period

The low-water period in the Tafna upstream is characterised by rare precipitation and high air temperatures, which reach a maximum of 38°C in summer (Fig. 2). These extreme

conditions affect the Tafna's discharge during the low-water period, which falls to a minimum ($0.53 \pm 0.079 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) over a long period (Fig. 3). In the first year of the study, this long period without rainfall lasted for more than 100 days

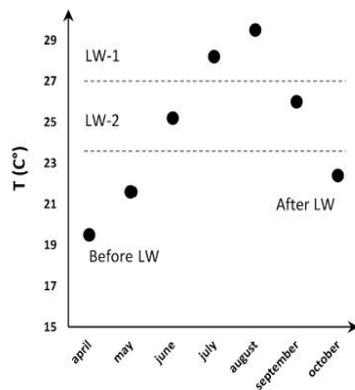


Fig. 2 Monthly air temperature. July and August are referred to as LW-1, September is referred to as LW-2

(Fig. 3). The low-water period was divided into LW-1 and LW-2 by air temperature (Fig. 2). LW-1, which included July and August, had the higher mean air temperature of 28.8 °C and 29.5 °C, respectively, while LW-2 included September with a monthly air temperature of 26 °C.

These high temperatures affected the SW temperature, increasing it in parallel with air temperature (Fig. 4). The calculated correlation coefficient ($R=0.569, P=0.017$) indicated a positive correlation between air and water surface temperature. As a result, the wetted cross section shrunk over time due to evaporation in response to the high air temperature and absence of rainfall. Figure 5 shows that the width of the stream decreased from 12 m at the end of July to 8.5 m in mid-September, and that it continued to decrease steadily until it was just 4.5 m in September on the last day of the study.

Besides air temperature and the absence of rainfall, the fall in the groundwater table (20 m during the dry period) also caused the wetted cross section to shrink and the discharge from the Tafna to decrease. Temperature affects the chemical properties of HW. The correlation coefficient ($R=0.278, p=0$) indicated a correlation between

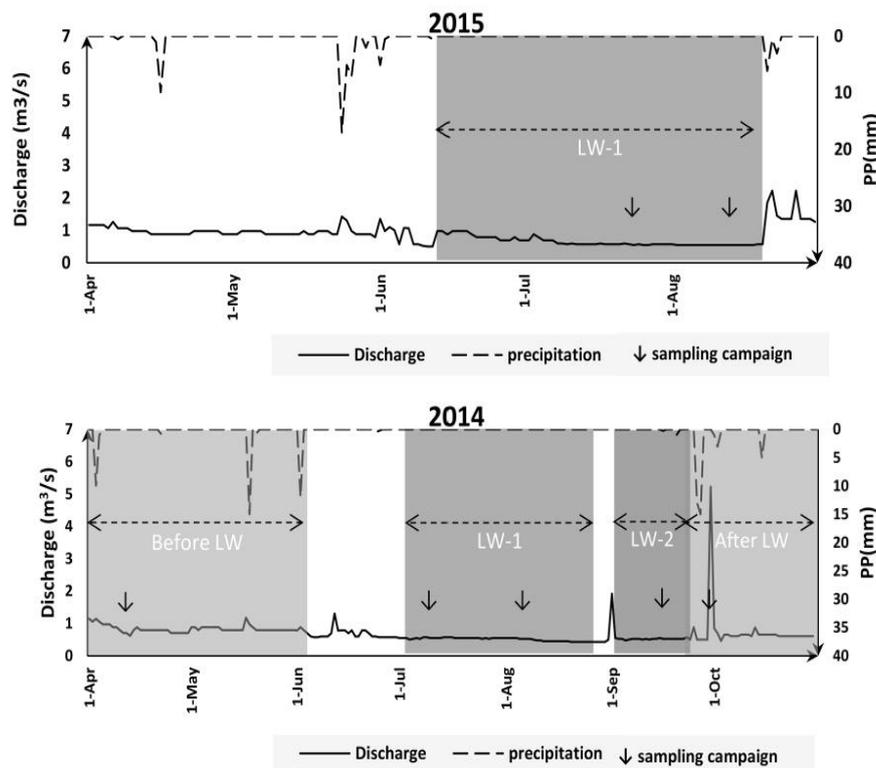


Fig. 3 Daily discharge and precipitation at the study site from April to October 2014 and from April to August 2015. Arrows indicate the sampling campaign

Fig. 4 Temporal variations in air and SW temperature

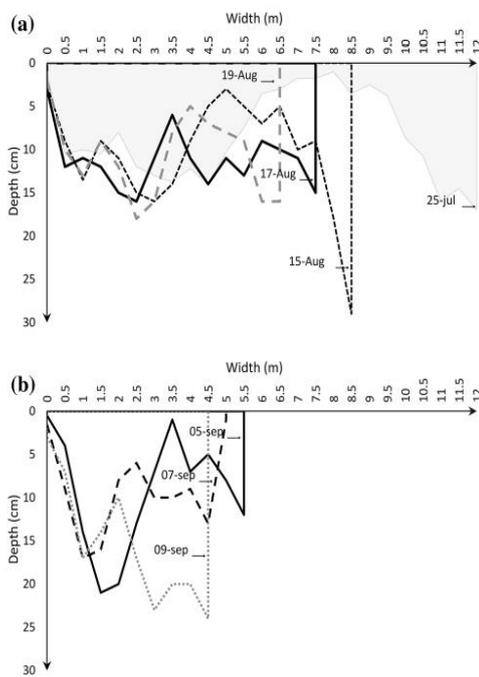
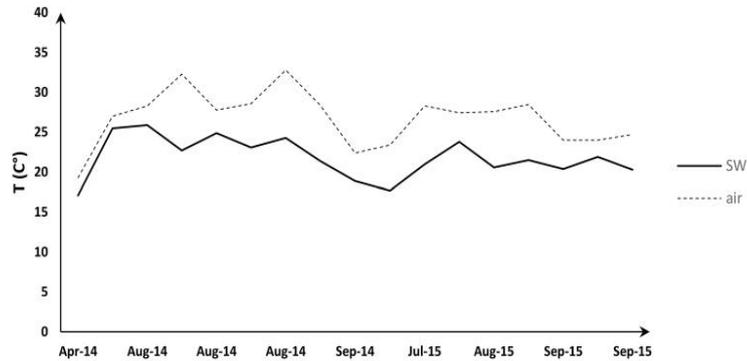


Fig. 5 Variation in the wetted cross section on the sampling days **a** before LW and LW-1 **b** LW-2; lines represent the variation of surface water depth every 50 cm across the stream width on each sampling day

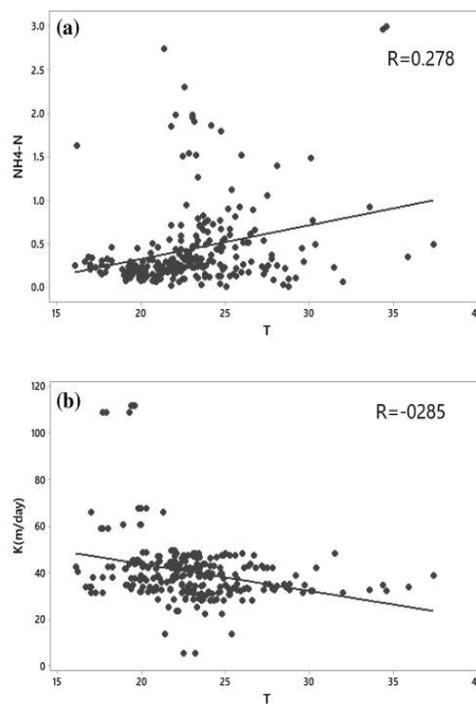


Fig. 6 **a** Correlation between T and $\text{NH}_4\text{-N}$ of hyporheic water, **b** correlation between T of hyporheic water and hydraulic conductivity K at station T3, R=correlation coefficient

temperature and ammonium, and affected K with a negative correlation ($R = -0.285, p = 0$) (Fig. 6).

Variation in hydraulic conductivity in summer conditions

The sediment at the study site was characterised by high values of K due to its granulometric composition, which is

rich in sand. The most significant variation over time was found in the pool sections. It increased in September 2014 and registered a maximum of 55.41 m/day. A significant drop ($p = 0$) was noted on the last day of sampling in August 2015 and at the start of the last campaign in September 2015 (5.21 m/day) (Fig. 7).

K in the riffle sections recorded a significant increase in September 2014 in parallel with the pool, and reached a

maximum of 80 m/day. At the gravel bar, hydraulic conductivity did not show a significant variation over time.

Temporal variation

Chemical processes and nutrient exchange were monitored throughout the LW period (Fig. 8) to identify how these processes reacted under the persistence of extreme conditions. These conditions influenced the discharge and temperature of the SW, with the latter increasing at the very start of LW (from 23.2 °C recorded in April before LW to 26 °C in August on the first day of sampling). LW-1 was warmer with an average of 24 ± 1.87 °C compared to LW-2 at 20.1 ± 1.56 °C ($p=0.003$).

The temperature of HW was always lower than SW. In the first year, the HW temperature increased from an average of 20.95 ± 4.54 °C in April before LW to an average of 25 ± 2.16 °C in LW-1, and decreased in LW-2 to an average of 23 ± 2.39 °C ($p=0$).

During the first year, nitrates in SW decreased from 4.992 mg L⁻¹ before LW to 4.066 mg L⁻¹ recorded at the start of LW-1, and increased again to 4.92 mg L⁻¹ in the middle of LW-1. During the remainder of LW-1 and the entire period of LW-2, it fluctuated between 4.65 and 4.92 mg L⁻¹.

In HW, the concentration of nitrates decreased significantly ($p < 0$) as the period of LW increased from 4.25 ± 1.88 mg L⁻¹ before LW to a minimum of 2.01 ± 1.30 mg L⁻¹ at the start of LW-2. This decrease could be related to the processes of denitrification that occur when the temperature rises. The nitrates increased again to 3.53 ± 0.39 mg L⁻¹ during the rest of LW-2, indicating strong denitrification as confirmed by the chloride pattern.

Nitrite in HW fell from 0.11 ± 0.06 mg L⁻¹ before LW to 0.064 ± 0.022 mg L⁻¹ at the start of LW-1, and did not change again until the start of LW-2, when it was multiplied

by a factor of 6 (0.39 ± 0.49 mg L⁻¹). This accumulation of nitrite was related to the increase in NH₄-N ($p=0$).

Ammonium in SW decreased as the LW rose from a minimum of 0.24 mg L⁻¹ before LW to a minimum of 0.088 mg L⁻¹ in LW. HW contained more ammonium, rising from 0.446 mg L⁻¹ before LW to 0.570 mg L⁻¹ at the start of LW-1. It decreased during the rest of LW except at the start of LW-2, when it increased significantly to a maximum of 0.705 ± 0.569 mg L⁻¹. This increase was probably due to the occurrence of ammonification. It fell again to 0.209 ± 0.053 mg L⁻¹ at the end of LW-2 after rewetting ($p=0$).

In the second year, ammonium and nitrite followed the same pattern as the first year, except that the maximum was reached earlier at the end of LW-1 (end of August), when ammonium reached a maximum of 1.34 ± 1.07 mg L⁻¹ ($p=0.5$) and nitrite a maximum of 0.28 ± 0.27 mg L⁻¹ ($p=0.100$). Nitrate also fell heavily at the end of LW-1 from 4.27 ± 0.74 mg L⁻¹ to 2.79 ± 1.23 mg L⁻¹ and continued to its lowest level at the start of LW-2 (2.59 ± 1.46 mg L⁻¹).

These differences in the two years were due to the high temperatures recorded in the second year in HW, with a mean of 26 ± 3.674 °C in 2015 and 21.712 ± 2.351 °C during 2014 ($p=0$). This high temperature boosted microbial activity and explained the earlier changes in nitrate, nitrite and ammonium in 2015 compared to 2014.

Abiotic elements also responded to a prolonged dry period. The temperature of the water generally increased, as did conductivity, the concentrations of nutrients, the organic matter dissolved and the particulate organic matters. Dissolved oxygen increased initially, but subsequently significantly decreased when longitudinal connectivity was lost.

Spatial variability of nutrients under extreme summer conditions

The long continuation of the low-water period directly affected the water and sediment conditions, with these changes manifested differently in the geomorphological unit. The granulometric composition of sediment did not change from the gravel bar to riffle and pool sections: sand always dominated the sediment composition, at an average of $91.7\% \pm 3.71$ of particles < 2 mm.

The vertical hydraulic gradient measured in the gravel bar indicated P1 to be downwelling and P2 to be upwelling. Pool units were downwelling for almost the entire period, while riffle units were an upwelling zone (Fig. 9). Water speed was higher in the riffle with a mean of 0.78 m s⁻¹ compared to the pool mean of 0.37 m s⁻¹, and with an average of 0.65 m s⁻¹ at the gravel bar. Lastly, hydraulic conductivity was higher at the riffle with an average of 44.96 m day⁻¹, and lower in the pool with an average of 34.81 m day⁻¹, and 36.70 m day⁻¹ at the gravel bar.

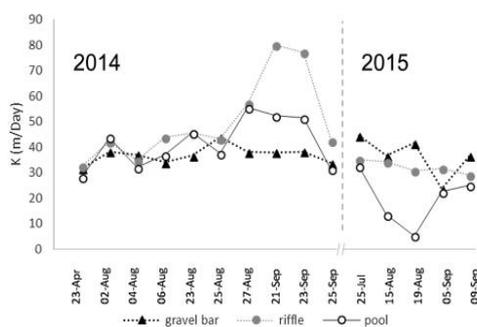
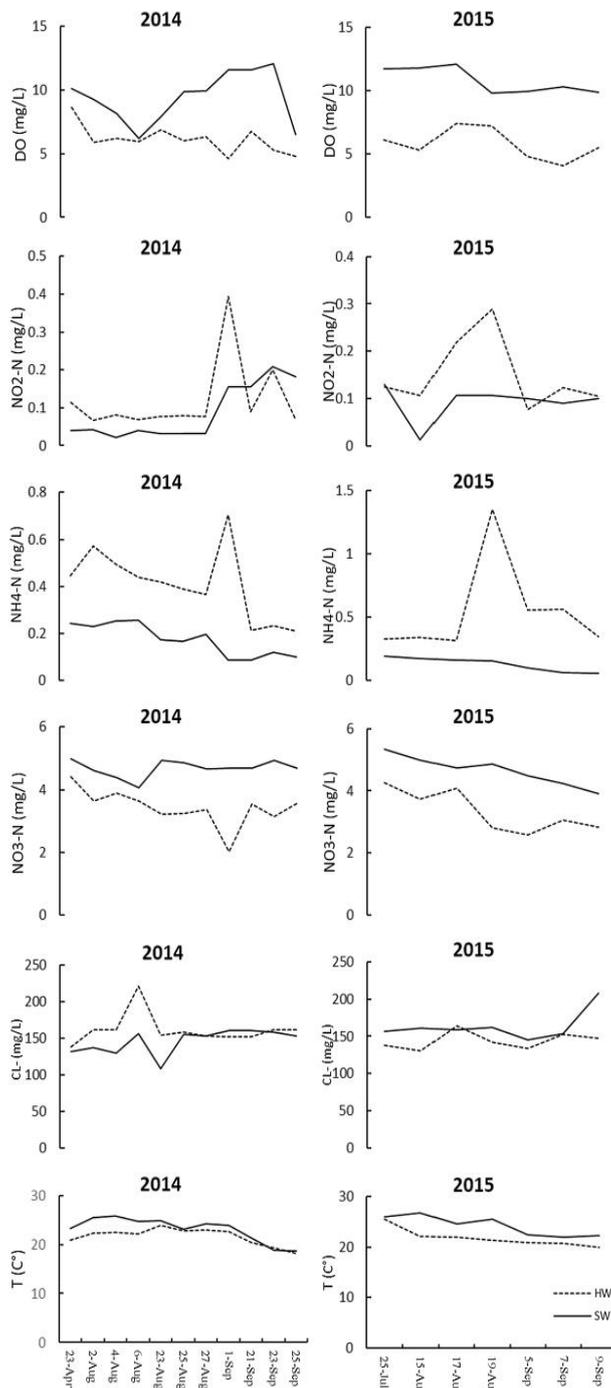


Fig. 7 Temporal trends in hydraulic conductivity in the gravel bar and pool and riffle units during the dry period

Fig. 8 Temporal trends of DO, NO₂-N, NH₄-N, NO₃-N, Cl⁻ and T^o on the sampling days



Geomorphologic effect on nitrogen

Gravel bar

In the gravel bar, an increase in nitrate was observed from P1 to P2 ($4.02 \pm 0.609 \text{ mg L}^{-1}$ to $4.24 \pm 0.59 \text{ mg L}^{-1}$) ($p=0.688$) (Fig. 10), with an increase in nitrite and oxygen concentration (Fig. 11) from P1 to P2, as well as an insignificant increase in ammonium concentration from P1 (0.228 mg L^{-1}) to P2 (0.282 mg L^{-1}) ($p>0.5$) (Fig. 10). Chloride fell from 159.62 mg L^{-1} in downwelling to 146.4 mg L^{-1} in upwelling ($p=0.030$) (Fig. 11).

River reach

The highest concentration of nitrates was recorded in the riffle section with an average of $3.356 \pm 0.78 \text{ mg L}^{-1}$ compared to the pool section with a concentration of $2.79 \pm 0.86 \text{ mg L}^{-1}$ ($p=0.0001$). For ammonium, the opposite was the case, with the highest concentration in the pool at an average of $0.754 \pm 0.66 \text{ mg L}^{-1}$ for ammonium compared to $0.626 \pm 0.54 \text{ mg L}^{-1}$ in the riffle ($p=0.019$) (Fig. 10).

Chloride was higher in the riffle (153.78 mg L^{-1}) compared to the pool (148.99 mg L^{-1}) ($p=0.594$). There was no

Fig. 9 Temporal variations in the VHG of hyporheic piezometers

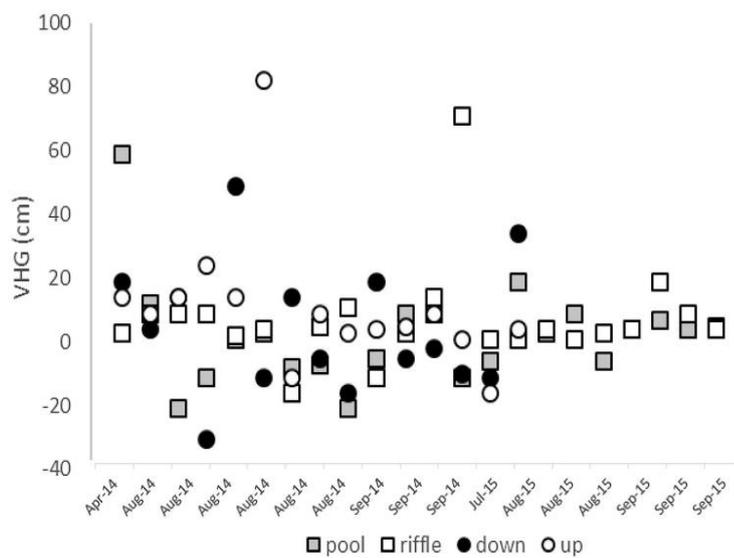


Fig. 10 Spatial variations in nitrogen forms ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) during the dry period at station T3

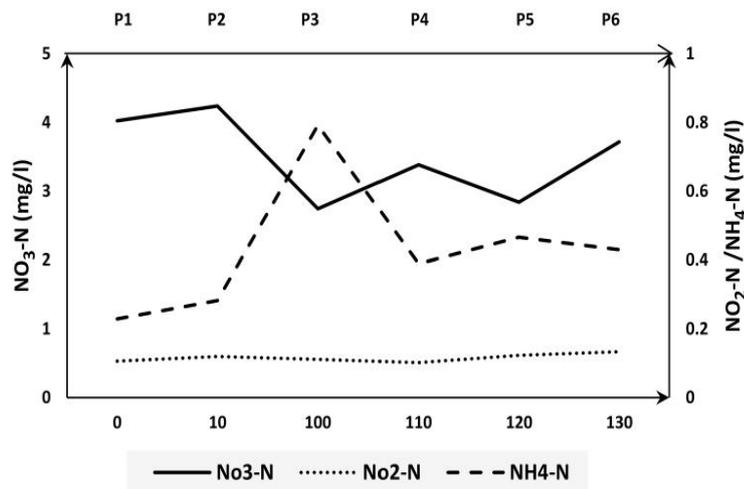
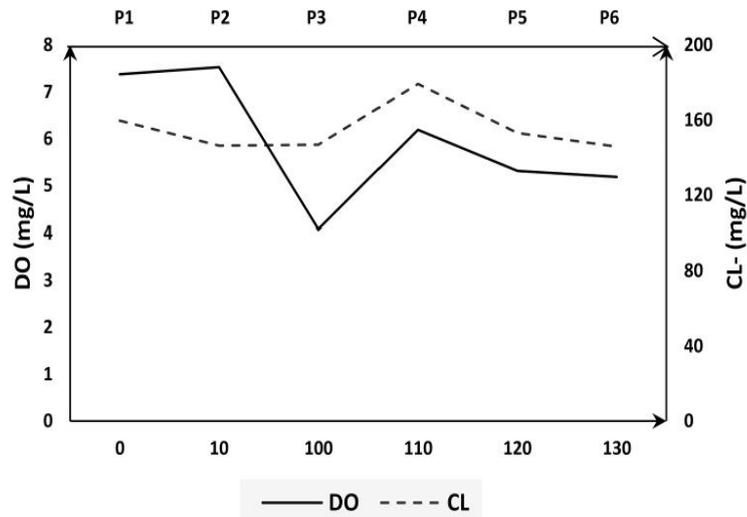


Fig. 11 Spatial variations of DO and CL- during the dry period at station T3



significant change in spatial level, which confirmed that all the changes in nitrogen concentration were due to biogeochemical processes (Fig. 11).

The changes observed occurred at P3 (pool), where the ammonium increased to its highest level (0.792 mg L^{-1}), while nitrate fell to 2.74 mg L^{-1} (Fig. 10) and oxygen also fell to 4.07 mg L^{-1} (Fig. 11). P3 was also characterised by having the lowest hydraulic conductivity at 25.47 m/day . P3 was identified as a “hotspot” for denitrification and ammonification.

However, when comparing the average between the gravel bars and the river reach, the latter had the highest values of ammonium ($0.69 \pm 0.278 \text{ mg L}^{-1}$) and nitrite ($0.109 \pm 0.059 \text{ mg L}^{-1}$), and also a higher water temperature ($23.4 \pm 2.44 \text{ }^\circ\text{C}$). However, it had the lowest values of nitrate ($3.07 \pm 0.84 \text{ mg L}^{-1}$). Thus, the gravel bar generated more nitrate and was more efficient at maintaining its nitrate level through nitrification, while the river reach was less efficient at maintaining nitrate and generated more ammonium.

Vertical variability during the low-water period

This study focused on several depths to identify the effect of the long summer period on the vertical variation in nutrients. The nitrates before LW decreased from $4.71 \pm 0.83 \text{ mg L}^{-1}$ at the water surface to $4.25 \pm 1.88 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm. During LW, it decreased from $4.64 \pm 0.36 \text{ mg L}^{-1}$ at the water surface to $3.543 \pm 0.892 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm depth, and continued to fall to $3.243 \pm 0.804 \text{ mg L}^{-1}$ at the 100 cm depth ($p=0.0001$). After LW, the nitrate in SW was $5.97 \pm 0.46 \text{ mg L}^{-1}$, which was higher than the values recorded during LW ($p=0$). It decreased to $5.14 \pm 0.99 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm depth and fell to $2.53 \pm 1.53 \text{ mg L}^{-1}$ at the 100 cm depth ($p=0$) (Fig. 12).

Oxygen followed the same pattern as nitrate in that it decreased before LW from $11.78 \pm 5.08 \text{ mg L}^{-1}$ at the SW to $8.67 \pm 2.15 \text{ mg L}^{-1}$ during LW. Oxygen decreased from $9.87 \pm 1.85 \text{ mg L}^{-1}$ at the surface to $6.56 \pm 1.59 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm and continued to fall to $5.29 \pm 2.06 \text{ mg L}^{-1}$ at 100 cm ($p=0$). After LW, the oxygen depleted from $9.57 \pm 0.19 \text{ mg L}^{-1}$ at the surface to $5.34 \pm 3.15 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm depth, and further to $1.98 \pm 2.68 \text{ mg L}^{-1}$ at the 100 cm depth ($p=0$) (Fig. 12).

Ammonium followed a reverse pattern before and during LW in that it increased from 0.3 mg L^{-1} before LW at the surface to 0.628 mg L^{-1} at 30 cm depth. During the LW, it was 0.15 mg L^{-1} at the SW, increased four-fold to $0.66 \pm 0.66 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm depth, and reached $0.48 \pm 0.41 \text{ mg L}^{-1}$ at 100 cm depth ($p=0.050$) (Fig. 12).

The concentration of ammonium increased tenfold after LW compared to the values recorded during LW ($p=0$). It jumped to $1.79 \pm 0.38 \text{ mg L}^{-1}$ at the surface and decreased to $1.16 \pm 0.79 \text{ mg L}^{-1}$ at 30 cm depth, continuing down to $1.05 \pm 0.79 \text{ mg L}^{-1}$ at 100 cm depth ($p=0.217$).

The temperature decreased during LW from $23.87 \pm 3.07 \text{ }^\circ\text{C}$ at 30 cm depth to $23.13 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2.27 \text{ }^\circ\text{C}$ at 100 cm depth ($p=0.401$) (Fig. 12). The results showed a vertical distribution of nitrate and ammonium. The rates of the processes responsible for these variations (ammonification and denitrification) were higher towards the 100 cm depth.

Principal component analysis

Ordination of the data shown in Fig. 13 indicated considerable temporal (a) and spatial (b) variability. The first component contained 40% of the total variance, with a positive

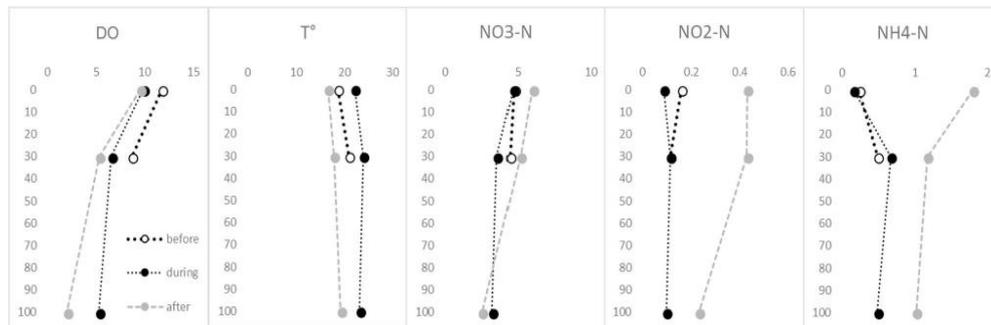


Fig. 12 Vertical variations of DO, T, NO₃-N, NO₂-N and NH₄-N in water sampling before LW, during LW and after LW

correlation on this axis between NO₃-N and DO. NH₄-N with a negative correlation weighed heavily on this axis. It clearly showed a gradient of nitrification and ammonification. The second axis, with 27% of total variance, dominated with OM.

Samples from April (before LW) and September (after LW) are displayed on the right of axis 1 with high oxygen and nitrate. In the same year, it was noticed that the samples from August (LW-1) were being dragged to the centre of axis 1, indicating a loss of nitrate and reduction in DO, probably due to denitrification. The temporal trend continued, with the samples from September (LW-2) being more isolated to the left of axis 1. This indicates strong ammonification due to the highest level of ammonium and anaerobic conditions. The second year also showed a gradient of ammonification from LW-1 to LW-2, but compared to 2014 the samples from July 2015 and August 2015 (LW-1) were less nitrified and samples from September 2015 (LW-2) less ammonified than LW-2/2014. This may be related to the accumulation of organic matter. This is confirmed by the PCA plot (Fig. 13b) where the samples from LW-1/2015 were being dragged down the axis. In conclusion, the PCA showed a temporal gradient of nutrients, leading to the hypothesis that a lengthy continuation of a dry period enhances ammonification and nitrate loss.

The PCA also demonstrated the gradient of organic matter between samples before LW and after LW, which was characterised by a high rate of organic matter. This consumption of organic matter was probably due to its mineralisation in NO₃. The PCA plot in Fig. 13b shows a spatial variability. It was noted that the gravel bar (P1, P2) was richer in NO₃ and DO, except at P2 at a 100 cm depth where it was less nitrified. This was due to the upwelling pattern of P2 (Fig. 13).

The river reach contained more ammonium; however, P3 at 100 cm depth was isolated to the left of axis 1, indicating a strong ammonification rate. The great variability

can be seen on axis 2. P5 (pool) contained more organic matter. The PCA in Fig. 14 shows the effect of VHVG on nutrient transformation and confirms that downwelling zones at river reach were less nitrified.

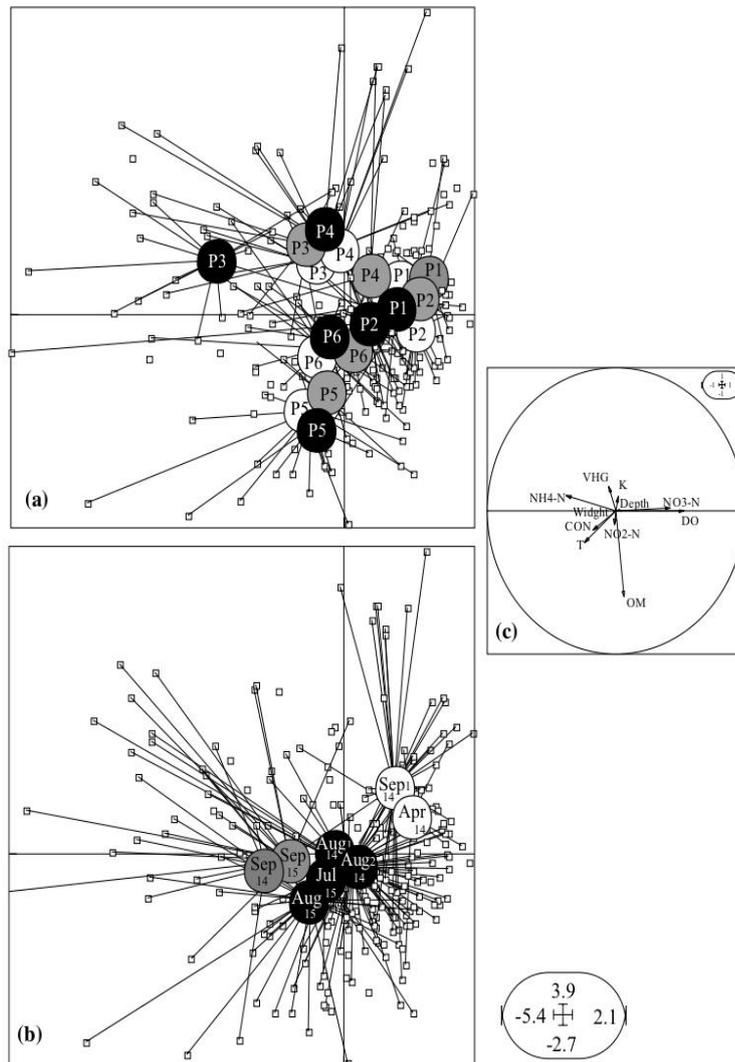
Discussion

Climatic conditions in the study region in summer, especially the high temperatures and lack of precipitation for a lengthy period, induced several changes in the stream and its adjacent ecosystems. A considerable reduction in discharge during the study period was noticed initially, causing the wetted cross section to shrink and probably leading to the intensity of the hyporheic flux. The hyporheic process is able to influence the stream chemistry in the Tafna wadi during dry conditions (Taleb et al. 2008). This explains the important role of the hyporheic zone during dry periods, although hyporheic processes are controlled by several factors such as granulometric composition, which is rich in sand and represents $91.7\% \pm 3.71$ of particles < 2 mm.

