

UNIVERSITÉ SULTAN MOULAY SLIMANE
Faculté des Sciences et Techniques
Béni-Mellal

Centre d'Études Doctorales « Sciences et Techniques »

Formation doctorale « Ressources Naturelles, Environnement et Santé »

THÈSE

Présentée par

Ayoub NOURI

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT

Discipline : **BIOLOGIE**

Spécialité : **ÉCOLOGIE - SCIENCES DE L'EAU**

Thème :

**ÉTUDE DES MACROPHYTES AQUATIQUES DU HAUT BASSIN
D'OUM ER-RBIA : ÉCOLOGIE ET BIOINDICATION**

Soutenue le 27 Juin 2022 à 10h devant la commission d'examen :

Abdelmajid HADDIOUI	PES	Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal	Président
Abdelali BOULLI	PES	Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal	Rapporteur
Abdelkader CHAHLAOUI	PES	Faculté des sciences de Meknès	Rapporteur
Elhassan ABBA	PH	Ecole supérieure de technologie	Rapporteur
Zehour AIT YACINE	PES	Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal	Examinatrice
Nadya WAHID	PH	Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal	Examinatrice
Mohamed SADIK	ING	Centre national d'hydrobiologie et de pisciculture d'Azrou	Invité
Mohamed DAKKI	PES	Institut scientifique de Rabat	Invité
Lahcen CHILLASSE	PES	Faculté des sciences de Meknès	Co-directeur de thèse
Soumaya HAMMADA	PES	Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal	Directeur de thèse

*« La plus grande faiblesse de la pensée
contemporaine me paraît résider dans la
surestimation extraordinaire du connu
par rapport à ce qui reste à connaître. »*

André Breton, 1937

REMERCIEMENT

Ce travail de recherche a été réalisé dans le cadre d'une thèse au laboratoire de biotechnologie et valorisation des ressources phytogénétiques (LBVRP) à la faculté des sciences et techniques, Université Sultan Moulay Slimane à Beni Mellal, je remercie infiniment Mr. Le Doyen de m'avoir accordé les facilités pour mener à terme la présente étude.

Mes remerciements vont également à Mr Abdelmajid Haddioui, Professeur à la faculté des sciences et techniques, Université Sultan Moulay Slimane à Beni Mellal et le chef de laboratoire (LBVRP) de m'avoir mis à ma disposition ce qui a pu être utile pour la réalisation de ce travail.

J'exprime ma profonde reconnaissance et mes sincères remerciements à mes deux directeurs de thèse, Mme Soumaya HAMMADA, Professeur à la faculté des sciences et techniques, Université Sultan Moulay Slimane à Beni Mellal et Mr Lahcen CHILLASSE, Professeur à la Faculté des Sciences, Université Moulay Ismail à Meknes.

Mme le Professeur S. HAMMADA m'a réservé des moments précieux de discussion et m'a facilité toutes les conditions pour mener ce travail à bien. C'est grâce à ses conseils que j'ai appris à être autonome dans mon travail et que j'ai pu mener à bien cette thèse, malgré les moments de doutes et les réorientations de sujet. Je la remercie infiniment pour sa disponibilité et sa sympathie.

Mr le Professeur L. CHILLASSE, pour tous ses encouragements qu'il m'a prodigués et qui m'a aidé le plus possible tout au long de ces années de thèse malgré ses énormes empêchements en tant que Directeur de l'Ecole Supérieure de Technologies de Khénifra. Je le remercie très sincèrement pour sa sympathie, ses remarques les plus intéressantes.

J'adresse aussi mes plus vifs remerciements à Mr Mohamed DAKKI, Professeur à l'institut scientifique de Rabat d'avoir accepté notre invitation pour juger ce travail. Ainsi je suis particulièrement redevable à M. DAKKI de m'avoir donnée l'occasion d'acquérir une expérience dans mon domaine en effectuant un stage rémunéré dans le cadre du projet "Services Ecosystémiques - SES" financé par l'Agence de Coopération Internationale Allemande GIZ-Maroc. Ainsi mes remerciements sont destinés à la GIZ pour leur appui et aide financier.

Je remercie infiniment Mr le Professeur Abdelali BOULLI de la faculté des sciences et techniques de Beni Mellal, qui a accepté la tâche de rapporter mon travail. Je lui exprime ma profonde reconnaissance.

Mr Elhassan ABBA, Professeur à l'école supérieure de technologie de Khénifra, qui a accepté d'être un rapporteur de mon travail. Je le remercie vivement.

Mr Abdelkader CHAHLAOUI, Professeur à l'Université Moulay Ismail de Meknes pour avoir bien voulu participer à mon jury et rapporter ce travail. Je lui exprime ma profonde reconnaissance.

Je remercie infiniment Mme Zehor AIT YACINE, Professeur à la faculté des sciences et techniques de Beni Mellal a bien voulu accepter d'examiner ce travail de recherche. Je lui exprime mes très vifs remerciements et mon profond respect.

Mes vifs remerciements et gratitudes s'adressent également à Mme Nadya WAHID, Professeur à la faculté des sciences et techniques de Beni Mellal d'avoir accepté d'examiner ce travail de recherche.

J'adresse mes très chaleureux remerciements à Mr Mohamed SADIK, Directeur du Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) pour son aide sur le terrain malgré ses occupations, ses conseils, ses remarques, sa bonne humeur et ses précieuses remarques et critiques qui m'ont permis d'améliorer la rédaction de ce document.

Je remercie également Mlle Nora SALIM, technicienne de laboratoire au département des Sciences de la Vie à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal pour son soutien, sa gentillesse et sa serviabilité durant ces années de recherche.

Mes remerciements vont également à Mr. Mohamed BOULBAROUD technicien de laboratoire au département des Sciences de la Vie à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal.

J'exprime mes remerciements envers tous mes amis(es) de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal, surtout les membres de notre équipe de recherche pour leur ambiance agréable dans laquelle s'est déroulé ce travail, leur sympathie et leur soutien durant toutes ces années de recherche. Je cite particulièrement Mounir Mohamed, ELmostafa Benka, Aabdousse Jamal, Abderazak Idir, Ikram Douini, Abdesslam Bihaoui, Abdesamad Ouibimah et mon très cher ami Abdelhamid Elboubekri.

J'adresse mes remerciements les plus distingués et les plus sincères à ma maman chérie pour son soutien moral et matériel exceptionnels pendant toutes ces années de recherche. Sa prière et sa bénédiction qui m'ont accompagné lors de mes sorties et mon séjour à Béni mellal pendant toutes mes études. Elle m'a permis d'envisager tous les obstacles. Sans son appui et son encouragement ce travail n'aurait jamais vu le jour.

Il m'est très agréable d'exprimer toute ma gratitude, ma reconnaissance et mes très vifs remerciements à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce sujet de thèse.

Je remercie enfin toutes les personnes intéressées par mon travail, en espérant qu'elles puissent trouver dans mon rapport de thèse des données utiles.

Merci encore à tous.

RESUME

Les macrophytes représentent un compartiment fonctionnel qui joue des rôles écologiques multiples et fondamentaux dans les milieux aquatiques. Elles sont mises en relation avec les autres compartiments des hydrosystèmes, tant abiotiques que biotiques, ce qui leur donne la capacité à intégrer les conditions environnementales et refléter l'état trophique des cours d'eau.

Néanmoins, les macrophytes dans les cours d'eaux marocains ont été rarement étudiés. Ainsi, l'objectif principal du présent travail consiste à étudier ces végétaux au niveau des cours d'eaux du haut bassin d'Oum Er-rbia, en déterminant les paramètres physico-chimiques de l'eau et les descripteurs mésologiques qui contrôlent leur présence et leur distribution. 14 stations réparties sur cinq cours d'eau (Oum Er-rbia, Fellat, Ichbouka, Srou et Amengous) ont fait l'objet d'un suivi mensuel de 13 mois (juin 2018 à juin 2019) à travers lequel les communautés macrophytiques ont été décrites et leur déterminisme écologique a été analysé.

Le suivi mensuel des paramètres physico-chimiques de l'eau dans les sites étudiés a montré de fortes variations. Les eaux des cours d'eau Oum Er-rbia, Fellat, Srou et Ichbouka sont caractérisées par une forte minéralisation qui varie entre 1700 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 3500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en moyenne et des températures élevées qui peuvent dépasser 25°C en période d'étiage tandis que le cours d'eau Amengous est caractérisé par des teneurs relativement élevées en éléments nutritifs tels que les orthophosphates qui peuvent parfois dépasser 3mg/l.

Au cours de la période d'étude, 82 taxons de macrophytes répartis en 36 familles ont été inventoriés. Le cours d'eau Amengous se distingue par sa diversité remarquable en termes d'espèces macrophytiques. Cette richesse est liée généralement à l'enrichissement du milieu aquatique par les apports azotés et phosphatés. Par ailleurs, dans les autres cours d'eau comme Oum Er-rbia, la trophie joue un rôle secondaire face aux descripteurs mésologiques (profondeur, substrat, vitesse d'écoulement) qui apparaissent prépondérants pour la composition floristique et la répartition des macrophytes.

Le présent travail a également permis l'étude des relations complexes de certains nutriments ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, PT) entre les trois compartiments du cours d'eau notamment les macrophytes, le sédiment et l'eau.

Les macrophytes intègrent non seulement les conditions environnementales, mais reflètent également l'état trophique du milieu aquatique à travers l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). Le calcul de l'indice IBMR a montré que l'état trophique des cours d'eau du haut bassin Oum Er-rbia varie de « très élevé » à « moyen ». La vérification de la relation entre les classes fournies par cet indice et les paramètres physico-chimiques responsables de la dégradation du milieu aquatique a montré des résultats encourageants mais qui restent limités à des conditions bien déterminées. Ces résultats ouvrent des perspectives en termes d'application des macrophytes dans la bioévaluation de nos hydrosystèmes tout en améliorant les connaissances sur l'écologie de ces végétaux dans les cours d'eaux marocains.

Mots-clés : macrophyte, paramètres physico-chimiques, haut bassin Oum Er-rbia, IBMR, état trophique, bioévaluation

SUMMARY

Macrophytes represent a functional compartment that plays multiple and fundamental ecological roles in aquatic environments. They are linked with the other compartments of hydrosystems, both abiotic and biotic, which gives them the ability to integrate environmental conditions and reflect the trophic state of watercourses.

Nevertheless, macrophytes in Moroccan rivers have been rarely studied. Thus, the main objective of this work is to study these plants at the level of the watercourses of the upper basin of Oum Errbia by determining the physico-chemical parameters of the water and the mesological descriptors that control their presence and their distribution. From June 2018 to June 2019, 14 stations spread over five streams (Oum Er-rbia, Fellat, Ichbouka, Srou et Amengous) were monitored monthly to describe macrophytic communities and investigate their ecological determinism.

During the study period, there were significant variations in the physicochemical parameters of the water in all of the watercourses. The Oum Er-bia, Fellat, Srou, and Ichbouka rivers have high temperatures that can exceed 25 °C during peak periods, as well as high mineralization that ranges between 1700 $\mu\text{s}/\text{cm}$ and 3500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ on average. The Amengous watercourse has relatively high levels of nutrients, such as orthophosphates, which can sometimes exceed 3mg/l.

A total of 36 families and 82 macrophyte taxa were accounted for during the study period. The Amengous river stands out from the other surveyed rivers for its exceptional richness of macrophytic species. This richness is often associated with the enrichment of the aquatic environment by nitrogen and phosphate inputs. Furthermore, in some rivers, such as Oum Er-rbia, nutrient enrichment plays a secondary function in comparison to the mesological descriptors (depth, substrat, flow velocity), which tend to be more important for macrophyte composition and distribution.

This study has also revealed the complicated interactions of certain nutrients ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TP) between the different compartments of the watercourse, especially macrophytes, sediment, and water.

Macrophytes not only integrate ambient conditions, but also reflect the trophic state of the aquatic environment through the Biological Macrophytic Index in the River (IBMR). The trophic level of the rivers in the upper Oum Er-rbia basin ranges from "very high" to "medium," according to the calculation of the IBMR index. The verification of the relationship between the classes provided by this index and the physico-chemical parameters in responsible of the deterioration of the aquatic environment has shown encouraging results, although they are still restricted to well-defined circumstances. These findings expand our understanding of the ecology of macrophytes in Moroccan rivers and provide opportunities for their use in the bioassessment of our hydrosystems.

Keywords : macrophyte, physicochemical parameters, upper Oum Er-rbia basin, IBMR, trophic status, bioassessment

ملخص

تمثل النباتات المائية عنصرا وظيفيا يلعب أدوارا ايكولوجية وأساسية في الأوساط المائية. يمنح ارتباط هذه النباتات مع باقي العناصر الاحيائية واللاحيائية للوسط المائي القدرة على دمج الظروف البيئية السائدة في الوسط ويعكس حالة تشبع الوسط المائي بالعناصر المغذية.

وبالرغم من ذلك، نادراً ما تمت دراسة هذه النباتات في الاوساط النهرية بالمغرب. ومنه فالهدف الرئيسي من هذا العمل هو تحديد العوامل البيئية التي تتحكم في وجود وتوزيع مجموعات النباتات في الحوض العلوي لنهر أم الربيع، وذلك من خلال مراقبة أربعة عشرة محطة على خمسة أنهار (ام الربيع، فلات، اشبوكة، سرو، امنغوس) ووصف المجتمعات النباتية وتحليل محددات انتشارها.

مكن تتبع العناصر الفيزيوكيميائية للماء من ابراز التغيرات المهمة التي تطرأ على هذه الأخيرة بمختلف المجاري المائية المدروسة. تميزت المجاري المائية كأم الربيع، فلات، سرو و اشبوكة بارتفاع في نسب الملوحة حيث تراوحت متوسطاتها بين $1700\mu\text{s/cm}$ و $3500\mu\text{s/cm}$ مع درجات حرارة مرتفعة قد تتخطى 25°C خاصة في فترة الخسار الامطار في حين تميز نهر امنغوس بمستويات عالية نسبيا من تركيز المواد المغذية و خاصة الفوسفات حيث تتجاوز قيمته في بعض الأحيان 3mg/l .

يتميز الجرى المائي أمنغوس على غيره من المجاري المائية المدروسة بغنى ملحوظ من النباتات المائية، هذا الغنى يرجع عامة الى تشبع الوسط المائي بالمواد المغذية من فوسفور و نيتروجين. في بعض مجاري الأنهار كنه أم الربيع تلعب المواد المغذية دورا ثانويا أمام الواصفات الميزولوجية كالعمق، طبيعة ونوع التربة وسرعة التيار والتي تشكل على الأرجح عاملا في تحديد تواجد النباتات المائية وتوزيعها.

مكنت نتائجا أيضا من ابراز العلاقة المعقدة لبعض العناصر الغذائية (الفوسفات الكامل، النترات والامونيوم) بين مختلف وحدات المجاري المائية كما أوضحت أيضًا التفاعلات المركبة بين النباتات والوسط المائي بحيث لا تدمج النباتات الظروف البيئية فحسب، بل تعكس أيضًا حالة تشبع الوسط بالعناصر الغذائية من خلال استعمال المؤشر البيولوجي النباتي للأنبهار (IBMR). خلصت نتائج استعمال هذا المؤشر الى أن حالة التشبع في المجاري المدروسة تتراوح بين العالية جدا والمتوسطة. مكن تحليل العلاقة بين العناصر الفيزيوكيميائية المسببة لتراجع جودة الماء مع تصنيفات مؤشر IBMR من استخلاص نتائج مشجعة ولكن تحت ظروف جد محدودة. تحسين المعرفة الايكولوجية الخاصة بالنباتات لباقى المجاري النهرية المغربية، سيفتح لنا آفاقا لاستعمال هذه النباتات في التقييم الحيوي لأنظمتنا المائية.