Another key factor controlling the hyporheic process is the hydraulic conductivity directly related to grain-size distribution (Descloux et al. 2010; Stewardson et al. 2016). Hence, the higher values of K found during the study period could be explained by the granulometric composition of the streambed and low levels of MO in the sediment (average of 0.34 ± 0.15 mg L⁻¹).

The HZ was characterised by a lower concentration of chloride compared to GW. Chloride, known to be a conservative element, was monitored throughout the study period in SW, HW and GW. The SW/GW ratio in all piezometers indicated that the Tafna wadi feeds the HZ and confirmed that the Tafna wadi at the study site was disconnected from groundwater.

Fig. 13 Ordination of stations using principal component analysis in the F1–F2 factor plane (**a, b**): projection of the group means (circles) linked to their corresponding samples projected as supplementary data (small squares). **a** Represents a spatial distribution where samples of hyporheic water are grouped by piezometer (P1 to P6) and depth (white circle = 30 cm, grey circle = 60 cm, black circle = 100 cm); **b** represents a temporal evolution where samples are grouped by periods (white circle = before and after LW, grey circle = LW2, black circle = LW1; 14 = 2014, 15 = 2015); **c** correlation circle of variables that influence sample clustering in (**a, b**)

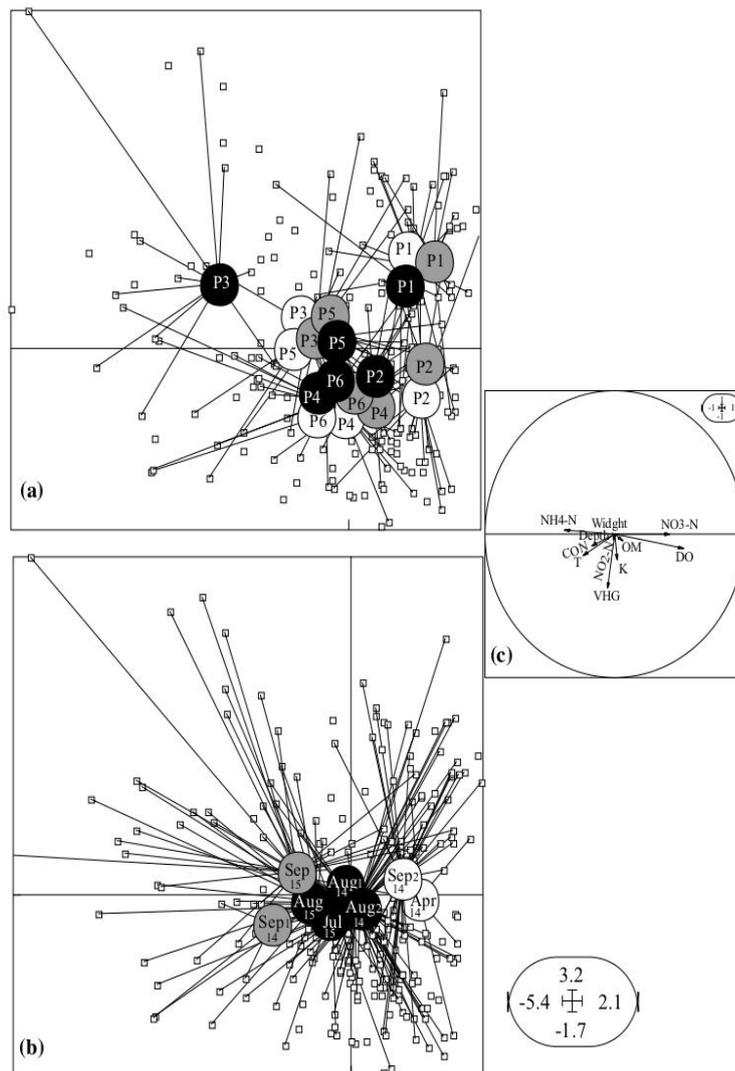


Temporal variability

Drying affects the interaction between SW and HZ. During the present study, the severe conditions affected HZ chemical properties, with DO falling from a maximum of 9.92 mg L⁻¹ in April to a minimum of 4.90 mg L⁻¹ in the pool at the end of dry period. Nitrate was also depleted at the end of the dry period. This decrease in NO₃ in the HZ leads to the assumption that denitrification is responsible for nitrate removal (Taleb et al. 2008). The low values of DO measured also suggest the occurrence of anoxic microsites where denitrification may occur (Dahm et al. 1987; Holmes et al. 1996).

A greater change in the chemical composition of the HZ occurred during the second year, especially for ammonium, which increased from July to the end of the LW period in September. DO followed the same pattern as ammonium. Nitrate meanwhile decreased from July to September. The increase in ammonium could be explained by (i) the process of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) (Baldwin and Mitchell 2000) and (ii) ammonification favoured by warm temperatures recorded during the study under aerobic or anaerobic conditions (Crimo and McDonnell 1997; Sabater and Tockner 2009). On a small scale, DNRA can occur in some micro-zones due to anoxic conditions in the sediment in these zones (see spatial and vertical

Fig. 14 Projection onto plane F1–F2 of the between-group PCA; **(a, b)**: projection of the group means (circles) linked to their corresponding samples projected as supplementary data (small squares). **a** represents a spatial distribution where samples of hyporheic water are grouped by depth (white circle = 30 cm, grey circle = 60 cm, black circle = 100 cm) and piezometers (P1 to P6); **b** represents a temporal evolution (white circle = before and after LW, grey circle = LW2, black circle = LW1, 14 = 2014, 15 = 2015); **c** correlation circle of variables that influence sample clustering in **(a, b)**



distribution). Ammonification is most likely to be responsible for the ammonium increase on this timescale.

There was one irregular increase in nitrite in August when ammonium rose to higher values. The two processes (nitrification and DNRA) contribute to the accumulation of NO_2^- in sediment (Kelso et al. 1999). This accumulation in August reinforced the hypothesis that DNRA is responsible for the ammonium increase and nitrate depletion.

By comparing the two years of study, a considerable influence of temperature on chemical processes could be identified. The second year (2015) was characterised by high temperatures compared with the first year (2014), and as a consequence the ammonium concentration was

higher in 2015. This confirmed the effect of temperature on ammonification.

The result of the PCA clearly showed the impact of a prolonged dry episode. As the dry period continued, the denitrification and ammonification rates increased in the hyporheic zone due to the high temperatures during the summer and the low values of DO in hyporheic sediments. Denitrification is heavily influenced by temperature (Holmes et al. 1994) and high rates normally occur in environments that are rich in nitrate and organic carbon (Holmes et al. 1994). The hyporheic zone in the study site was rich in nitrate before the dry period began, creating an ideal environment for denitrification when the temperatures started to

rise. After rewetting, the concentration of nitrates increased again because nitrification exceeded denitrification (Skoulikidis et al. 2017).

Relationship between *K* and temperature

The permeability of sediment forming the subsurface is one of the factors controlling the rate and direction of water flows (Williams 1993). Several studies have reported that hydraulic conductivity is affected by water temperature (Constantz et al. 1994; Storey et al. 2003). The results of Haddou et al. (2018) suggest that hydraulic conductivity is one of the factors that control nitrate dynamics the most in the Tafna catchment.

The present results are in agreement with those findings. Hydraulic conductivity increased at the end of LW-1 in both the pool and riffle sections. This increase was followed by a decrease in the temperature of HW. LW-2 showed an increase in HW temperature and decrease in *K*. The absence of changes in water discharge during the LW and the fact that the Tafna wadi at the study site was hydraulically disconnected from the water table during the study period led to the assumption that temperature was responsible for the temporal changes in hydraulic conductivity during LW. A long period of dry weather affected the sediment permeability and infiltration rates.

Spatial variability

Summer conditions are manifested differently on a spatial level. *K* and water speed are the keys to this variability. The intensity and pattern of fluxes in the subsurface can be controlled by permeability (Käser et al. 2009). At the gravel bar, the level of hydraulic conductivity did not change from the downwelling to upwelling zones. The nitrate increased a little at the subsurface in the upwelling zone where the water exits and mixes with SW. This increase is due to the dominance of nitrification over denitrification (Fisher et al. 1998). In general, the gravel bar generates more nitrate than the river reach. Despite the small size of the bar, its shape and edge are more crucial to nutrient processing at the subsurface (Fisher et al. 1998).

At stream reach, there is an alternation of riffle-pool sequences. This heterogeneity in the morphology of the bed is manifested directly by the concentration of nutrients. The riffle areas contain more nitrates (Dahm et al. 1987). A similar result was also found by Haddou et al. (2018) in the Tafna wadi. Meanwhile, the pool areas contained a lower level of nitrates and more ammonium (Lefebvre et al. 2004).

Hydrologically, the downwelling zone according to the VHG showed that the chemical composition of this area experienced a great loss of nitrate compared to the upwelling areas. The high permeability of sediment tended to decrease

the hyporheic residence time. When permeability is low and residence times are shorter, these nitrate losses can be explained by microbiological activities, probably due to the dissimilatory reduction of nitrate to ammonium or denitrification. When DO fell to a critical level in some micro-zones, especially in P3 at 100 cm depth in July and September 2015 (Fig. 13), the dry conditions were responsible for creating this hotspot of denitrification.

In the upwelling zone, the loss of nitrate decreased. These findings are in agreement with the results of Storey et al. (2004). The increase in nitrate in upwelling areas was due to elevated nitrification under aerobic conditions. In many studies, nitrification may be responsible for ammonium depletion in aerobic hyporheic zones (Jones 2002). This explains the decrease in ammonium in the upwelling areas when nitrification occurs.

P3 was different from the others piezometers due to a strong decrease in nitrate concentration and a high NH_4 concentration. P3 was therefore identified as a biogeochemical hotspot (McClain et al. 2003) during the dry period. These conditions were due to the upwelling pattern of P3 and the low hydraulic conductivity, which was related to the accumulation of organic matter. While the discharge decreased, the LW conditions favoured the sedimentation of organic matter and consequently hydraulic conductivity decreased. The correlation coefficient calculated ($R = -0.727$, $p = 0.001$) indicated a strong negative correlation between ammonium and *K* in P3. This confirmed the direct influence of low hydraulic conductivity on ammonification. The low values of *K* also explain the loss of nitrate at P3 (Gomez et al. 2012).

The effect of a prolonged dry period on nitrate trends was severe. At a hydrological level, the upwelling zones favoured the nitrification process during this period. In contrast, denitrification occurred at its highest rates in the downwelling zones, which were richer in nitrate (Storey et al. 2004).

At the gravel bar, nitrates seemed not to be influenced by the dry conditions. Nitrification was responsible for the high nitrate concentration. This was due to aerobic conditions in the gravel bar sediment, and therefore aerobic metabolism was the favoured pathway when oxygen was present (Holmes et al. 1996).

Ammonium was also affected by these conditions on a spatial level. P3 was characterised by high ammonium concentrations due to ammonification (Triska et al. 1994). The gravel bar was not always affected or characterised by low values of ammonium.

In conclusion, and in response to the hypotheses, the long exposure to dry conditions affected biogeochemical processes, especially nitrate trends. As the dry period continued, denitrification, DNRA and ammonification seemed to be at their highest levels. The changes in these biogeochemical processes occurred differently in the

geomorphological units of stream ecosystems. The gravel bar was influenced less due to the sediment composition of the substrate forming the bar, while at the river reach denitrification occurred more in the downwelling zones, meaning that they were a sink of nitrate in the Tafna wadi during the dry period. Furthermore, the effect of the absence of groundwater needs to be emphasised. The lowering of the water table was also responsible for the dryness of the streambed and can be an important source of organic matter to the stream in the Tafna wadi system during the dry period (Taleb et al. 2008).

The HZ recovered its function from being a sink to a source of nitrate after precipitation. According to the present results, the concentration of nitrates increased again after rewetting within five days of precipitation and there was also an infiltration of surface water, rich in DO in the hyporheic zone, leading to the nitrification process. Furthermore, it is suggested that the HZ and the stream in the Tafna catchment recovered their function as a source of nitrate within five days of precipitation after a prolonged dry period.

Conclusions

Dry periods are natural events that can contribute in several ways to self-regulating aquatic ecosystems. However, a prolonged dry period may cause numerous problems in the functioning of aquatic ecosystems and the exchange of nutrients and water between adjacent ecosystems. In the present study, the lengthy exposure to high temperatures and evaporation affected the ability of the HZ to maintain nitrate (source) and turned HZ into a sink of nitrate. This loss of nitrate could be due to: (i) the high rate of denitrification and (ii) the dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) process that occurred instead of nitrification.

On a large scale, nitrate-rich HZ can be a major source of nitrate for downstream SW in the Tafna catchment (Taleb et al. 2008; Haddou et al. 2018). Therefore, the present findings suggest that the prolonged dry period indirectly affected SW downstream. Further investigations are required on a larger scale to enhance understanding of the effect of prolonged dry periods.

The lengthy exposure to severe dry episodes is manifested differently between geomorphologic units and can create hotspots for denitrification in HZ during dry periods. With current climate change issues, the intensity of dry conditions is predicted to increase in semi-arid regions, leading to an increase in denitrification and DNRA rates. Furthermore, it will be necessary to improve knowledge of nutrient transformation and hyporheic biogeochemical roles in dry conditions for the purposes of river management and preserving the ecological balance of streams.

Acknowledgments The authors thank the laboratory staff at LEC-GEN for their help with laboratory analysis and the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) in Oran for providing data on the Tafna's discharge. We are particularly grateful to Amina Rezougui and Amine Benabedkader for their help with field sampling and to Amine Zettam for his help with producing the map.

References

- Baldwin DS, Mitchell AM (2000) The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regul River Res Manag Int J Devot River Res Manag* 16(5):457–467
- Baxter C, Hauer FR, Woessner WW (2003) Measuring groundwater-stream water exchange: new techniques for installing minipiezometers and estimating hydraulic conductivity. *Trans Am Fish Soc* 132(3):493–502
- Bellmore RA, Compton JE, Brooks JR et al (2018) Nitrogen inputs drive nitrogen concentrations in US streams and rivers during summer low flow conditions. *Sci Total Environ* 639:1349–1359
- Benabedkader A, Taleb A, Probst JL, Belaidi N, Probst A (2018) Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): a multi-indices approach. *Sci Total Environ* 626:899–914
- Bencala KE (1993) A perspective on stream-catchment connections. *J N Am Benthol Soc* 12(1):44–47
- Bou C (1974) Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann Spéléol* 29(4):611–619
- Bou C, Rouch R (1967) Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *CR Acad Sci Paris* 265(4):369–370
- Butturini, A, Sabater, F (2002) Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium. *Hydrol Earth Syst Sci* 6(3):539–550
- Claret C, Boulton AJ (2009) Integrating hydraulic conductivity with biogeochemical gradients and microbial activity along river-groundwater exchange zones in a subtropical stream. *Hydrogeol J* 17(1):151
- Constantz J, Thomas CL, Zellweger G (1994) Influence of diurnal variations in stream temperature on streamflow loss and groundwater recharge. *Water Resour Res* 30(12):3253–3264
- Crimo CP, McDonnell JJ (1997) Linking the hydrological and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *J Hydrol* 199:88–120
- Dahm CN, Trotter EH, Sedell JR (1987) Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. *Chem Qual Water Hydrol Cycle* 157–178
- Dahm CN, Baker MA, Moore DI, Thibault JR (2003) Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshw Biol* 48(7):1219–1231
- Danielopol DL (1989) Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *J N Am Benthol Soc* 8(1):18–35
- Datry T, Foulquier A, Corti R et al (2018) A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nat Geosci* 1
- Davies BE (1974) Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter 1. *Soil Sci Soc Am J* 38(1):150–151
- Descloux S, Datry T, Philippe M, Marmonier P (2010) Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmatation with fine sediments. *Int Rev Hydrobiol* 95(6):520–540
- Fisher SG, Likens GE (1973) Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol Monogr* 43(4):421–439

- Fisher SG, Grimm NB, Martí E, Gómez R (1998) Hierarchy, spatial configuration, and nutrient cycling in a desert stream. *Aust J Ecol* 23(1):41–52
- García-García V, Gómez R, Vidal-Abarca MR, Suárez ML (2013) Subsurface N retention in two Mediterranean wetland-streams affected by agricultural runoff. *Wetlands* 33(4):597–608
- Giorgi F (2006) Climate change hot-spots. *Geophys Res Lett* 33(8):L08707
- Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Glob Planet Chang* 63(2–3):90–104
- Gomez JD, Wilson JL, Cardenas MB (2012) Residence time distributions in sinuosity-driven hyporheic zones and their biogeochemical effects. *Water Resour Res* 48(9):W09533
- Gomez-Velez JD, Krause S, Wilson JL (2014) Effect of low-permeability layers on spatial patterns of hyporheic exchange and groundwater upwelling. *Water Resour Res* 50(6):5196–5215
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41(8):540–551
- Grimm NB, Fisher SG (1984) Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia* 111(3):219–228
- Haddou K, Bendaoud A, Belaidi N, Taleb A (2018) A large-scale study of hyporheic nitrate dynamics in a semi-arid catchment, the Tafna River, Northwest Algeria. *Environ Earth Sci* 77(13):520
- Holmes RM, Fisher SG, Grimm NB (1994) Parafluvial nitrogen dynamics in a desert stream ecosystem. *J N Am Benthol Soc* 13(4):468–478
- Holmes RM, Jones JB, Fisher SG, Grimm NB (1996) Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. *Biogeochemistry* 33(2):125–146
- Humphries P, Baldwin DS (2003) Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshw Biol* 48(7):1141–1146
- Hynes HBN, Hynes HBN (1970) *The ecology of running waters*, vol 555. Liverpool University Press, Liverpool
- Jones JB (2002) Groundwater controls on nutrient cycling in a Mojave desert stream. *Freshw Biol* 47(5):971–983
- Jones JB Jr, Holmes RM (1996) Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends Ecol Evol* 11(6):239–242
- Käser DH, Binley A, Heathwaite AL, Krause S (2009) Spatio-temporal variations of hyporheic flow in a riffle-step-pool sequence. *Hydrol Process Int J* 23(15):2138–2149
- Kelso BH, Smith RV, Laughlin RJ (1999) Effects of carbon substrates on nitrite accumulation in freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 65(1):61–66
- Kemp MJ, Dodds WK (2001) Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *J N Am Benthol Soc* 20(3):347–357
- Lange J, Haensler A (2012) Runoff generation following a prolonged dry period. *J Hydrol* 464:157–164
- Larned ST, Detry T, Arscott DB, Tockner K (2010) Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshw Biol* 55(4):717–738
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G (2004) Stream regulation and nitrogen dynamics in sediment interstices: comparison of natural and straightened sectors of a third-order stream. *River Res Appl* 20(5):499–512
- Marmonier P, Des Châtelliers MC (1991) Effects of spates on interstitial assemblages of the Rhône River. Importance of spatial heterogeneity. *Hydrobiologia* 210(3):243–251
- McClain ME, Boyer EW, Dent CL et al (2003) Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6(4):301–312
- Megnounif A, Terfous A, Ghenaïm A, Poulet JB (2007) Key processes influencing erosion and sediment transport in a semi-arid Mediterranean area: the Upper Tafna catchment, Algeria/Processus clefs influençant l'érosion et le transport des sédiments dans une région semi-aride Méditerranéenne: le bassin versant de la Haute Tafna, Algérie. *Hydrol Sci J J Sci Hydrol* 52(6):1271–1284
- Mora-Gómez J, Duarte S, Cássio F, Pascoal C, Romani AM (2018) Microbial decomposition is highly sensitive to leaf litter emersion in a permanent temperate stream. *Sci Total Environ* 621:486–496
- Poff NL, Ward JV (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can J Fish Aquat Sci* 46(10):1805–1818
- Resh VH, Brown AV, Covich AP et al (1988) The role of disturbance in stream ecology. *J N Am Benthol Soc* 7(4):433–455
- Sabater S, Tockner K (2009) Effects of hydrologic alterations on the ecological quality of river ecosystems. *Water scarcity in the Mediterranean*. Springer, Berlin, pp 15–39
- Skoulikidis NT, Sabater S, Detry T et al (2017) Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. *Sci Total Environ* 577:1–18
- Stanley EH, Valett HM (1992) Interactions between drying and the hyporheic zone of a desert stream. *Global climate change and freshwater ecosystems*. Springer, New York, pp 234–249
- Stewardson MJ, Detry T, Lamouroux N, Pella H, Thommeret N, Valette L, Grant SB (2016) Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds. *Geomorphology* 259:70–80
- Storey RG, Howard KW, Williams DD (2003) Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: a three-dimensional groundwater flow model. *Water Resour Res* 39(2):1034
- Storey RG, Williams DD, Fulthorpe RR (2004) Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream. *Biogeochemistry* 69(3):285–313
- Taleb A, Belaidi N, Sanchez-Pérez JM, Vervier P, Sauvage S, Gagneur J (2008) Retention of nitrogen within a semi-arid gravel bed stream located downstream to a heavy polluted reservoir (Tafna River, Algeria): role of the hyporheic zone. *River Res Appl* 24:183–196
- Triska FJ, Duff JH, Avanzino RJ (1993) The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial–aquatic interface. *Nutrient dynamics and retention in land/water ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers*. Springer, Dordrecht, pp 167–184
- Triska FJ, Jackman AP, Duff JH, Avanzino RJ (1994) Ammonium sorption to channel and riparian sediments: a transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen. *Biogeochemistry* 26(2):67–83
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37(1):130–137
- Wilhite DA (2000) Drought as a natural hazard: concepts and definitions. In: *Drought: a global assessment*. Routledge, London, pp 3–18
- Williams DD (1993) Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. *Nutrient dynamics and retention in land/water ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers*. Springer, Dordrecht, pp 185–198
- Zettam A, Taleb A, Sauvage S, Boithias L, Belaidi N, Sánchez-Pérez JM (2017) Modelling hydrology and sediment transport in a semi-arid and anthropized catchment using the SWAT model: the case of the Tafna river (northwest Algeria). *Water* 9(3):216

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

Ce chapitre évalue l'impact d'un étiage prolongé sur le fonctionnement biogéochimique de l'oued, sa zone hyporhéique et sa nappe en aval de la Tafna, en soulignant le rôle de la nappe pendant ces conditions extrêmes.

5.1. Contexte et objectifs

Le problème principal qui menace le fonctionnement d'un cours d'eau et sa zone hyporhéique durant la période d'étiage extrême est la réduction de la section mouillée et la perte de la connectivité latérale et verticale (plaine alluviale, zone hyporhéique et nappe) à l'échelle d'une station, ainsi que la connectivité longitudinale à l'échelle du bassin versant.

Afin de comparer les conséquences d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques entre l'amont et l'aval, nous avons effectué à l'aval de la Tafna, une étude analogue d'impact de l'étiage.

5.2. Résultats

5.2.1. Conditions hydrologiques de la station avale durant l'étiage prolongé

La station avale (T8) est caractérisée par un débit permanent durant toute l'année hydrologique. Durant l'étiage de l'année 2015, le débit moyen enregistré était de $1.07 \text{ m}^3/\text{s}$ en juillet, puis a diminué jusqu'à $0.40 \text{ m}^3/\text{s}$ en août. Par la suite, le débit a augmenté durant la campagne de septembre et a varié entre $1.24 \text{ m}^3/\text{s}$ et $1.59 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig.23). Cette augmentation est liée aux premières précipitations survenues pendant cette période (Fig.24).

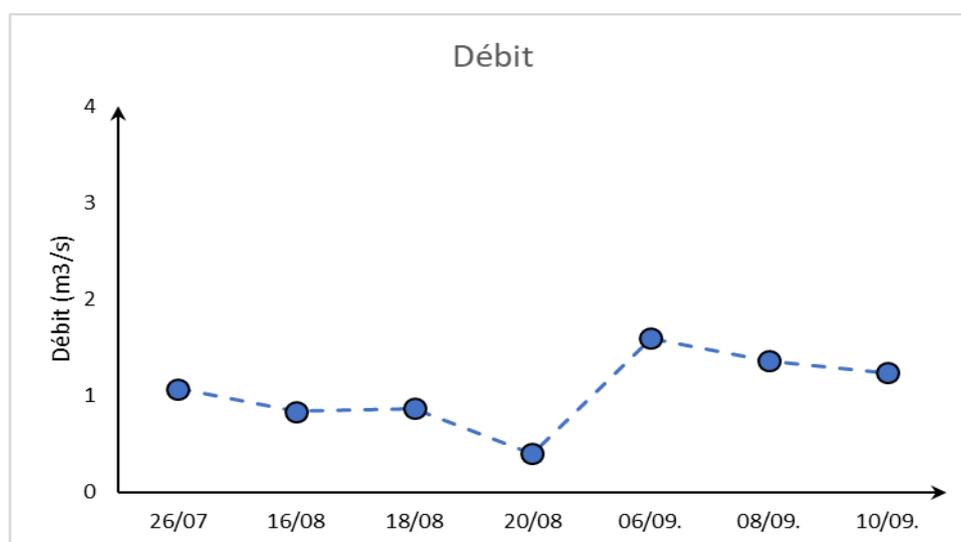


Figure 23 : Débit journalier moyen à la station T8 en aval de la Tafna pendant l'étiage.

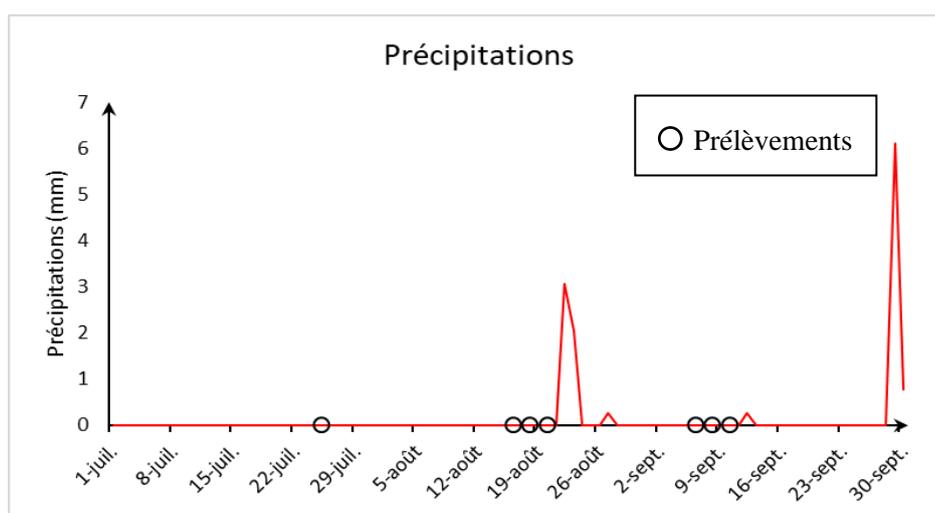


Figure 24 : Variations journalières des précipitations dans la station pierre du chat pendant l'étiage

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

Le profil temporel du VHG (Fig.25) est dominé par les « Upwelling » (valeurs positives), traduisant une sortie de l'eau interstitielle vers l'eau superficielle. Cela montre l'influence de la zone hyporhéique sur les eaux de surface lors de faibles débits. Cette contribution de l'eau interstitielle aux eaux de surface peut affecter la composition chimique de la Tafna à l'aval pendant l'étiage.

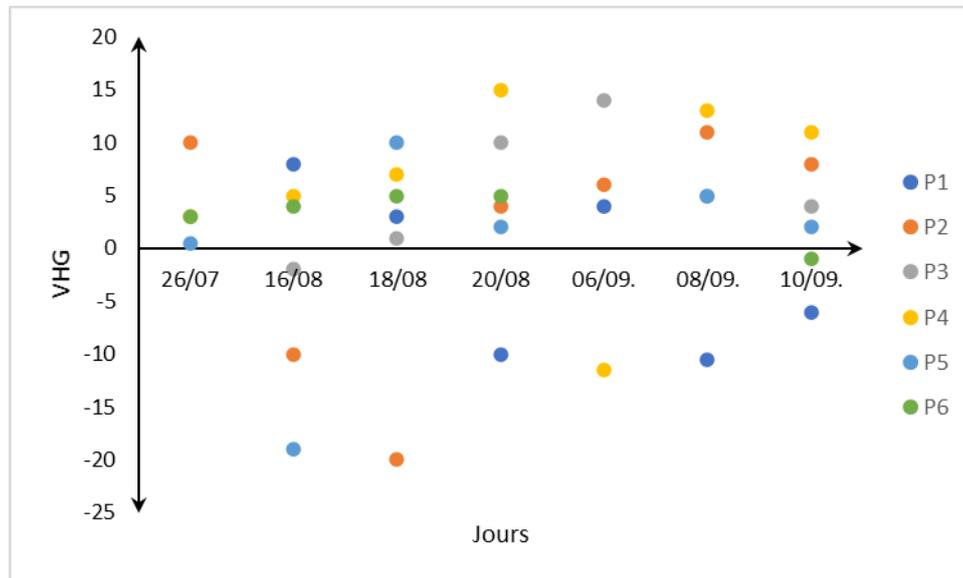


Figure 25: Profil temporel du gradient hydraulique vertical (VHG) pendant l'étiage à l'aval de la Tafna

5.2.2. Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau superficielle et hyporhéique

➤ L'oxygène dissous (Fig.26) :

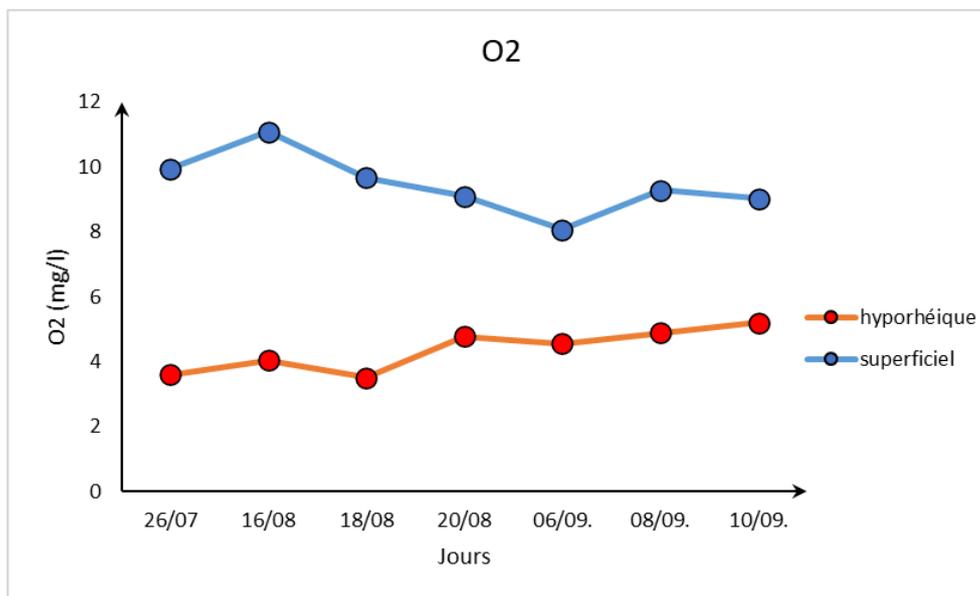


Figure 26 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous de l'eau superficielle et de l'eau hyporhéique à l'aval en période d'étiage.