كلمات مفتاحية: نباتات مائية، العناصر الفيزيوكيميائية، الحوض العلوي لنهر أم الربيع، IBMR، حالة التشبع بالمغذيات،

التقييم الحيوي

TABLES DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE.....	1
----------------------------	---

PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. LES MACROPHYTES : DEFINITION ET CLASSIFICATION.....	6
II. LES MACROPHYTES : CONDITIONS DE CROISSANCE ET DE REPARTITION	8
II.1 Facteurs abiotiques.....	8
II.2 Facteurs biotiques.....	11
II.3 Facteurs anthropiques.....	12
III. LES MACROPHYTES : ROLE FONCTIONNELLE DANS LES COURS D'EAU.....	13
IV. MACROPHYTES ET BIOINDICATION : QUELLE POTENTIALITE ?.....	14
V. METHODES INDICIELLES : CONTEXTE INTERNATIONAL	17
VI. METHODES INDICIELLES : CONTEXTE MACROCAIN	18

PARTIE II : ZONE D'ÉTUDE : PRÉSENTATION GÉNÉRALE ET DESCRIPTION DES STATIONS

I. PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	20
I.1 Aspect géologique	20
I.2 Aspect climatique	21
I.2.1 Précipitation	21
I.2.2 Température.....	22
I.2.3 Evaporation	22
I.2.4 Aspect hydrogéologique.....	23
I.2.5 Aspect hydrographique.....	23
II. COURS D'EAU ET STATIONS D'ÉTUDE.....	24
II.1 Cours d'eau Oum Er-rbia	25
II.2 Cours d'eau Amengous	29
II.3 Cours d'eau Srou	32
II.4 Cours d'eau Ichbouka.....	33
II.5 Cours d'eau Fellat.....	34

PARTIE III : MATÉRIEL ET MÉTHODES

INTRODUCTION.....	36
I. ÉTUDE DES MACROPHYTES.....	36
I.1 Campagne de prospection.....	37
I.2 Délimitation du secteur prospecté	38
I.3 Description du secteur prospecté.....	39
I.4 Relevé floristique.....	41

I.5	Identification des échantillons.....	42
I.6	Cartographie	42
II.	ETUDE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	43
II.1	Mesures réalisées sur le terrain	44
II.2	Analyses réalisées au laboratoire	44
III.	TRAITEMENT DES DONNEES	45
III.1	Calcul de l'indice de Shannon-Weaver (H')	45
III.2	Calcul de l'indice de Piélou (J').....	46
III.3	Calcul de l'IBMR.....	46
III.4	Analyses multivariées.....	47
III.5	Tests statistiques	48

PARTIE IV : RESULTATS ET DISCUSSION

I.	CARACTERISATION PHYSICOCHIMIQUE DES COURS D'EAU.....	49
I.1	Cours d'eau Oum Er-rbia	49
I.2	Cours d'eau Amengous	55
I.3	Cours d'eau Fellat.....	60
I.4	Cours d'eau Srou	63
I.5	Cours d'eau Ichbouka	66
II.	TYPOLOGIE DES COURS D'EAU.....	69
III.	COMPOSITION FLORISTIQUE ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES MACROPHYTIQUE.....	71
III.1	Inventaire des macrophytes.....	71
III.2	Diversité et richesse spécifique.....	74
III.3	Dynamique spatio-temporelle.....	78
III.3.1	Dynamique spatiale.....	78
III.3.2	Dynamique temporelle	80
III.4	Composition taxonomique des assemblages de macrophytes des cours d'eau étudiés 88	
III.5	Relations entre les paramètres physico-chimiques de l'eau et le peuplement de macrophytes.....	90
III.6	Relations entre les teneurs en nutriments de l'eau, de sédiment et des plantes aquatiques.....	94
IV.	EVALUATION DE L'ETAT TROPHIQUE DES COURS D'EAU PAR L'IBMR.....	99
	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	105
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	108
	ANNEXES.....	127

LISTE DES ABREVIATIONS

ACC : Analyse canonique des correspondances

ACP : Analyse en composantes principales

ANOVA : Analyse de variance

BMS : Biological metric score

DCA : Analyse factorielle des correspondances redressées

DCO_{Mn} : Oxydabilité de la matière organique au permanganate de potassium

IBMR : Indice biologique macrophytique en rivière

IMF : Fluvial Macrophyte Index

IRSTEA : institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

IVAM : Macroscopic Aquatic Vegetation Index

MIR : Macrophyte Index for Rivers

MTR : Mean trophic rank

NH₃-N : Azote ammoniacal

NH₄⁺ : Ammonium

NH₄-N : Azote ammoniacal

NO₂⁻ : Nitrite

NO₂-N : Azote nitrite

NO₃⁻ : Nitrate

NO₃-N : Azote nitrate

pH : potentiel d'hydrogène

PO₄³⁻ : Orthophosphate

PT : Phosphate total

TIM : Trophie-Index Macrophyten

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Schéma des différentes formes de macrophytes dans un cours d'eau	8
Figure 2: Localisation géographique du haut bassin d'Oum Er-rbia.....	20
Figure 3: Carte des principales formations géologiques du haut bassin Oum Er-rbia.....	21
Figure 4: Précipitations moyennes annuelles entre 1974-75 et 2016-17	22
Figure 5: Evaporation mensuelle moyenne interannuelle entre 1990 et 2013 au niveau de la station Taghat.....	23
Figure 6: Réseau hydrographique du Haut bassin d'Oum Er-rbia	24
Figure 7: Localisation géographique des stations d'étude au niveau du haut bassin d'Oum Er-rbia.....	25
Figure 8: Distinction des deux unités de relevés (station StOrb01).....	39
Figure 9: Transects d'échantillonnages en zigzag (station StAmg01)	41
Figure 10: Schéma d'aide à l'estimation du recouvrement	42
Figure 11: Exemple d'une carte thématique des macrophytes (station StAmg02).....	43
Figure 12: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb01 (de juin 2018 à juin 2019)	52
Figure 13: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb02 (de juin 2018 à juin 2019)	52
Figure 14: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb03 (de juin 2018 à juin 2019)	53
Figure 15: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb04 (de juin 2018 à juin 2019)	53
Figure 16: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb05 (de juin 2018 à juin 2019)	54
Figure 17: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb06 (de juin 2018 à juin 2019)	54
Figure 18: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg01 (de juin 2018 à juin 2019)	58
Figure 19: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg02 (de juin 2018 à juin 2019)	58
Figure 20: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg03 (de juin 2018 à juin 2019)	59

Figure 21: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg04 (de juin 2018 à juin 2019)	59
Figure 22 : Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StFel (de juin 2018 à juin 2019)	62
Figure 23: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StSru (de juin 2018 à juin 2019)	65
Figure 24: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StChbk01 (de juin 2018 à juin 2019)	68
Figure 25: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StChbk02 (de juin 2018 à juin 2019)	68
Figure 26: Représentation graphique de l'ACP des paramètres physicochimiques des stations étudiées (de juin 2018-juin 2019).....	70
Figure 27: : Représentation graphique de l'ACP des descripteurs mésologiques des stations étudiées (de juin 2018 à juin 2019).....	70
Figure 28: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes du cours d'eau Amengous (juin 2018 à juin 2019)	75
Figure 29: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes des cours d'eau Ichbouka, Fellat et Srou (juin 2018 à juin 2019).....	75
Figure 30: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes du cours d'eau Oum Er-rbia (juin 2018 à juin 2019)	76
Figure 31: Variations de la richesse spécifique totale et de recouvrement moyen en % au niveau des stations d'étude.....	79
Figure 32: Variations de la richesse spécifique et de recouvrement moyen en % pour chaque groupe d'espèce au niveau des stations d'étude	79
Figure 33: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et de recouvrement moyen au niveau du cours d'eau Amengous.....	81
Figure 34: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et du recouvrement moyen au niveau des stations du cours d'eau Oum Er-rbia	83
Figure 35: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et de recouvrement moyen au niveau des cours d'eau Fellat, Ichbouka et Srou	86
Figure 36: Analyse factorielle des correspondances redressées (DCA) des espèces végétales dans les stations d'étude.....	88
Figure 37: Analyse canonique des correspondances (ACC) des paramètres physico-chimiques et des espèces aquatiques et supra-aquatiques.	91

Figure 38: Variation spatiale des concentrations moyennes en phosphate totale (PT), azote nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) au niveau des trois compartiments (eau - sédiment-macrophyte) du cours d'eau Amengous	97
Figure 39: Concentrations moyennes en phosphate totale (PT), azote nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) dans les tissus des macrophytes du cours d'eau Amengous....	97
Figure 40: Nuages de points des paramètres physico-chimiques et des valeurs de IBMR modélisés par une droite de régression (en rouge) avec un intervalle de confiance de 95%	103

LISTE DES PHOTOS

Photos 1: Vue de la station StOrb01, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	26
Photos 2: Vue de la station StOrb02, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	26
Photos 3: Vue de la station StOrb03, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	27
Photos 4: Vue de la station StOrb04, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	28
Photos 5: Vue de la station StOrb05, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	28
Photos 6: Vue de la station StOrb06, située au niveau d'oued Oum Er-rbia	29
Photos 7: Vue de la station StAmg01, située au niveau d'oued Amengous	30
Photos 8: Vue de la station StAmg02, située au niveau d'oued Amengous	30
Photos 9: Vue de la station StAmg03, située au niveau d'oued Amengous	31
Photos 10: Vue de la station StAmg04, située au niveau d'oued Amengous	32
Photos 11: Vue de la station StSru, située au niveau d'oued Srou	32
Photos 12: Vue de la station StChbk01, située au niveau d'oued IChbouka.....	33
Photos 13: Vue de la station StChbk02, située au niveau d'oued IChbouka.....	34
Photos 14: Vue de la station StFel, située au niveau d'oued Fellat.....	35
Photos 15: Vue des stations StOrb06 (a) et StSru (b) durant la campagne du mois d'août 2018	37

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Synthèse des dates des différentes campagnes d'échantillonnages.....	38
Tableau 2: Les coefficients de recouvrement (Ki) en cinq classes.....	47
Tableau 3: Classes de l'IBMR et signification en termes de trophie.....	47
Tableau 4: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques des stations de l'oued Oum Er-rabia (juin 2018-juin 2019).....	49
Tableau 5: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques des stations StAmg01, StAmg02, StAmg03 et StAmg04 (de juin 2018 à juin 2019).	55
Tableau 6: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques de StFel (juin 2018 à juin 2019)	60
Tableau 7: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des valeurs des paramètres physico-chimiques de StSru (de juin 2018 à juin 2019)	63
Tableau 8: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques de StChbk01 et StChbk02 (de juin 2018 à juin 2019).....	66
Tableau 9: Inventaire de la végétation des stations d'étude (y compris les taxons contributifs dans le calcul de l'IBMR)	72
Tableau 10 : Résultats du test d'analyse de la variance (ANOVA) appliqué à la variabilité spatiale des teneurs en nutriments dans les sédiments, l'eau et les espèces macrophytes.	95
Tableau 11: Corrélation de Pearson entre PT de l'eau et PT des macrophytes, et entre PT des sédiments et PT des macrophytes.	98
Tableau 12: Corrélation de Pearson entre NH ₄ -N de l'eau et NH ₄ -N des macrophytes, et entre NH ₄ -N des sédiments et NH ₄ -N des macrophytes.	98
Tableau 13: Corrélation de Pearson entre NO ₃ -N de l'eau et NO ₃ -N des macrophytes, et entre NO ₃ -N des sédiments et NO ₃ -N des macrophytes.....	98
Tableau 14: Corrélation de Pearson entre PT, NO ₃ -N et NH ₄ -N de l'eau et PT, NO ₃ -N et NH ₄ -N des sédiments.	98
Tableau 15: Valeur IBMR, robustesse et la classification trophique avec la couleur attribuée pour chaque station d'étude	100
Tableau 16: Corrélation de Pearson entre les valeurs de l'IBMR et les paramètres physico-chimiques.....	100

INTRODUCTION GENERALE

Les cours d'eau sont des hydrosystèmes complexes où la matière et l'énergie sont produites, ajoutées, stockées, transformées et transportées le long d'un large gradient de conditions abiotiques (Humphries et al., 2014). Comme dans la plupart des hydrosystèmes continentaux, les végétaux présentent le compartiment fonctionnel de premier ordre dans les cours d'eau (Gurnell et al., 2012). Ils sont représentés par les "macrophytes aquatiques" qui désignent la végétation identifiable à l'œil nu adaptée à un habitat humide (Chambers et al., 2008). Les macrophytes s'expriment en différentes formes de vie face au degré de submersion (hydrophyte, amphiphyte et hélophyte).

La valeur et l'importance des macrophytes aquatiques dans un cours d'eau ne peuvent être sous-estimées en raison de leur rôle crucial dans le fonctionnement de cet hydrosystème. Les macrophytes affectent la quantité et la qualité de l'eau en modifiant la direction et la vitesse d'écoulement (Kelly & Whitton, 1998; Zefferman & Harris, 2016). Elles contribuent à la complexité et la diversité fonctionnelle de l'écosystème aquatique en fournissant des habitats pour les invertébrés, les poissons et les oiseaux aquatiques (Qu et al., 2018; Roussel et al., 1998; van Altena et al., 2016). Les macrophytes influencent également le cycle biochimique par le stockage des nutriments durant leur croissance, elles modifient la température de la surface de l'eau et la quantité de lumière au sein des herbiers (Haury et al., 2008; Lembi, 2001), favorisent la rétention des sédiments et renforcent les berges des cours d'eaux contre l'érosion (Ibáñez et al., 2012; Thiébaud, 2006). Ces rôles écologiques font des macrophytes de bons descripteurs des systèmes aquatiques et l'un des éléments clés pour l'évaluation de leur état écologique.

Au cours des dernières décennies, les méthodes de l'évaluation des eaux courantes ont changé bien que les analyses physico-chimiques de l'eau puissent fournir une bonne indication du niveau de pollution de ces écosystèmes. Cette approche ne tient pas compte de l'état des communautés biologiques ce qui ne permet pas de refléter correctement l'état des hydrosystèmes étudiés. En conséquence, le renforcement des

connaissances sur la qualité des cours d'eau a poussé les écologistes à adopter et à recommander les méthodes biologiques en tant que technique complémentaire et utile pour l'évaluation de l'état écologique des eaux courantes (Carbiener et al., 1990a; Ferreira et al., 2021; Haury et al., 2006; Kohler, 1976; Kuhar et al., 2011; Sapounidis et al., 2019). Dans ce contexte évolutif, plusieurs pays tentent de protéger et de surveiller les hydrosystèmes par la mise en place de nombreuses politiques de gestion donnant la priorité aux dimensions biologiques et écologiques des écosystèmes aquatiques aux dépens de la qualité physico-chimiques en développant et en validant des indicateurs biologiques. Ainsi plusieurs pays européens ont adopté, développé et valorisé des méthodes de bioévaluation basée sur les macrophytes (IBMR/MTR/IVAM/MIR). Ces approches ont également été utilisées pour le développement des systèmes de bioévaluation dans des pays non européens (Basin et al., 2018; M. P. Kennedy et al., 2016; Özbay et al., 2019).

Au Maroc la majorité des travaux réalisés sur la végétation aquatique s'intéressent aux études de l'inventaire, la typologie et la phytosociologie de nombreux groupements végétaux. Bien que ces démarches permettent une bonne caractérisation des habitats, elles ne fournissent pas une évaluation fine de l'état trophique ou écologique de l'hydrosystème. Malgré les nombreuses études dédiées aux zones humides, notre pays dispose de très peu de données sur la végétation aquatique des eaux courantes permettant le développement d'une méthode nationale d'évaluation de la composante macrophyte. Toutefois, les pays européens ont réalisé de nombreux travaux de recherche portant sur les macrophytes aquatiques et sur les méthodes de bioévaluation des écosystèmes aquatiques. De ce fait le recours à l'extrapolation de l'une des méthodes européennes semble faisable grâce à la localisation géographique stratégique du Maroc au sein du bassin méditerranéen et à sa proximité de plusieurs pays européens traditionnellement objet d'une longue série de travaux portant sur les macrophytes aquatiques et les méthodes de bioévaluation des écosystèmes aquatiques.

Parmi les méthodes d'évaluation de l'état trophique des eaux courantes les plus répandues en Europe, nous citons le rang trophique moyen (MTR : Mean Trophic

Index) qui est adopté par le Royaume-Uni et l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) adopté par la France. L'IBMR a été sélectionné comme méthode pour les études d'intercalibration entre plusieurs pays européens (Szozkiewicz et al., 2006), il a été adopté par six pays de la zone méditerranéenne (Aguiar et al., 2009). Compte tenu de la particularité géographique du Maroc au sein du bassin méditerranéen, des chercheurs marocains ont essayé de vérifier l'applicabilité de certaines méthodes indicielles (IBMR, BMS et IMF) aux cours d'eau du bassin de Sebou. Leurs résultats ont montré l'inadéquation de l'approche des indices trophiques avec les conditions du bassin de Sebou (Maissour & Benamar, 2019). Cependant une autre étude réalisée au niveau du même bassin sur le cours d'eau Beht a montré l'efficacité de l'application de l'IBMR comme méthode d'évaluation des eaux courantes (Bentaïbi et al., 2017). Ces études ne sont toutefois pas suffisantes pour qu'elles permettent de juger la fiabilité de l'application de tels indices pour nos hydrosystèmes, ce qui met en exergue la nécessité d'une réflexion sur l'utilisation des approches indicielles basées sur les macrophytes. Lesquelles approches nécessitent d'approfondir les connaissances sur les déterminants influençant les communautés de macrophytes des rivières, d'encourager les études sur l'application et la mise au point des indices biotiques pour les appliquer à l'ensemble des cours d'eau marocains.

Conscient des défis mentionnés précédemment et l'écueil majeur qui réside encore dans la connaissance de l'écologie des groupements végétaux des eaux courantes marocaines ainsi que l'inventaire de certains groupes notamment les communautés algales et bryophytiques, et dans l'optique de l'application d'une méthode indicielle basée sur les macrophytes pour l'évaluation de l'état trophiques à l'échelle du territoire national, ce travail nous a été confié. En plus, cette étude va fournir une base de données pour les futurs travaux de recherches sur l'utilisation de l'approche indicielle dans la bioévaluation des hydrosystèmes.

Le présent travail mêle différents intérêts et objectifs, il est le premier réalisé sur les macrophytes du haut bassin d'Oum Er-rbia. Il est destiné à l'étude de la répartition, la dynamique et l'écologie des plantes aquatiques et supra-aquatiques et vise à mieux appréhender le diagnostic qu'elles apportent dans le domaine de la qualité de l'eau.

Pour atteindre ces buts, l'étude se fixe les objectifs suivants :

- Etablir un premier inventaire des macrophytes qui colonisent les secteurs des cours d'eau prospectés ;
- Etablir la relation entre les communautés de macrophytes et l'état trophique des cours d'eau prospectés ;
- Analyser la dynamique spatio-temporelle des macrophytes, en fonction des cycles saisonniers ;
- Comprendre les relations intercompartimentales dans un écosystème aquatique ;
- Tester l'applicabilité, la fiabilité et la pertinence de l'Indice Biologique macrophytique en Rivière (IBMR) dans l'évaluation de la qualité du cours d'eau de l'oued Oum Er-rbia.

La première partie de ce travail présente une synthèse bibliographique dans laquelle nous avons abordé les définitions et les classifications des macrophytes, leurs conditions de répartition et de croissance, leur rôle fonctionnel dans les cours d'eau, ainsi que leur potentialité comme outils de diagnostic (méthodes indicielles) de l'état des écosystèmes aquatiques.

La deuxième partie est destinée à la présentation de la zone d'étude (Haut bassin Oum Er-rbia) avec les différents aspects géologiques, climatiques, hydrologiques, hydrogéologiques et hydrographiques, en plus d'une description détaillée de l'ensemble des stations étudiées.

La troisième partie est consacrée à la description des méthodes utilisées pour l'étude des macrophytes, la caractérisation de l'eau et le traitement des données.

La quatrième partie aborde la discussion des résultats liés à la caractérisation physico-chimique des eaux des cours d'eau étudiés, l'étude de la dynamique spatio-temporelle des macrophytes dans les différents cours d'eau, l'écologie des macrophytes inventoriés, les relations intercompartimentales (macrophyte - eau - sédiment) au niveau du cours d'eau Amengous et l'application de l'indice biologique

macrophytique en rivière (IBMR) pour l'évaluation de l'état trophique des cours d'eau dans le haut bassin d'Oum Er-rbia.

Ce travail se termine par une synthèse des résultats obtenus et des perspectives pour l'amélioration des connaissances sur l'écologie des macrophytes et pour une meilleure application de l'IBMR dans les cours d'eau marocain.

PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. LES MACROPHYTES : DEFINITION ET CLASSIFICATION

Le terme « macrophyte » est utilisé par plusieurs auteurs avec des significations différentes. Il réunit un groupe hétérogène de taxons : phanérogames, mousses et algues macroscopiques. Ces plantes sont classées différemment selon les auteurs. La définition la plus reconnue est celle qui les définit comme « Toute plante observable à l'œil nu et presque toujours identifiable lorsqu'elle est observée » (N. T. H. Holmes & Whitton, 1977). Par ailleurs, la définition de ces organismes a été limitée aux « plantes identifiables à l'œil nu » sans ajouter d'autre précision (Scott et al., 2002), mais certains auteurs l'ont élargi en ajoutant les colonies visibles de bactéries, de champignons hétérotrophes et même ceux des cyanobactéries (Haury et al., 2001a; Suárez et al., 2005).

Toutes les classifications des macrophytes reflètent potentiellement l'adaptation de ces végétaux au milieu aquatique, elles sont basées sur différents critères taxinomiques, morphologiques et écologiques. Les critères taxinomiques nous permettent de distinguer quatre grands groupes : les algues, les bryophytes, les ptéridophytes et les phanérogames. Par ailleurs, Luther (Luther, 1949) a proposé une classification basée sur l'écologie et le type biologique des macrophytes en fonction de leur mode d'attachement au substrat, cette classification divise les macrophytes en trois groupes :

- Haptophytes : plantes attachées à la surface d'un substrat solide sans y pénétrer. La plupart des algues benthiques et tous les lichens aquatiques appartiennent à ce groupe.
- Rhizophytes : plantes qui pénètrent dans le substrat par leur partie basale. Ce groupe comprend la plupart des plantes vasculaires aquatiques, ainsi que de nombreuses algues.
- Pleustophytes ou Planophytes : plantes non fixées au substrat ou flottantes.

Plus tard, Den Hartog et Segal (SHAFFER, 1960) ont proposé une autre classification plus détaillée basée sur la forme de croissance des macrophytes. Ils ont divisé les rhizophytes en six groupes et les pleustophytes en cinq groupes :

Rhizophytes :

- Isoétides : rhizophytes à tiges courtes et rosette de feuilles radicales rigides ;

- Vallisneroides : rhizophytes à tige courte et à longues feuilles radicalaires flasques et linéaires ;
- Élodéides : rhizophytes caulescents à feuilles immergées non divisées ;
- Myriophylloïdes : rhizophytes caulescents avec feuilles submergées finement disséquées et parties génératives s'élevant au-dessus de la surface de l'eau ;
- Batrachium : rhizophytes caulescents avec des feuilles submergées et des feuilles flottantes spécialisées ;
- Nymphoides : rhizophytes à feuilles flottantes à longs pétioles et à tige peu ou pas ramifiée. Dans certains cas, des feuilles submergées sont également présentes.

Pleustophytes :

- Cératophylles : pleustophytes submergés à feuilles finement divisées, sans feuilles flottantes, pondus près de la surface de l'eau en été et s'enfonçant au fond en automne, survivants à l'hiver sous forme de turions ;
- Hydrocharidés : pleustophytes flottant à la surface de l'eau, à feuilles flottantes et survivants à l'hiver sous forme de gemmules ou de sporocarpes ;
- Stratioidés : pleustophytes flottant à la surface de l'eau, avec des feuilles basales rigides, s'élevant au-dessus de la surface de l'eau. En automne, ils coulent au fond et survivent à l'hiver sous forme de turions ;
- Lemnidés : petits pleustophytes flottant à la surface de l'eau, avec la face supérieure des frondes adaptées à la vie aérienne et la face inférieure à la vie aquatique ;
- Ricciellidés : petits pleustophytes submergés.

La classification des macrophytes la plus largement utilisée est basée sur leur mode d'adaptation à la vie aquatique (Barbe, 1984; Haury et al., 2001a). Elle met en évidence la présence de trois groupes :

- **Hydrophytes** : ce sont des plantes totalement submergées ou qui possèdent certaines parties flottantes à la surface de l'eau.
- **Amphiphytes** : correspondent aux plantes qui mènent une vie à la fois submergée et émergées en fonction de la submersion.
- **Hélophytes** : constituent le groupe de plantes ayant leurs racines dans les sédiments sous la surface de l'eau, alors que leurs appareils végétatifs et reproducteurs sont aériens.

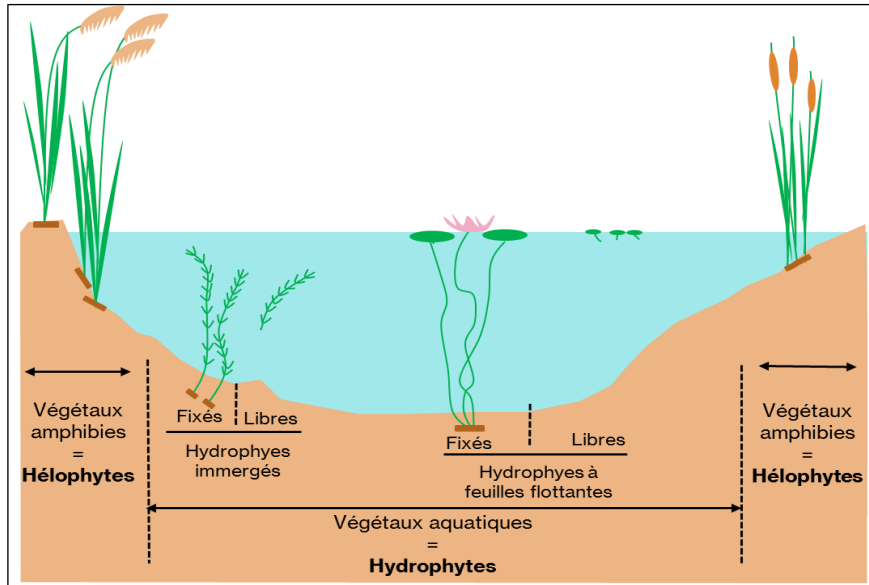


Figure 1: Schéma des différentes formes de macrophytes dans un cours d'eau modifiée d'après (Meyer S., 2004; Schoelynck, 2011)

II. LES MACROPHYTES : CONDITIONS DE CROISSANCE ET DE REPARTITION

La dynamique des macrophytes et leur productivité dépendent d'un ensemble d'interactions complexes entre les conditions hydrodynamiques, les processus hydrochimiques et l'énergie lumineuse disponible, conduisant à diverses stratégies adaptatives pour coloniser les différents habitats (Chambers et al., 2008; Humphries et al., 2014). La littérature suggère que le développement des macrophytes est le résultat de processus de croissance, régulé par de nombreux facteurs biotiques et abiotiques (Bottino et al., 2013; Dar et al., 2014; Vaughn & Davis, 2015).

II.1 Facteurs abiotiques

La lumière est considérée comme l'un des facteurs abiotiques les plus importants pour les macrophytes (Barko et al., 1982b; Ensminger et al., 2005; M. Kennedy et al., 2015). Les besoins en lumière des plantes aquatiques dépendent de leur forme de vie (Degtyarev, 2018; Lacoul & Freedman, 2006; Middelboe & Markager, 1997). De plus, les conditions de luminosité déterminent leur développement et leur distribution (Istvánovics et al., 2008). Ainsi les sciaphytes, comme les bryophytes, sont capables de se développer dans des conditions d'éclairage réduites (derrière des blocs, des galets, dans des zones ombragées

par la ripisylve). Au contraire, la plupart des algues vertes et des phanérogames ont des besoins importants en lumière.

La température est également d'une grande importance pour les plantes aquatiques (Bonis et al., 1996; Hannan & Dorris, 1970; P. Zhang et al., 2019). Elle agit sur la germination des graines, la croissance des plantes et leur reproduction (Xiao et al., 2010). Ce paramètre détermine également la distribution et la biomasse des communautés de macrophytes. Par ailleurs, la lumière et la température semblent interagir pour influencer la distribution et la croissance saisonnière des macrophytes (Barko et al., 1982a). En outre, la température peut avoir un effet indirect sur les macrophytes en influant sur beaucoup d'autres paramètres chimiques de l'eau (P. Zhang et al., 2019). Le réchauffement rapide des eaux de surface dans les systèmes aquatiques peut également contribuer à une prolifération d'algues (O'Reilly et al., 2015; L. Zhang et al., 2019) aux dépens des macrophytes submergés.

Les conditions hydrodynamiques du cours d'eau sont liées à la pente et à sa morphométrie qui déterminent la structure des habitats et sélectionnent à la fois les espèces et les types éco-morphologiques. Les macrophytes ont développé deux stratégies distinctes pour faire face aux forces hydrodynamiques qu'ils rencontrent dans les rivières : la stratégie d'évitement et celle de tolérance (Puijalon et al., 2011). La première stratégie est caractérisée par une grande flexibilité des plantes qui peuvent se plier face à des vitesses d'écoulement croissantes et réduire au maximum la force de traînée qu'elles ressentent dans l'eau qui coule, ainsi elles n'investissent pas beaucoup d'énergie dans les tissus de résistance (par exemple, la lignine). Cependant, les plantes présentant une stratégie de tolérance sont principalement formées par des tissus rigides et résistants avec une force de traction élevée. Par conséquent, ils ont moins de capacité à se plier et subissent donc des forces de traînée élevées pour maximiser leur résistance (Puijalon et al., 2011).

La vitesse d'écoulement est l'un des facteurs de mise en forme des communautés macrophytes des milieux lotiques (courant d'eau fort), du fait de son effet sur le substrat de la rivière (Baattrup-Pedersen et al., 2002, 2003; Vandenbruwaene et al., 2011).

La granulométrie du substrat et sa **richesse en nutriments** est un paramètre potentiellement important pour l'ancrage et la croissance des végétaux (Franklin et al., 2008; Gosselin et al., 2018; Z. Q. Li et al., 2012). Il existe des espèces de macrophytes liées à des substrats à texture fine comme, *Groenlandia densa*, *Apium nodiflorum* et d'autres préfèrent un

substrat plus grossier, comme *Veronica anagallis-aquatica* et *Nasturtium officinale*. Contrairement, les bryophytes et certaines algues exigent des substrats rocheux stables (Dutartre et al., 2008), quant aux cyanobactérie flottantes, elles forment des colonies dense à la surface de l'eau. Les milieux aquatiques présentent de fortes variations physico-chimiques (teneurs des eaux en nutriments, modifications de salinité, solubilité des gaz, etc.) favorisant la présence et le développement d'une diversité de communautés macrophytiques (Peltre et al., 2002; Szoszkiewicz et al., 2014). Ces communautés y répondent par une grande plasticité, aussi bien morphologique que physiologique, leur permettant ainsi de s'adapter à l'hétérogénéité des milieux.

Le dioxygène dissous et le dioxyde de carbone dissous sont les gaz les plus importants pour le développement des communautés de macrophytes. Toutefois, la disponibilité de ces deux gaz en termes de concentration dans le milieu aquatique est beaucoup plus faible que dans l'air (Kaenel et al., 2000; Passerini et al., 2016). La concentration d'oxygène dissous dans les eaux courantes, principalement due aux processus d'échange avec l'atmosphère, est favorisée par la vitesse du courant et à la production primaire des macrophytes (Jarvie et al., 2003; USGS, 2011). En plus de l'oxygène qui est indispensable pour la respiration des plantes aquatiques, le dioxyde de carbone dissous présente une source fondamentale de carbone inorganique utilisé au cours de la photosynthèse. La forme de prélèvement du CO₂ par les plantes aquatiques détermine leur compétitivité (Reitsema et al., 2018b); *Potamogeton pectinatus* par exemple utilise principalement les bicarbonates comme source de carbone au contraire des bryophytes qui préfèrent la forme aqueuse de CO₂ (L'eau, 1997). La solubilité des gaz dissous dans le milieu aquatique dépend de la température et de la pression partielle de chaque gaz. Leur disponibilité dépend également du **pH** qui constitue, avec des éléments minéraux, des paramètres interdépendants déterminant la composition des communautés de macrophytes (Demars & Thiébaud, 2008). Ainsi ces communautés sont réparties entre acidiphiles, se développant dans des eaux à pH inférieur à 5, et celle caractérisant des eaux alcalines où le pH est supérieur à 8.