Les concentrations d'oxygène dissous dans l'eau de surface sont passées de 9.94 mg/l au début de l'étiage (juillet) à 11.08 mg/l le premier jour de la campagne d'août, en raison d'une forte activité photosynthétique. Elles ont ensuite diminué avec le temps pour atteindre un minimum de 8.07 mg/l le premier jour de la campagne de septembre, indiquant une consommation d'oxygène. Ensuite, elles ont augmenté à 9.29 mg/l et 9.03 mg/l, respectivement, au cours des deuxième et troisième jours de la campagne de septembre.

Dans la zone hyporhéique, des variations significatives du taux d'oxygène ont été enregistrées quelque soit la période d'échantillonnage. L'oxygène différait légèrement du début d'étiage (3.61 ± 2.44 mg/l) au premier jour de la campagne d'août (4.04 ± 2.29 mg/l), puis a atteint un maximum de 5.19 ± 2.48 mg/l en septembre.

➤ La température (Fig.27) :

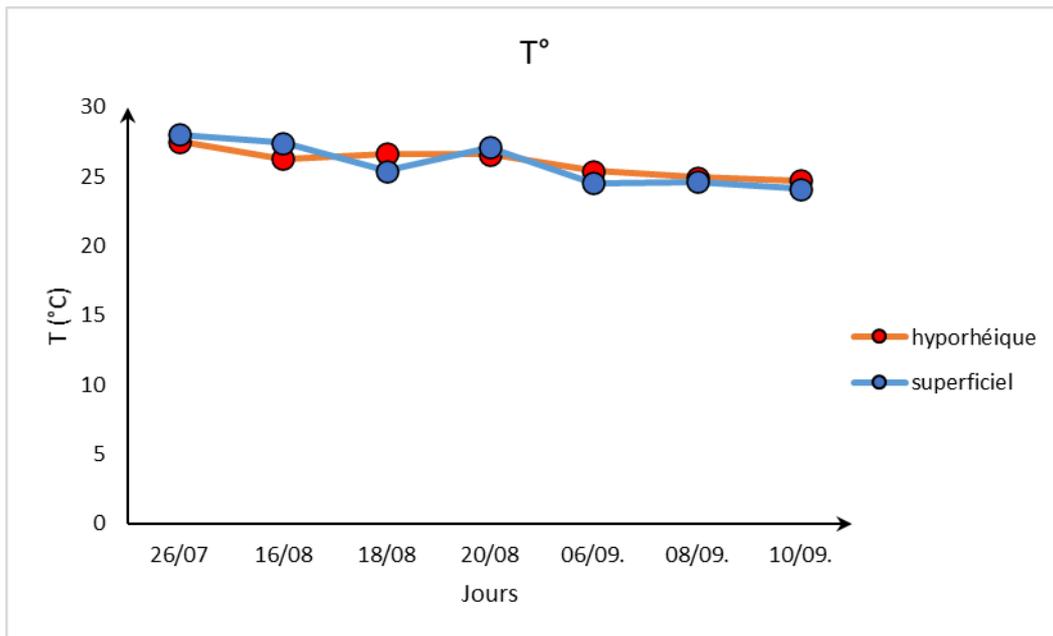


Figure 27 : Evolution temporelle de la température dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'étiage.

La température de l'air a directement influencé la température de l'eau de surface qui a enregistré la valeur la plus élevée (28 °C) en début d'étiage. La température de l'eau de surface a diminué jusqu'à 25.4 °C au deuxième jour de la campagne d'août, puis a augmenté pour atteindre 27.1 °C au troisième jour. Les plus faibles valeurs de température de l'eau de surface ont été enregistrées pendant la campagne de septembre, et se sont situées entre 24.5 °C et 24.1 °C.

Dans la zone hyporhéique, la température de l'eau variait de façon significative avec le temps ($P=0$). La moyenne la plus élevée a été enregistrée au début d'étiage (27.5 ± 1.89 °C), a diminué durant la campagne d'août, où elle fluctuait entre 26.25 ± 2.24 °C et 26.6 ± 1.16 °C, et a continué de baisser durant la campagne de septembre pour atteindre une moyenne minimale de 24.69 ± 1.47 °C le dernier jour. Ces fluctuations de la température de l'eau hyporhéique sont directement liées aux changements de température de l'eau de surface et confirment la forte influence de cette dernière.

➤ *Le pH (Fig.28) :*

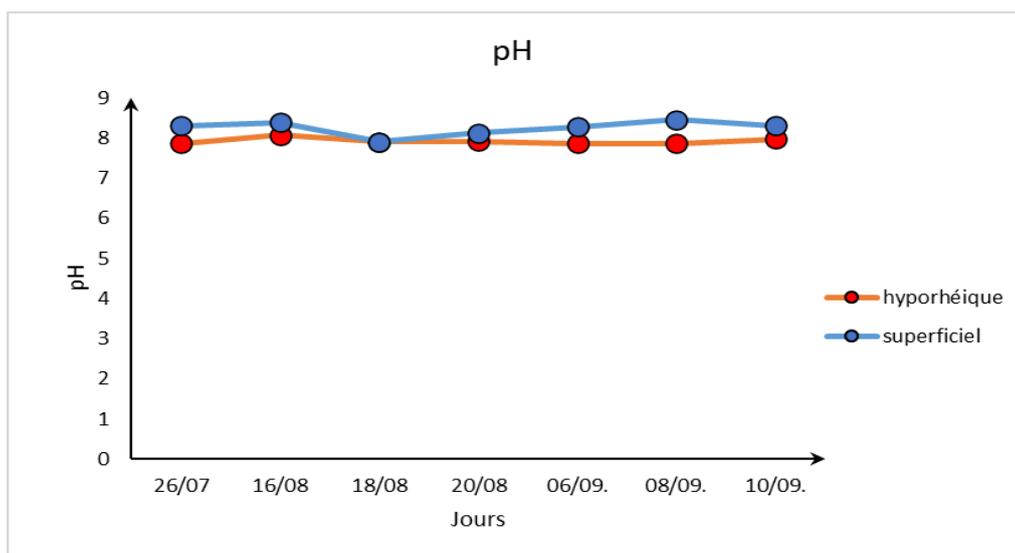


Figure 28 : Evolution temporelle du pH dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'étiage.

Le pH de l'eau de surface n'a pas changé avec le temps. Il a oscillé autour de 8 tout au long de la campagne d'échantillonnage indiquant une intense activité photosynthétique.

Dans la zone hyporhéique, la moyenne la plus faible (7.85 ± 0.36) a été enregistrée au début de l'étiage (juillet), tandis que la plus élevée (8.07 ± 0.31) est survenue le premier jour de la campagne d'août ($p=0.443$).

➤ *La conductivité électrique (Fig.29) :*

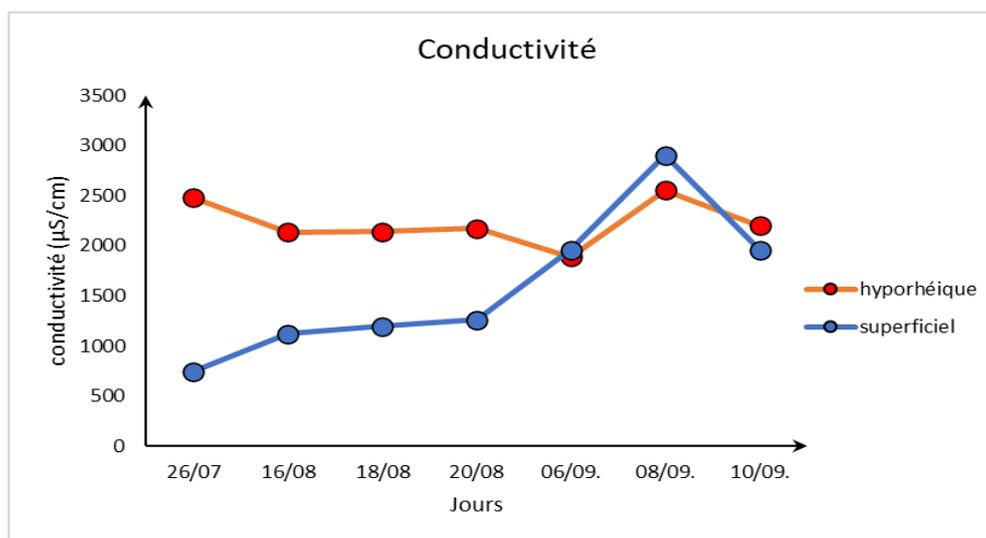


Figure 29 : Evolution temporelle de la conductivité électrique dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'étiage.

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

La conductivité électrique de l'eau de surface a considérablement augmenté au fil du temps, passant de 746 $\mu\text{s}/\text{cm}$ au début de l'étiage à 2900 $\mu\text{s}/\text{cm}$ le deuxième jour de la campagne de septembre, pour ensuite diminuer à 1956 $\mu\text{s}/\text{cm}$ le dernier jour. Ces valeurs élevées peuvent être liées à l'augmentation de la concentration en sels résultant de l'évaporation lorsque l'étiage s'accroît, ou à la contribution de la zone hyporhéique, qui présente des valeurs de conductivité relativement élevées par rapport à celles en surface.

Dans la zone hyporhéique, la conductivité électrique variait de façon significative dans le temps $p < 0.05$. Elle est passée de 2478.18 ± 666.33 $\mu\text{s}/\text{cm}$ au début de l'étiage à une moyenne de 1887.83 ± 304.24 $\mu\text{s}/\text{cm}$ le premier jour de la campagne de septembre suite à une infiltration d'eau de surface moins minéralisée (confirmée en même temps par une diminution des chlorures).

➤ *Les chlorures (Fig.30) :*

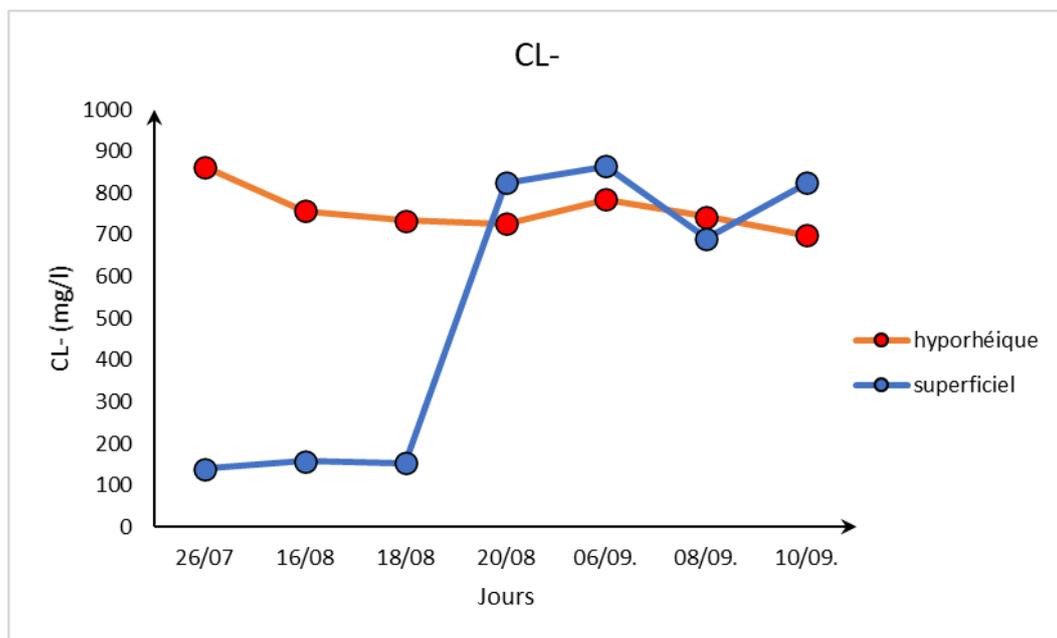


Figure 30 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'étiage.

Les concentrations des chlorures dans l'eau de surface varient significativement entre 140 mg/l au début de l'étiage, à 824 mg/l durant la campagne d'août. Cette augmentation accompagnée d'une diminution du débit peut être liée à i) une évaporation des eaux, ii) la contribution de la zone hyporhéique chargée en chlorure à enrichir les eaux de surface. Ceci est

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

confirmé par des valeurs positives de VHG enregistrées durant cette période traduisant des exfiltrations (upwelling) d'eau hyporhéique vers la surface.

Dans la zone hyporhéique, la concentration de chlorures a également varié de manière significative dans le temps $p < 0.05$. La moyenne la plus élevée a été enregistrée au début de l'étiage (862.08 ± 142.98 mg/l) avant de diminuer à 698.66 ± 55.8 mg/l le dernier jour.

➤ Composés Azotés (Fig.31) :

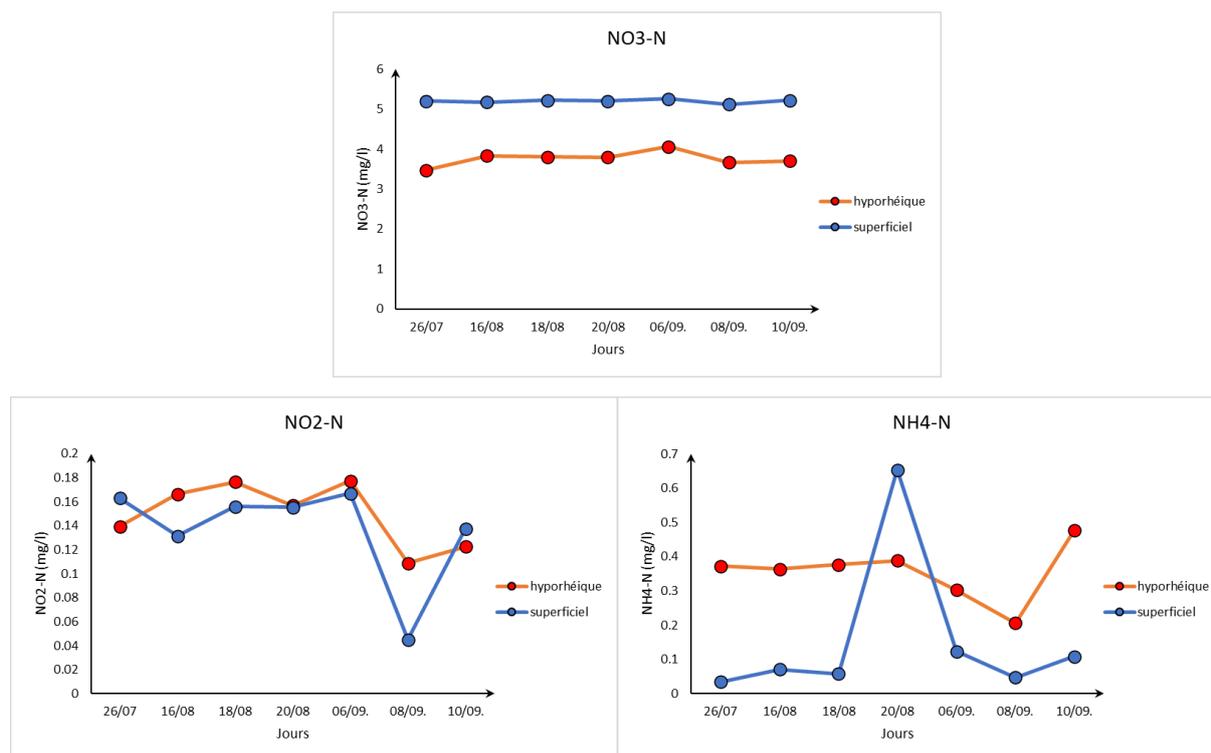


Figure 31 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau superficielle et hyporhéique à l'aval pendant l'étiage.

Dans l'eau de surface, les concentrations des nitrates n'enregistrent pas une différence significative, elles fluctuent entre 5.2 mg/l au début de la campagne à 5.19 mg/l au dernier jour de prélèvement

Le taux de nitrites dans l'eau de surface était de 0.16 mg/l en début d'étiage, a diminué à 0.13 mg/l le premier jour de la campagne d'août et a chuté à 0.045 mg/l le deuxième jour de la même campagne. Cela s'explique par une nitratisation importante.

L'ammonium a fluctué entre 0.034 mg/l en début d'étiage et 0.05 mg/l au deuxième jour de la campagne d'août dans l'eau de surface, puis a augmenté de façon significative à 0.65 mg/l le troisième jour de la même campagne. Cette augmentation de l'ammonium, en conjonction avec

l'augmentation des chlorures le même jour, souligne la forte influence des eaux de la zone hyporhéique, chargées d'ammonium et de chlorures. L'ammonium a ensuite diminué jusqu'à 0.04 mg/l le deuxième jour de la campagne de septembre, parallèlement avec l'augmentation des débits, puis a atteint 0.1 mg/l le dernier jour.

Dans la zone hyporhéique, les concentrations de nitrate varient légèrement, entre 3.47 ± 1.15 mg/l et 4.05 ± 0.94 mg/l ($p=0.861$) durant les deux campagnes d'étiage. Cette légère variation indique qu'un étiage prolongé peut ne pas avoir d'effet significatif sur le processus de rétention des nitrates par rapport à l'amont de la Tafna. Une nitrification favorisée par de fortes teneurs en oxygène est probablement responsable du maintien constant des concentrations de nitrate dans la zone hyporhéique, et même dans les eaux superficielles. La nappe, chargée de nitrates pendant cette période pourrait également être responsable de cette stabilité des nitrates.

Le nitrite a enregistré une moyenne de 0.13 ± 0.03 mg/l dans la zone hyporhéique au début de l'étiage, puis a augmenté pour atteindre une moyenne de 0.17 ± 0.08 mg/l le deuxième jour de la campagne d'août, probablement en raison d'une nitrification. Au cours de la campagne de septembre, le nitrite a enregistré une moyenne minimale de 0.10 ± 0.07 mg/l ($p=0.090$).

L'ammonium a enregistré une moyenne de 0.37 ± 0.36 mg/l au début d'étiage dans la zone hyporhéique, et a ensuite chuté à un minimum de 0.20 ± 0.16 mg/l le deuxième jour de la campagne de septembre. Cette diminution s'accompagne d'une augmentation de la teneur en nitrite traduisant une nitritation. Une augmentation de l'ammonium a été observée le dernier jour de la campagne (0.47 ± 0.26 mg/l ; $p=0.346$).

5.2.3. La distribution verticale des paramètres physicochimiques pendant l'étiage

➤ *L'oxygène dissous (Fig.32) :*

Le taux d'oxygène a significativement diminué en profondeur ($p=0$), allant d'une moyenne de 9.45 ± 0.92 mg/l dans l'eau de surface à une moyenne de 5.80 ± 1.77 mg/l à 30 cm de profondeur, et a continué à baisser jusqu'à atteindre une moyenne minimale de 2.86 ± 1.99 mg/l à 100 cm de profondeur, créant ainsi des conditions anoxiques à ce niveau. La nappe a enregistré une moyenne de 5.85 mg/l.

➤ *La température (Fig.32) :*

La température a enregistré une moyenne de 25.87 ± 1.59 °C dans l'eau de surface, et est restée stable jusqu'à ce qu'elle atteigne une moyenne de 26.05 ± 1.47 °C à 100 cm de profondeur de la zone hyporhéique, indiquant une forte activité microbienne. La nappe a enregistré une moyenne de 15.90 °C ($p=0$).

➤ *Le pH (Fig.32) :*

Le pH a considérablement diminué en profondeur ($p=0$). Il a marqué une moyenne de 8.25 ± 0.18 dans l'eau de surface et a diminué dans la zone hyporhéique, avec une moyenne de 8.07 ± 0.18 à 30 cm, et de 7.76 ± 0.24 à 100 cm. L'augmentation de l'alcalinité dans l'eau de surface est liée à l'activité photosynthétique. Le pH est faible dans la nappe et a enregistré une valeur de 6.89.

➤ *La conductivité électrique (Fig.32) :*

La conductivité électrique a augmenté de manière significative en profondeur ($p=0$), passant de 1591 ± 728 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dans l'eau de surface à 2151.8 ± 345.9 $\mu\text{s}/\text{cm}$ à 30 cm de profondeur et à 2296.2 ± 521.2 $\mu\text{s}/\text{cm}$ à 100cm de profondeur. Ces grandes valeurs peuvent être liées aux processus de minéralisation par la communauté hyporhéique. Dans la nappe, la conductivité a atteint 5670 $\mu\text{s}/\text{cm}$. L'augmentation de la conductivité aux profondeurs de la zone hyporhéique montre également une grande influence de la nappe sur cette zone.

➤ *Les chlorures (Fig.32) :*

Le modèle de la variabilité verticale des chlorures suivait celui observé pour la conductivité électrique, avec une augmentation considérable en profondeur ($p=0$). Dans l'eau de surface, la moyenne des chlorures était de 522 ± 352 mg/l, tandis qu'elle est passée à 746.7 ± 79.1 mg/l à 30cm de profondeur et à 776.8 ± 109.1 mg/l à 100 cm de profondeur de la zone hyporhéique. Ces grandes valeurs s'expliquent à nouveau par une influence de la nappe qui a enregistré la moyenne la plus élevée de 1021 mg/l.

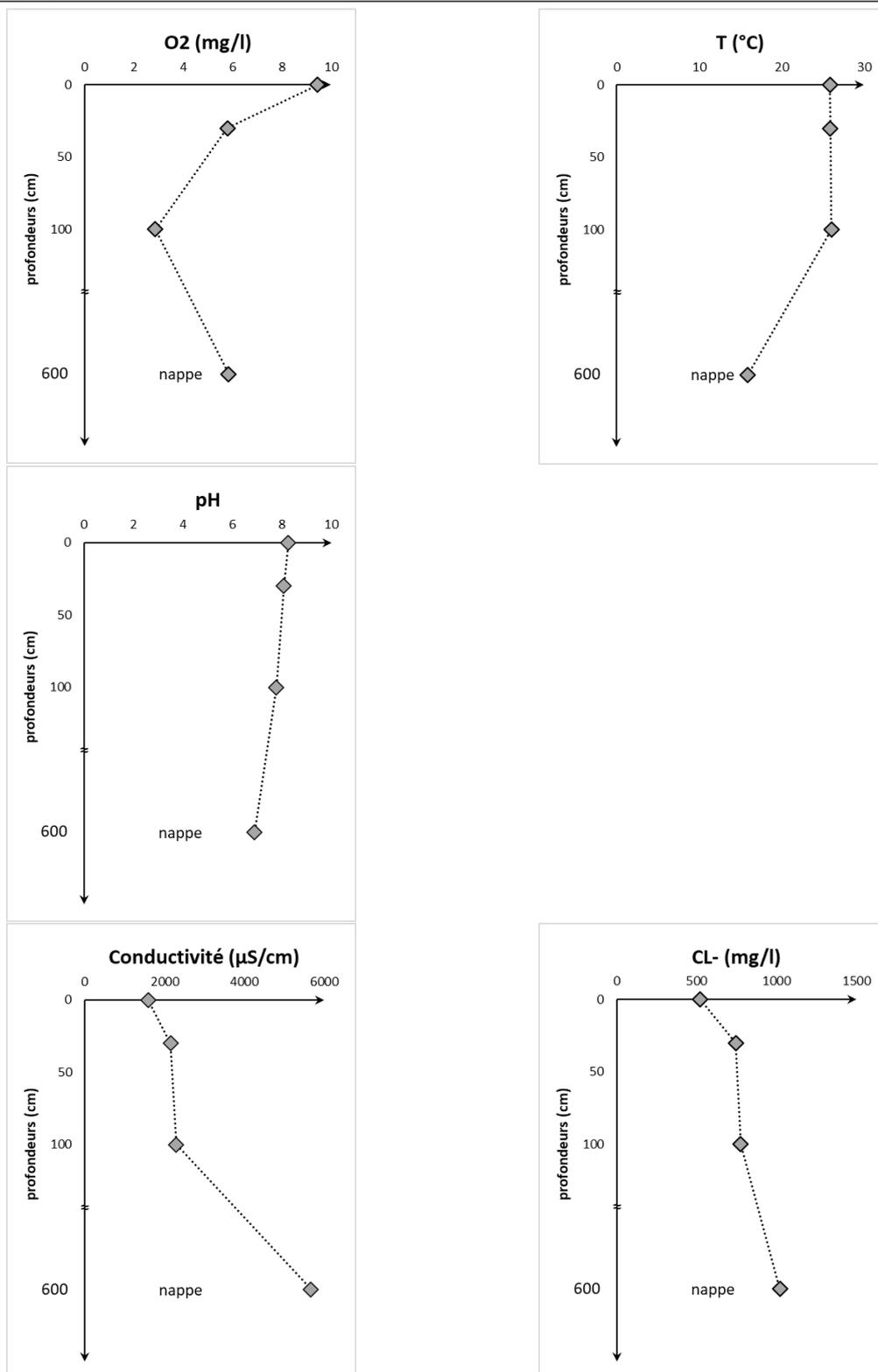


Figure 32 : Distribution verticale de l'oxygène dissous, de la température, du pH, de la conductivité et des chlorures dans la station T8 pendant l'étiage.

5.2.4. La distribution verticale des composés azotés pendant l'étiage

Le nitrate a significativement diminué avec la profondeur ($p=0$; Fig.33). Les concentrations moyenne enregistrées sont de 5.19 ± 0.04 mg/l dans l'eau de surface, 4.25 ± 0.52 mg/l à 30cm et 3.25 ± 0.96 mg/l à 100cm de profondeur, ce qui indique un gradient de la DNRA. La nappe a enregistré une concentration de nitrate de 5.98 mg/l.

Le nitrite a peu varié avec la profondeur ($p=0.188$) (Fig.33). Il était de 0.13 ± 0.04 mg/l dans l'eau de surface, 0.14 ± 0.06 mg/l à 30 cm et 0.15 ± 0.07 mg/l à 100 cm de profondeur. La nappe a enregistré une faible teneur en nitrite (0.008 mg/l).

L'ammonium a significativement augmenté avec la profondeur (Fig.33) ($p=0$). Il est passé de 0.15 ± 0.22 mg/l dans l'eau de surface à 0.24 ± 0.2 mg/l à 30 cm, atteignant une moyenne de 0.46 ± 0.27 mg/l à 100 cm de profondeur. Cela donc confirme la preuve du processus de la DNRA responsable de l'augmentation de l'ammonium et la diminution des nitrates en profondeur. Dans la nappe, la teneur d'ammonium était très faible, de l'ordre de 0.009 mg/l.

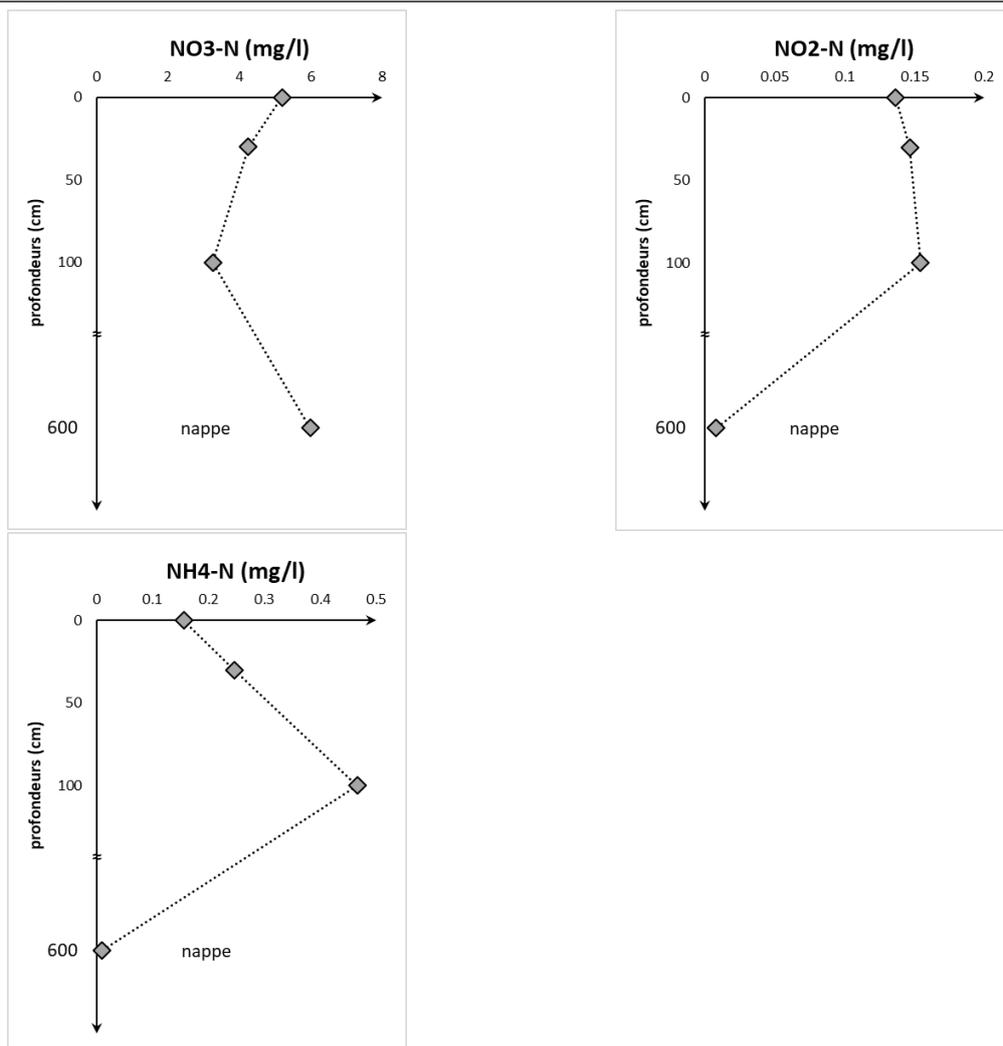


Figure 33 : Distribution verticale du nitrate, du nitrite et de l'ammonium dans la station T8 pendant l'étiage

5.2.5. Effet des facteurs environnementaux sur les processus biogéochimiques pendant l'étiage sévère à l'aval de la Tafna

Effet de la géomorphologie du lit sur les composés azotés dans la zone hyporhéique lors d'un étiage sévère

Les nitrates ont enregistré une moyenne plus élevée dans les seuils 3.95 ± 0.96 mg/l, par rapport aux mouilles 3.57 ± 0.82 mg/l ($p=0.058$). Cela est lié à une nitrification confirmée par le taux d'oxygène relativement plus élevé dans les seuils (la concentration moyenne d'oxygène était de 5.13 ± 1.95 mg/l dans les seuils contre 3.60 ± 2.54 mg/l dans les mouilles $p<0.05$) (Fig.34).

À l'inverse, les nitrites étaient plus élevés dans les mouilles (0.16 ± 0.06 mg/l) par rapport aux seuils 0.14 ± 0.07 mg/l, accompagnés d'un déficit en oxygène qui a favorisé la nitritation à ce niveau (Fig.34).