Le développement et la répartition des communautés de macrophytes sont liés, en plus des facteurs mentionnés précédemment à **la biodisponibilité des nutriments** (orthophosphates et éléments azotés) (Cotton et al., 2006; Dong et al., 2014). La richesse en éléments nutritifs permet aux macrophytes d'éviter des phénomènes de compétition, et favorise la coexistence de plusieurs espèces (Baattrup-Pedersen et al., 2002; Mebane et al., 2021; Moura Júnior et al.,

2019). Les macrophytes assimilent directement l'azote minéral sous forme d'ion ammonium ou de nitrate après son oxydation par les bactéries. En raison de sa faible solubilité par rapport à l'azote, le phosphore est considéré comme un nutriment limitant dans le milieu aquatique pour deux raisons : d'une part sa forme assimilable par les macrophytes est peu abondante, d'autre part, au cours de son cheminement à travers l'écosystème terrestre, il est fortement fixé par les constituants majeurs des sols (composés du fer, de l'aluminium et du calcium) et prélevé par les plantes terrestres (Withers & Jarvie, 2008). La croissance et le développement des macrophytes, face aux différentes concentrations d'azote et de phosphore dans le milieu aquatique, permet de distinguer des communautés oligotrophes, mésotrophes, eutrophes et hyper-eutrophes. La richesse spécifique est plus importante en milieux oligotrophes et mésotrophes alors qu'elle est faible au sein des milieux ultra-oligotrophes, eutrophes et hyper-eutrophes. Plusieurs recherches ont montré que la pollution des eaux diminue la richesse spécifique (Camargo, 2018; Gao et al., 2020; Steffen et al., 2013). La pollution limite les espèces sensibles, sélectionne les espèces résistantes et favorise, quand elle est de nature organique, la prolifération des algues créant ainsi des phénomènes de compétition pour la lumière et l'espace.

II.2 Facteurs biotiques

La composition, la répartition et le développement des communautés de macrophytes sont fortement liés à des phénomènes de **compétition** ou de **facilitation**. Ces processus sont gouvernés par les modifications et les perturbations de milieu notamment les crues, les forts débits, l'étiage, etc. Les crues, par exemple, ont souvent un fort impact sur la compétition pour l'espace entre les algues filamenteuses et les plantes supérieures (Dutartre et al., 2008). Par ailleurs, les forts débits réduisent les biomasses algales par arrachage des filaments, alors que de longues périodes de faibles débits, souvent corrélées avec un fort ensoleillement et une augmentation de la température, facilitent les proliférations des colonies algales (Baláži & Hrivnák, 2015). La présence d'une macrophyte au niveau d'un site peut être également due à **sa capacité et son mode de dispersion**. En raison de leur stratégie compétitive-rudérale (croissance rapide, dispersion efficace et résistance aux perturbations) des espèces comme *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Elodea canadensis* sont mieux développées que d'autres espèces comme *Potamogeton lucens* et *Potamogeton praelongus*, ces dernier sont caractérisées par une croissance plus lente (Abernethy et al., 1996; De Lima & Valentin, 2001). Quant aux amphiphytes, elles ont plus de chance de se

développer dans un site par rapport aux hydrophytes grâce à leur mode de dispersion qui est assuré à la fois par l'eau dans le milieu aquatique et les autres agents de transport comme les animaux dans le milieu terrestre (Catford & Jansson, 2014; De Lima & Valentin, 2001; Henry & Amoros, 1996). Les macrophytes interagissent directement avec des organismes de différents compartiments, ils constituent des **habitats** pour plusieurs catégories d'organismes (Périphyton, invertébrés benthiques, poissons) ainsi qu'une source de **nourriture** aussi bien pour les animaux aquatiques que terrestres (Christie et al., 2009; Schmieder et al., 2006). De nombreux auteurs ont rapporté que la consommation de macrophytes par les herbivores joue, en eau douce, un rôle aussi important que dans les autres types de milieux. Les invertébrés sont abondants dans la plupart des écosystèmes dulçaquicoles et tiennent une part importante dans les réseaux trophiques ; ils peuvent consommer les macrophytes au stade larvaire et/ou adulte, et ils sont plus ou moins sélectifs dans leurs choix alimentaires. Ils peuvent avoir des effets importants sur le développement et la reproduction des plantes, tant par les destructions de biomasse qu'ils occasionnent (Franceschini et al., 2020; JACOBSEN & SAND-JENSEN, 1992) que par l'effet qualitatif du broutage au niveau des zones méristématiques ou des organes reproducteurs. À l'échelle de la communauté, divers travaux ont montré que des herbivores tels que les oiseaux aquatiques et les poissons peuvent exercer une pression sélective par **pâturage extensif** (Bakker et al., 2016; van Altena et al., 2016). En outre les organismes fouisseurs peuvent avoir un effet indirect sur les macrophytes par la perturbation des sédiments, l'accroissement de la matière en suspension et le déracinement des plantes aquatiques (Mermillod-Blondin & Lemoine, 2010).

II.3 Facteurs anthropiques

Les cours d'eau ont toujours été considérés comme des systèmes dominés par des perturbations de natures diverses (eutrophisation, aménagements, régulation hydraulique ou hydrologique, etc.). Ces activités anthropiques modifient le milieu et par conséquent la composition naturelle et structurelle des biocénoses, notamment celle des communautés de macrophytes. Elles sont fréquemment responsables des proliférations localisées d'espèces végétales indigènes, ainsi que l'invasion de plantes introduites. Les perturbations environnementales causées par les activités humaines agissent à diverses échelles sur les cours d'eau (morphologie et hydraulique, niveau trophique et matière organique). Ainsi **l'implantation et le fonctionnement des barrages** modifient le débit et la température de

l'eau ce qui provoque une forte zonation longitudinale des communautés macrophytiques (Bernez et al., 2002, 2007; Bornette et al., 1994). Par ailleurs, **les canalisations de drainage** modifient fortement les interactions du lit du cours d'eau avec les berges en réduisant les habitats marginaux favorables pour le développement des espèces des milieux lenticques (Baláži & Hrivnák, 2016). Ajoutons **l'effet de l'entretien mécanique de certains macrophytes** qui peut modifier leur répartition et leur croissance (J. Caffrey et al., 2006). **Les apports anthropiques des polluants organiques et minéraux** peuvent modifier l'eutrophisation naturelle des cours d'eaux traduite par une zonation des communautés selon un gradient amont-aval (Hare et al., 2010). La variation des conditions chimiques est souvent traduite par des changements profonds et rapides au niveau des communautés végétales. Par exemple la pisciculture intense peut provoquer une augmentation des teneurs en ammoniac et de matières en suspension au niveau du milieu récepteur ce qui diminue les concentrations d'oxygène dissous et modifie par la suite les phytocénoses (Adam, 2000; Daniel et al., 2005). L'acidification du cours d'eau fait disparaître les espèces les plus sensibles à la pollution ce qui entraîne une diminution de la diversité floristique (Reitsemá et al., 2018a). **L'introduction de certaines espèces animales ou végétales présentant des capacités invasives et compétitrices** importantes conduit à une colonisation rapide de nouveau biotope au détriment de la flore locale (Barrat-Segretain, 2005).

III. LES MACROPHYTES : ROLE FONCTIONNEL DANS LES COURS D'EAU

Le fonctionnement des cours d'eau est fortement influencé par la présence des communautés de macrophytes. Selon les facteurs mentionnés précédemment les macrophytes peuvent être considérées comme des intégrateurs de l'ensemble des paramètres influençant l'écosystème aquatique. Ils modifient la quantité d'eau dans les rivières via une résistance hydraulique (Bal et al., 2011; Green, 2005). Cela se traduit par une diminution des vitesses d'écoulement, une réduction de la capacité de drainage et une augmentation des niveaux d'eau (Bal et al., 2011; de Doncker et al., 2009; Old et al., 2014). Ces conditions favorisent à leur tour l'augmentation de la température de surface de l'herbier et ralentissent les échanges entre les macrophytes et l'eau. Les macrophytes jouent un rôle essentiel dans le cycle de sédimentation. Elles piègent les sédiments fins et favorisent la rétention des dépôts en limitant leur reprise lors des crues tout en protégeant les pieds de

berge contre l'érosion (Haury et al., 2008). Les macrophytes présentent généralement un fort pouvoir couvrant dans les biotopes qu'elles occupent, en conséquence elles modifient la pénétration de la lumière et le phénomène de la photosynthèse. Elles augmentent la dynamique de l'oxygène dans le milieu aquatique (Goodwin et al., 2008). Les macrophytes sont responsables de stockage et de recyclage des nutriments au cours de leur cycle de vie, cette capacité les rend largement utilisés dans les processus d'amélioration de la qualité de l'eau (Dhote & Dixit, 2009; Yaowakhan et al., 2005). L'interaction entre la dynamique du milieu aquatique et la croissance des macrophytes fournissent une grande hétérogénéité d'habitat en augmentant la richesse spécifique du milieu et en offrant différents habitats pour l'ensemble de la biocénose. Le rôle fonctionnel des macrophytes, et plus spécialement des bryophytes, correspond au piégeage important de particules organiques et minérales, ce qui se traduit par une très grande richesse en invertébrés benthiques (Andrew et al., 2003). Ainsi les herbiers de macrophytes structurent l'habitat piscicole (Carden, 2002; Lusardi et al., 2018), ces microhabitats sont nécessaire pour que les poissons s'abritent, chassent, s'accouplent, frayent ou pondent.

IV. MACROPHYTES ET BIOINDICATION : QUELLE POTENTIALITE ?

La complexité des écosystèmes aquatiques et la multiplicité des sources de dégradations ont mobilisé la communauté scientifique pour la recherche d'outils fiables, autres que les paramètres physico-chimiques traditionnellement étudiés, pour l'évaluation de la qualité des eaux en se basant sur les composantes biologiques. La sensibilité de certains organismes aux différentes perturbations dans leur environnement représente l'idée fondatrice du concept de bioindication. Cette approche est basée au début sur la recherche de la présence/absence d'organismes indicatrices et éventuellement leur abondance ce qui permet d'apporter des informations précises sur la qualité du milieu (Blandin, 1986). D'après Bellan, « les indicateurs biologiques ou taxons indicateurs sont des détecteurs révélant l'existence de conditions complexes à interpréter et résultant le plus souvent d'un ensemble de facteurs biotiques ou abiotiques difficiles à mesurer directement » (Bellan, 1984). Blandin les a définis comme étant « un organisme ou un ensemble d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications,

naturelles ou provoquées » (Blandin, 1986). Plus tard, Garrec et Van Haluwyn ont donné une définition plus restrictive au terme « Bioindicateur », ils le considèrent comme « un simple relais ne faisant référence qu'à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) » (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

Les macrophytes constituent des groupements floristiques dont le déterminisme est à la base de toute étude biotypologique ou de bioindication (Dutartre et al., 2008; Haury et al., 2001b). La plupart des études fondées sur l'analyse des relations entre les peuplements ou entre les espèces de macrophytes avec les facteurs contrôlant leur environnement correspondent généralement à des études de typologie floristique. La notion de bioindication appliquée aux macrophytes fait appel à plusieurs approches issues de celles classiquement développées en phytoécologie ou en phytosociologie.

La phytosociologie est une approche qui permet une classification des communautés végétales ou phytocénoses en se basant sur l'identification des groupements d'espèces vivant ensemble ainsi que leur zonation floristico-écologique. Cette approche, utilisée par plusieurs auteurs dans l'études sur la trophie de l'eau, permet de déterminer les phytocénoses non-altérées et leurs séquences de dégradation selon un gradient écologique longitudinal des cours d'eau (Chatenet et al., 1999; Meriaux, 1985; Scott et al., 2002; Silva et al., 2009). Weigleb est l'un des initiateurs de l'étude de la relation des macrophytes avec les paramètres environnementaux des cours d'eau. Il a adopté une démarche phytosociologique avec un aspect critique lié aux difficultés d'interprétation des peuplements de macrophytes en fonction de l'instabilité spatio-temporelle du milieu aquatique. Son étude a également montré l'effet combiné de plusieurs paramètres (bicarbonate, pH, ammonium, débit, nutriments...) sur la distribution des communautés de macrophytes et le rôle du gradient amont-aval dans leur répartition. Les résultats obtenus à travers les études de Weigleb ont permis de mettre en valeur le rôle intégrateur et bioindicateur des macrophytes dans les cours d'eau (Wiegleb, 1981b, 1981a, 1983, 1988). En 1990, Carbiener a réalisé, selon la méthode phytosociologique de Braun-Blanquet, des relevés de végétation sur un ensemble de rivières caractérisé par une homogénéité lithologique et morphologique. Les résultats obtenus ont permis de constater que "le niveau trophique de l'eau discrimine la composition floristique de l'ensemble du complexe phytocénotique d'un cours d'eau, incluant les faciès rhéo-sédimento-morphométriques"

(Carbiener et al., 1990b). D'autres auteurs ont essayé d'analyser les phytocénoses par la méthode phytosociologique et de développer des approches phytosociologiques des groupements des cours d'eau (Meriaux, 1985; Muller, 1990; Thiébaud, 1997; Thiébaud & Muller, 1999).

Au contraire de l'approche phytosociologique, la phytoécologie est une démarche basée sur l'étude des relations entre les espèces et les paramètres du milieu conditionnant leur répartition et leur comportement stationnel. Ce type d'approche a permis d'affiner le profil écologique des espèces et de mettre en évidence leur caractère bioindicateur. Dans les années soixante-dix, Kohler a proposé une classification phytoécologique des cours d'eau selon un protocole basé sur les analyses hydrochimiques des cours d'eau et la cartographie de la végétation aquatique. Ce protocole permet de déterminer les facteurs agissant sur la distribution des macrophytes et de révéler la valeur indicatrice des différents taxons (Kohler, 1976). En 1988, Haslam et Wolseley ont étudié la distribution des communautés de macrophytes par rapport à une large gamme de facteurs, en particulier les paramètres physiques tels que la largeur du cours d'eau, la vitesse de courant, la profondeur et le type de substrat (Wilson, 1988). Ces travaux ont été étalés par la suite sur une zone géographique plus large en permettant d'identifier les espèces de macrophytes caractéristiques de différents statuts trophiques. En 1996, Haury a essayé d'étudier l'écologie des groupements végétaux dans la rivière Scorff à travers leur milieu physique. Il a fixé une aire minimale au sein du cours d'eau dont la vitesse d'écoulement, la profondeur, l'éclairement et la nature de substrat sont homogènes. Les résultats obtenus ont permis d'élaborer une première grille de distribution des groupements du Scorff par rapport à la vitesse, à la profondeur et à la minéralisation des eaux (Haury & Baglinière, 1996).

Les résultats des deux démarches phytosociologique et phytoécologique convergent assez nettement en mettant en évidence la prééminence du milieu physique dans le diagnostic et l'importance de la structure de la végétation (zonation longitudinale, morphologie des macrophytes). Elles peuvent être combinées pour fournir une vision fonctionnelle de la distribution des communautés de macrophytes. Cette combinaison permet de comprendre les processus de colonisation ou de recolonisation des macrophytes après des perturbations hydrologiques ou chimiques, en fonction des traits biologiques de chaque espèce (Dutartre et al., 2008).

V. METHODES INDICIELLES : CONTEXTE INTERNATIONAL

Les études antérieures se focalisant sur l'analyse des relations milieu aquatique-végétation, pourrait être considérées comme un précurseur des méthodes indicielles. Elles ont permis de préciser le pouvoir bioindicateur des macrophytes, ce qui a ouvert par la suite l'horizon à d'autres chercheurs en leur permettant la proposition et le développement des indices biologiques et l'établissement des plans d'échantillonnage adaptés à chaque méthode indicielle.

Il existe, à présent, plusieurs indices macrophytiques qui diffèrent les uns des autres selon les communautés de macrophytes prises en compte. Parmi ces indices, nous citons les indices structurels ou de communautés (Pietsch, 1989), les indices de diversité (Triebel et al., 2004), les indices saprobiques (Sládeček et al., 1981), les indices trophiques qui dérivent des indices spécifiques (Froese & Sehon, 1975), les indices de perturbation et d'autres types d'indices, n'appartenant à aucune catégorie, comme le Macrophyte Index Scheme (J. M. Caffrey, 1987). Les indices trophiques sont les plus répandus à l'échelle internationale. Ils sont basés sur la présence et l'abondance de certaines espèces. Une valeur indicatrice est attribuée à chacune d'elles en fonction de sa tolérance à l'enrichissement du milieu en nutriments. A l'échelle européenne, trois indices trophiques basés sur les communautés macrophytiques sont largement utilisés pour l'évaluation de la qualité des eaux. Le rang trophique moyen ou MTR (N. Holmes et al., 1999) qui est la méthode standard officiellement adoptée par l'Agence de l'environnement du Royaume-Uni pour évaluer les eaux courantes. C'est un indice trophique qui considère 129 espèces indicatrices. L'Indice Trophique Macrophytique ou TIM est l'indice allemand appliqué aux cours d'eau. Il a été élaboré par Schneider et Melzer en 2003 (Schneider & Melzer, 2003). L'indice biologique macrophytique en rivière est un indice biocénotique floristique issu d'une adaptation de l'indice MTR à la France. Il est basé sur un inventaire exhaustif de tous les taxons constitutifs des peuplements macrophytiques (208 taxons) à l'exception des algues planctoniques et benthiques. L'IBMR a été normalisé sous la référence NF T90-395 en octobre 2003 (AFNOR, 2003). L'IBMR traduit essentiellement le degré trophique global du cours d'eau lié aux teneurs en nutriments (azote, phosphore), ainsi qu'aux pollutions organiques fermentescibles (Haury et al., 2006) et les caractéristiques physiques du milieu (la lumière, vitesse d'écoulement, nature de substrat). L'indice IBMR présente certaines améliorations

par rapport à l'indice MTR qui le rend plus performant. La diminution des classes d'abondance dans L'IBMR (cinq classes) par rapport à MTR (neuf classes) diminue l'incertitude découlant de la subjectivité de l'opérateur sur terrain. Ainsi l'ajout du coefficient de stenoécie, en plus de la cote spécifique permet d'augmenter la valeur bioindicatrice et la sensibilité des taxons faces à un niveau trophique donné. En plus des méthodes citées précédemment, de nombreux pays européens concernés par l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau, ont commencé leur réflexion sur le développement d'outils de biosurveillance. Ils ont créé leurs propres indices d'évaluation de l'état écologique des rivières comme le MIR en Pologne (Szoszkiewicz et al., 2020), l'IVAM et IMF en Espagne (Flor-Arnau, Núria et al., 2015; Moreno et al., 2006), l'indice multimétrique à Chypre (Papastergiadou et al., 2008) et de nombreux indices dans d'autres pays (Pieterse et al., 2009).

VI. METHODES INDICIELLES : CONTEXTE MACROCAIN

La majorité des travaux réalisés sur la végétation aquatique au Maroc s'intéressent aux études de l'inventaire, la typologie et la phytosociologie de quelques groupements végétaux (Dakki, 1987, 2003; Dakki et al., 2005; Fekhaoui et al., 1988, 1993; Giudicelli et al., 1985; Hammada et al., 1996, 2002; Triplet et al., 2010 ; Hammada, 1990; Chillasse, Dakki and Abbassi, 2001; Dakki, Hamman and Hammada, 2005; Hammada, Linares and Cortes, 2011; Fazul *et al.*, 2013; Libiad, Khabbach and Ennabili, 2015; Mherzi *et al.*, 2020 ; etc). Ces démarches permettent une bonne caractérisation des habitats, toutefois elles ne fournissent pas une évaluation fine de l'état trophique ou écologique de l'hydrosystème. Conscient de la demande en eau et des pollutions qui risquent de poser des problèmes irrémédiables pour l'ensemble des écosystèmes aquatiques, les chercheurs marocains ont essayé d'introduire la notion de bioindication et de bioévaluation dans leurs études sur la végétation des écosystèmes aquatiques. Malgré cette initiative, les travaux sur la bioindication basés sur les macrophytes restent fragmentaire ; ils ont débuté par des essais à travers la réalisation de rapports de projet de fin d'étude de master. Ce n'est que récemment dans un travail restreint aux phytocénoses riveraines, que Mherzi a étudié l'écologie et le pouvoir indicateur des macrophytes ripicoles dans la détection de la pollution d'oued Lârbaa (Mherzi et al., 2020). Il ressort de ces résultats que les travaux sur la bioévaluation basée sur les communautés macrophytiques reste assez régionale et à leur début au Maroc.

Les problèmes d'eutrophisation des milieux aquatiques et des proliférations végétales qui y sont souvent liées, ont induit des besoins à redynamiser la recherche sur l'écologie des macrophytes et leur pouvoir bioindicateur. Les résultats de ces recherches pouvant être utilisés dans l'optique d'asseoir des méthodes de bioévaluation dépassant le diagnostic basé sur les analyses physico-chimiques et de promouvoir leur emploi à une échelle régionale et nationale.

L'insuffisance de connaissances sur les groupes constitutifs des peuplements macrophytiques des cours d'eau marocains, surtout les bryophytes et les algues dont leur identification est souvent délicate, rend très difficile le développement d'une méthode nationale complète et efficace pour l'évaluation de l'état trophique des cours d'eau. En effet le recours à l'une des méthodes européennes, qui ont été sujet de projets d'inter-calibration géographique entre différents pays notamment les pays méditerranéens, s'avère nécessaire.

Compte tenu de la localisation géographique du Maroc au sein du bassin méditerranéen, l'IBMR a été choisi pour être utilisé comme méthode d'évaluation des eaux courantes marocaines (Bentaïbi et al., 2017). Il a permis de combler, à travers cette étude, le déficit de connaissances sur la biologie et l'écologie des plantes aquatiques des rivières marocaines.

**PARTIE II : ZONE D'ETUDE : PRESENTATION
GENERALE ET DESCRIPTION DES STATIONS**

I. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

La zone d'étude est située dans le haut bassin versant d'Oum Er-rbia qui s'étend sur une superficie de 1531 km². Il est délimité par le bassin de Sebou au nord, le bassin de la Moulouya à l'est et celui du Bouregreg à l'ouest. Il représente un sous-bassin du grand bassin de l'oued Oum Er-rbia, ce cours d'eau prend naissance dans le moyen atlas central et il constitue une ressource hydrique importante à l'échelle du Maroc.

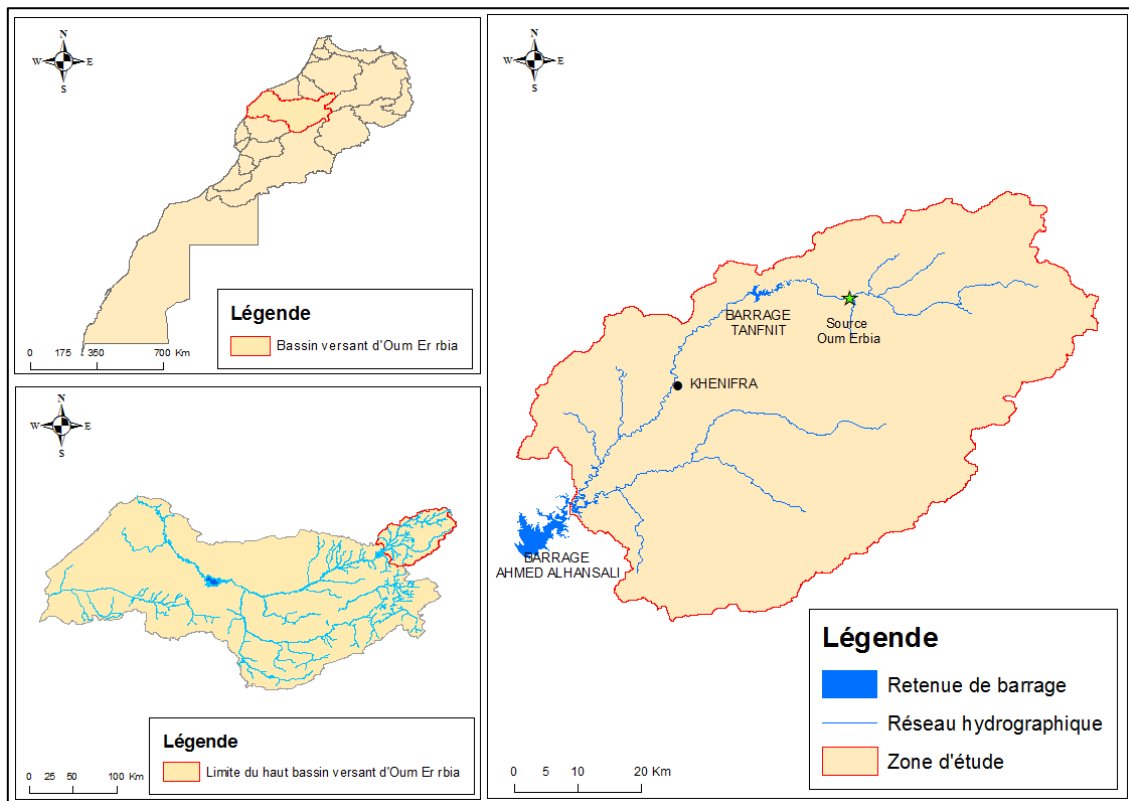


Figure 2: Localisation géographique du haut bassin d'Oum Er-rbia

I.1 Aspect géologique

Le haut bassin d'Oum Er-rbia est situé entre le causse d'Ajdir au nord, le massif central hercynien à l'ouest et la plaine du haut Moulouya au sud-est (Yjjou et al., 2013). Il est caractérisé par une variabilité de reliefs : ravins, terrasses alluviales, dépressions fermées, formes structurales (Yjjou et al., 2014). Le haut bassin d'Oum Er-rbia est marqué par une série stratigraphique composée à sa base par un socle paléozoïque sur lequel repose, en discordance, des couches sédimentaires allant du Trias supérieur jusqu'au Quaternaire (Khalil et al., 2002). Par ailleurs, les formations carbonatées (calcaires et dolomies) du Lias inférieur et moyen forment l'ossature du causse moyen atlasique. Les formations et les dépôts les plus récents du Crétacé moyen et supérieur affleurent localement dans la vaste

cuvette synclinale de Bekrit. Les dépôts tertiaires, quaternaires et les alluvions récentes sont localisés dans des structures en cuvettes (Khalil et al., 2002).

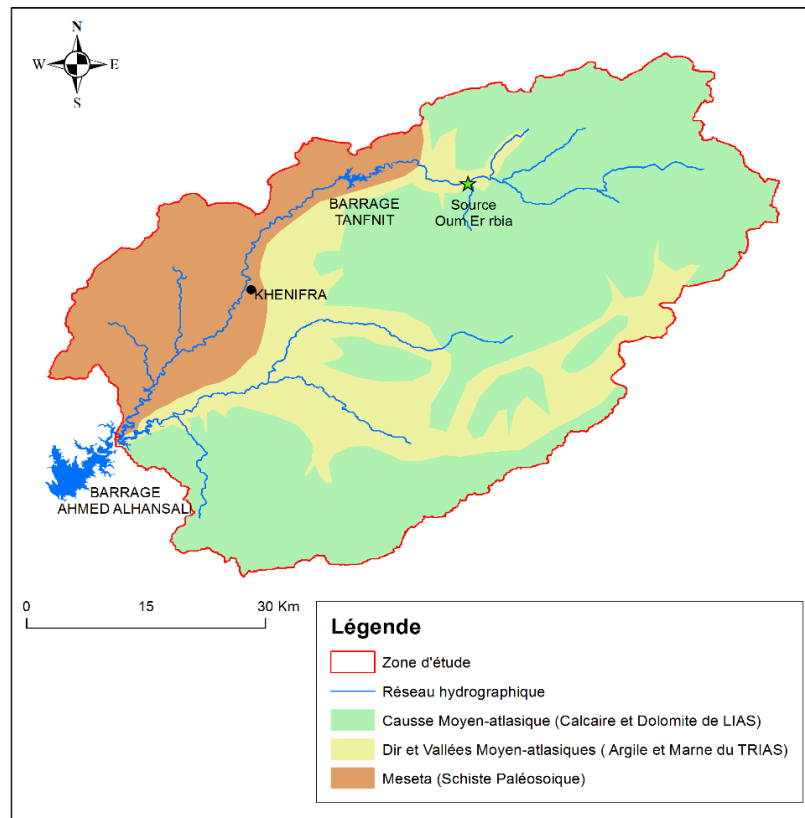


Figure 3: Carte des principales formations géologiques du haut bassin Oum Er-rbia

1.2 Aspect climatique

Le Maroc est caractérisé par un climat de type méditerranéen sous influence océanique (Etude Hydrologique de l'Oum Er Rbia, 1972; Zamrane, 2016). Cependant l'éloignement du bassin d'Oum Er-rbia de la zone côtière se manifeste par une décroissance des précipitations annuelles et le climat devient continental sauf pour les zones situées à haut altitudes où les précipitations augmentent. Ainsi, le climat du haut bassin d'Oum Er-rbia est dans sa globalité de type méditerranéen avec des hivers pluvieux et doux et des étés chauds et secs (Orfi & Ghachi, 2020).

1.2.1 Précipitation

Le haut bassin d'Oum Er-rbia présente une augmentation des précipitations en fonction de l'altitude. A haute altitude les zones sont relativement bien arrosées avec des précipitations sous forme de neige ou de pluie alors qu'à basse altitude les précipitations diminuent. Les

précipitations moyennes annuelles enregistrées, entre 2008 et 2017, dans deux stations situées à des altitudes différentes montre la présence d'un gradient altitudinal amont-aval. Ainsi les stations Tamchachat à 1685 m et Taghzout à 708 m ont enregistré respectivement, durant cette période, 858 mm et 582 mm. Par ailleurs, l'évolution des précipitations montre également la présence d'une variation interannuelle (Orfi & Ghachi, 2020). Les quantités importantes de précipitations enregistrées dans les stations en amont, associées à la forte capacité de rétention des terrains calcaires, contribuent à une bonne régularisation de l'écoulement avec des débits d'étiage bien soutenus.

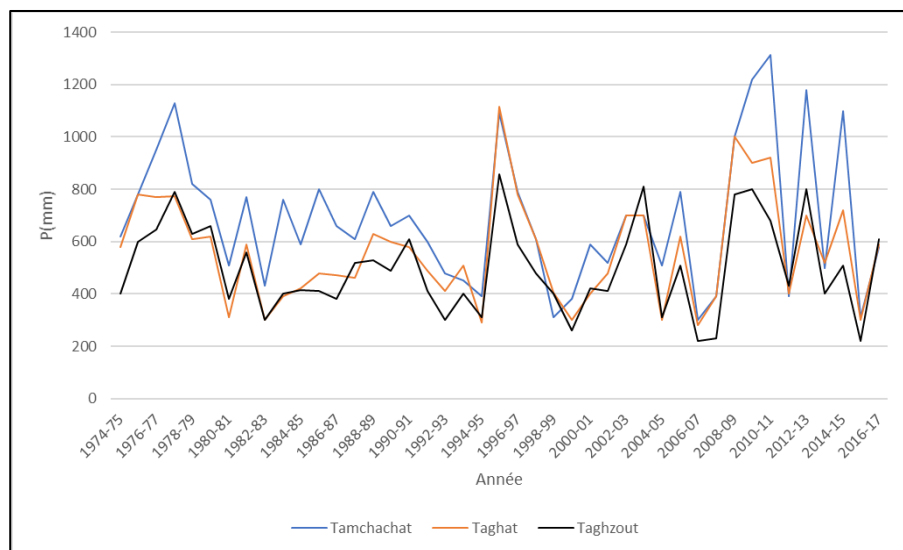


Figure 4: Précipitations moyennes annuelles entre 1974-75 et 2016-17 (Orfi & Ghachi, 2020)

1.2.2 Température

Le haut bassin d'Oum Er-rbia est situé dans une région où la température est principalement influencée par l'altitude. Ainsi la température est caractérisée non seulement par une variabilité spatiale mais aussi par un grand écart entre les températures maximales et minimales journalières, mensuelles ou annuelles. Les températures sont maximales en juillet-août et minimales en janvier avec un écart voisin de 20°C (*Etude Hydrologique de l'Oum Er Rbia*, 1972; HYDROCONSULT International, 1995; ID-Abdellah, 2015).