Il en va de même pour l'ammonium, où la concentration était significativement 2 fois plus élevée dans les mouilles (de 0.43 ± 0.26) par rapport aux seuils (0.28 ± 0.24) ($p=0.010$), indiquant une ammonification plus importante favorisée par une composition granulométrique plus fine, une conductivité hydraulique relativement plus faible (Fig.34) et des teneurs en oxygène significativement plus faibles ($p=0.010$).

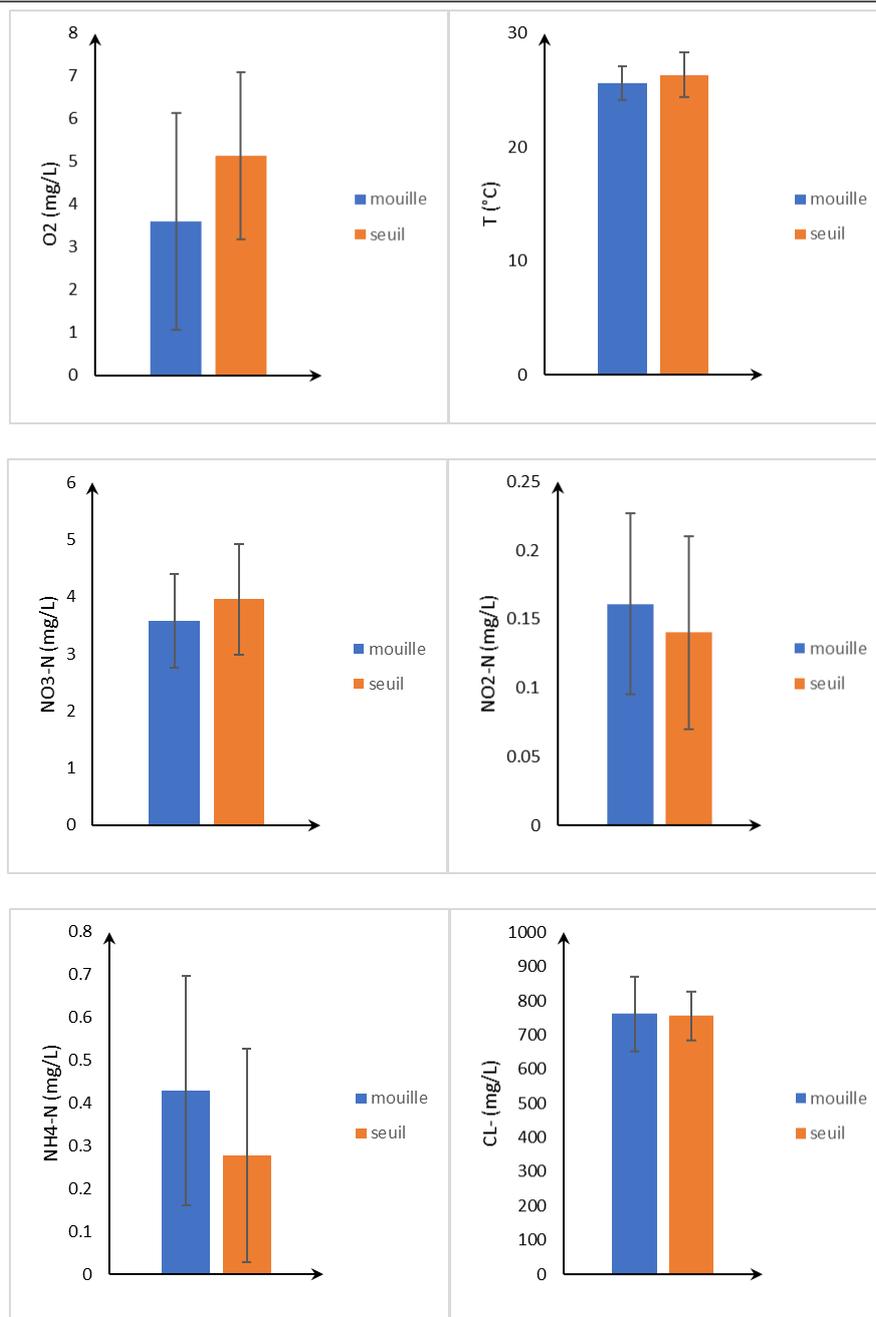


Figure 34 : Effet de la géomorphologie (seuil et mouille) sur les paramètres physico-chimiques à l'aval de la Tafna.

Effet de la conductivité hydraulique sur les échanges hydrauliques à l'aval pendant l'étiage sévère

La conductivité hydraulique a enregistré les valeurs les plus élevées en début d'étiage avec une moyenne de 35.05 ± 9.26 m/jour, pour ensuite diminuer pendant la campagne d'août, atteignant une moyenne minimale de 21.54 ± 13.13 m/jour le deuxième jour de cette campagne. Cette diminution en aval est causée par le dépôt des sédiments fins lorsque l'étiage s'accroît.

L'infiltration des éléments fins dans la zone hyporhéique provoque un colmatage des sédiments qui justifie la diminution de K, et par conséquent une diminution de l'O₂ dans la zone hyporhéique.

Au cours de la campagne de septembre, la conductivité hydraulique est passée de 22.61 ± 16.02 m/jour le premier jour à 32.87 ± 4.93 m/jour le dernier jour (Fig.35). Cette augmentation était probablement liée aux précipitations d'avant la campagne de septembre qui ont nettoyé les sédiments. Ces changements peuvent influencer les échanges entre la zone hyporhéique et les autres écosystèmes adjacents.

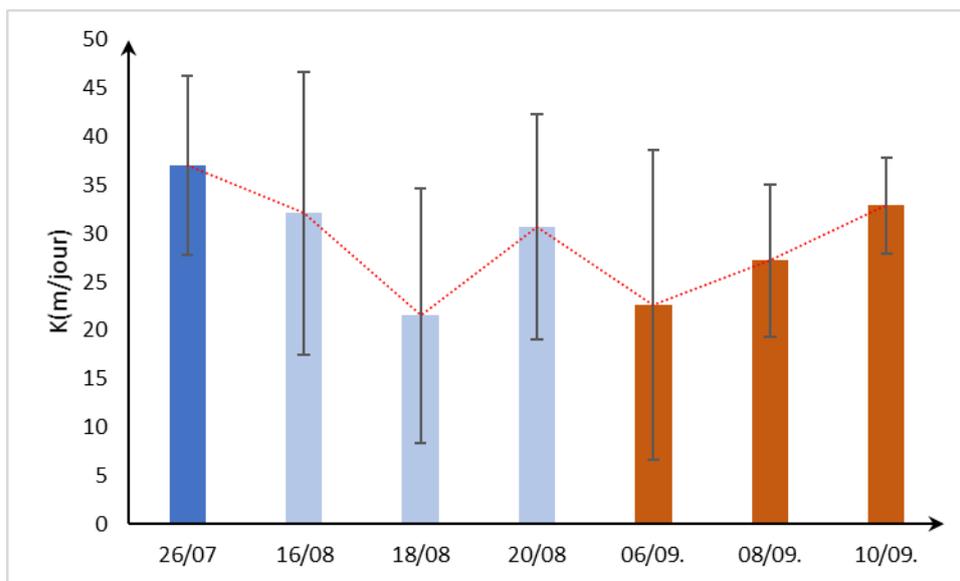


Figure 35 : Variations temporelles de la conductivité hydraulique en aval pendant l'étiage

5.2.6. Rôle de la nappe dans les processus biogéochimiques pendant l'étiage

➤ *Le mélange des eaux dans le milieu hyporhéique*

Pour connaître la part respective de chaque origine d'eau susceptible de composer l'eau hyporhéique, nous avons considéré les chlorures qui sont des éléments conservatifs n'entrant pas dans le cycle biogéochimique comme traceur (Sanchez-Pérez et al, 2003b).

Le mélange d'eau (% d'eau de surface/nappe) dans les piézomètres a été calculé à partir de l'équation suivante (Ruffinoni 1994).

$$C = \frac{[CL^-]_{\text{puits témoins}} - [CL^-]_{\text{piézomètre}}}{[CL^-]_{\text{puits témoins}} - [CL^-]_{\text{eau de surface}}} \quad 10$$

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

La figure 36 montre le pourcentage de mélange des eaux dans les piézomètres étudiés. Il varie de 68% d'eau de la nappe au début d'étiage à 35% à la fin de l'étiage. En effet, la contribution de la nappe au milieu hyporhéique diminuait lorsque l'étiage s'accroissait.

Malgré cette faible contribution lorsque l'étiage s'accroît, il est possible que la nappe soit responsable du maintien constant des concentrations de nitrates dans la zone hyporhéique pendant l'étiage. Contrairement à l'amont de la Tafna (T3), où l'absence de la contribution de la nappe a favorisée la diminution des nitrates dans la zone hyporhéique lors de l'étiage.

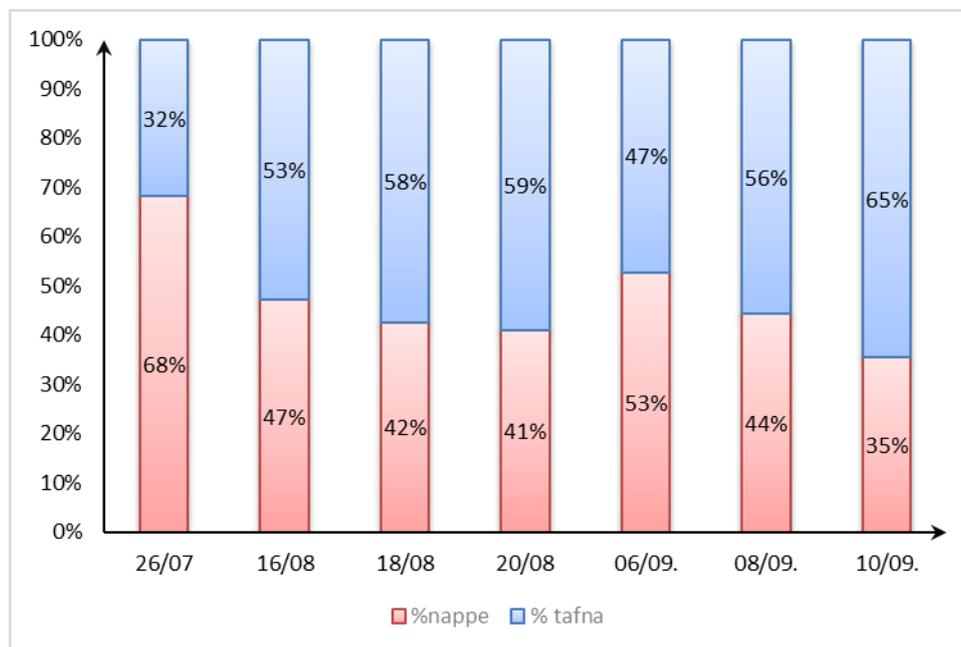


Figure 36 : Evolution temporelle du mélange des eaux (nappe/eau de surface) dans les piézomètres de la station aval pendant l'étiage

5.2.7. Comparaison amont/aval des conséquences de l'étiage sur les processus géochimiques

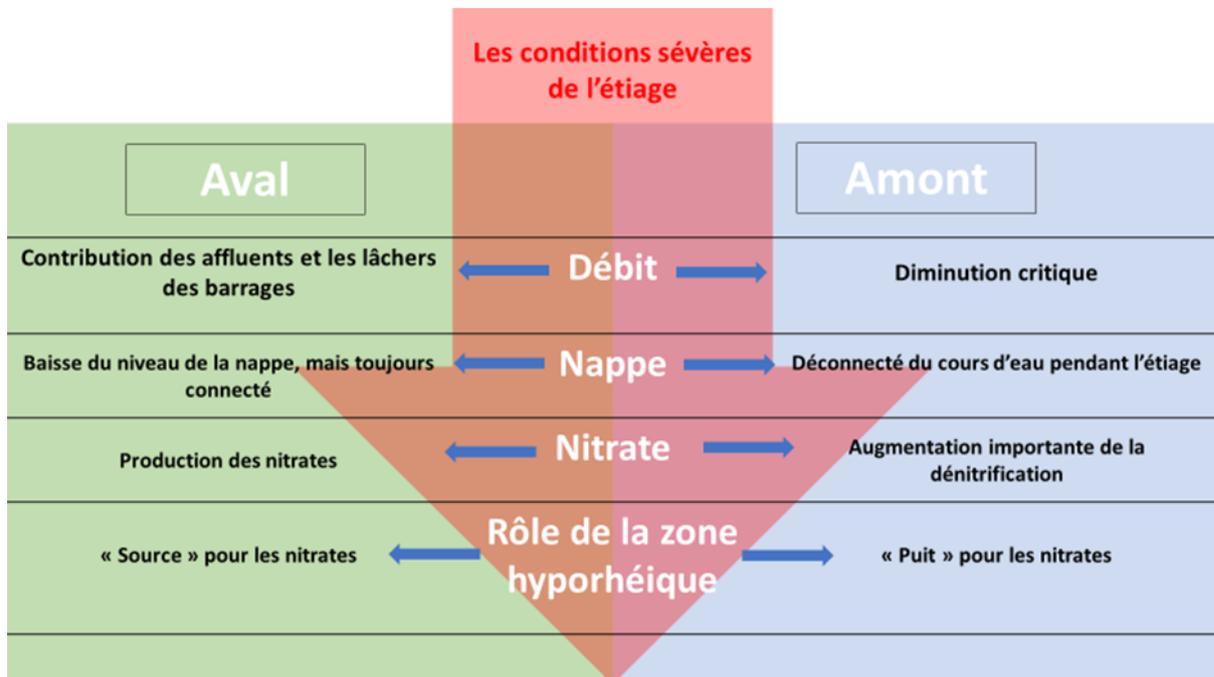


Figure 37 : Schéma montrant les conséquences de l'étiage en amont et en aval

L'impact de l'étiage se manifeste différemment entre l'amont et l'aval de la Tafna. La station amont semble subir les conditions d'étiage les plus rigoureuses (assèchement) par rapport à la station aval. Ceci est principalement dû aux conditions hydrologiques de chaque station. À l'aval de la Tafna, la contribution des affluents et de la nappe ont permis de maintenir un débit minimum dans ces conditions de basses eaux extrêmes, qui ont provoqué diverses perturbations dans la composition chimique de la zone hyporhéique entre l'amont et l'aval.

Dans la station amont, Lorsque l'étiage s'est accentué, les teneurs moyennes de l'azote nitrique ont diminué, tandis que celles de l'ammoniaque ont augmenté, ce qui se traduit par une dénitrification d'une part et une ammonification dans la zone hyporhéique, ou un prélèvement racinaire d'autre part. En revanche, en aval, c'est le processus de nitrification qui a pris de l'ampleur.

Cette différence de fonctionnement biogéochimique entre l'amont et l'aval est liée à plusieurs facteurs. En effet, à l'amont, la diminution de l'oxygène dissous suite à l'accumulation de la matière organique combinée à une forte réduction du débit permet la mise en place de conditions anaérobies, propices à la dénitrification.

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

La forte nitrification dans les sédiments de la zone hyporhéique à l'aval est le résultat des concentrations élevées d'oxygène.

Dans ces différentes conditions, la zone hyporhéique à l'aval fonctionne comme une source de nitrates pendant l'étiage. Par contre, à l'amont, elle joue le rôle d'un puits de nitrates.

5.3. Discussion

L'élévation de la température de l'air et l'absence des précipitations en été ont créé des conditions rigoureuses pour la Tafna, ce qui a directement affecté le débit. Les conséquences de ces conditions sur le débit en aval sont moins critiques par rapport à l'amont de la Tafna. Cela est dû aux nombreux apports d'eau qui ont contribué à maintenir le débit en aval, tels que les affluents de la Tafna et la nappe. Mais les conséquences de ces conditions sévères sur la Tafna sont encore plus importantes en mois d'août lorsque le débit chute à 0.40 m³/s. Il en résultera, par la suite, une diminution de la section mouillée et un échange de flux d'eau et de nutriment entre le cours d'eau et la zone hyporhéique.

Face à ces conditions difficiles, la zone hyporhéique a joué un rôle important pour les nitrates. Il était attendu que ces derniers diminuent dans la zone hyporhéique à l'aval de la Tafna lorsque l'étiage s'accroît, comme c'était le cas en amont. Cependant, les concentrations de nitrates sont restées stables. Cette stabilité en aval est principalement liée à la nitrification qui augmentait de façon significative au cours de la campagne d'août, confirmée par l'augmentation des nitrates et de l'oxygène et la diminution de l'ammonium et du nitrite. Des résultats similaires ont été trouvés dans la moyenne Tafna en période d'étiage par Taleb et al. (2008), qui ont justifié l'augmentation des nitrates par une nitrification en absence de la contribution de la nappe. Nos résultats sont également cohérents avec ceux de Gómez et al. (2012), qui ont constaté une diminution de la dénitrification et une augmentation de la nitrification au cours des premiers jours de l'assèchement des sédiments. L'augmentation de la nitrification est liée à la bonne oxygénation de la zone hyporhéique pendant cette période.

Bien qu'il y eu des précipitations avant la campagne de septembre, la concentration de nitrate a augmenté de manière significative le premier jour de cette campagne. Cette augmentation est liée à la nitrification (Gómez, 2012) et aux apports d'eau de surface chargés de nitrates le même jour. Le remouillage des sédiments après l'assèchement dans les rivières de la méditerranée, permet une libération rapide de nutriments et une accélération de l'activité microbienne (McIntyre et al, 2009a; Gómez et al, 2012), ce qui justifie le pic de nitrates au premier jour de la campagne de septembre après le remouillage des parties asséchées en raison des précipitations et de l'augmentation de débit, libérant ainsi des nutriments dans la zone hyporhéique. Plusieurs auteurs ont signalés une libération des nutriments après le remouillage des sédiments (Fierer et Schimel, 2002; Baldwin et al, 2005; Butterly et al, 2009).

L'ammonium est resté stable en juillet et août, bien que la nitrification ait été augmentée au départ. Cela est probablement dû à une ammonification qui compense la diminution de l'ammonium par nitrification. En revanche, pendant les deux premiers jours de la campagne de septembre, l'ammonium a diminué de façon significative parallèlement à une augmentation de nitrates indiquant ainsi la dominance de la nitrification sur l'ammonification.

La forte nitrification dans la zone hyporhéique après les pluies (septembre) est également le résultat des concentrations élevées d'ammonium dans les sédiments avant ces précipitations (juillet et août). Les sédiments riches en ammonium pendant l'étiage favorisent la nitrification lors du remouillage des sédiments (Austin et al, 2011).

Les résultats enregistrés dans la station avale s'opposent à ceux de la station amont qui indiquent une forte dénitrification lorsque l'étiage s'accroît. En effet, plusieurs études révèlent que la dénitrification augmente dans les sédiments pendant l'assèchement (Kern et al, 1996; Koschorreck, 2005).

Ainsi contrairement à l'amont qui agit comme un puits de nitrates, où les communautés bactériennes consomment les nitrates dans les sédiments via le processus de dénitrification, la zone hyporhéique à l'aval joue le rôle de source de nitrates pendant l'étiage via le processus de nitrification.

Ce rôle biogéochimique de la zone hyporhéique affecte la qualité chimique des eaux de surface. La production de nitrates dans la zone hyporhéique (nitrification) représente une source de nitrates pour les eaux de surface. En effet, les concentrations de nitrates dans les eaux de surface restent stables pendant l'étiage. Les résultats du VHG et des chlorures montrent une grande influence de la zone hyporhéique sur les eaux de surface et confirment cette contribution.

La conductivité hydraulique influence directement les processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique. Les sédiments en aval sont caractérisés par une conductivité hydraulique relativement plus faible par rapport à l'amont de la Tafna. Cela est dû d'une part à la composition granulométrique (Descloux et al, 2010; Stewardson et al, 2016) plus riche en argile et en limon par rapport à l'amont (Bendaoud et al, 2020), associée au transport de particules fines de l'amont vers l'aval, permettant ultérieurement la sédimentation de ces éléments en aval, notamment lors des périodes d'étiage (Bendaoud et al, 2020). D'autre part, la faible conductivité hydraulique des sédiments en aval est due aux taux plus élevés de matière organique. Selon Bendaoud et al, (2020), la matière organique est plus élevée à l'aval de la

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

Tafna, favorisant le colmatage des sédiments de la zone hyporhéique. La conductivité hydraulique diminue avec l'intensité de l'étiage, ce qui permet un temps de séjour d'eau plus long dans la zone hyporhéique et par conséquent un temps nécessaire pour les activités microbiennes. Haddou et al. (2018) ont également admis que l'aval de la Tafna se caractérise par une augmentation des particules fines et un temps de séjour plus long, permettant par la suite une augmentation des concentrations de nitrates par la nitrification pendant l'étiage.

La composition granulométrique dans la station avale est sablo-limoneuse, sans zones colmatées aux points de prélèvement. Cela empêche la création de zones anoxiques dans les sédiments qui favorisent la dénitrification et inhibe la nitrification. La composition granulométrique sablo-limoneuse de la station avale assure des conditions favorables (oxygénation) pour la production de nitrates à partir de l'ammonium (nitrification) dans la zone hyporhéique.

Le rôle de la conductivité hydraulique et de la composition granulométrique se manifeste aussi verticalement. Dans les premiers centimètres du substrat, l'eau s'infiltre facilement, entraînant une bonne oxygénation par rapport aux couches inférieures où l'oxygène est faible. Ce gradient vertical d'oxygène influence directement les processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique. On constate que la nitrification est plus importante dans les premières couches où l'oxygène est élevé. Par contre dans les couches inférieures (100 cm), lorsque l'oxygène est déficient, la nitrification se réduit et donc les nitrates diminuent. L'ammonium augmente de façon significative à 100 cm de profondeur en raison d'une dominance de l'ammonification sur la nitrification.

Les conditions hydrologiques d'étiage (débit et vitesse d'écoulement réduits) se manifestent différemment sur les unités morphologiques. Au niveau des seuils, le taux d'oxygène et les concentrations de nitrates dans la zone hyporhéique sont plus élevés (Dahm et al, 1987; Haddou et al, 2018). Ceci est liée à l'effet des eaux de surface bien oxygénées à ce niveau en raison des vitesses de courant relativement élevées qui facilitent le brassage des eaux de surface avec l'air. Par contre dans les sections mouilles, de faibles teneurs en nitrates et en oxygène et des teneurs élevées en ammonium sont enregistrées (Lefebvre et al, 2004).

➤ Rôle de la nappe

La nappe à la station avale joue un rôle très important pendant l'étiage. Les résultats pour la conductivité et les chlorures montrent une grande influence de la nappe sur la zone hyporhéique et les eaux de surface. La contribution de la nappe permet de maintenir un débit minimum

Chapitre 5 : L'impact d'un étiage prolongé sur les processus biogéochimiques à l'aval de la Tafna

pendant l'étiage. En effet, les résultats du VHG montrent une dominance des zones d'exfiltrations, reflétant une contribution directe de la zone hyporhéique, et indirecte de la nappe. D'un point de vue biogéochimique, la nappe est très chargée en nitrate et influence la composition chimique de la zone hyporhéique, justifiant ainsi la stabilité des concentrations de nitrates dans la zone hyporhéique.

Chapitre 6 : Effet des crues sur le cycle d'azote à l'amont de la Tafna

Dans une perspective de gestion des oueds, cette étude, comme les études précédentes, va se focaliser sur la zone hyporhéique et les processus biogéochimiques qui déterminent son fonctionnement et son rôle dans le système oued lors des crues qui agissent comme une perturbation. Cela concernera particulièrement la dynamique de l'azote.

6.1. Contexte et objectifs

Les cours d'eau retiennent et transforment les nutriments par le biais de divers mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Ces nutriments peuvent changer considérablement de forme et de concentration, en fonction de la voie hydrologique suivie (Martí et al, 1997).

Le régime hydrologique des cours d'eau subit des changements saisonniers, parfois sévères (étiages et crues), qui affectent le fonctionnement de ces écosystèmes.

Les crues sont un événement extrême pour les écosystèmes aquatiques, créant des conditions rigoureuses qui affectent la distribution des éléments organiques, inorganiques (carbone, azote, phosphore...) et les éléments fins des sédiments (Nichols et Viers, 2017; Schönbrunner et al, 2012). Par conséquent, les activités microbiennes et les processus biogéochimiques sont affectés et influencent ainsi le fonctionnement biogéochimique de la zone hyporhéique.

L'intensité et la fréquence des crues varient selon la région. Dans la Tafna, l'intensité des crues dépend principalement de l'intensité des précipitations.

Hormis quelques études sur les crues dans la Tafna d'un point de vue hydrologique (Bouanani, 2003), leur effet sur le cycle de l'azote n'a jamais été étudié.

Le présent chapitre s'intéresse à l'impact des crues sur le fonctionnement biogéochimique (en particulier le cycle de l'azote) du système oued de la Tafna (l'oued, la zone hyporhéique et la nappe).

Dans ce qui suit, nous présenterons les résultats obtenus sur le site situé en amont de la Tafna (T3) lors de cinq événements de crue. Nous essayons, en même temps, de tester les hypothèses suivantes :

-La crue affecte l'hétérogénéité spatiale en redistribuant les éléments fins dans les sédiments qui forment le lit et influencent la perméabilité des sédiments.

-Les changements dans les caractéristiques physico-chimiques et les caractéristiques des sédiments (perméabilité, colmatage et composition granulométrique) lors des crues affectent les principaux processus biogéochimiques (nitrification, ammonification...).

-L'impact des crues varie selon leur intensité, et les quantités des nutriments stockées dans les sédiments du cours d'eau proviennent des eaux de ruissellement

6.2. Résultats

6.2.1. Conditions hydrologiques des crues étudiées

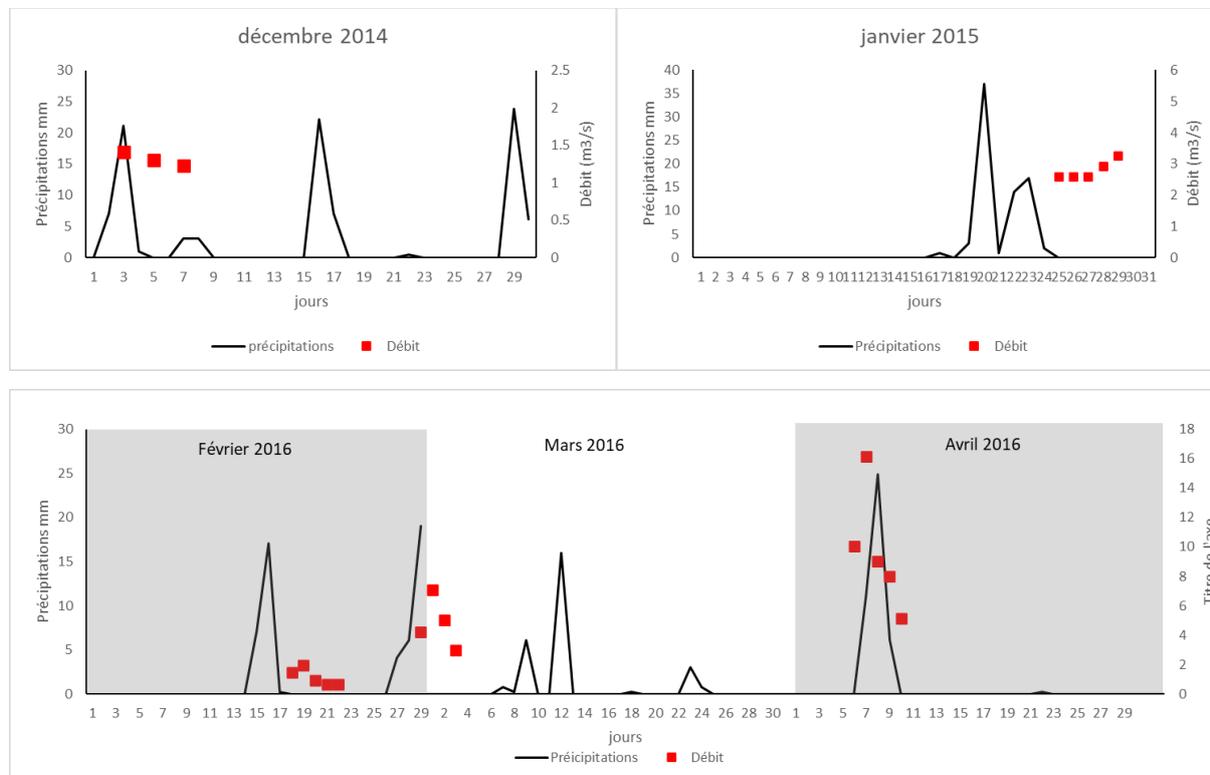


Figure 38: variations journalières des précipitations pendant la période d'étude et débit journalier moyen pendant les cinq crues étudiées.

Les crues dans la Tafna dépendent principalement de l'intensité des précipitations (Fig.38). Ceci explique la genèse des crues en saison froide.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de surface et hyporhéique ont été étudiées lors de cinq crues, réparties sur trois ans (Fig.38).

Afin de souligner la relation entre l'intensité des crues et le fonctionnement biogéochimique de l'oued Tafna, et pour une bonne présentation des résultats, les événements de crue ont été définis selon trois classes en fonction du débit. La première classe nommée « les petites crues » est caractérisée par un débit moyen journalier maximal compris entre $1.84 \text{ m}^3/\text{s}$ et $1.94 \text{ m}^3/\text{s}$. La deuxième classe nommée « les moyennes crues » est caractérisée par un débit instantané maximale de $3.25 \text{ m}^3/\text{s}$ et $7.087 \text{ m}^3/\text{s}$ et la troisième classe nommée « la grande crue » est caractérisée par un débit moyen journalier maximal de $16.16 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tableau 6).

Tableau 5 : Caractéristiques hydrologiques des crues étudiées

Dates des prélèvements	Débit moyen journalier maximal (m³/s)	Classes
Crue Décembre 2014 (03/12/2014-08/12/2014)	1.84	Petite crue
Crue Janvier 2015 (25/01/2015-29/01/2015)	3.25	Moyenne crue
Crue Février 2016 (18/02/2016-22/02/2016)	1.94	Petite crue
Crue Mars 2016 (29/02/2016-04/03/2016)	7.087	Moyenne crue
Crue Avril 2016 (06/04/2016-10/04/2016)	16.16	Grande crue

➤ *Evolution temporelle du gradient hydraulique vertical (Fig.39)*

Le profil temporel du VHG est caractérisé par une légère domination des zones d'upwelling (valeurs positives du VHG), traduisant une sortie de l'eau interstitielle vers l'eau superficielle. En outre, une augmentation des zones de « Downwelling » a été observée au cours du deuxième jour (pic des crues), indiquant l'effet de la crue sur les échanges hydraulique entre la zone hyporhéique et les eaux de surface. Les fortes vitesses du courant nettoient les sédiments et facilitent l'infiltration des eaux de surface dans la zone hyporhéique. Par conséquent, la composition chimique de la zone hyporhéique est susceptible d'être affectée par les crues.