1.2.3 Evaporation

L'évaporation constitue un élément important du bilan hydrique après les précipitations. Elle varie avec la température, les précipitations, le degré d'humidité de l'air, les vents, etc. Les mesures des taux d'évaporation, entre 1990 et 2013, effectuées au niveau de la station météorologique de Taghat montrent la présence de variations saisonnières. L'évaporation

est maximale généralement en juillet et août (respectivement 390mm et 375 mm) et minimale (100 mm) durant la saison pluvieuse, de décembre à février, où les températures enregistrées sont basses et l'humidité de l'aire est élevée (ID-Abdellah, 2015).

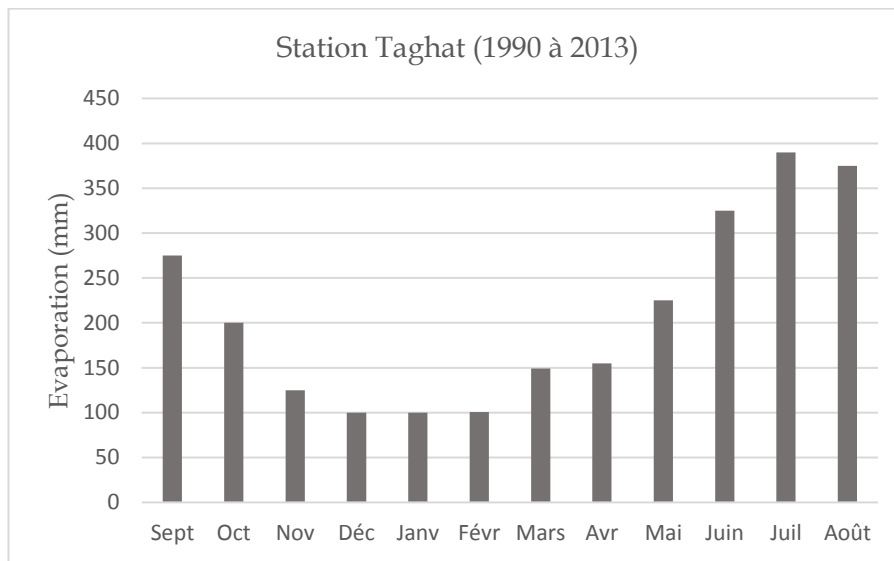


Figure 5: Evaporation mensuelle moyenne interannuelle entre 1990 et 2013 au niveau de la station Taghat (ID-Abdellah, 2015)

1.2.4 Aspect hydrogéologique

Sur le plan hydrogéologique, deux parties semblent former le sous-bassin d'Oum Er-rbia (Khalil et al., 2004) : (1) la formation perméable constituée de calcaires liasiques karstifiées, elle forme l'aquifère principal donnant naissance à de nombreuses sources dont les plus importantes sont celles de l'Oum Er-rbia ; (2) les formations imperméables du Trias essentiellement de nature argileuses et salifères, elles sont responsable de la salinité des eaux du cours d'eau d'Oum Er-rbia.

1.2.5 Aspect hydrographique

Le réseau hydrographique d'Oum Er-rbia est formé par oued Fellat et ses principaux affluents notamment Amengous à l'est et Senoual au sud. Le cours d'eau Fellat prend naissance à environ 1800m d'altitude. Il reçoit au niveau de sa partie aval les oueds Admer Izem et Ouiuane avant de rejoindre l'oued Bou Idji au niveau des sources d'Oum Er-rbia pour donner naissance au cours d'eau Oum Er-rbia. Ce dernier reçoit, vers le sud-ouest, au niveau de sa rive gauche trois principaux affluents : oued Ouaoumana, oued Srou et oued Ichbouka (Figure 6).

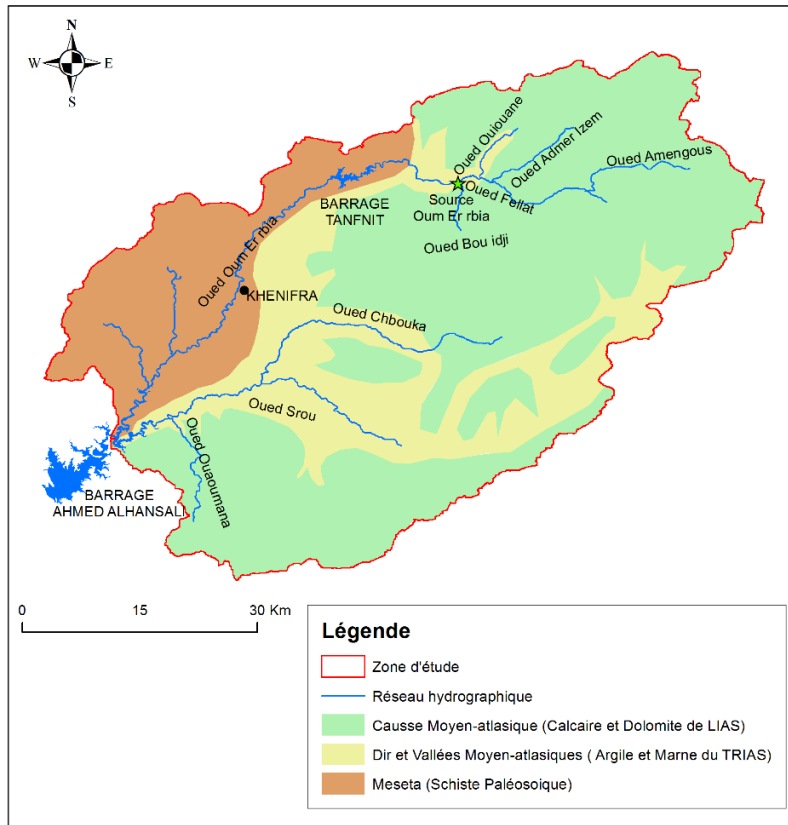


Figure 6: Réseau hydrographique du Haut bassin d'Oum Er-rbia

II. COURS D'EAU ET STATIONS D'ETUDE

Cinq cours d'eau appartenant au haut bassin d'Oum Er-rbia ont été choisis en fonction de leur fonctionnement hydrologique, généralement typiques de la majorité des cours d'eau méditerranéens, et de leur morphologie. Dans la présente étude quatorze stations ont été retenus en tenant compte leurs état et degré de perturbation en plus des exigences de la norme NF T90-395 (voir partie méthodologie). Le cycle hydrologique de la zone d'étude présente certaine variabilité : (a) les périodes de fortes pluies au cours desquelles les crues se produisent, se situent généralement entre l'automne et l'hiver (novembre, décembre et janvier) et peuvent se prolonger jusqu'au printemps (avril et mai) ; (b) la période d'étiage débute en juin et se poursuit jusqu'en septembre avec, pour les cours d'eau temporaires, des assecs sévères pouvant persister jusqu'en octobre. Notons que dans cette région, existe des secteurs de cours d'eau qui subissent une anthropisation (agriculture, pâturage, etc.), même à l'aval immédiat des sources d'eau. Les stations non influencées par l'activité humaine sont peu nombreuses dans la zone d'étude.

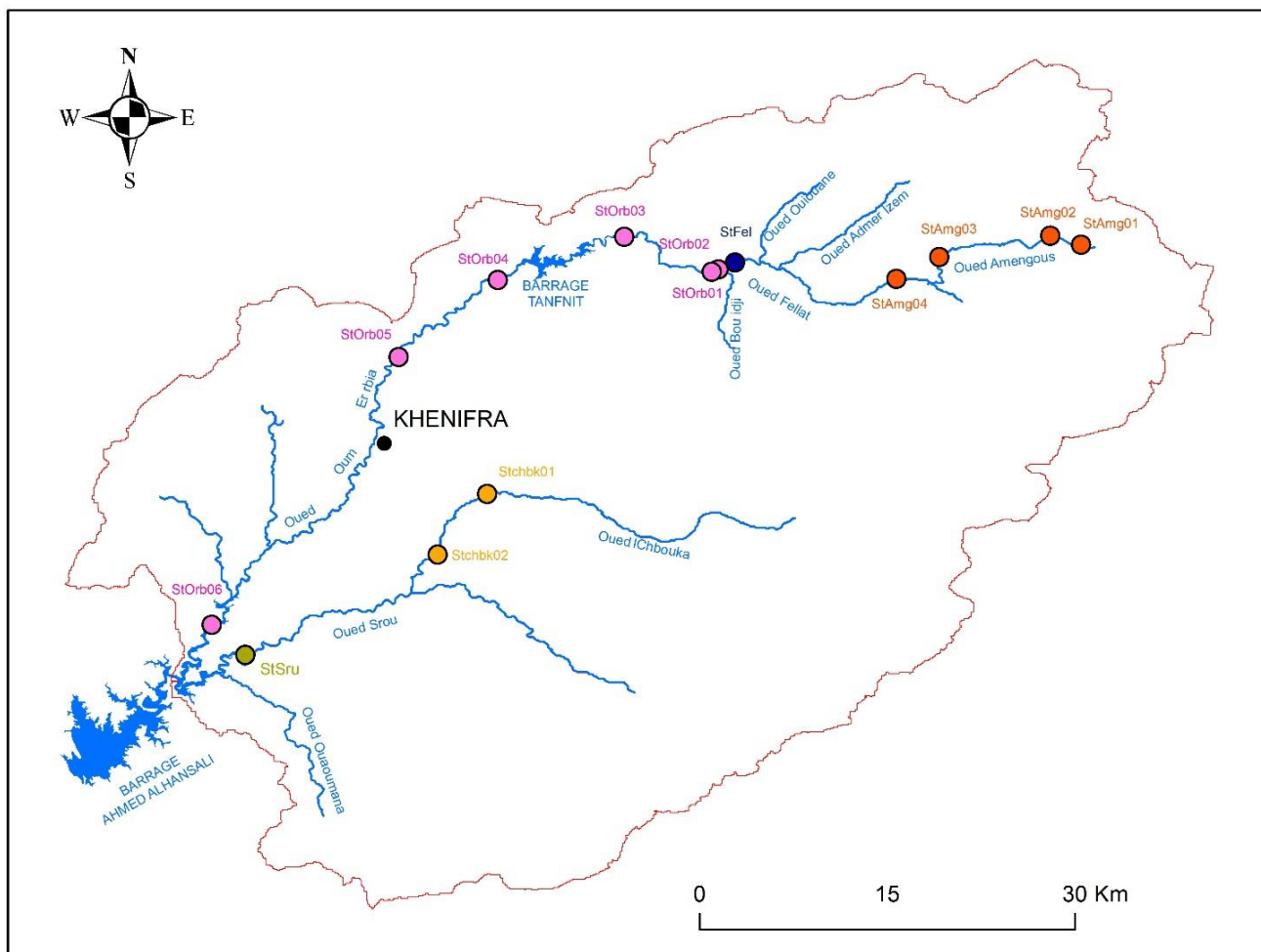


Figure 7: Localisation géographique des stations d'étude au niveau du haut bassin d'Oum Er-obia

II.1 Cours d'eau Oum Er-obia

Le cours d'eau d'Oum Er-obia prend naissance, à environ 1300 m d'altitude, il est issu de l'apport important de nombreuses sources. Dans la présente étude six stations ont été retenues sur le cours principal de l'oued Oum Er rbia,

- **Station StOrb01:** 5°25'26,944"W; 33°3'24,624"N

Cette station est située à 800 m en aval de la confluence des eaux issues des sources d'Oum Er-obia et le cours d'eau Fellat. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 10 m et 18 m environ et sa profondeur moyenne oscille entre 15 cm au niveau de la rive gauche et 80 cm en se rapprochant de la rive droite. Le fond est formé principalement de blocs, de graviers et de sables. Cette station est caractérisée par une vitesse moyenne d'écoulement entre 0,4m/s et 1m/s selon la pente de chaque faciès d'écoulement. La rive gauche est caractérisée par une vitesse d'écoulement et une pente faible favorisant la formation des faciès lenticules. Cependant au milieu du lit du cours d'eau

la profondeur, la vitesse d'écoulement et la pente augmentent en favorisant l'apparition des plats courants et des faciès lotiques. Par ailleurs les sections où le substrat grossier domine (pierres, blocs et galets) forment des radiers. La présence d'une ripisylve bien développée sur la rive gauche, généralement dominée par le peuplier, réduit l'ensoleillement. La rive droite est bordée par une formation forestière de chêne vert.



Photos 1: Vue de la station StOrb01, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

- **Station StOrb02:** 5°25'43,205"W ; 33°3'18,709"N

Elle est située à 500 m de la station StOrb01. Cette station est alimentée par plusieurs sources salines qui sourdent des formations argileuses avoisinantes. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 15 m et 30 m et sa profondeur moyenne allant de 20 cm au niveau de la rive droite à 70 cm en rive gauche. Ainsi la vitesse moyenne d'écoulement est inférieure à 1m/s. Ce tronçon est caractérisé par différents types de faciès d'écoulement notamment les faciès lotiques et lentiques. Au milieu du secteur la nature du substrat (blocs, galets et gravier), la faible profondeur favorisent la dominance du faciès de type radier et des plats courants. Par contre, au niveau des deux berges le substrat est de nature limono-sableux. La présence d'une ceinture de laurier rose sur la rive gauche diminue l'éclairement au niveau de cette partie du site.



Photos 2: Vue de la station StOrb02, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

- **Station StOrb03:** 5°29'33,36"W; 33°4'49,85"N

Cette station se situe à environ 10 km de la station StOrb02, à l'entrée du barrage Tanfnit. Elle est bien éclairée. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 15 m à 20 m et une profondeur moyenne qui ne dépasse pas 70 cm. Il présente divers types de faciès d'écoulement. La partie amont est dominée par un plat courant avec une vitesse moyenne d'écoulement de 0,3 m/s alors qu'en se déplaçant vers l'aval la vitesse moyenne d'écoulement peut atteindre 0,8m/s. Le substrat vaseux domine au niveau des berges sauf au milieu du lit où des galets et des pierres prennent place. La station est bordée, sur la rive droite, par des terrains agricoles qui contribuent à la perturbation de la qualité de l'eau.



Photos 3: Vue de la station StOrb03, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

- **Station StOrb04 :** 5°31'33,139"W 33°5'8,614"N

A 4 km de la station StOrb03, en aval du barrage de Tanfnit se trouve la station StOrb04. Elle est à proximité d'une auberge et d'une station de pompage de l'ONEE-branche eau. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 8m et 20m sur les 100m prospectée et la profondeur est d'environ 70 cm en moyenne. Deux faciès d'écoulement ont été identifiés : l'un de type radier avec une vitesse moyenne de 0,2 m/s et une pente faible et l'autre un plat courant avec une vitesse moyenne de 0,4 m/s. La vitesse d'écoulement connaît des grands changements au cours des mois suite aux prélèvements d'eau destinés à l'irrigation. Le fond du cours d'eau est dominé par des galets avec des dépôts vaseux favorisés par la diminution de la vitesse du courant. Le cours d'eau traverse des terrains agricoles, qui représentent la principale source de pollution organique.

Il subit également l'influence néfaste des rejets des eaux résiduaires du Douar Tanfnit, principalement l'auberge (Faska) située en amont immédiat de la station.



Photos 4: Vue de la station StOrb04, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

- **Station StOrb05:** 5°39'13,892"W; 32°59'51,781"N

Elle est située à 25 km de la station StOrb04, à l'entrée de la ville de Khénifra et à proximité de la station météorologique de Taghat. Les deux rives, bien ensoleillées, sont bordées par des terrains agricoles. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 15 m et 25 m. Les faciès d'écoulement sont dominés par des radiers le long du secteur prospecté. La vitesse d'écoulement oscille entre 0,5m/s et 1m/s. La profondeur moyenne varie entre 20cm et 80cm. Seuls quelques secteurs, au niveau de la rive droite, présentent une profondeur qui peut atteindre 2,5m. Le substrat au niveau de la rive gauche et droite est de nature limoneuse avec la présence d'une ceinture de ripisylve dominée par le laurier rose. Les deux berges sont bordées par des terrains agricoles. La présence de quelques rejets d'origine domestique (papiers, bouteilles, sacs en plastique...) témoigne d'une certaine pression provenant des agglomérations installées en amont de la station (ex : village Elborj).



Photos 5: Vue de la station StOrb05, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

- **Station StOrb06:** 5°47'22,463"W; 32°48'15,304"N

Elle est située en amont du barrage Elhansali, à environ 35km de la station StOrb05. Le secteur prospecté est bien ensoleillé avec une ripisylve éparses sur les deux berges. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 10 m et 30 m. La profondeur au niveau de cette station est très variable selon la microtopographie du lit. A l'échelle de cette station on peut identifier plusieurs faciès d'écoulement, en amont un plat courant avec une vitesse moyenne d'écoulement de 0,4m/s et une profondeur moyenne de 60cm. Au milieu un faciès de type radier, il est caractérisé par une profondeur moyenne (30-70 cm) et une vitesse moyenne d'écoulement qui peut atteindre 1m/s. La partie aval est dominée par un faciès lotique avec une vitesse moyenne de 0,6m/s et une profondeur moyenne de 50cm. Le substrat est grossier dans les parties agitées et devient fin au niveau des zones calmes.



Photos 6: Vue de la station StOrb06, située au niveau d'oued Oum Er-rbia

II.2 Cours d'eau Amengous

L'Oued Amengous est l'un des affluents du cours d'eau Fellat. Il prend naissance dans la région Bekrit, à environ 2000m d'altitude. Il est classé par le département des eaux et forêts comme réserve de pêche permanente.

- **Station StAmg01:** 5°9'50,652"W; 33°4'38,626"N

Cette station est située à 25 km au sud-ouest du village Timahdite. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie de 1,5 m à 2 m. L'amont du secteur étudié est caractérisé par un fond rocheux généralement calcaire, alors que vers l'aval la sédimentation au cours du temps a abouti à la formation de dépôts vaseux. La vitesse moyenne d'écoulement est de 0,2m/s avec une profondeur moyenne relativement

faible qui oscille entre 20 cm et 40 cm. L'absence de ripisylve rend le site fortement ensoleillé et favorise l'érosion des berges d'eau. Les prairies humides, qui longent le cours d'eau, forment de vastes terrains de pâturage.



Photos 7: Vue de la station StAmg01, située au niveau d'oued Amengous

- **Station StAmg02:** 5°11'9,715"W; 33°5'5,647"N

A 2,5 km de la station StAmg01, à l'aval d'un centre de pisciculture, la station Amg02 est localisée près de la route qui mène à Tamchachat (région Bakrit). En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie de 3 à 10 m environ et la profondeur varie entre 30 à 70 cm. La vitesse du courant est plus importante que celle de la station précédente. Elle oscille entre 0,2m/s et 0,4 m/s selon la nature de faciès d'écoulement. Le substrat est formé essentiellement de pierres de taille moyenne et de galets ; les dépôts vaseux apparaissent dans la partie avale de la rive droite du secteur prospecté.



Photos 8: Vue de la station StAmg02, située au niveau d'oued Amengous

- **Station StAmg 03:** 5°15'55,771"W ; 33°4'7,183"N

Elle est située à proximité de la station météorologique de Tamchachate à environ 9 km de la station StAmg02. En dehors de la période pluvieuse le secteur prospecté est d'environ 1,2 m de largeur en moyenne et une profondeur moyenne qui ne dépasse pas 40 cm ; les faciès sont dominés par des radiers avec des plats courants. La vitesse du courant est moins importante que celle de la station StAmg02 avec une valeur moyenne de 0,2m/s. Le substrat est de nature rocheux avec des dépôts de vase au niveau des deux rives. La station est bien ensoleillée, elle très riche en termes de biodiversité végétale avec une végétation très dense sur la rive gauche. La végétation aquatique couvre de grande surface du lit du cours d'eau, elle est très dense au niveau des berges. Les terres agricoles couvrent de grandes surfaces ; les prélèvements excessifs d'eau utilisés pour l'irrigation impactent fortement le débit d'étiage de l'oued Amengous ce qui favorisent l'envahissement du cours d'eau par les hydrophytes.



Photos 9: Vue de la station StAmg03, située au niveau d'oued Amengous

- **Station StAmg04:** 5°17'55"W; 33°2'53"N

Cette station est située à environ 9 km de la station StAmg03. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie entre 3 et 10 m le long du secteur prospecté, la profondeur moyenne entre 30 et 80 cm, la vitesse d'écoulement varie en fonction des faciès. Au niveau des faciès de type lotique, la vitesse moyenne est de 0,3m/s alors qu'au niveau de faciès lentique la vitesse moyenne est de 0,1m/s.



Photos 10: Vue de la station StAmg04, située au niveau d'oued Amengous

II.3 Cours d'eau Srou

Le cours d'eau Srou est l'un des principaux affluents du cours d'eau Oum Er-rbia, avec un sens d'écoulement du nord-est vers le sud-ouest.

- **Station StSru:** 5°45'40,086"W ; 32°46'47,287"N

Cette station est située à 6 km de la confluence du Srou avec l'Oum Er-rbia, à l'entrée du barrage Ahmed Elhansli. Elle présente l'exutoire des différents sous bassin d'oued Srou (Assif N'douma, Assif Tamharrart et bassin d'Ichbouka). En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) varie de 10 à 30 m, la profondeur moyenne oscille entre 20 cm au niveau des berges et 50 cm au milieu. Les eaux sont peu troubles par rapport aux autres cours d'eau. La vitesse moyenne d'écoulement est de 0,3m/s au niveau du faciès lotique (radier) et d'environ 0,1m/s dans le faciès lentique. Le fond argileux est couvert partiellement de galets et de blocs. L'absence de ripisylve rend la station très éclairée. Le secteur prospecté est peu anthropisé.



Photos 11: Vue de la station StSru, située au niveau d'oued Srou

II.4 Cours d'eau Ichbouka

Le cours d'eau Ichbouka constitue l'affluent principal du cours d'eau Srou. Il prend sa source dans la région d'Aguelmame N'Miaami à 800m d'altitude avant de rejoindre oued Srou en rive droite.

- **Station StChbk01:** 5°35'22,996"W; 32°53'42,871"N

Cette station est localisée à 6 km en amont du village Lahri. En dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit (section mouillée) du secteur prospecté oscille entre 2,5 à 4 m. Le plat courant constitue une bonne partie de la section mouillée avec une vitesse moyenne d'écoulement de 0,4m/s et une profondeur moyenne de 50 cm environ. Dans sa partie aval, le cours d'eau est constitué par un faciès de type radier avec une vitesse d'écoulement moyenne de 0,3m/s. Le substrat du cours d'eau est dominé par des pierres et des galets avec des dépôts limoneux au niveau des deux rives. La ripisylve est bien développée et les terres agricoles longent les berges du cours d'eau.



Photos 12: Vue de la station StChbk01, située au niveau d'oued Ichbouka

- **Station StChbk02:** 5°37'41,664"W; 32°51'23,778"N

L'oued Ichbouka traverse le village de Lahri où il subit de fortes perturbations dues aux rejets domestiques et industriels (eaux des rejets des moulins à olives). La section mouillée devient de plus en plus étroite en allant de l'amont vers l'aval du secteur étudié, en dehors de la période pluvieuse, la largeur moyenne du lit varie de 1,5 à 3 m avec une profondeur

qui ne dépasse pas 60 cm en moyenne. La vitesse moyenne d'écoulement varie entre 0,3 et 0,5 m/s en fonction du type de chaque faciès d'écoulement. Le substrat du cours d'eau est formé par des blocs et des galets de taille moyenne avec des dépôts limoneux au niveau des berges. La ripisylve est bien développée sur les deux rives sans agir sur l'ensoleillement du cours d'eau. Au cours de cette étude, parfois l'eau était trouble, sa couleur est brunâtre avec la présence d'une écume blanche qui couvre la surface de l'eau ce qui constitue une forte nuisance organoleptique. Cette perturbation témoigne, probablement, d'une pollution organique et/ou chimique.



Photos 13: Vue de la station StChbk02, située au niveau d'oued Ichbouka

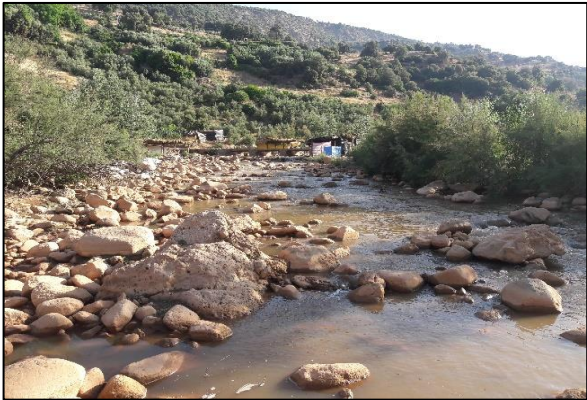
II.5 Cours d'eau Fellat

Le cours d'eau fellat est parmi l'un des principaux affluents du cours d'eau Oum Er-rbia. Il prend naissance dans la région Bekrit à une altitude de 1800 m environ. Avant de rejoindre Oum Er-rbia, le cours d'eau fellat grossi par les oueds Amengous, Senoual, Admer Izem et Bou Idji.

- **Station StFel:** 5°24'46.5"W; 33°03'41.0"N

Cette station est située à 800 m de la confluence du Fellat et les eaux des sources d'Oum Er-rbia. La largeur moyenne du lit (section mouillée) du secteur prospecté, en dehors de la période pluvieuse, varie entre 5 à 9 m. cette station est dominée par deux faciès d'écoulement l'un radier avec une vitesse moyenne de 0,3 m/s et l'autre lenticule avec une vitesse ne dépassant pas 0,1m/s. la profondeur moyenne est très variable au niveau de cette station, elle varie entre 30et 70 cm selon la microtopographie du lit du cours d'eau. Le substrat est formé par des blocs et des galets avec des dépôts argileux et/ou limoneux sur

les deux rives. Le cours d'eau Fellat, sur son chemin, traverse des terrains agricoles surtout dans sa partie amont. La ripisylve est bien développée.



Photos 14: Vue de la station StFel, située au niveau d'oued Fellat

PARTIE III : MATERIEL ET METHODES

INTRODUCTION

Une série de campagnes d'échantillonnage de macrophytes et de mesures des paramètres physiques (profondeur, vitesse d'écoulement, type de substrat) et chimiques (pH, température, conductivité électrique, PO_4^{3-} , NO_3^- , $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{O}_{2\text{dissous}}$ et DCO_{Mn}) ont été réalisées dans le cadre de cette thèse. Ainsi les données acquises ont permis d'élaborer une base de données sur la flore macrophytiques des stations prospectées dans le haut bassin d'Oum Er-rbia : la flore non vasculaire (les algues macroscopiques et les bryophytes aquatiques) et la flore vasculaire (ptéridophytes et angiospermes). L'exploitation des différentes données permet de constituer une typologie de la végétation aquatique et subaquatique et de déterminer les paramètres environnementaux qui la conditionnent. En parallèle, l'indice biologique IBMR (Indice Biologique Macrophytes en Rivière) est appliqué sur les sites d'études, il présente l'avantage de récolter des informations pertinentes aussi bien sur le biotope que sur la composition floristique des sites étudiés. L'application de cet indice biologique permet de tester sa fiabilité dans le reflet de l'état trophique des cours d'eau et des réponses des communautés macrophytiques aux différentes perturbations. Au-delà de cet aspect de bioévaluation une recherche plus cognitive a été réalisée sur trois espèces de macrophytes qui colonisent le cours d'eau Amengous, elle vise la compréhension de la relation entre les concentrations des nutriments (PT, $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$) dans les trois compartiments (plante, sol et eau) de l'hydrosystème.

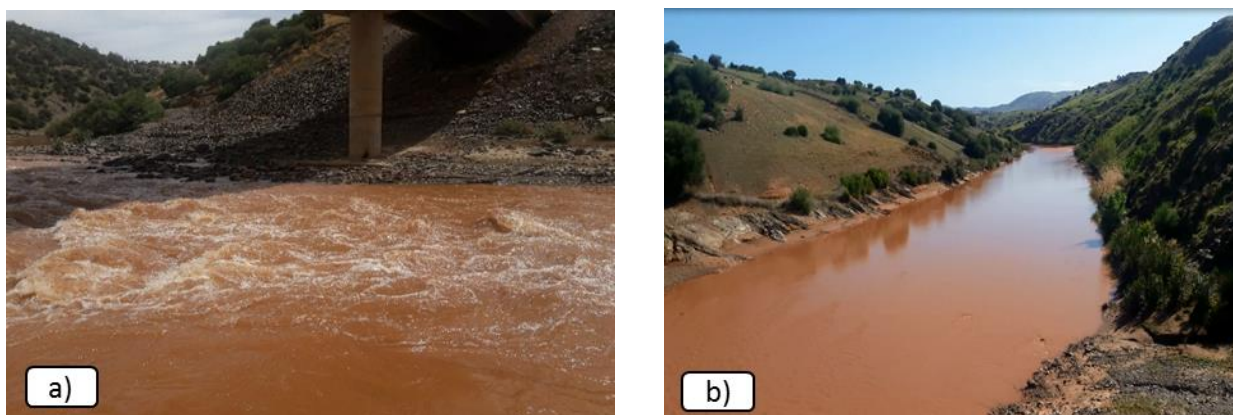
I. ETUDE DES MACROPHYTES

L'étude des communautés macrophytiques est basée sur l'application du protocole d'échantillonnage et d'observation de l'IBMR (Indice Biologique Macrophytes en Rivière). Cette méthode standardisée définit une stratégie d'échantillonnage et d'analyse appropriée aux cours d'eau.

L'inventaire en milieu aquatique exige un matériel spécifique pour l'opérateur tels que le cuissard, la loupe, l'appareil photo, le GPS pour reporter les secteurs étudiés, la fiche de relevé pour la description de la station étudiée, en plus du matériel d'étiquetage et des produits de conservation (alcool 10% par exemple).

I.1 Campagne de prospection

Le choix des secteurs d'étude est justifié après avoir prospecté et suivi l'état de plusieurs stations (pourcentage de recouvrement des macrophytes, perturbations et disfonctionnement, etc.) sur une période de 12 mois (mai 2017 - avril 2018). Les stations d'accès difficile et/ou fortement perturbées ont été omises et nous avons retenu, dans la présente étude, 14 stations réparties sur le cours d'eau principal et sur certains de ses affluents. Un inventaire des macrophytes du haut Oum Er-rbia a été préalablement réalisé. Cette étape de travail a été suivie par 13 campagnes mensuelles entre juin 2018 et juin 2019 afin d'étudier la dynamique des communautés de macrophytes et les paramètres physico-chimiques du milieu. Par ailleurs, le mois d'août 2018 a connu des pluies orageuses (photos 15) perturbant les communautés de macrophytes et les paramètres physico-chimiques de l'eau dans la majorité des stations ; pour ces raisons les résultats de ce mois n'ont pas été pris en compte dans l'analyse des données.



Photos 15: Vue des stations StOrb06 (a) et StSru (b) durant la campagne du mois d'août 2018

Les exigences de la norme d'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) ont été respectées, ainsi l'échantillonnage destiné à l'application de cet indice a été réalisé pendant la période optimale de végétation (juin 2018, juillet 2018, mai 2019 et juin 2019).

L'étude de la relation entre les concentrations des nutriments dans les trois compartiments de l'hydrosystème a été réalisée après avoir analysé les résultats concernant la richesse floristique, la répartition des différentes espèces de macrophytes et les paramètres physico-chimiques dans la zone étudiée. Le choix s'est porté sur les stations de l'oued Amengous et sur trois espèces de macrophytes (*Myriophyllum spicatum* L., *Groenlandia densa* (L.) Fourr. et *Zannichellia palustris* L.). L'oued Amengous a été choisi pour la grande richesse floristique

qu'il présente, par rapport aux autres cours d'eau étudiés, avec une certaine stabilité des groupements végétaux durant la période d'étude. Les hydrophytes choisies, pour réaliser cette partie du travail, sont assez communes dans ce cours d'eau, elles partagent le même habitat et forment entre elles des associations végétales. L'échantillonnage a été réalisé durant les mois de mai et juin 2019 ; les échantillons sont pris au hasard dans des peuplements de macrophytes.