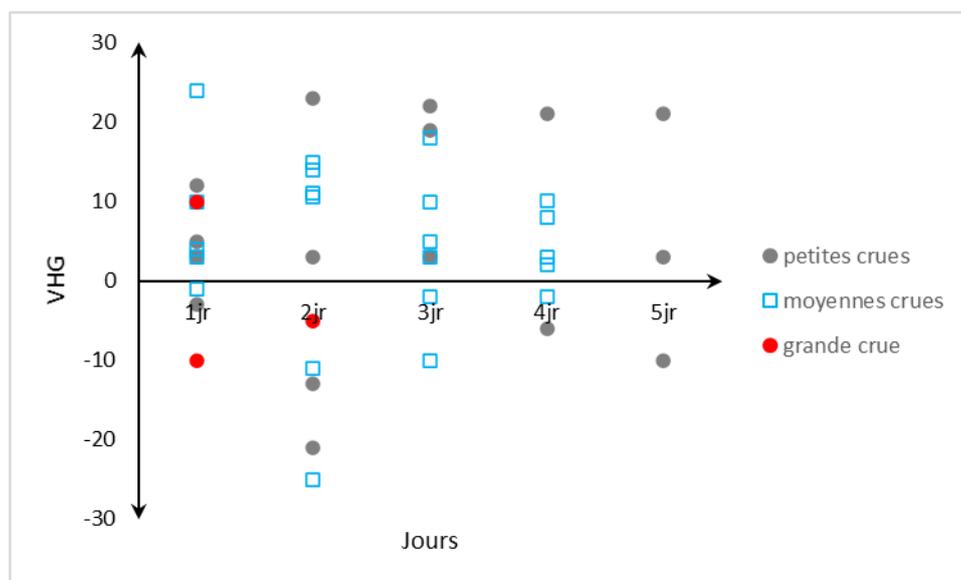


Figure 39: Profil temporel du gradient hydraulique vertical (VHG) pendant les crues

6.2.2. Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux de surface

L'étude de chaque crue a duré cinq jours d'échantillonnage. Cette période inclut la crue (le premier jour et le deuxième jour d'échantillonnage) et la décrue (le troisième, quatrième et cinquième jour d'échantillonnage).

➤ L'oxygène dissous (Fig.40):

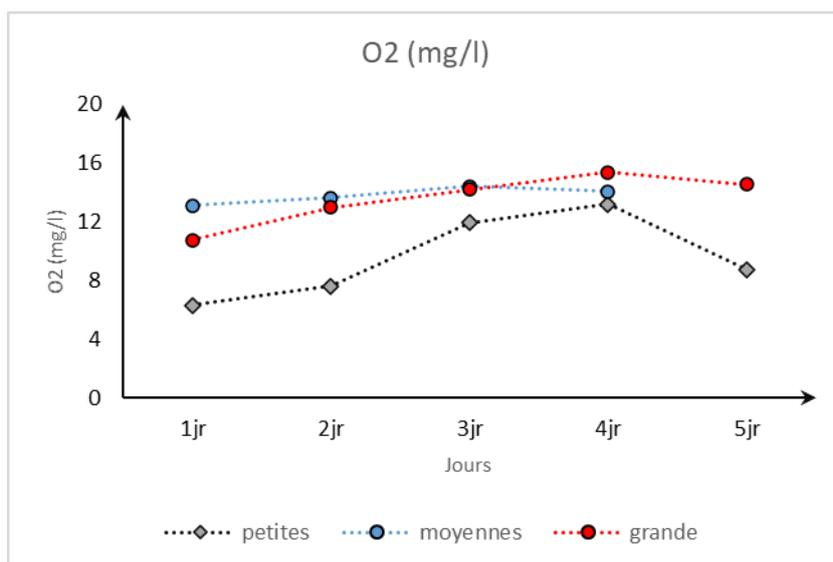


Figure 40 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous dans l'eau superficiel pendant les crues

Dans les eaux de surface, la teneur en oxygène dissous augmentait avec l'intensité de la crue et au début de la décrue. En effet, elle variait de 6.99 ± 0.65 mg/l lors de petites crues à 11.05 ± 1.08 pendant la grande crue.

Pendant la décrue, le taux d'oxygène a continué d'augmenter le quatrième jour quelque soit l'intensité de la crue. L'augmentation de l'oxygène dissous dans les eaux de surface lors de la moyenne et la grande crue est liée à l'augmentation du débit pendant les deux premiers jours, permettant aux eaux courantes de faciliter les échanges gazeux entre l'atmosphère et le cours d'eau. L'augmentation de l'oxygène pendant la décrue est probablement liée à la photosynthèse.

➤ *La température (Fig.41):*

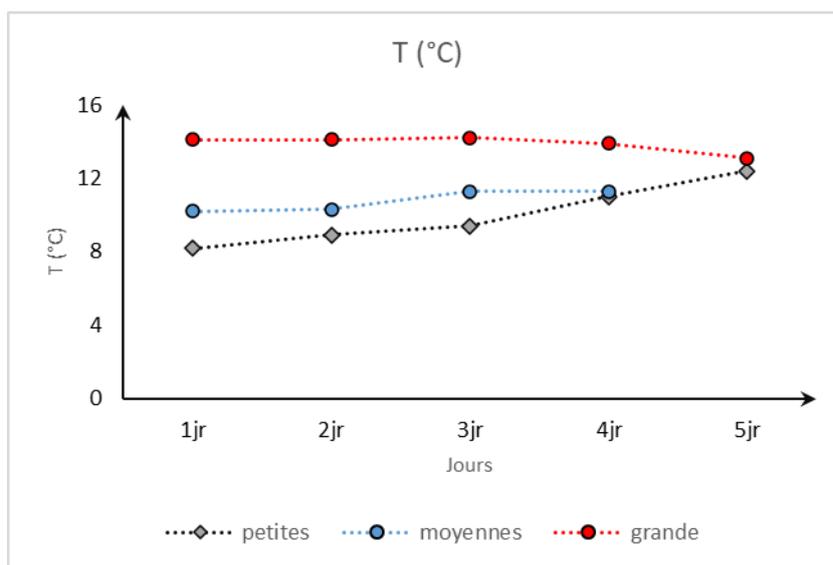


Figure 41 : Evolution temporelle de la température de l'eau superficielle pendant les crues

La température pendant toutes les crues étudiées a légèrement augmenté du premier au deuxième jour. Pendant la décrue la température a continué à augmenter lors des petites et moyennes crues jusqu'à une valeur maximale de 12.4 °C et de 11.3 °C respectivement. Au contraire, pour la grande crue, la température a diminué pour atteindre 13.1°C le cinquième jour.

➤ *Le pH (Fig.42):*

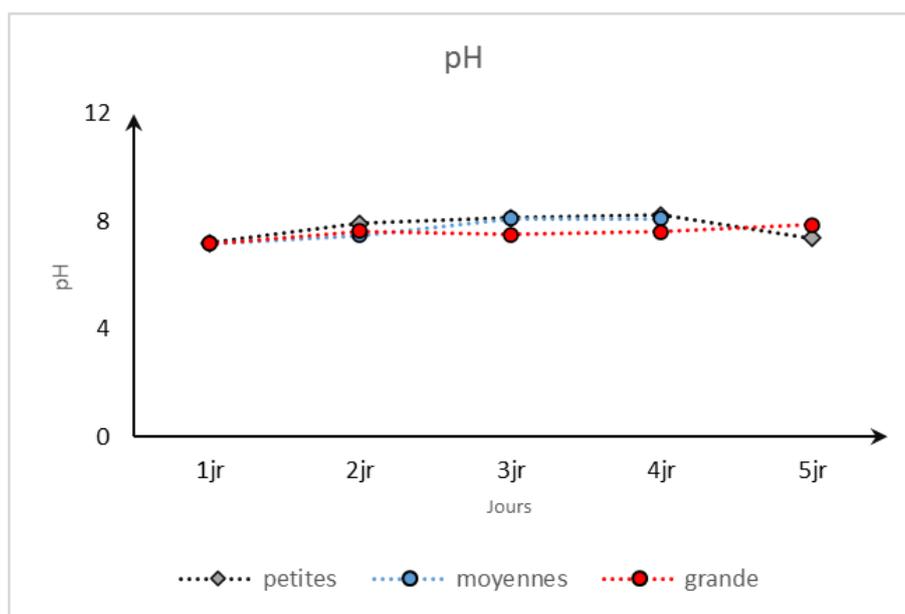


Figure 42 : Evolution temporelle du pH de l'eau superficielle pendant les crues

Il n'y a eu aucune variation significative du pH au fil du temps ou entre les trois types de crues.

➤ *La conductivité (Fig.43):*

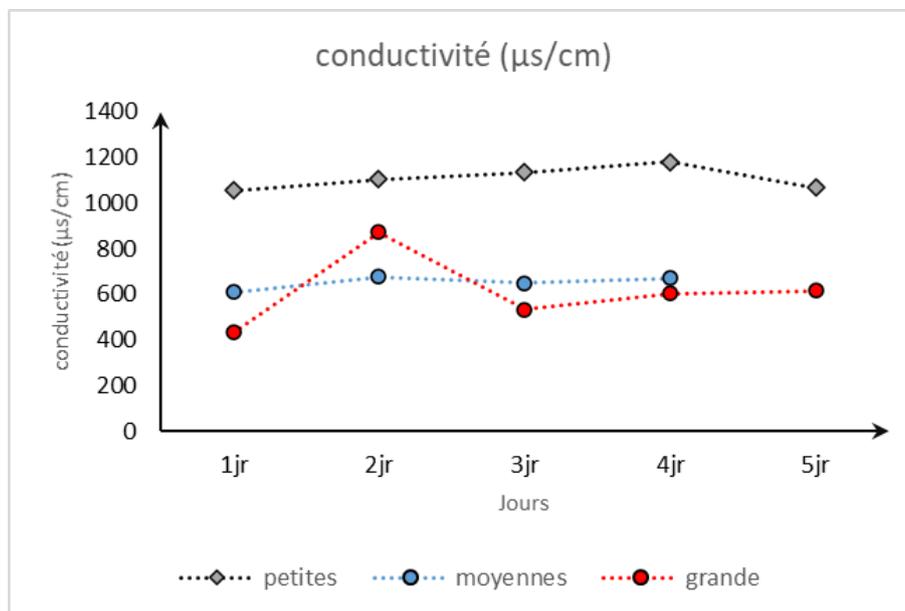


Figure 43 : Evolution temporelle de la conductivité électrique de l'eau superficielle pendant les crues

La conductivité a diminué avec l'intensité des crues, traduisant un effet direct de dilution en particulier lors de la grande crue qui a enregistré des valeurs de conductivité relativement plus faibles.

Aucune variation significative de conductivité n'a été enregistrée au fil du temps (crue et décrue) lors des petites et moyennes crues. Cependant, elle s'est multipliée par deux (873 µs/cm) le deuxième jour de la grande crue. Cette forte augmentation de la conductivité est liée à la libération d'ions accumulés dans le sol par les eaux de ruissèlement ou la remontée de la zone de saturation. Les valeurs de conductivité ont ensuite diminué pour le reste de la décrue.

➤ *Les chlorures (Fig.44):*

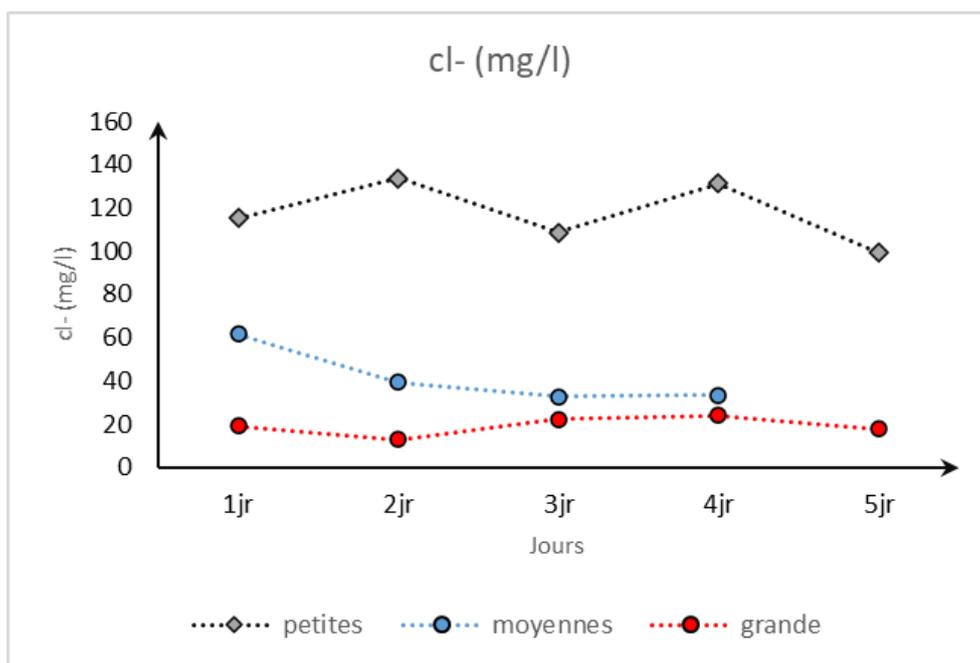


Figure 44 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau superficielle pendant les crues

Le chlorure en tant qu'élément conservateur traduit l'effet de la dilution par les eaux de crue sur la composition chimique des eaux. La grande crue était caractérisée par les plus faibles concentrations de chlorures par rapport aux autres crues, mettant en évidence le fort effet de dilution sur la composition chimique des eaux de surface lors de la grande crue.

Les chlorures ont diminué le deuxième jour (pic de la crue) durant les moyennes crues 39.2 mg/l et la grande crue 12.8 mg/l, à la suite d'une dilution relativement plus importante lors de la grande crue. Le contraire pour les petites crues, où les chlorures ont augmenté à 133.6 mg/l le deuxième jour, en réponse à une contribution des eaux de ruissellement probablement chargées de chlorure.

Les changements dans les concentrations de chlorure reflètent l'effet de la dilution sur la composition chimique des eaux de surface. Durant les petites crues, l'eau est chargée en nutriments, notamment de chlorures, ce qui justifierait l'augmentation des chlorures dans les premiers jours et leur diminution lorsque le débit se réduit.

Lors de la grande crue, la dilution justifie les variations dans les concentrations de chlorures. Celles-ci diminuaient lorsque le débit atteignait son maximum.

➤ *Composés Azotés(Fig.45):*

Il y a une grande influence de l'intensité des crues sur les composés azotés, ces derniers étant relativement faibles lors de la grande crue. Ceci confirme l'effet direct de la dilution sur la composition chimique de l'eau de surface pendant cette crue. En revanche, lors des petites crues, les concentrations des composés azotés sont élevées par rapport aux autres crues. Dans ce cas, les eaux de ruissellement chargées en nutriments peuvent être responsables de cette augmentation.

L'effet de dilution augmente lorsque le débit atteint son maximum (le pic de la crue). En revanche, les concentrations de composés azotés diminuent pendant le pic de moyenne et grande crue. Le nitrite et l'ammonium ont vu leurs concentrations diminuées pendant les moyennes crues jusqu'à une valeur minimale de 0.146 mg/l au troisième jour pour le nitrite. Et 0.302 mg/l le quatrième jour pour l'ammonium. Lors de la grande crue, les concentrations de nitrite et d'ammonium ont fortement chuté le deuxième jour en raison d'une dilution (de 0.136 mg/l à 0.036 mg/l pour le nitrite, et de 0.554 mg/l à 0.122 mg/l pour l'ammonium).

Cependant, lors des petites crues où l'effet de dilution est presque absent, le nitrite et l'ammonium ont augmenté avec le temps en raison de l'apport d'une quantité importante de nutriments par les eaux de ruissèlements.

Le nitrate a légèrement diminué dans l'eau de surface du premier jour au deuxième jour de toutes les crues (de 5.18 mg/l à 5.17 lors des petites crues, de 4.41 mg/l à 4.02 mg/l lors des moyennes crues, et de 2.47 mg/l à 2.32 mg/l lors de la grande crue). Cette diminution pendant les moyennes crues et la grande crue est liée à une dilution avec des débits très élevés.

Une fois le débit stabilisé pendant la décrue, le nitrate a augmenté lorsque l'effet de dilution était dissipé pendant les moyennes crues (maximum de 5.55 mg/l) et la grande crue (maximum de 3.85 mg/l). Il en va de même pour le nitrite et l'ammonium.

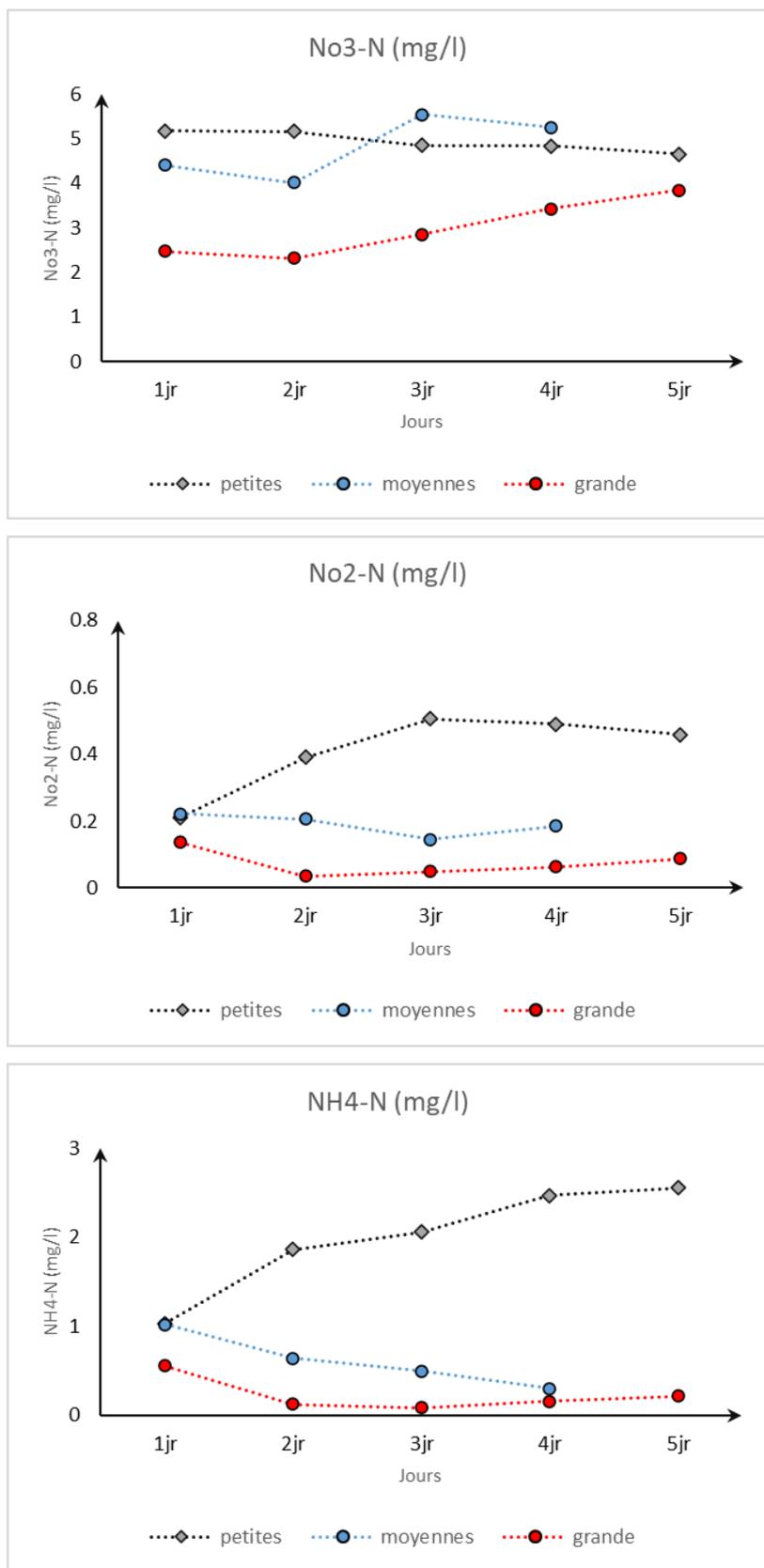


Figure 45 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau superficielle pendant les crues

6.2.3. Evolution temporelle des paramètres physico-chimiques dans l'eau de la zone hyporhéique

➤ L'oxygène dissous (Fig.46) :

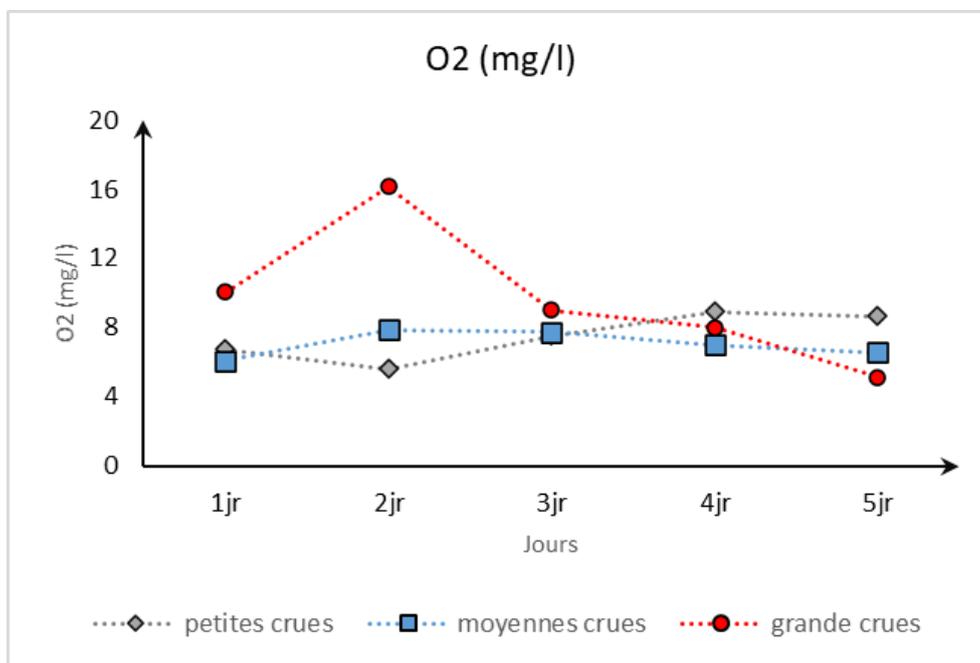


Figure 46 : Evolution temporelle de l'oxygène dissous dans l'eau hyporhéique pendant les crues

L'analyse de la figure 46 montre une diminution de l'oxygène de 6.75 ± 1.19 mg/l enregistré le premier jour des petites crues à 5.62 ± 2.90 mg/l le deuxième jour en raison des activités biogéochimiques ($P=0.227$). En revanche, il a augmenté pendant la décrue jusqu'à une moyenne maximale de 8.91 ± 2.59 mg/l le quatrième jour ($P=0.341$).

L'oxygène a augmenté ($P=0.119$) au deuxième jour des crues moyennes et de la grande crue (7.89 ± 3.10 mg/l et 16.16 ± 3.56 mg/l respectivement). Cette augmentation de l'oxygène est liée à l'infiltration des eaux de surface riches en oxygène lorsque le débit est augmenté, et peut créer des conditions favorables à la nitrification. Ensuite, l'oxygène a diminué pendant la décrue pour les deux groupes de crues.

➤ *La température (Fig.47) :*

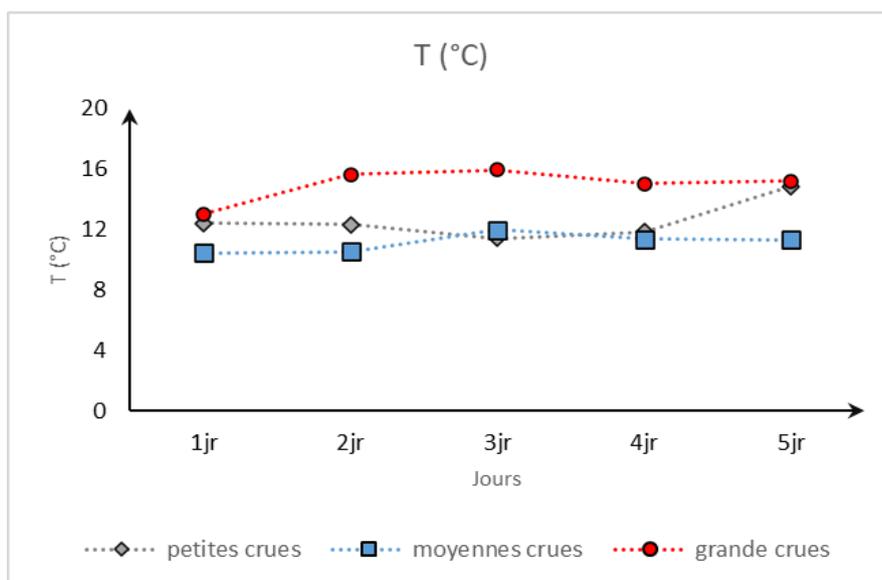


Figure 47 : Evolution temporelle de la température dans l'eau hyporhéique pendant les crues

La température n'a pas montré de différences significatives d'un jour à l'autre lors des petites crues ($P= 0.774$) et des moyennes crues ($P=0.819$), alors qu'elle a considérablement varié pendant la grande crue ($p<0.05$). Elle est passée de 13 °C le premier jour à $15.62 \pm 0.28\text{ °C}$ en moyenne le deuxième jour. Cette augmentation pendant le pic de crue est probablement liée à l'influence des eaux de surface. Par la suite, la température a fluctué entre $15.95 \pm 0.52\text{ °C}$ et $15.17 \pm 1.12\text{ °C}$ pendant la décrue ($P=0.431$).

➤ *Le pH (Fig.48) :*

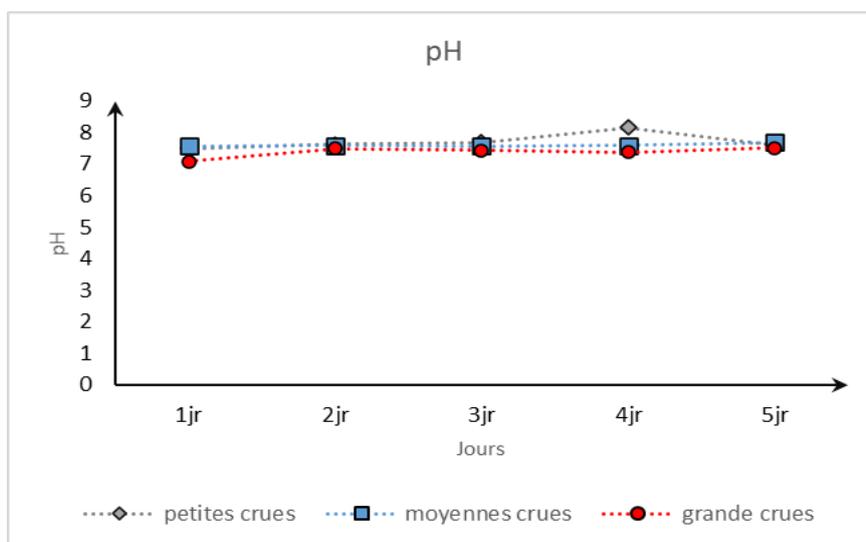


Figure 48 : Evolution temporelle du pH dans l'eau hyporhéique pendant les crues

Le pH n'a enregistré aucune différence significative à l'échelle temporelle, ni de différences entre les trois types de crue.

La conductivité (Fig.49) :

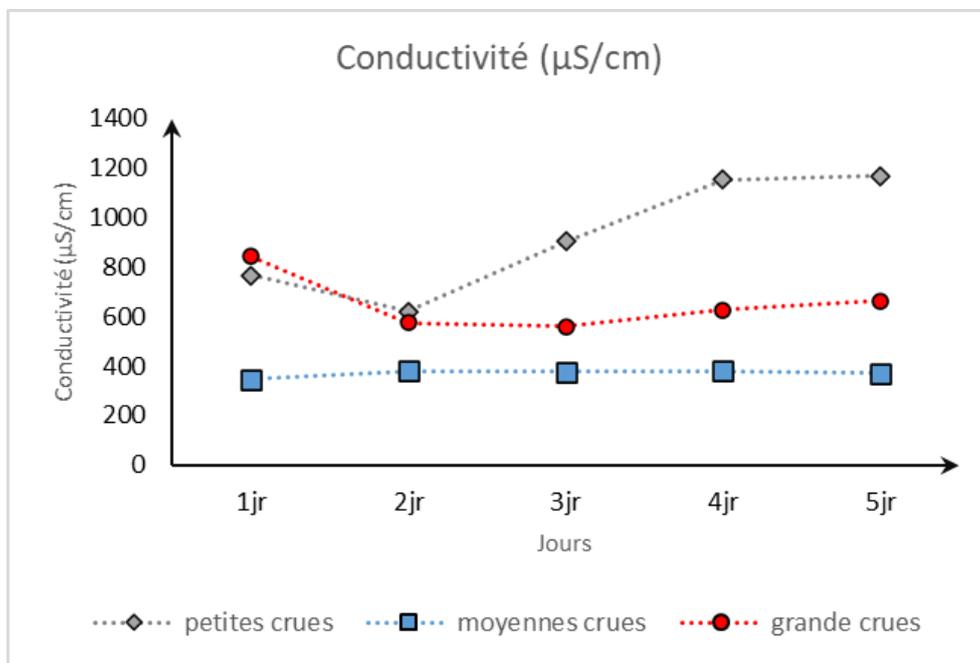


Figure 49 : Evolution temporelle de la conductivité électrique dans l'eau hyporhéique pendant les crues

Les teneurs de la conductivité électrique les plus faibles ont été enregistrées lors des moyennes crues, qui, contrairement aux petites crues et à la grande crue, peuvent sembler moins affectées par les eaux de surface.

La conductivité électrique a diminué de manière significative à $620.72 \pm 520.71 \mu\text{s/cm}$ au deuxième jour des petites crues. Puis elle a augmenté pendant la décrue jusqu'à $1169.81 \pm 79.49 \mu\text{s/cm}$ le cinquième jour ($P=0$).

La même chose s'est produite lors de la grande crue, où la conductivité électrique a considérablement diminué à une moyenne de $576.0 \pm 58.1 \mu\text{s/cm}$ le deuxième jour ($P=0.003$) en raison d'une dilution. Après que le débit a diminué pendant la décrue, la conductivité a augmenté pour atteindre une moyenne de $662.3 \pm 25.2 \mu\text{s/cm}$ au cinquième jour ($p=0$).

➤ Les chlorures (Fig.50)

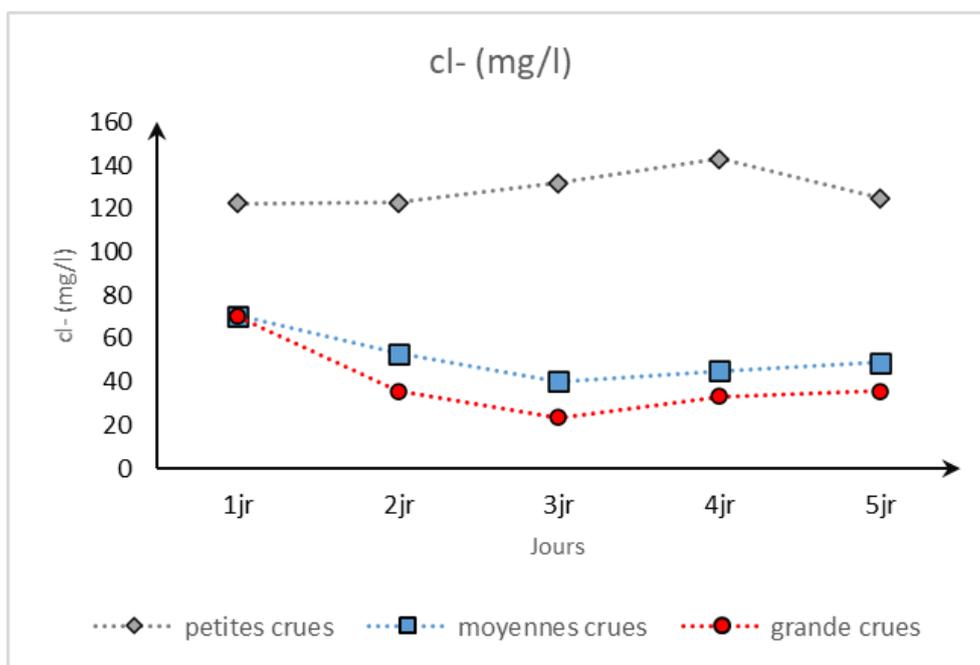


Figure 50 : Evolution temporelle des chlorures dans l'eau hyporhéique pendant les crues

Au niveau de la zone hyporhéique, les chlorures ont été influencés par l'intensité de la crue, les concentrations les plus faibles étant enregistrées lors des moyennes crues et la grande crue. Ceci est lié à l'influence des eaux de surface, reflétant un effet indirect de dilution sur les chlorures dans la zone hyporhéique durant cette période.

Lors des moyennes crues et la grande crue, les chlorures ont diminué de manière significative avec le temps, atteignant la moyenne minimale au début de la décrue (troisième jour) (40.06 ± 10.81 mg/l pendant les moyennes crues $P=0.026$; et 23.6 ± 3.07 mg/l pendant la grande crue $P=0$). Cette diminution indique une forte contribution des eaux de surfaces moins chargées en chlorures. Ces derniers ont ensuite augmenté pour le reste des crues ($P=0.001$).

Ces résultats de chlorures montrent une grande influence des eaux de surface sur la composition chimique de la zone hyporhéique, ce qui nous porte à croire que les eaux de surface provoquent une dilution dans l'eau hyporhéique pendant la grande et les moyennes crues. Cependant, lors des petites crues, les eaux de surface peuvent fournir des quantités assez importantes de nutriments pour la communauté microbienne dans les sédiments. Ces résultats nous aideront à souligner l'effet indirect de la crue sur les processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique.

➤ *Composés Azotés (Fig.51) :*

D'après les résultats obtenus, on déduit que les composés azotés sont fortement influencés par l'intensité des crues. Les plus faibles concentrations de nitrites et d'ammonium ont été enregistrées lors des moyennes crues et la grande crue, indiquant une influence directe des eaux de surface sur la composition chimique, dont l'effet de dilution affecte également la zone hyporhéique.

Le nitrate, en revanche, n'a montré aucune différence significative entre les moyennes et les petites crues, ce qui nous laisse penser que le nitrate est moins influencé par la dilution lors des moyennes crues. En effet, il est probable que le processus de nitrification soit responsable de cette stabilité face à l'effet de dilution. Par contre, pendant la grande crue, le nitrate a enregistré la moyenne la plus élevée de toutes les crues (6.00 ± 1.69 mg/l le premier jour) et a diminué au troisième jour pour atteindre la moyenne minimale de toutes les crues (2.32 ± 0.75 mg/l) ($p < 0.05$). Cette baisse coïncide toujours avec le pic de crue et confirme l'effet de dilution sur les nitrates. Il est également possible que la dénitrification ou la DNRA aient été responsables de la diminution du nitrate, en particulier au début de la décrue (troisième jour).

À l'échelle temporelle, les concentrations de nitrite et d'ammonium ont augmenté avec le temps lors des petites crues, atteignant les moyennes maximales au quatrième jour (0.48 ± 0.10 mg/l pour le nitrite et 2.15 ± 0.57 mg/l pour l'ammonium), ce qui est probablement lié aux activités microbiennes.

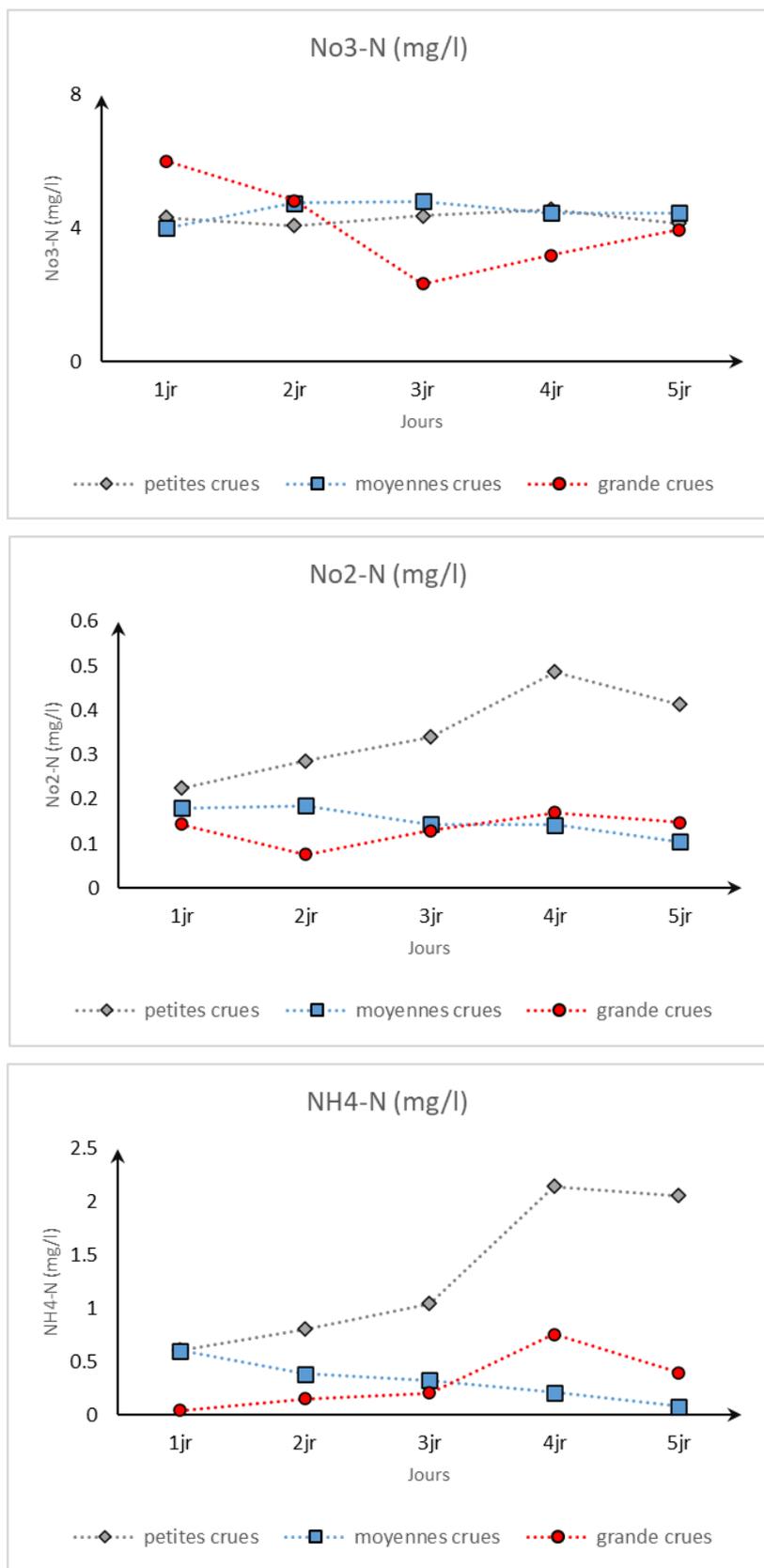


Figure 51 : Evolution temporelle des nitrates, nitrites et ammonium dans l'eau hyporhéique pendant les crues

Pendant les moyennes crues, le nitrite et l'ammonium ont significativement diminué au fil du temps jusqu'à une moyenne de 0.10 ± 0.06 mg/l enregistrée au cinquième jour pour le nitrite, suite à une nitratisation ($P=0.173$) et une moyenne de 0.08 ± 0.059 mg/l également enregistrée au cinquième jour pour l'ammonium ($P=0$). La diminution de l'ammonium au cours du deuxième jour des moyennes crues peut-être liée à une nitrification (confirmée par l'augmentation des nitrates). La nitrification est parfois incomplète, s'arrêtant au nitrite comme produit final (nitritation) et justifiant ainsi la légère augmentation des nitrites le deuxième jour. Le nitrite a été considérablement réduit le deuxième jour de la grande crue, avec un minimum moyen de 0.07 ± 0.02 mg/l ($P=0.176$) en raison d'une dilution par les eaux de surface. En revanche, l'ammonium a été moins affecté par la dilution pendant cette période, augmentant avec le temps ($P=0.019$) pour atteindre une moyenne maximale de 0.75 ± 0.83 mg/l en raison d'une ammonification.

6.2.4. Impact des crues sur la distribution verticale des paramètres physicochimiques

➤ L'oxygène dissous (Fig.52) :

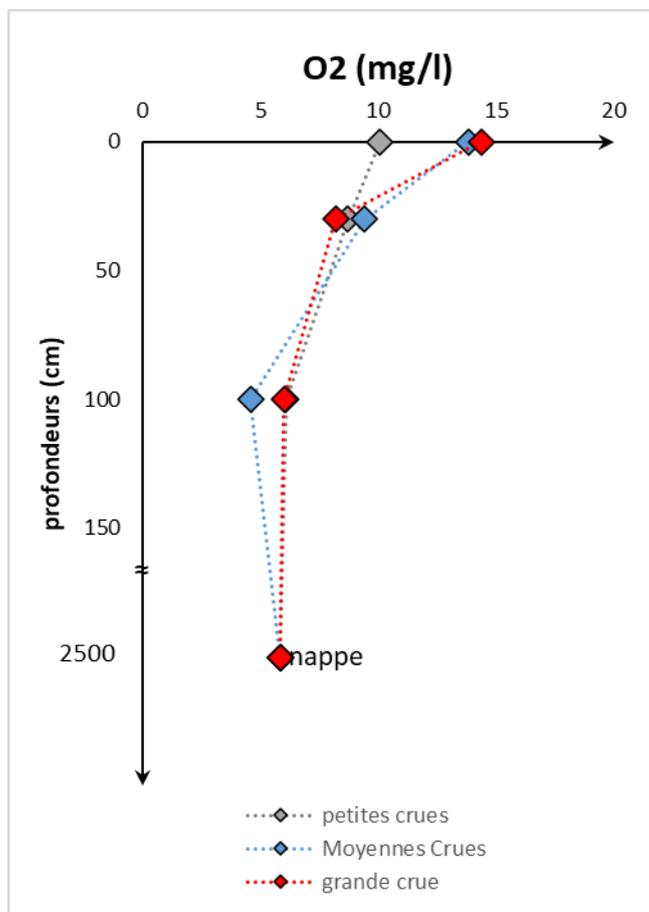


Figure 52 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de l'oxygène dissous

L'oxygène a diminué de manière significative en profondeur quelque soit l'intensité de la crue ($p=0$), passant de 9.42 ± 2.05 mg/l à 30 cm à 4.59 ± 2.14 mg/l à 100 cm de profondeur. Dans la nappe, de faibles teneurs en oxygène (5.850 mg/l) ont été enregistrées.

La réduction des teneurs d'oxygène dans la zone hyporhéique est causée par les processus biogéochimiques où l'oxygène est consommé par les bactéries.

➤ *La température (Fig.53) :*

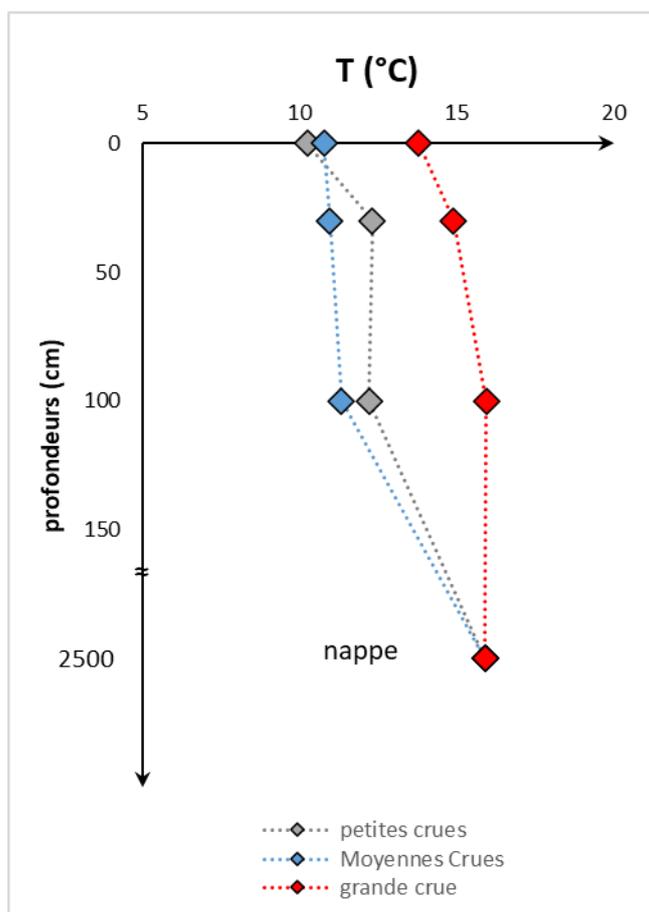


Figure 53 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de la température

Lors des petites crues, les températures des eaux de surface étaient plus fraîches que les eaux souterraines et hyporhéiques avec une moyenne de 10.25 ± 1.83 °C. Ces températures plus basses sont justifiées par l'influence des températures froides de l'air durant cette période (décembre et février). Des températures plus élevées dans la zone hyporhéique ont été notées à 30 cm et à 100 cm avec respectivement des moyennes de 12.32 ± 1.96 °C et 12.21 ± 1.78 °C. La température dans la nappe était de 15.90 °C ($p < 0.05$).

Aucune différence de température n'a été enregistrée entre 30 cm et 100 cm de profondeur lors des petites et moyennes crues, par contre une augmentation jusqu'à 14.91 ± 1.06 °C à 30 cm et une moyenne de 15.95 ± 0.37 °C à 100 cm pendant la grande crue.

➤ *Le pH (Fig.54) :*

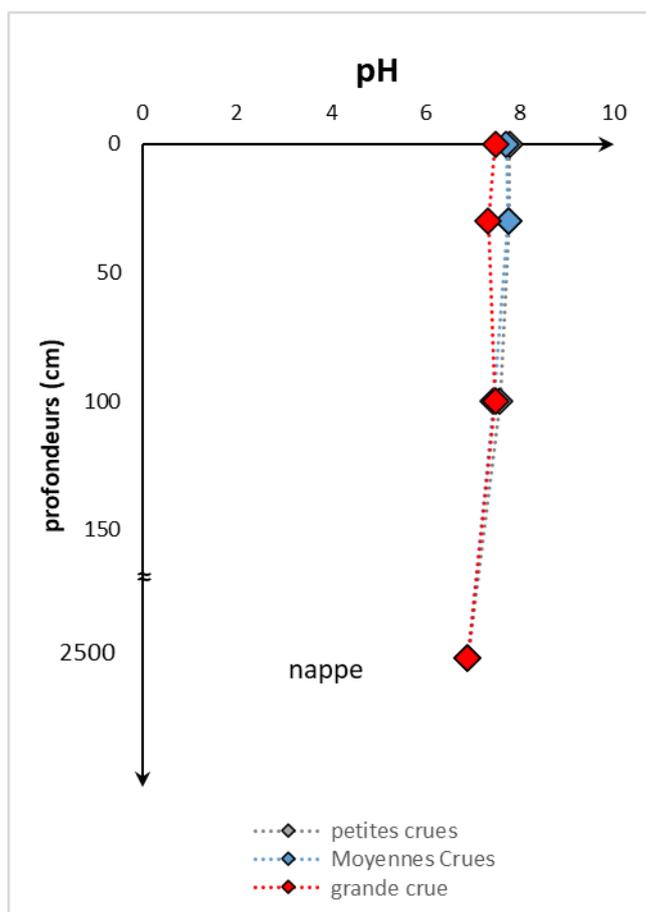


Figure 54 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale du pH

Le pH n'a pas changé de manière significative en profondeur quelque soit le type de crue . Aucune différence entre l'eau de surface et la profondeur de 30 cm n'a été enregistrée lors des petites et moyennes crues, L'eau de la nappe était caractérisée par des valeurs de pH relativement faibles que celles de l'eau hyporhéique et de l'eau de surface.

➤ *La conductivité électrique (Fig.55) :*

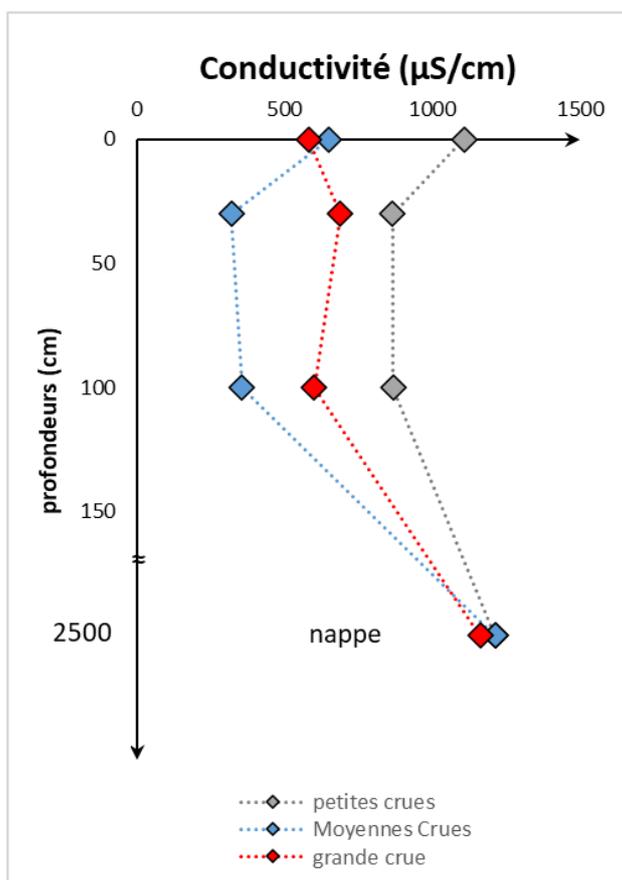


Figure 55 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale de la conductivité électrique

La conductivité électrique était plus élevée dans les eaux de surface que dans les eaux hyporhéiques lors des petites et moyennes crues. Cependant, lors de la grande crue, les valeurs de conductivité ont augmenté à $581.8 \pm 175.2 \mu\text{S/cm}$ dans les eaux de surface et à $688.8 \pm 132.4 \mu\text{S/cm}$ à 30 cm de profondeur. Ces faibles valeurs dans l'eau de surface reflètent un effet de dilution pendant la grande crue.

durant ces événements de crue, il n'y avait pas de différence significative entre les deux profondeurs de la zone hyporhéique. La nappe était caractérisée par des valeurs de conductivité électrique relativement plus élevées.

➤ *Les chlorures (Fig.56) :*

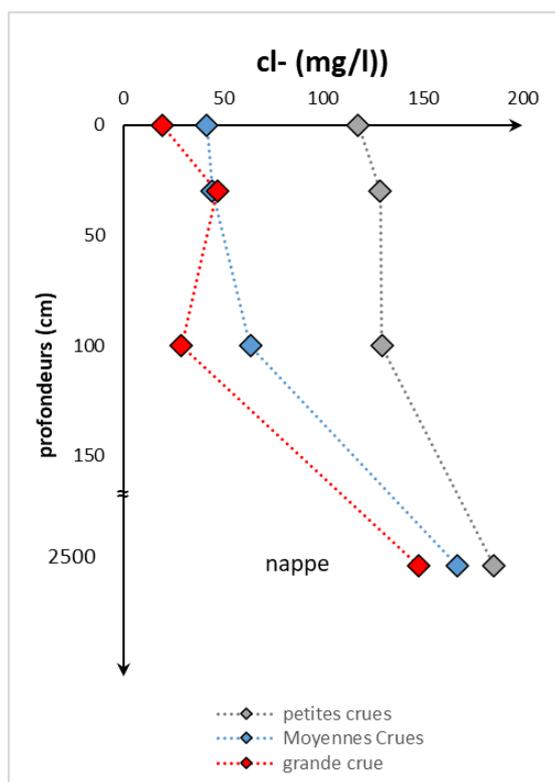


Figure 56 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale des chlorures

Lors des petites crues, les concentrations de chlorures ont légèrement augmenté en profondeur, allant de 117.6 ± 13.13 mg/l dans les eaux de surface à une moyenne de 128.64 ± 16.68 mg/l à 30 cm de profondeur. Durant les moyennes crues, les chlorures n'ont pas enregistré de différences significatives entre les eaux de surface et l'eau hyporhéique à 30 cm de profondeur (avec respectivement une moyenne de 41.8 ± 3.08 mg/l et de 44.34 ± 12.34 mg/l). Les concentrations de chlorures ont ensuite augmenté à une moyenne de 63.43 ± 30.14 mg/l à 100 cm, indiquant une faible influence des eaux de surface (une faible dilution) à cette profondeur par rapport à la profondeur de 30cm. Les eaux de la nappe ont enregistré de fortes concentrations de chlorures (167.3 mg/l ; $p=0$).

Pendant la grande crue, les chlorures ont beaucoup varié en profondeur ($p=0$). La moyenne la plus faible était enregistrée dans les eaux de surface (19.2 ± 3.2 mg/l) en raison d'une dilution causée par les forts débits. Ensuite, les concentrations ont augmenté dans la zone hyporhéique à 30 cm de profondeur avec une moyenne de 46.8 ± 18.84 mg/l, puis ont diminué à 100 cm avec une moyenne de 28.9 ± 6.99 mg/l. Les eaux de la nappe étaient très chargées de chlorures avec une moyenne de 148 mg/l.

6.2.5. Impact des crues sur la distribution verticale des composés azotés

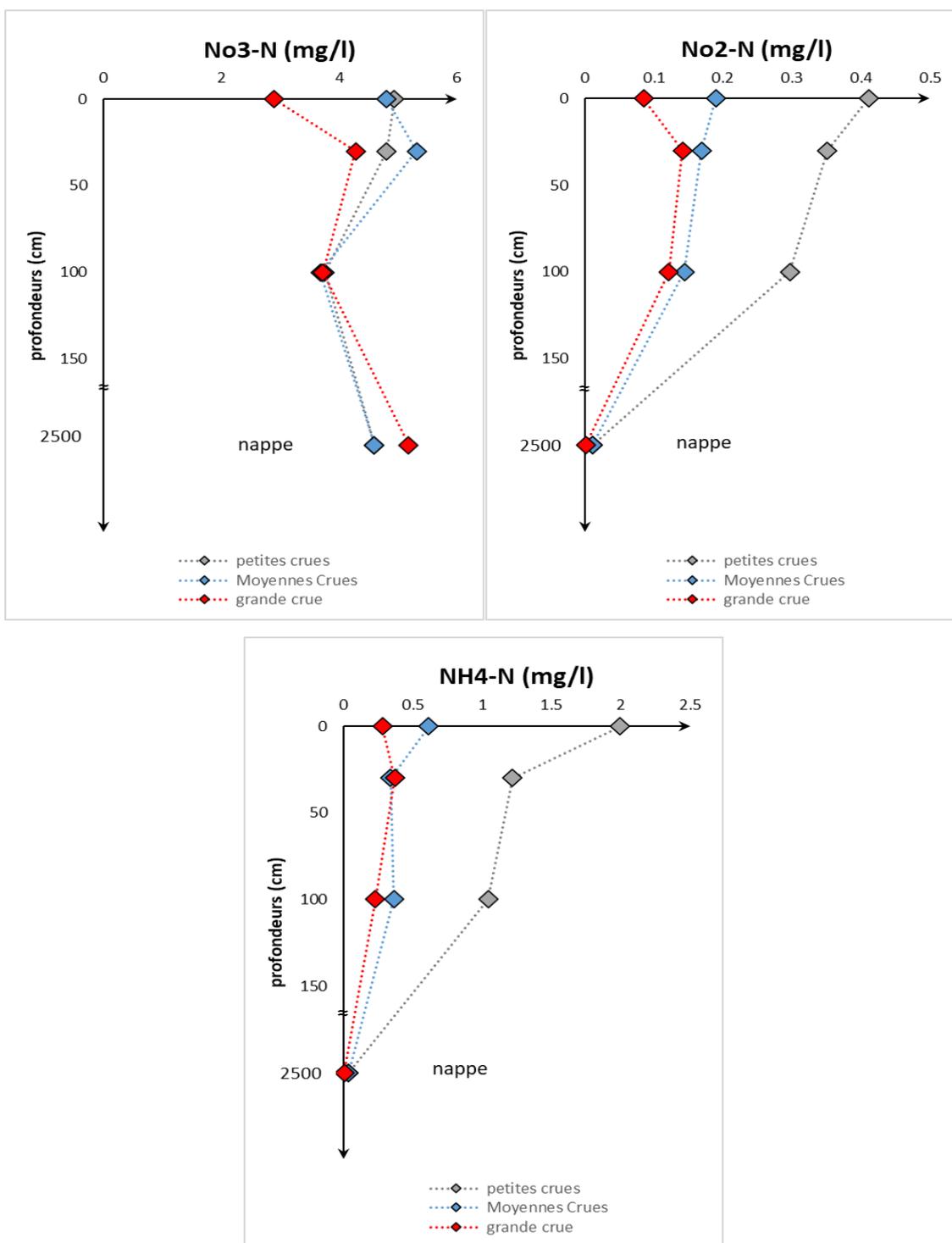


Figure 57 : Impact de l'intensité des crues sur la distribution verticale du nitrate, du nitrite et d'ammonium

Pendant les petites crues, les concentrations de nitrate ont diminué de manière significative jusqu'à 3.754 ± 1.286 mg/l à 100 cm de profondeur, traduisant une dénitrification à cette

profondeur ($p=0$). En revanche, lors des moyennes crues, le nitrate a augmenté de 4.80 ± 0.71 mg/l dans les eaux de surface pour atteindre une moyenne de 5.32 ± 0.80 mg/l à 30 cm de profondeur, en raison d'une nitrification, puis a chuté à une moyenne de 3.68 ± 1.24 mg/l à 100 cm de profondeur, parallèlement avec une diminution de l'oxygène indiquant une dénitrification. Pendant la grande crue, le nitrate a enregistré la moyenne la plus faible dans les eaux de surface (2.89 ± 0.61 mg/l), traduisant une dilution, pour augmenter à une moyenne de 4.28 ± 2.30 mg/l à 30 cm de profondeur de la zone hyporhéique et indique une nitrification.

Le nitrite a diminué en profondeur dans la zone hyporhéique lors des petites crues (jusqu'à 0.296 ± 0.192 mg/l à 100 cm, $p=0.092$) et des moyennes crues (jusqu'à 0.14 ± 0.10 mg/l à 100 cm, $P=0.210$) éventuellement à cause d'une nitrification. Pendant la grande crue, la concentration des nitrites a diminué dans les eaux de surface a été influencé par suite d'une dilution, puis a augmenté à 30cm de profondeur et a atteint une moyenne de 0.21 ± 0.26 mg/l à 100 cm de profondeur ($P=0.338$) en raison d'une nitrification incomplète ou nitrification. La nappe maintenait de très faibles teneurs de nitrite quelque soit le type de crue.

Les teneurs moyennes en ammonium lors des petites crues ont montré une distribution similaire à celles des nitrites. L'ammonium a considérablement diminué en profondeur jusqu'à atteindre 1.044 ± 0.83 mg/l à 100 cm ($p=0.069$), et a continué à chuter jusqu'à la nappe (0.036 mg/l). Pendant les moyennes crues, l'ammonium a diminué à une moyenne de 0.33 ± 0.31 mg/l à 30 cm, reflétant une nitrification, puis a légèrement augmenté à la profondeur de 100 cm avec une moyenne de 0.36 ± 0.33 mg/l ($P=0.307$). L'augmentation du nitrate à la profondeur de 30 cm lors des moyennes crues en même temps qu'une diminution de l'ammonium et du nitrite indique une nitrification, par contre la diminution du nitrate et du nitrite à 100 cm en parallèle avec une légère augmentation de l'ammonium indique une réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium

Pendant la grande crue, l'ammonium a augmenté dans la zone hyporhéique pour atteindre une moyenne maximale de 0.36 ± 0.56 mg/l à 30 cm de profondeur, indiquant une ammonification, puis a diminué à 100 cm avec une moyenne de 0.22 ± 0.11 mg/l témoignant d'une nitrification ($P=0.771$). Comme le nitrite, l'ammonium a enregistré des valeurs très faibles dans la nappe lors de toutes les crues.

Les résultats de la distribution verticale ont montré une influence importante de la dilution sur les composés azotés dans l'eau de surface, notamment lors de la grande crue.

6.2.6. Effet des facteurs environnementaux sur les processus biogéochimiques pendant les crues

Effet de la géomorphologie sur les composés azotés

Les zones d'infiltration (Downwelling) et les zones d'exfiltration (Upwelling) sont déterminées à l'aide du VHG. Cette partie mettra l'accent sur le rôle de ces zones dans les processus biogéochimiques qui se produisent dans la zone hyporhéique en situation de crues.

La comparaison des résultats obtenus révèle des différences significatives dans la composition chimique de la zone hyporhéique entre les « Upwelling » et les « Downwelling » pendant les crues.

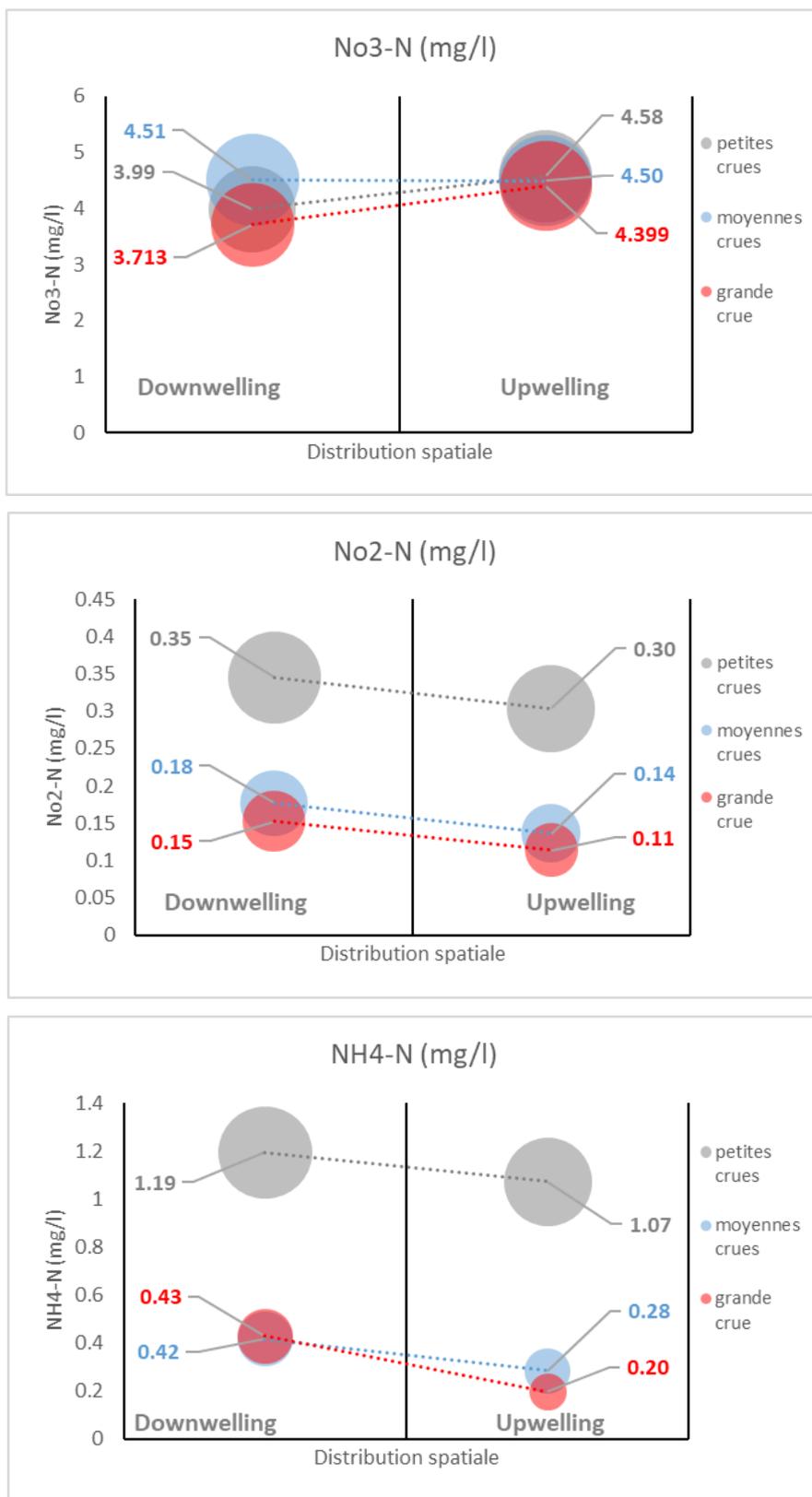


Figure 58 : Distribution spatiale du nitrate, du nitrite et d'ammonium pendant les crues. Les tailles des cercles sont proportionnelles aux concentrations de chaque paramètre. Les grands cercles représentent les valeurs maximales.

Pendant la grande crue, la zone «Upwelling» était plus chargée en nitrate avec une moyenne de 4.39 ± 1.63 mg/l, comparée à la zone « Downwelling » (3.71 ± 2.09 mg/l) ($P=0.424$). La même chose lors des petites crues, la zone « Upwelling » était plus chargée en nitrate avec une moyenne de 4.57 ± 0.74 mg/l par rapport aux « Downwelling » (3.99 ± 1.38 mg/l) ($p<0.05$). Il est possible que cette différence entre les deux zones soit liée à une nitrification au niveau des zones. Quant aux moyennes crues, le nitrate n'a pas changé entre les deux zones ($P=0.985$).

Le nitrite semble plus affecté par la dilution des eaux de surface pendant la grande crue, enregistrant une moyenne relativement plus faible (0.11 ± 0.04 mg/l) au niveau des zones d'infiltration. En revanche, il s'est multiplié par 2 dans la zone « Upwelling » pour atteindre une moyenne de 0.22 ± 0.22 mg/l ($P=0.138$). Inversement pour les moyennes crues, où il est probable qu'une nitritation ou une réduction dissimilatrice relativement plus élevée au niveau des zones d'infiltrations « Downwelling » soient responsables des moyennes plus élevées de nitrites (0.17 ± 0.11 mg/l), par rapport aux zones d'exfiltration « Upwelling » avec une moyenne de 0.13 ± 0.06 mg/l ($p<0.05$). Lors des petites crues, le nitrite n'a pas changé de manière significative entre les deux zones ($P=0.263$).

L'ammonium a également été affecté par la dilution au niveau des zones d'infiltration (0.19 ± 0.14 mg/l) lors de la grande crue. En revanche, lors des moyennes crues, les zones d'infiltration « downwelling » étaient plus chargées en ammonium avec une moyenne de 0.41 ± 0.37 mg/l, comparées aux zones « Upwelling » d'une moyenne de 0.28 ± 0.25 mg/l, ce qui indique une forte réduction dissimilatrice au niveau des zones d'infiltration « downwelling », parallèlement à l'augmentation des nitrites ($p<0.05$). L'ammonium n'a pas changé de manière significative entre les deux zones lors des petites crues ($P=0.495$).

Effet des changements dans la composition granulométrique des sédiments sur les processus biogéochimiques pendant les crues

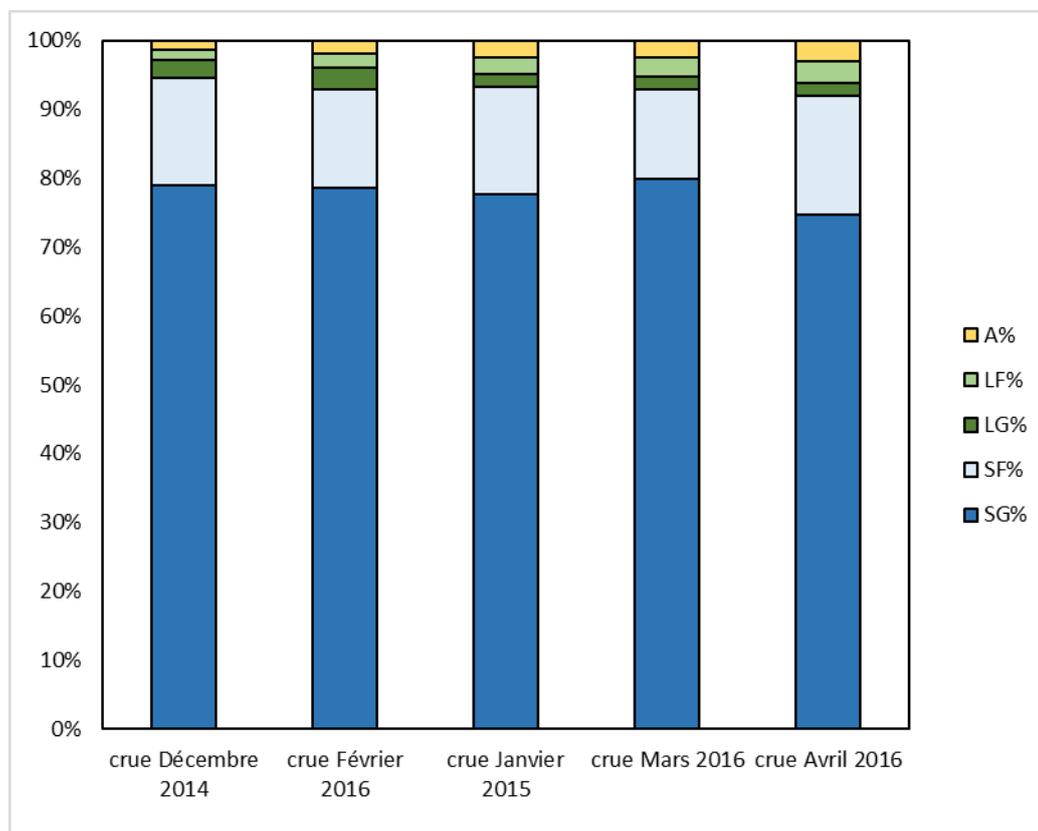


Figure 59 : Répartition temporelle des fractions granulométriques lors des crues

Les crues ont directement affecté la composition granulométrique des sédiments. La fraction dominante pendant les crues était le sable, en particulier grossier. Cependant il y a une diminution significative ($p=0$) des teneurs en sable grossier lors des crues ($77.76\% \pm 2.62$) par rapport aux étiages ($91.7\% \pm 3.71$).

Les particules fines ont parallèlement augmenté avec l'intensité des crues. Lors des petites crues, l'argile et le limon fin ont enregistré des moyennes comprises entre $1.43 \pm 0.41\%$ et $1.94 \pm 0.27\%$ pour l'argile et entre $1.53 \pm 1.27\%$ et $2.14 \pm 0.83\%$ pour le limon fin. En revanche, ces particules fines ont enregistré les moyennes les plus élevées pendant la grande crue ($3.06 \pm 0.20\%$ pour l'argile et $3.22 \pm 0.25\%$ pour le limon fin). Lors des moyennes crues, le pourcentage d'argile variait entre $2.42 \pm 0.19\%$ et $2.55 \pm 0.26\%$, et le limon fin entre $2.44 \pm 0.77\%$ et $2.67 \pm 0.35\%$ (Fig.59). Ces changements dans la composition granulométrique avaient une influence sur le taux d'oxygène dans la zone hyporhéique, et le taux de nitrification a donc augmenté lors

des petites et des moyennes crues. Ceci justifie les taux de nitrates relativement élevés pendant ces deux groupes de crues, notamment dans les couches supérieures (30 cm).

En revanche, l'augmentation des particules fines, en particulier pendant la grande crue, a directement affecté la conductivité hydraulique, réduisant ainsi le taux d'oxygène et le temps de résidence des nutriments.

Effet de la conductivité hydraulique sur les échanges hydrauliques pendant les crues

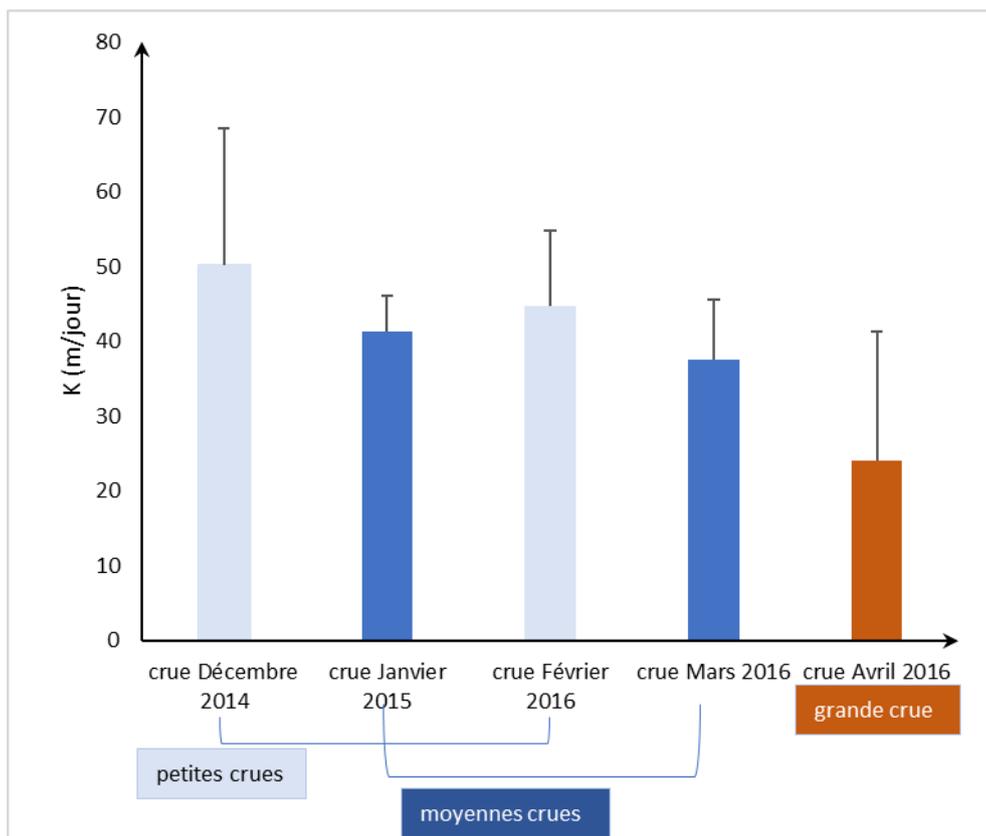


Figure 60 : Variations temporelles de la conductivité hydraulique lors des crues

La conductivité hydraulique a enregistré les valeurs les plus élevées pendant les petites crues avec une moyenne de 50.16 ± 18.35 m/jour en décembre 2014 et de 44.75 ± 10.10 m/jour en février 2016 (Fig.60).

Cependant, K a diminué lors des moyennes crues avec moyennement 41.33 ± 4.82 m/jour en janvier 2015 et 37.49 ± 8.10 m/jour en mars 2016 (Fig.60).

Pendant la grande crue, la conductivité hydraulique a enregistré les plus faibles valeurs avec une moyenne de 24.05 ± 17.29 m/jour (Fig.60). Ces valeurs inférieures de conductivité hydraulique sont justifiées par les changements dans la composition granulométrique. Selon la figure 59, le substrat était plus riche en argile ($p=0$) et en limon fin ($p=0.007$) lors de la grande

crue, comparé aux autres crues, ce qui explique la diminution de la conductivité. La diminution de K pourrait affecter le temps de résidence des nutriments dans la zone hyporhéique et l'oxygène, ce qui pourrait altérer les processus géochimiques dans la zone hyporhéique.

6.2.7. L'analyse en composantes principales (ACP)

Afin de synthétiser les résultats obtenus, nous avons effectué un test ACP sur les données collectées dans la zone hyporhéique pendant les crues, soit 200 relevés et 9 variables physico-chimiques.

Les deux premières composantes principales expliquent 55% de la variance dont 35.3% dans le premier axe (PC1) et 18.9% dans le deuxième axe (PC2) et la contribution de chaque variable aux composantes principales.

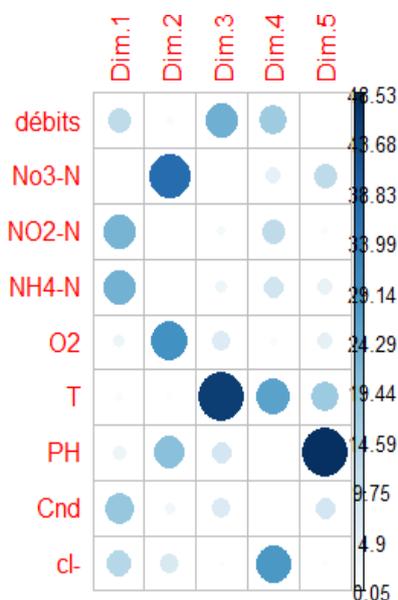


Figure 61 : Contribution des variables aux axes

La figure 61 montre la contribution des variables aux axes PC1 et PC2. Dans le premier axe, PC1, qui expliquait 35.3%, l'ammonium (71.76%), le nitrite (70.41%), la conductivité (54.87%) (corrélation positive) et les débits (56.62%) (corrélation négative) pèsent fortement sur cet axe. Cet axe peut être considéré comme un gradient de dilution.

Le deuxième axe, PC2, expliquait 18.9% de la variance totale et était positivement corrélé au nitrate (63.28%) et à l'oxygène (52.54%), reflétant un gradient de nitrification.

Les échantillons de la grande crue s'opposent dans l'axe 1 aux échantillons des petites crues. Ces derniers sont bien tirés à droite de l'axe 1 (Fig.62) avec de forts taux d'ammonium et de nitrite (Fig.62), contrairement aux échantillons associés à la grande crue et qui sont tirés à

gauche de l'axe 1 par de forts débits avec de faibles teneurs en ammonium et en nitrite et. Cette répartition indique l'effet significatif de la dilution sur la composition chimique de l'eau hyporhéique lors de la grande crue.

Sur l'axe 2, les échantillons des moyennes crues sont bien répartis. Ils sont tirés vers le haut de l'axe avec des taux élevés d'oxygène et de nitrate, à l'opposé des échantillons des petites crues. Cela indique soit une nitrification plus importante lorsque le débit augmente, soit un apport de nitrate par les eaux de ruissellement.

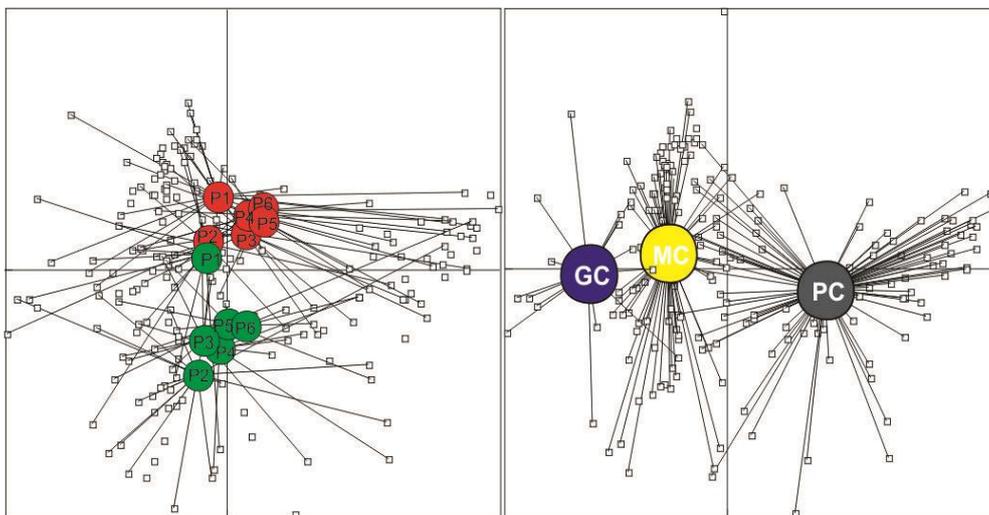


Figure 62 : ACP globale. Projection des relevés dans le plan F1-F2, montrant les trois groupes de crues

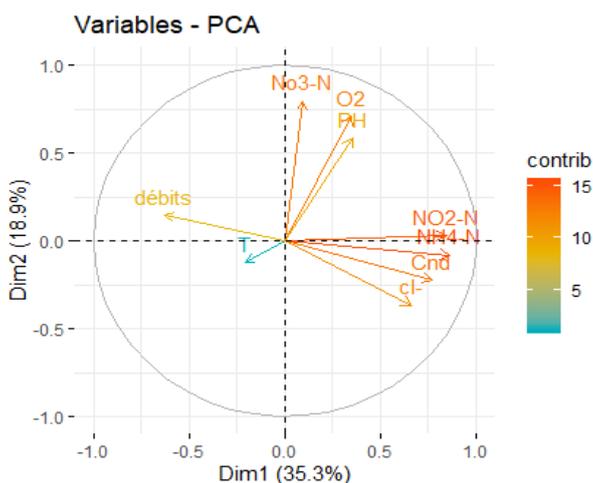


Figure 63 : Cercle de corrélation

6.3.Discussion

L'impact des crues sur la composition chimique des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines dépend de plusieurs facteurs tels que l'intensité des crues (le débit, la vitesse du courant), la quantité des nutriments entrant dans le cours d'eau par les eaux de ruissellement, le changement dans la morphologie du cours d'eau, dans la composition granulométrique et la conductivité hydraulique des sédiments. Par conséquent, les processus biogéochimiques qui se déroulent dans la zone hyporhéique sont influencés par ces facteurs.

Les crues se manifestent différemment selon leur intensité. Les coefficients de corrélation entre le débit et les paramètres physico-chimiques dans l'eau de surface (Fig.64) ont montré une forte corrélation négative pour le nitrate ($R = -0.862$, $P = 0$), le nitrite ($R = -0.777$, $P < 0.05$) et l'ammonium ($R = -0.721$, $P < 0.05$). Ces résultats illustrent l'impact de l'augmentation du débit sur la composition chimique des eaux de surface, où la diminution des concentrations de paramètres chimiques est directement liée à une dilution (confirmée par la diminution des chlorures). En effet, Paul et al. (2015), ont noté une diminution des nitrates en relation avec la dilution par les crues.

Selon les concentrations de chlorures dans les eaux de surface, l'effet de dilution est le plus important lors des moyennes crues et la grande crue. En effet, le nitrite et l'ammonium sont davantage affectés par ces conditions car ils sont considérablement réduits dans les eaux de surface à mesure que le débit augmente (Paul et al, 2015 ; Gao et al, 2018). En revanche, lors des petites crues, l'effet de dilution était absent. Il y a eu une augmentation des concentrations de composés azotés au cours des deux premiers jours parallèlement à l'augmentation de débit, qui est directement liée aux eaux de ruissellement agissant comme source de nutriments lors des petites crues. Une augmentation des nitrates est reportée dans la rivière Montoussé (France) (Paul et al, 2015) pendant un événement de crue, en effet ils ont lié cette augmentation à la contribution de l'eau interstitielle et la nappe (Paul et al, 2015). En outre, Gao et al. (2018) ont noté un pic des composés azoté avant la période des crues causé par des petites précipitations (premières pluies).

Ces résultats montrent une grande influence des crues sur la composition chimique des eaux de surface. Ils variaient dans cette étude en fonction de l'intensité de la crue. Le groupe nommé « petites crues », était caractérisé par la contribution des eaux de ruissellement avec de grandes quantités de nutriments aux eaux de surface. En revanche, pour les deux groupes (moyennes

crues et grande crue) caractérisés par un débit relativement élevé, les eaux de crues ont provoqué une dilution de composés azotés dans les eaux de surface.

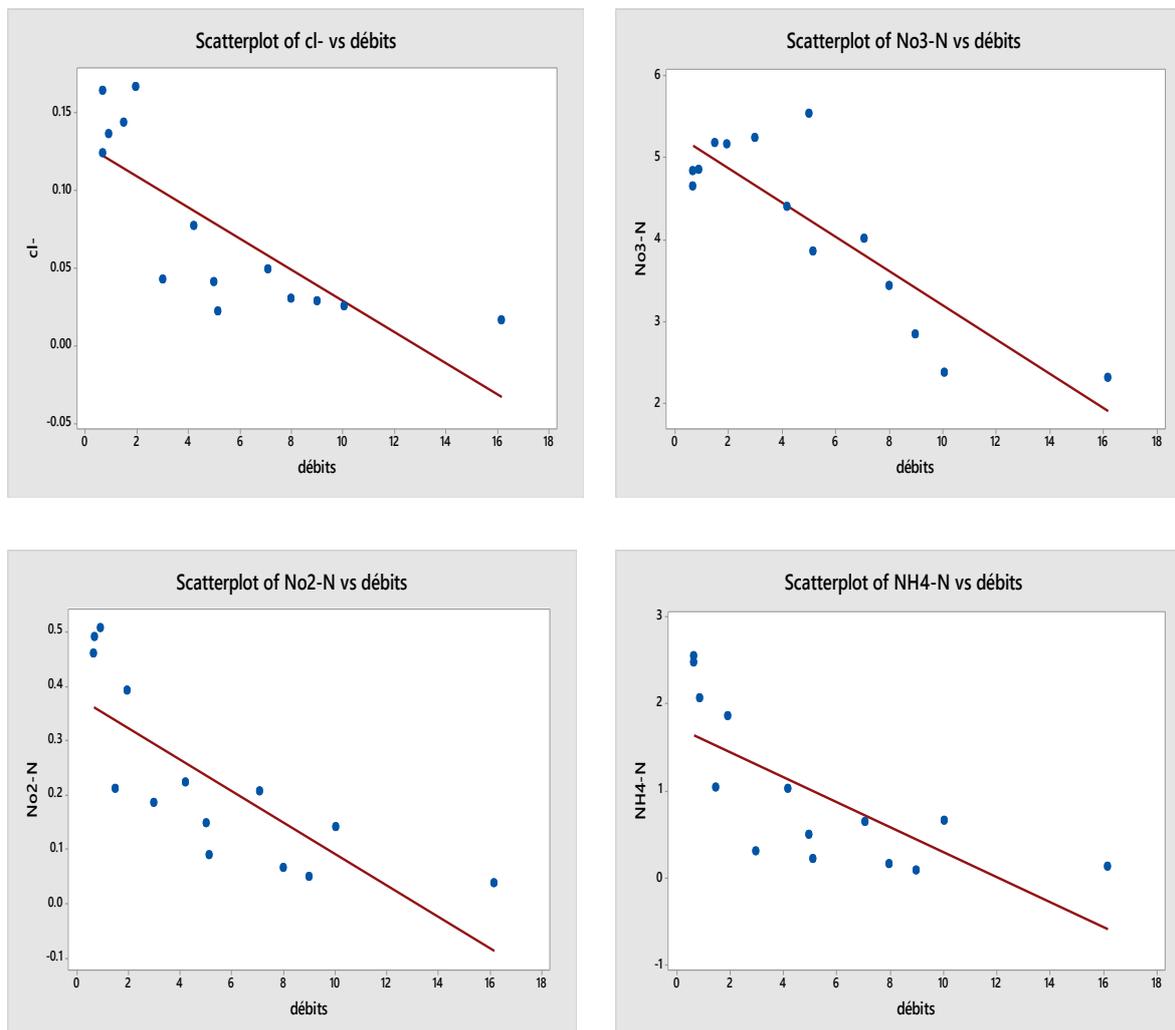


Figure 64 : Relation entre la concentration de nitrate, de nitrite, d'ammonium et de chlorure d'un côté et le débit de l'autre côté

Ces perturbations au niveau des eaux de surface pendant ces crues ont directement affecté la zone hyporhéique. En effet, l'effet de la dilution s'est étendu vers la zone hyporhéique et a provoqué une diminution dans les concentrations de quelques paramètres chimiques pendant les moyennes et la grande crue, notamment les chlorures et le nitrite pendant la grande et les moyennes crues, le nitrate pendant la grande crue et l'ammonium pendant les moyennes crues. Ces résultats montrent que les conséquences de la dilution sur les concentrations de composés azotés au niveau de la zone hyporhéique varient d'un paramètre à l'autre, et ceci est principalement lié aux processus biogéochimiques (nitrification, ammonification, réduction dissimilatrice, etc.) qui compensent le déficit de ces composés azotés.

En effet, lors des moyennes crues, contrairement au nitrite et à l'ammonium qui sont affectés par la dilution, le nitrate compense l'effet de celle-ci via la nitrification, ce qui est confirmé par les résultats de l'ACP dont les échantillons de l'hyporhéique étaient bien associés à l'axe 2 qui présente un gradient de nitrification. Les organismes nitrifiants oxydent l'ammonium et augmentent la concentration de nitrates dans la zone hyporhéique (Holmes et al, 1994; Jones, 1995). L'eau riche en nitrates traverse les sédiments vers les zones d'exfiltration (ce qui explique les concentrations élevées de nitrates dans les « upwelling ») où le nitrate est transporté à la surface (Grimm et al, 1991; Taleb et al 2008) et justifie donc l'augmentation des nitrates dans les eaux de surface. Ces résultats soutiennent également l'hypothèse de Jones, (1995) qui a lié l'augmentation des nitrates dans la zone hyporhéique à une nitrification. Le taux de nitrification est élevé dans la couche supérieure des sédiments (30 cm). Mêmes résultats ont été obtenus par Hoagland et al, (2019) qui ont signalés une forte nitrification dans les couches supérieures de la zone hyporhéique.

La libération de nutriments stockés dans le sol des terres adjacentes à l'oued, en particulier le carbone et les nitrates, représente un facteur important favorisant la dénitrification (Hoagland et al, 2019). Lors des petites crues, les concentrations élevées de nitrates ramenées par les eaux de ruissellement ont favorisé la dénitrification notamment aux profondeurs de 100 cm, consommant ainsi les nitrates et expliquant leur diminution dans les eaux de surface. Les eaux de ruissellement sont une source de nitrate pour la zone hyporhéique (Fisher et Grimm, 1985 ; Grimm et Fisher, 1986b; Grimm et al, 1991).

Les processus biogéochimiques interviennent également après la crue, et permettent à la zone hyporhéique de reprendre son état après ces perturbations. En effet, après une diminution des composés azotés au cours des deux premiers jours de la grande crue, les concentrations en composés azotés ont augmenté malgré le déficit dans les eaux de surface, ce qui est directement lié aux processus biogéochimiques. L'augmentation de l'ammonium est associée soit à la DNRA (Baldwin et Mitchell 2000) soit à une ammonification. Dans notre cas, l'ammonification est responsable de cette augmentation favorisée par les températures relativement plus élevées de l'eau hyporhéique par rapport aux eaux de surface (Crimo et McDonnell, 1997; Sabater et Tockner, 2009). Nos résultats sont cohérents avec les travaux de Welti et al, (2012) et Hoagland et al, (2019) qui ont déclaré de faibles DNRA pendant les crues de moins cinq jours. L'augmentation des nitrites est liée à une nitritation, tandis que l'augmentation des nitrates est liée à une nitrification et à la contribution de la nappe (Paul et al, 2015) chargée en nitrate. Ces

résultats appuient l'hypothèse de Jones, (1995) qui a lié l'augmentation des nitrates dans la zone hyporhéique à une nitrification.

➤ *Le rôle de la zone hyporhéique pendant les crues*

La zone hyporhéique a joué un rôle biogéochimique important pour les écosystèmes adjacents (eaux de surface, nappe) après les perturbations causées par les crues (dilution). En effet, elle a permis de reprendre la composition chimique initiale (avant ces perturbations) des eaux interstitielles via les processus de nitrification, d'ammonification et de DNRA, et de fournir des quantités importantes de nutriments à l'eau de surface après dilution. Elle a également aidé à se débarrasser de l'excès de nutriments (par ex, le nitrate via le processus de dénitrification) apportés par les eaux de ruissellement (pendant les petites crues).

➤ *Le rôle de la nappe*

La nappe dans la station d'étude (amont de la Tafna) peut avoir joué un rôle de source de nitrates pendant les crues (Paul et al, 2015) notamment lors de la grande crue où elle était chargée en nitrate, par contre elle maintenait de faibles concentrations d'ammonium et nitrite.

➤ *Influence des facteurs physiques (composition granulométrique, conductivité hydraulique et VHG) sur les processus biogéochimiques pendant les crues*

La redistribution des éléments granulométriques dans le lit du cours d'eau en raison des crues permet la coexistence de bactéries nitrifiantes dans les sols sableux où l'oxygène peut se diffuser rapidement, et de bactéries dénitrifiantes dans les sols limoneux et argileux où la diffusion de l'oxygène est lente et les conditions anaérobiques sont maintenues (Hoagland et al, 2019). Pendant les crues, le sable avait toujours dominé le substrat de notre station d'étude, et ainsi la forte perméabilité a favorisé l'oxygénation des sédiments, ce qui a par conséquent permis l'établissement de conditions favorables à la nitrification notamment dans les couches supérieures de la zone hyporhéique.

L'augmentation des pourcentages de limon et d'argile parallèlement à l'augmentation de l'intensité des crues a affecté la conductivité hydraulique. Cette dernière était faible pendant la grande crue, principalement en raison des sols relativement plus argileux et limoneux (Radcliffe et Simunek, 2010) en cette période.

De faibles teneurs de conductivité hydraulique entraînent une lente diffusion de l'eau, de l'oxygène et des nutriments et créent des conditions anoxiques et un temps de résidence suffisant

pour le traitement microbien de l'azote (Hansen et al, 2013; Hoagland et al, 2019), facilitant ainsi la dénitrification et la réduction dissimilatrice pendant les crues.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale et perspectives

Cette étude a mis en évidence l'impact des conditions d'étiage extrêmes conséquence probable du réchauffement climatique, sur le fonctionnement du complexe hydrosystème dans le bassin versant de la Tafna, tout en quantifiant les changements dans les processus biogéochimiques liés au cycle de l'azote dans le cours d'eau de la Tafna et la zone hyporhéique pendant ces périodes.

L'étude in situ a permis de cerner les changements dans le débit, les concentrations de composés azotés et d'autres paramètres physicochimiques dans les trois compartiments (eau de surface, eau hyporhéique, eau souterraine), ainsi que les changements dans la morphologie du cours d'eau et dans les sédiments qui forment le lit du cours d'eau pendant ces périodes extrêmes.

Les résultats ont permis de déterminer les processus biogéochimiques responsables des variations de concentrations en azote et le rôle biogéochimique de la zone hyporhéique pendant les périodes extrêmes, ainsi que d'identifier les facteurs environnementaux affectant ces processus.

Cette étude nous a permis de tirer les conclusions suivantes :

-L'effet des phénomènes climatiques extrêmes sur l'hydrologie de la Tafna a été important. Pendant l'étiage, les fortes températures estivales et le manque de précipitations pendant une longue période ont entraîné une diminution critique du débit à la station d'amont (T3) où le cours d'eau a été déconnecté de la nappe. En aval, plusieurs sources ont contribué au maintien du débit, telles que les affluents de la Tafna et la nappe, ce qui a réduit l'effet des conditions sévères de l'étiage (température élevée, absence de précipitations) sur le débit, et a empêché la prolongation de l'étiage. Pour les crues, l'intensité de ces dernières dépend essentiellement des précipitations. Ces majeures perturbations de l'hydrologie de la Tafna ont provoqué des changements dans la qualité chimique des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines.

-Cette étude nous a conduit à identifier les processus biogéochimiques responsables de ces changements au cours de ces périodes extrêmes :

1)-Pendant l'étiage, le taux d'échange d'eau et de nutriments entre l'eau de surface et la zone hyporhéique, en réponse à la diminution du débit. Le taux d'oxygène dans cette zone diminuent également favorisant ainsi, le processus de dénitrification et la « DNRA », et par conséquent une diminution importante des nitrates dans la zone hyporhéique avec augmentation

occasionnelle des nitrites par la « DNRA ». Des températures élevées favorisent également l'accumulation d'ammonium par la « DNRA ». En revanche, en aval, la nitrification et la contribution de la nappe sont responsables des concentrations stables de nitrates.

- Pendant l'étiage, la zone hyporhéique à l'amont agit comme un puits de nitrates pour les eaux de surface, où les communautés bactériennes consomment les nitrates dans les sédiments par le biais du processus de dénitrification. Par contre, à l'aval, la zone hyporhéique joue le rôle de source de nitrates à travers le processus de nitrification.

2)-Dans le cas des crues, les forts débits entraînent un déséquilibre dans les processus biogéochimiques. Ce déséquilibre dépend principalement de l'intensité des crues et de la quantité de nutriments entraînée par les eaux de ruissellement. Ces dernières servent de source de nutriments pendant les petites crues, car les concentrations de composés azotés augmentent au cours des deux premiers jours dans les eaux de surface en parallèle avec l'augmentation du débit. En revanche, pendant la grande crue, les eaux de ruissellement représentent un facteur de dilution pour les nutriments, car les concentrations de composés azotés diminuent à mesure que le débit augmente. Les processus biogéochimiques interviennent après la crue, permettant à la zone hyporhéique de reprendre son état initial.

-La zone hyporhéique joue un rôle biogéochimique prépondérant dans le fonctionnement du cours d'eau pendant les périodes extrêmes. Pendant les crues, la zone hyporhéique contribue à éliminer l'excès de nutriments (par ex, le nitrate via le processus de dénitrification) ramenés par les eaux de ruissellement (pendant les petites crues). Ces processus rétablissent également la composition chimique initiale (avant les crues) de la zone hyporhéique et des eaux de surface après l'effet de dilution pendant la grande et les moyennes crues.

-Les facteurs environnementaux, en particulier la composition granulométrique, la conductivité hydraulique et le VHG affectent directement les processus biogéochimiques lors des périodes extrêmes. La conductivité hydraulique à la station amont (T3) a été influencée par la composition granulométrique dominée par le sable, et a ainsi favorisé l'oxygénation de la zone hyporhéique. Pendant les crues, le pourcentage de limon et d'argile augmentait avec l'intensité des crues et engendrait une lente diffusion de l'eau, de l'oxygène et des nutriments dans la zone hyporhéique en raison de la diminution de la conductivité hydraulique.

À la station avale, les sédiments de la zone hyporhéique sont caractérisés par une conductivité hydraulique relativement inférieure par rapport à l'amont de la Tafna. La composition granulométrique sablo-limoneuse de la station avale assure des conditions

favorables (oxygénation) pour la production de nitrates à partir d'ammonium (nitrification) dans la zone hyporhéique.

Les échanges d'eau entre la zone hyporhéique et le cours d'eau déterminés par le VHG jouent également un rôle important dans le fonctionnement biogéochimique de l'oued Tafna. À titre d'exemple, dans la station avale, les résultats du VHG ont montré une prédominance des zones d'exfiltration pendant l'étiage, reflétant une contribution directe de la zone hyporhéique et indirecte de la nappe, et justifiant ainsi la stabilité des concentrations de nitrates dans les eaux de surface au cours de cette période.

Perspectives

Cette étude, dans sa forme actuelle, a fourni des résultats intéressants concernant l'impact des extrêmes hydrologiques sur les processus biogéochimiques au sein d'un écosystème oued au climat semi-aride, et pourrait permettre d'approfondir les connaissances sur le fonctionnement de la zone hyporhéique du système oued.

Nous pouvons élargir cette étude en examinant d'autres paramètres, y compris le phosphore et le carbone organique totale, pour mieux comprendre les conséquences des périodes extrêmes sur les processus et le fonctionnement du système oued. De plus, il sera intéressant d'intégrer le rôle de la communauté hyporhéique « minéralisateurs » dans le recyclage d'azote pendant ces périodes extrêmes. Nous pouvons aussi étendre ces travaux à d'autres parties du bassin versant (la moyenne et la basse Tafna pour les crues).

Bibliographie

- Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F., & Sabater, S. (2005). Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4), 919-933.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Andraea, H. (1970). *Nouveaux procédés de mesure en hydrologie*. Dunod.
- Austin, B. J., & Strauss, E. A. (2011). Nitrification and denitrification response to varying periods of desiccation and inundation in a western Kansas stream. *Hydrobiologia*, 658(1), 183-195.
- Baldwin, D. S., & Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river–floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 16(5), 457-467.
- Baldwin, D. S., Rees, G. N., Mitchell, A. M., & Watson, G. (2005). Spatial and temporal variability of nitrogen dynamics in an upland stream before and after a drought. *Marine and Freshwater Research*, 56(4), 457-464.
- Barnard, R., Leadley, P. W., & Hungate, B. A. (2005). Global change, nitrification, and denitrification: a review. *Global biogeochemical cycles*, 19(1).
- Baxter, C., Hauer, F. R., & Woessner, W. W. (2003). Measuring groundwater–stream water exchange: new techniques for installing minipiezometers and estimating hydraulic conductivity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(3), 493-502.
- Belaidi, N., Taleb, A., & Gagneur, J. (2004, September). Composition and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi-arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 40, No. 3, pp. 237-248). EDP Sciences.
- Bellmore, R. A., Compton, J. E., Brooks, J. R., Fox, E. W., Hill, R. A., Sobota, D. J., ... & Weber, M. H. (2018). Nitrogen inputs drive nitrogen concentrations in US streams and rivers during summer low flow conditions. *Science of The Total Environment*, 639, 1349-1359.
- Benabdelkader, A., Taleb, A., Probst, J. L., Belaidi, N., & Probst, A. (2018). Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of The Total Environment*, 626, 899-914.
- Bencala, K. E. (1993). A perspective on stream-catchment connections. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1), 44-47.
- Benest, M., 1985. Evolution de la plate forme de l'Ouest algérien et du Nord - Est marocain au cours du Jurassique supérieur et au début du Crétacé : Stratigraphie, milieux de dépôts et dynamique sédimentaire. Thèse, Doctorat, Lab., Géol. Univ, Lyon. Fasc. 1., 367p.

- Bernhardt, E. S., & Likens, G. E. (2002). Dissolved organic carbon enrichment alters nitrogen dynamics in a forest stream. *Ecology*, 83(6), 1689-1700.
- Beyer, W. (1964). On the determination of hydraulic conductivity of gravels and sands from grain-size distributions. *Wasserwirtschaft-wassertechnik*, 14(6), 165-169.
- Bhaskar, A. S., Harvey, J. W., & Henry, E. J. (2012). Resolving hyporheic and groundwater components of streambed water flux using heat as a tracer. *Water Resources Research*, 48(8).
- Bormann, F. Herbert, Robert S. Pierce, John S. Eaton, and Noye M. Johnson. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Vol. 1. Springer, 1977.
- Bou, C., & Rouch, R. (1967). Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *CR Acad. Sci. Paris*, 265(4), 369-370.
- Bou, C. (1974). Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann. Spéléol*, 29(4), 611-619.
- Bouanani, A., 2003. Hydrologie, transport solide et modélisation Etude de quelques sous bassins de la Tafna (NW – Algérie), Thèse de Doctorat, Univ, Tlemcen: 250 p.
- Boulton, A. J., & Lake, P. S. (1992). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia: III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology*, 27(1), 123-138.
- Boulton, A. J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E. H., & Valett, H. M. (1998). The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 59-81.
- Boutoux J., (1993). Introduction à l'étude des eaux douces. Edt : Cededoc. 169P.
- Briggs, M. A., Lautz, L. K., McKenzie, J. M., Gordon, R. P., & Hare, D. K. (2012). Using high-resolution distributed temperature sensing to quantify spatial and temporal variability in vertical hyporheic flux. *Water Resources Research*, 48(2).
- Brunet, R. C., & Garcia-Gil, L. J. (1996). Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments. *FEMS microbiology ecology*, 21(2), 131-138.
- Brunke, M., & Gonser, T. O. M. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater biology*, 37(1), 1-33.
- Butterly, C. R., Bünemann, E. K., McNeill, A. M., Baldock, J. A., & Marschner, P. (2009). Carbon pulses but not phosphorus pulses are related to decreases in microbial biomass during repeated drying and rewetting of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(7), 1406-1416.
- Butturini, A., & Sabater, F. (2002). Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 539-550.
- Chessel, D.O.L.E.D.E.C., & Dolédec, S. (1993). ADE version 3.6: Hypercard© Stacks and Quickbasic Microsoft© Programme Library for the Analysis of Environmental Data. *URA CNRS*, 1451.

- Claret, C., & Boulton, A. J. (2009). Integrating hydraulic conductivity with biogeochemical gradients and microbial activity along river–groundwater exchange zones in a subtropical stream. *Hydrogeology Journal*, 17(1), 151.
- Collignon, B., 1986. Hydrogéologie appliquée des aquifères karstiques des Monts de Tlemcen (Algérie), Thèse de Doctorat nouveau régime, Univ Avignon: 282p.
- Constantz, J., Thomas, C. L., & Zellweger, G. (1994). Influence of diurnal variations in stream temperature on streamflow loss and groundwater recharge. *Water resources research*, 30(12), 3253-3264.
- Creuzé des Châtelliers, M. (1991). Geomorphological processes and discontinuities in the macrodistribution of the interstitial fauna. A working hypothesis. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(3), 1609-1612.
- Crimo, C. P., & McDonnell, J. J. (1997). Linking the hydrological and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *Journal of Hydrology*, 199, 88-120.
- Davies, B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter 1. *Soil Science Society of America Journal*, 38(1), 150-151.
- Dahm, C. N., Trotter, E. H., & Sedell, J. R. (1987). Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. *Chemical quality of water and the hydrologic cycle*, 157-178.
- Dahm, C. N., Baker, M. A., Moore, D. I., & Thibault, J. R. (2003). Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshwater biology*, 48(7), 1219-1231.
- Datry, T., Dole-Olivier, M. J., Marmonier, P., Claret, C., Perrin, J. F., Lafont, M., & Breil, P. (2008). La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, (54), p-3.
- Datry, T. (2012). Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology*, 57(3), 563-574.
- Datry, T., Foulquier, A., Corti, R., Schiller, D., Tockner, K., Mendoza-Lera, C., ... & Gücker, B. (2018). A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, 1.
- Danielopol, D. L. (1989). Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 18-35.
- Demelon, A. 1966 Principe d'agronomie. 1- dynamique du sol. Eds Dunod , 420pp.
- Descloux, S., Datry, T., Philippe, M., & Marmonier, P. (2010). Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmation with fine sediments. *International Review of Hydrobiology*, 95(6), 520-540.

- Djebaili, S. (1978). Recherche phytoécologique et phytosociologique sur la végétation des hautes plaines steppiques et de l'atlas saharien algérien. *Sci. Tech. Languedoc, Montpellier*.
- Dingman, S. L. (2002). Water in soils: infiltration and redistribution. *Physical hydrology*.
- Dole-Olivier, M. J., Marmonier, P., & Beffy, J. L. (1997). Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium?. *Freshwater Biology*, 37(2), 257-276.
- Duff, J. H., & Triska, F. J. (2000). Nitrogen biogeochemistry and surface–subsurface exchange in streams. In *Streams and ground waters* (pp. 197-220). Academic Press.
- Ensign, S. H., Piehler, M. F., & Doyle, M. W. (2008). Riparian zone denitrification affects nitrogen flux through a tidal freshwater river. *Biogeochemistry*, 91(2-3), 133-150.
- Fierer, N., & Schimel, J. P. (2002). Effects of drying–rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(6), 777-787.
- Findlay, S. (1995). Importance of surface–subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone. *Limnology and oceanography*, 40(1), 159-164.
- Fisher, S. G., & Likens, G. E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological monographs*, 43(4), 421-439.
- Fisher, S. G., Gray, L. J., Grimm, N. B., & Busch, D. E. (1982). Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological monographs*, 52(1), 93-110.
- Fisher, S. G., & Grimm, N. B. (1985). Hydrologic and material budgets for a small Sonoran Desert watershed during three consecutive cloudburst floods. *Journal of Arid Environments*, 9(2), 105-118.
- Fisher, S. G., Grimm, N. B., Martí, E., & Gómez, R. (1998). Hierarchy, spatial configuration, and nutrient cycling in a desert stream. *Australian Journal of Ecology*, 23(1), 41-52.
- Follett, R. F. (2001). Nitrogen transformation and transport processes. *Nitrogen in the environment: Sources, problems, and management*.
- Gao, X., Chen, N., Yu, D., Wu, Y., & Huang, B. (2018). Hydrological controls on nitrogen (ammonium versus nitrate) fluxes from river to coast in a subtropical region: Observation and modeling. *Journal of environmental management*, 213, 382-391.
- Gaussen, H., & BAGNOULS, F. (1953). Saison sèche et indice xérothermique. *Toulouse, França: Université de Toulouse, Facultei dès Sciences*.
- Gentil, L. (1903). *Etude géologique du bassin de la Tafna* (No. 4). A. Jourdan.
- Gerecht, K. E., Cardenas, M. B., Guswa, A. J., Sawyer, A. H., Nowinski, J. D., & Swanson, T. E. (2011). Dynamics of hyporheic flow and heat transport across a bed-to-bank continuum in a large regulated river. *Water Resources Research*, 47(3).
- Giorgi, F. (2006). Climate change hot-spots. *Geophysical research letters*, 33(8).

- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, 63(2-3), 90-104.
- Gomez, J. D., Wilson, J. L., & Cardenas, M. B. (2012). Residence time distributions in sinuosity-driven hyporheic zones and their biogeochemical effects. *Water Resources Research*, 48(9).
- Gomez-Velez, J. D., Krause, S., & Wilson, J. L. (2014). Effect of low-permeability layers on spatial patterns of hyporheic exchange and groundwater upwelling. *Water Resources Research*, 50(6), 5196-5215.
- Gómez, R., Arce, M. I., Sánchez, J. J., & del Mar Sánchez-Montoya, M. (2012). The effects of drying on sediment nitrogen content in a Mediterranean intermittent stream: a microcosms study. *Hydrobiologia*, 679(1), 43-59.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.
- Grimm, N. B., & Fisher, S. G. (1984). Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia*, 111(3), 219-228.
- Grimm, N. B., & Fisher, S. G. (1986). Nitrogen limitation in a Sonoran Desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 5(1), 2-15.
- Grimm, N. B., Valett, H. M., Stanley, E. H., & Fischer, S. G. (1991). Contribution of the hyporheic zone to stability of an arid-land stream. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(3), 1595-1599.
- Grimm, N. B. (1992). Biogeochemistry of nitrogen in Sonoran Desert streams. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science*, 139-155.
- Guardia, P. (1975). Géodynamique de la marge alpine du continent africain. D'après l'étude de l'Oranie Nord Occidentale. Relation structurale et paléogéographique entre le Tell extrême et l'avant pays atlasique (Thèse 3ème cycle, Univ. Nice).
- Haddou, K., Bendaoud, A., Belaidi, N., & Taleb, A. (2018). A large-scale study of hyporheic nitrate dynamics in a semi-arid catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 77(13), 520.
- Hansen, J. C., & Reidenbach, M. A. (2013). Seasonal growth and senescence of a *Zostera marina* seagrass meadow alters wave-dominated flow and sediment suspension within a coastal bay. *Estuaries and coasts*, 36(6), 1099-1114.
- Hakala, J. P., & Hartman, K. J. (2004). Drought effect on stream morphology and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations in forested headwater streams. *Hydrobiologia*, 515(1-3), 203-213.

- Harvey, J. W., Wagner, B. J., & Bencala, K. E. (1996). Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange. *Water resources research*, 32(8), 2441-2451.
- Hill, A. R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of environmental quality*, 25(4), 743-755.
- Hoagland, B., Schmidt, C., Russo, T. A., Adams, R., & Kaye, J. (2019). Controls on nitrogen transformation rates on restored floodplains along the Cosumnes River, California. *Science of The Total Environment*, 649, 979-994.
- Holmes, R. M., Fisher, S. G., & Grimm, N. B. (1994). Parafluvial nitrogen dynamics in a desert stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(4), 468-478.
- Holmes, R. M., Jones, J. B., Fisher, S. G., & Grimm, N. B. (1996). Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. *Biogeochemistry*, 33(2), 125-146.
- Holmes, R. M. (2000). The importance of ground water to stream ecosystem function. In *Streams and ground waters* (pp. 137-148). Academic Press.
- Huggenberger, P., Hoehn, E., Beschta, R., & Woessner, W. (1998). Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology. *Freshwater Biology*, 40(3), 407-425.
- Humphries, P., & Baldwin, D. S. (2003). Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater biology*, 48(7), 1141-1146.
- Hynes, H. B. N., & Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters* (Vol. 555). Liverpool: Liverpool University Press.
- Hynes, H. B. N. (1983). Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*, 100(1), 93-99.
- Jones Jr, J. B. (1995). Factors controlling hyporheic respiration in a desert stream. *Freshwater Biology*, 34(1), 91-99.
- Jones Jr, J. B., & Holmes, R. M. (1996). Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(6), 239-242.
- Jones, J. B. (2002). Groundwater controls on nutrient cycling in a Mojave desert stream. *Freshwater Biology*, 47(5), 971-983.
- Käser, D. H., Binley, A., Heathwaite, A. L., & Krause, S. (2009). Spatio-temporal variations of hyporheic flow in a riffle-step-pool sequence. *Hydrological Processes: An International Journal*, 23(15), 2138-2149.
- Kelso, B., Smith, R. V., Laughlin, R. J., & Lennox, S. D. (1997). Dissimilatory nitrate reduction in anaerobic sediments leading to river nitrite accumulation. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(12), 4679-4685.

- Kelso, B. H., Smith, R. V., & Laughlin, R. J. (1999). Effects of carbon substrates on nitrite accumulation in freshwater sediments. *Applied and environmental microbiology*, 65(1), 61-66.
- Kemp, M. J., & Dodds, W. K. (2001). Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(3), 347-357.
- Kern, J., Darwich, A., Furch, K., & Junk, W. J. (1996). Seasonal denitrification in flooded and exposed sediments from the Amazon floodplain at Lago Camaleao. *Microbial Ecology*, 32(1), 47-57.
- Kernan, M., Battarbee, R. W., & Moss, B. R. (Eds.). (2011). *Climate change impacts on freshwater ecosystems*. John Wiley & Sons.
- Korso-Bouabdallah, L., Bouazza, M., & Stambouli-Meziane, H. (2017). Evaluation of the Riverine Vegetation of Wadi Tafna in the Tlemcen region (Western Algeria). *Biology and Medicine*, 9(1), 1.
- Koschorreck, M. (2005). Nitrogen turnover in drying sediments of an Amazon floodplain lake. *Microbial ecology*, 49(4), 567-577.
- Klute, A. (1986). Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods. *Soil Science Society of America, Inc. Publisher, Madison, WI*.
- Lange, J., & Haensler, A. (2012). Runoff generation following a prolonged dry period. *Journal of hydrology*, 464, 157-164.
- Larned, S. T., Detry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55(4), 717-738.
- Lee, D. R., & Cherry, J. A. (1979). A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. *Journal of Geological Education*, 27(1), 6-10.
- Lefebvre, S., Marmonier, P., & Pinay, G. (2004). Stream regulation and nitrogen dynamics in sediment interstices: comparison of natural and straightened sectors of a third-order stream. *River Research and Applications*, 20(5), 499-512.
- Likens, G. E., Bormann, E. H., Pierce, R. S., Eaton, J. S. and Johnson, N.M.: 1977, *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*, Springer-Verlag, New York, New York, U.S.A.
- Likens, G. E. and Bormann, E. H. (1995), *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*, 2nd ed., Springer-Verlag, New York, pp. 159.
- Marmonier, P., & Des Châtelliers, M. C. (1991). Effects of spates on interstitial assemblages of the Rhône River. Importance of spatial heterogeneity. *Hydrobiologia*, 210(3), 243-251.
- Martí, E., Grimm, N. B., & Fisher, S. G. (1997). Pre-and post-flood retention efficiency of nitrogen in a Sonoran Desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 805-819.

- Martí, E., Fisher, S. G., Schade, J. D., & Grimm, N. B. (2000). Flood frequency and stream–riparian linkages in arid lands. In *Streams and ground waters* (pp. 111-136). Academic Press.
- McClain, M. E., Richey, J. E., & Pimentel, T. P. (1994). Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial-lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. *Biogeochemistry*, 27(2), 113-127.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., ... & McDowell, W. H. (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6(4), 301-312.
- McDowell, W. H., Bowden, W. B., & Asbury, C. E. (1992). Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: subsurface solute patterns. *Biogeochemistry*, 18(2), 53-75.
- McIntyre, R. E., Adams, M. A., Ford, D. J., & Grierson, P. F. (2009). Rewetting and litter addition influence mineralisation and microbial communities in soils from a semi-arid intermittent stream. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 92-101.
- Megnounif, A., Terfous, A., Ghenaim, A., & Poulet, J. B. (2007). Key processes influencing erosion and sediment transport in a semi-arid Mediterranean area: the Upper Tafna catchment, Algeria/Processus clefs influençant l'érosion et le transport des sédiments dans une région semi-aride Méditerranéenne: le bassin versant de la Haute Tafna, Algérie. *Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques*, 52(6), 1271-1284.
- Mermillod-Blondin, F., Creuzé des Châtelliers, M., Marmonier, P., & Dole-Olivier, M. J. (2000). Distribution of solutes, microbes and invertebrates in river sediments along a riffle-pool-riffle sequence. *Freshwater biology*, 44(2), 255-269.
- Mora-Gómez, J., Duarte, S., Cássio, F., Pascoal, C., & Romaní, A. M. (2018). Microbial decomposition is highly sensitive to leaf litter emersion in a permanent temperate stream. *Science of The Total Environment*, 621, 486-496.
- Mosley, L. M., Zammit, B., Leyden, E., Heneker, T. M., Hipsey, M. R., Skinner, D., & Aldridge, K. T. (2012). The impact of extreme low flows on the water quality of the Lower Murray River and Lakes (South Australia). *Water Resources Management*, 26(13), 3923-3946.
- Mulholland, P. J., Marzolf, E. R., Webster, J. R., Hart, D. R., & Hendricks, S. P. (1997). Evidence that hyporheic zones increase heterotrophic metabolism and phosphorus uptake in forest streams. *Limnology and oceanography*, 42(3), 443-451.
- Newbold, J. D., Elwood, J. W., O'Neill, R. V., & Winkle, W. V. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(7), 860-863.
- Nichols, A. L., & Viers, J. H. (2017). Not all breaks are equal: Variable hydrologic and geomorphic responses to intentional levee breaches along the lower Cosumnes River, California. *River Research and Applications*, 33(7), 1143-1155.
- Orghidan, T. (1959). A new habitat of the underground water, the hyporheic biotope. *Arch. Hydrobiol*, 55, 392-414.

- Paul, A., Moussa, I., Payre, V., Probst, A., & Probst, J. L. (2015). Flood survey of nitrate behaviour using nitrogen isotope tracing in the critical zone of a French agricultural catchment. *Comptes Rendus Geoscience*, 347(7-8), 328-337.
- Pinay, G., & Decamps, H. (1988). The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(4), 507-516.
- Poff, N. L., & Ward, J. V. (1989). Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 46(10), 1805-1818.
- Postel, S. L., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (1996). Human appropriation of renewable fresh water. *Science*, 271(5250), 785-788.
- Pringle, C. M., Triska, F. J., & Browder, G. (1990). Spatial variation in basic chemistry of streams draining a volcanic landscape on Costa Rica's Caribbean slope. *Hydrobiologia*, 206(1), 73-85.
- Pringle, C. M. (1991). Geothermally modified waters surface at La Selva Biological Station, Costa Rica: volcanic processes introduce chemical discontinuities into lowland tropical streams. *Biotropica*, 523-529.
- Radcliffe, D. R., & Simunek, J. (2010). Soil Physics with HYDRUS: Modeling and Applications, 20 CRC Press. *New York*.
- Resh, V. H., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., ... & Wissmar, R. C. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American benthological society*, 7(4), 433-455.
- Roche, P. A., Miquel, J., & Gaume, E. (2012). *Hydrologie quantitative: Processus, modèles et aide à la décision*. Springer Science & Business Media.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'Analyse de l'eau 9e édition. *Entièrement mise à jour*, Dunod, Paris.
- Sabater, S., & Tockner, K. (2009). Effects of hydrologic alterations on the ecological quality of river ecosystems. In *Water scarcity in the Mediterranean* (pp. 15-39). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Schlesinger, W. H. (1978). Community structure, dynamics and nutrient cycling in the Okefenokee cypress swamp-forest. *Ecological Monographs*, 48(1), 43-65.
- Schlesinger, W. H.: 1997, Biogeochemistry, second edition, Academic Press, London.
- Schönbrunner, I. M., Preiner, S., & Hein, T. (2012). Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. *Science of the total environment*, 432, 329-337.

- Seitzinger, S. P. (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and oceanography*, 33(4part2), 702-724.
- Smith, R. L., Howes, B. L., & Duff, J. H. (1991). Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(7), 1815-1825.
- Skoulikidis, N. T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M. M., Buffagni, A., Dörflinger, G., ... & Rosado, J. (2017). Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. *Science of The Total Environment*, 577, 1-18.
- Stanford, J. A., & Gaufin, A. R. (1974). Hyporheic communities of two Montana rivers. *Science*, 185(4152), 700-702.
- Stanford, J. A., & Ward, J. V. (1988). The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335(6185), 64-66.
- Stanley, E. H., & Valett, H. M. (1992). Interactions between drying and the hyporheic zone of a desert stream. In *Global climate change and freshwater ecosystems* (pp. 234-249). Springer, New York, NY.
- Stewardson, M. J., Datry, T., Lamouroux, N., Pella, H., Thommeret, N., Valette, L., & Grant, S. B. (2016). Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds. *Geomorphology*, 259, 70-80.
- Storey, R. G., Howard, K. W., & Williams, D. D. (2003). Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model. *Water Resources Research*, 39(2).
- Storey, R. G., Williams, D. D., & Fulthorpe, R. R. (2004). Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream. *Biogeochemistry*, 69(3), 285-313.
- Taleb, A., (2004). Etude du fonctionnement de l'écosystème oued. Rôle du milieu hyporhéique dans l'évolution de la qualité des eaux en aval du barrage de Hammam Boughrara sur la Tafna. Thèse. Doc. Univ. Tlemcen. : 104 p.
- Taleb, A., Belaidi, N., & Gagneur, J. (2004). Water quality before and after dam building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Research and Applications*, 20(8), 943-956.
- Taleb, A., Belaidi, N., Sanchez-Pérez, J. M., Vervier, P., Sauvage, S., & Gagneur, J. (2008). Retention of nitrogen within a semi-arid gravel bed stream located downstream to a heavy polluted reservoir (Tafna River, Algeria): role of the hyporheic zone. *River Research and Applications*, 24, 183-196.
- Thomann, R. V., & Mueller, J. A. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper & Row Publishers.

- Triska, F. J., Duff, J. H., & Avanzino, R. J. (1993). The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial—aquatic interface. In *Nutrient Dynamics and Retention in Land/Water Ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers* (pp. 167-184). Springer, Dordrecht.
- Triska, F. J., Jackman, A. P., Duff, J. H., & Avanzino, R. J. (1994). Ammonium sorption to channel and riparian sediments: a transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen. *Biogeochemistry*, 26(2), 67-83.
- Valett, H. M., Morrice, J. A., Dahm, C. N., & Campana, M. E. (1996). Parent lithology, surface–groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnology and oceanography*, 41(2), 333-345.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J. M., Howes, B., & Aubrey, D. (1990). Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry*, 10(3), 177-197.
- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., ... & Sham, C. H. (1997). Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Applications*, 7(2), 358-380.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Vervier, P., Gibert, J., Marmonier, P., & Dole-Olivier, M. J. (1992). A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(1), 93-102.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., ... & Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications*, 7(3), 737-750.
- Wallis, P. M., Hynes, H. B. N., & Telang, S. A. (1981). The importance of groundwater in the transportation of allochthonous dissolved organic matter to the streams draining a small mountain basin. *Hydrobiologia*, 79(1), 77-90.
- Walti, N., Bondar-Kunze, E., Singer, G., Tritthart, M., Zechmeister-Boltenstern, S., Hein, T., & Pinay, G. (2012). Large-scale controls on potential respiration and denitrification in riverine floodplains. *Ecological Engineering*, 42, 73-84.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.
- White, D. S. (1993). Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1), 61-69.
- Wilhite, D. A. (2000). Drought as a natural hazard: concepts and definitions.

Williams, D.D. (1984). The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and associated arthropods. Pages 430-455 in V. H. Resh and D. M. Rosenberg (editors). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York.

Williams, D. D. (1989). Towards a biological and chemical definition of the hyporheic zone in two Canadian rivers. *Freshwater Biology*, 22(2), 189-208.

Williams, D. D. (1993). Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. In *Nutrient Dynamics and Retention in Land/Water Ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers* (pp. 185-198). Springer, Dordrecht.

WMO, W. (1974). International glossary of hydrology.

Woessner, W. W. (2000). Stream and fluvial plain ground water interactions: rescaling hydrogeologic thought. *Groundwater*, 38(3), 423-429.

Wroblicky, G. J., Campana, M. E., Valett, H. M., & Dahm, C. N. (1998). Seasonal variation in surface-subsurface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. *Water Resources Research*, 34(3), 317-328.

Zettam, A., Taleb, A., Sauvage, S., Boithias, L., Belaidi, N., & Sánchez-Pérez, J. M. (2017). Modelling hydrology and sediment transport in a semi-arid and anthropized catchment using the SWAT model: The case of the Tafna river (northwest Algeria). *Water*, 9(3), 216.