Tableau 1: Synthèse des dates des différentes campagnes d'échantillonnage

	Date de la campagne
Caractérisation physico-chimique de l'eau	Juin 2018 - juin 2019
Dynamique spatio-temporelle des macrophytes	Juin 2018 - juin 2019
Etude intercompartimentale	Mai et juin 2019
Application de l'IBMR	Juin et juillet 2018 - mai et juin 2019

La méthodologie d'échantillonnage, pour réaliser l'inventaire floristique et l'étude de l'IBMR, est basée sur le protocole mis en place selon les exigences de la norme NF T90-395 :

1.2 Délimitation du secteur prospecté

Les exigences de réaliser un inventaire exhaustif de la végétation aquatique ont été à l'origine de limiter chacune des stations prospectées à des tronçons de 100 m de long du cours d'eau. Selon la norme NF T90-395, le secteur prospecté doit comporter si possible deux unités de relevé (UR) qui correspondent à deux unités morphodynamiques en succession longitudinale ou transversale. Chaque relevé est divisé en deux unités (Figure 8) ; une unité de relevé avec une forte vitesse de courant (UR1) comprenant les faciès d'écoulement lotiques (radier, rapide, plat courant, etc.) et une unité de relevé avec une faible vitesse de courant (UR2) comprenant les faciès d'écoulement lenticques (plat lenticque).



Figure 8: Distinction des deux unités de relevés (station StOrb01)

1.3 Description du secteur prospecté

La description de chaque station d'étude et de sa nature hydromorphologique (profondeur, vitesse, substrat, etc...) est saisie dans des fiches de terrain basés sur les fiches préconisées selon le modèle IBMR « IBMR IRSTEA v3.46 – septembre 2015 » (Voir annexe 01). Chaque descripteur est transformé en classes afin d'homogénéiser et de simplifier les données qui peuvent être traitées par la suite. Ces éléments descriptifs influencent fortement la qualité du relevé, chaque fiche de terrain apporte les informations nécessaires à l'interprétation des résultats :

- **Description générale**

Pour chaque campagne d'échantillonnage, des paramètres descriptifs de la station (nom du cours d'eau, coordonnées géographiques, code de la station étudiée) ainsi que les conditions de déroulement de l'opération de prélèvement (date, hydrologie, météo, turbidité etc...) ont été prises en compte.

- **Faciès constitutifs**

Au minimum dix types de faciès peuvent être notés leur part contributive dans le secteur prospecté (plat lentique, chenal lotique, radier, cascade, plat courant, rapide... etc.) selon les classes suivantes : $1 = F < 1\%$; $2 = 1 \leq F < 10\%$; $3 = 10 \leq F < 25\%$; $4 = 25 \leq F < 75\%$; $5 = F \geq 75\%$ (avec F = le pourcentage occupé par le faciès d'écoulement par rapport à la surface totale du secteur étudié).

Ceci permet de caractériser les unités de relevé et de contribuer à l'analyse de la composition floristique ou de la morphologie du peuplement végétal. La détermination des différents types de faciès d'écoulement est basée sur une description standardisée des principaux faciès observables en rivière (Malavoi & Souchon, 2002) (Voir annexe 02).

- **Altitude**

L'altitude en mètre est notée pour chaque station étudiée, ensuite elle est transformée en quatre classes d'altitude : 1= $A < 1000\text{m}$; 2= $1000\text{m} \leq A < 1500\text{m}$; 3= $1500\text{m} \leq A < 2000\text{m}$; 4= $A \geq 2000\text{m}$ (Avec A=Altitude).

- **Largeur**

La largeur moyenne de chaque secteur prospecté est mesurée en mètre à l'aide d'un décimètre, puis elle est transformée en six classes : 1= $L < 1\text{m}$; 2= $1\text{m} \leq L < 5\text{m}$; 3= $5\text{m} \leq L < 10\text{m}$; 4= $10\text{m} \leq L < 15\text{m}$; 5= $15\text{m} \leq L < 20\text{m}$; 6= $L \geq 20\text{m}$ (avec L=Largeur).

- **Profondeur**

La profondeur est mesurée en mètre pour chaque faciès d'écoulement à l'aide d'une manche graduée. La valeur de la profondeur moyenne de la station étudiée est notée selon les cinq classes suivantes : 1= $P < 0,5\text{m}$; 2= $0,5\text{m} \leq P < 1\text{m}$; 3= $1\text{m} \leq P < 1,5\text{m}$; 4= $1,5\text{m} \leq P < 2\text{m}$; 5= $P \geq 2\text{m}$ (avec P= Profondeur)

- **Vitesse du courant**

La vitesse du courant est mesurée en surface pour chaque faciès d'écoulement à l'aide d'un courantomètre. La valeur de la vitesse moyenne du secteur étudié est transformée en cinq classes de vitesse en m/s : 1= $V < 0,1\text{m/s}$; 2= $0,1\text{m/s} \leq V < 0,2\text{m/s}$; 3= $0,2\text{m/s} \leq V < 0,4\text{m/s}$; 4= $0,5\text{m/s} \leq V < 1\text{m/s}$; 5= $V \geq 1\text{m/s}$ (avec V= Vitesse).

- **Eclairement**

Dans les secteurs prospectés, une estimation visuelle a été réalisée pour avoir une idée sur les degrés d'ensoleillement de chaque station selon cinq classes d'intensité d'éclairement : 1= Très ombragé ; 2= Ombragé ; 3= Peu ombragé ; 4= Eclairé ; 5= Très éclairé.

- **Substrat**

Afin de caractériser les stations étudiées en fonction de leur type de substrat et collecter les données permettant d'expliquer l'inféodation de certaines espèces de macrophytes à des

types de substrat, cinq types de substrat ont été définis (Va=Vases, limons ; Te=Terre, argile ; Ca=Cailloux, pierres, galets ; Bl=Blocs, dalles ; Sa= Sables, graviers). Les données collectées sur terrain sont notées selon les huit classes suivantes : 1 = $S < 1\%$; 2 = $1\% \leq S < 10\%$; 3 = $10\% \leq S < 20\%$; 4 = $20\% \leq S < 30\%$; 5 = $30\% \leq S < 40\%$; 6 = $40\% \leq S < 50\%$; 7 = $50\% \leq S < 60\%$; 8 = $S \geq 60\%$ (avec S= le pourcentage occupé par le substrat par rapport à la surface totale du secteur étudié).

1.4 Relevé floristique

Un parcours en « zigzag » a été réalisé en remontant le cours d'eau (Figure 9). Les deux berges ont été parcourues en explorant spécifiquement la zone de contact avec l'eau. Les plantes macroscopiques submergées sont toutes prises en compte quelles que soit leurs parties persistantes surtout en période hivernale.

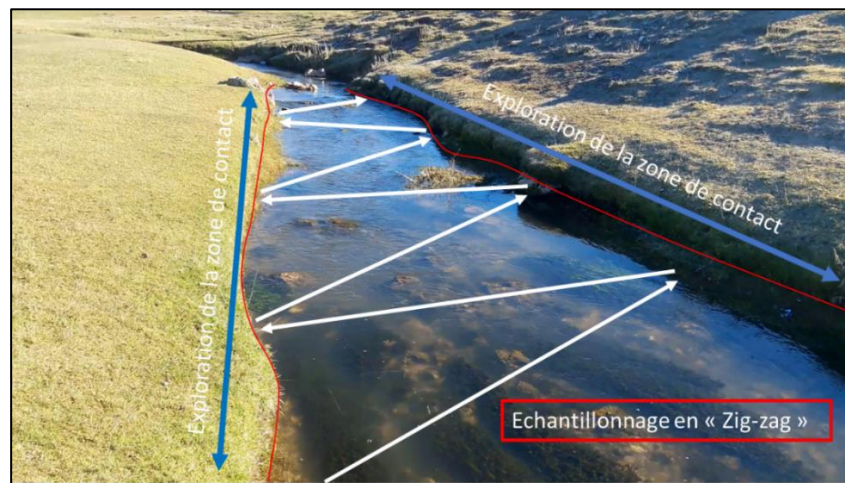


Figure 9: Transects d'échantillonnages en zigzag (station StAmg01)

Toute hétérogénéité locale des habitats en termes de profondeurs, d'écoulement et de substrat (fosse, cascade, gros rocher, ...) a été l'objet d'une exploration minutieuse. Toutes les plantes ont été identifiées au niveau des espèces, à l'exception des algues filamenteuses qui ont été identifiées au niveau des genres. Le recouvrement a été estimé en pourcentage pour chaque taxon selon le schéma développé par IRSTEA (modèle IBMR IRSTEA v1.1- septembre 2015) (Figure 10).

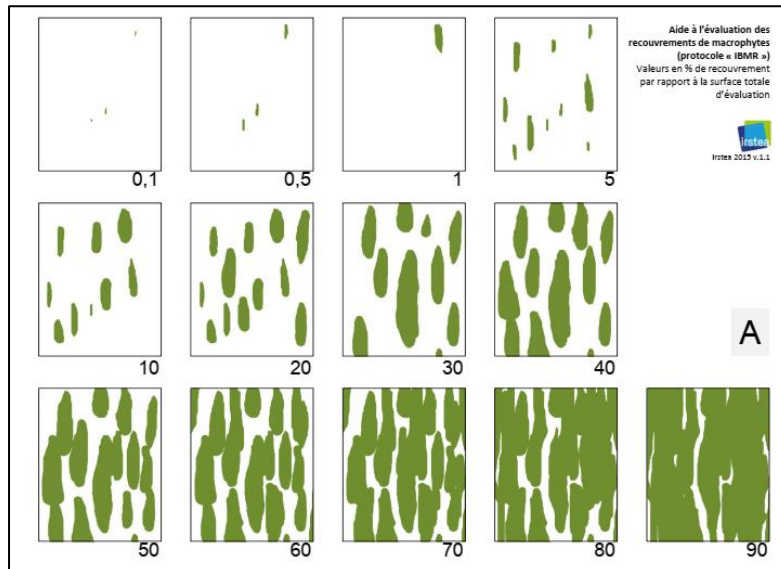


Figure 10: Schéma d'aide à l'estimation du recouvrement (IRSTEA, 2015)

1.5 Identification des échantillons

Dans chaque station et à chaque campagne de prospection, certaines plantes ont été identifiées sur le terrain alors que d'autres ont été transportées au laboratoire pour la réalisation de l'herbier. Ces dernières ont été ensuite identifiées sous loupe binoculaire ou microscope. Pour chaque groupe taxonomique, l'identification a été effectuée grâce à plusieurs clés ou références spécialisées :

- Flore pratique du Maroc (Fennane et al., 1999, 2007, 2014)
- Les bryophytes aquatiques et supra aquatiques : Clé d'identification pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (Coudreuse et al., 2005)
- Guide pratique de détermination des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes (Laplace-Treyture et al., 2014)

1.6 Cartographie

Afin de fournir une vision synthétique des conditions stationnelles nécessaires au développement des macrophytes et de suivre leur dynamique spatio-temporelle, la norme propose une cartographie thématique détaillée de la végétation de chaque station prospectée. Les communautés de macrophytes présentent une grande diversité, elles forment des touffes sur un même plan de dessin ce qui complique la cartographie de l'ensemble des espèces dans une station donnée. Ainsi, nous avons pris en considération les

espèces qui représentent les recouvrements les plus importants en attribuant à chacune d'elles une couleur différente (Figure 11). Un exemple d'une présentation, correspondant aux campagnes qui expliquent le mieux l'évolution des communautés végétales, a été représenté en annexe 04.

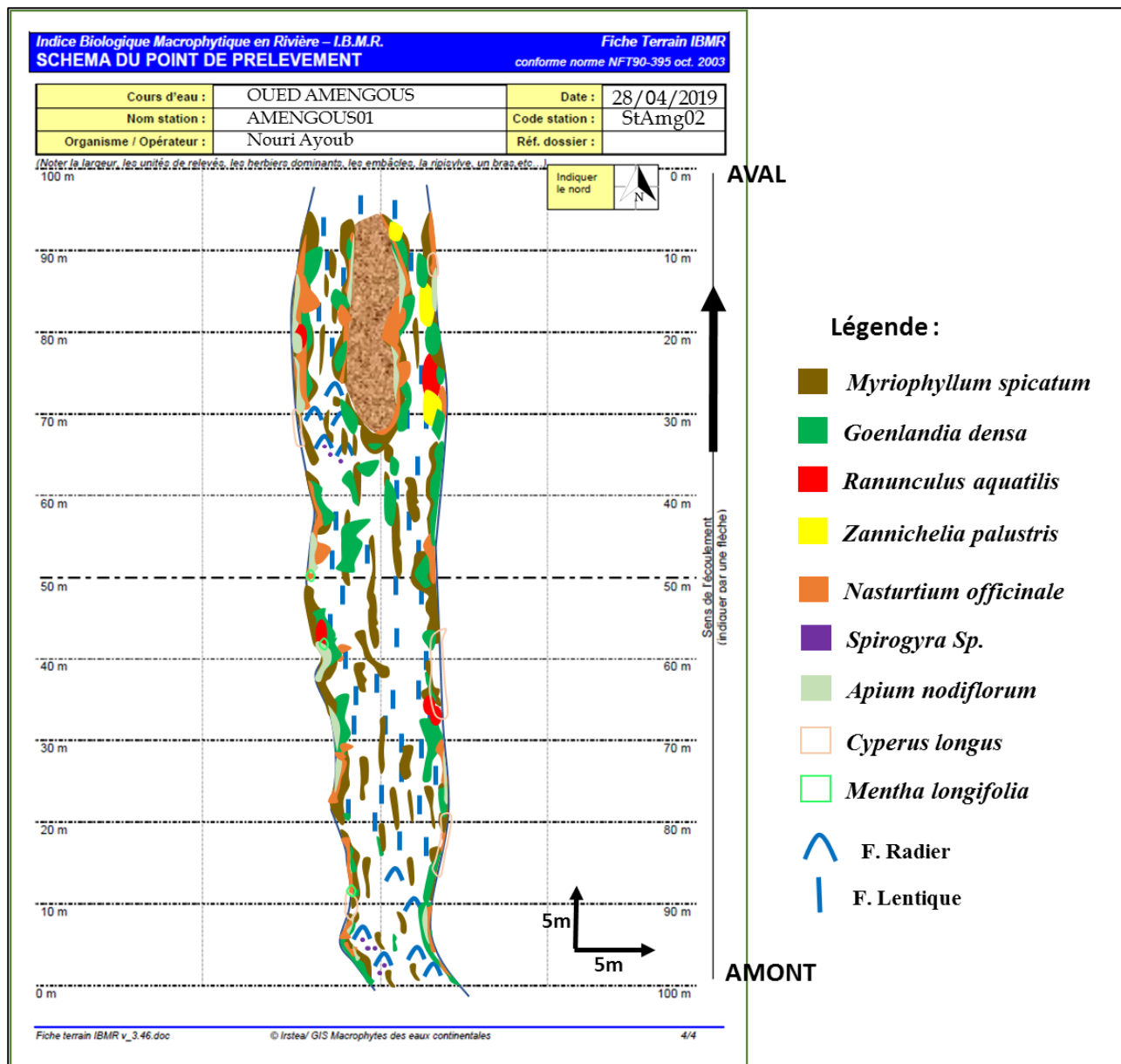


Figure 11: Exemple d'une carte thématique des macrophytes (station StAmg02)

II. ETUDE DES PARAMETRES PHYSICO-CHEMICHES

Les paramètres physicochimiques des eaux influencent fortement la richesse spécifique et la composition floristique des macrophytes au sein de l'écosystème aquatique (Carbiener et al., 1995; Fernández-Aláez et al., 2018; Zefferman & Harris, 2016). Au niveau de cette partie

d'étude un certain nombre de paramètres physico-chimiques qui paraissent avoir un effet sur la distribution des macrophytes ont été mesurés une fois par campagne.

II.1 Mesures réalisées sur le terrain

Cinq paramètres (pH, Température, Oxygène dissous et Conductivité) ont été mesurés par un multi-paramètre de la marque BANTE (BANTE900P). Les teneurs en azote nitrite (N-NO₂), en azote ammoniacal (N-NH₃) et les orthophosphates dissous (PO₄³⁻) ont été mesurées par des mini-photomètres Checker HC de la marque HANNA sous les références suivante (HI-713, HI-707, HI715).

II.2 Analyses réalisées au laboratoire

Les échantillons d'eau destinés à l'analyse des nitrates (NO₃⁻) et de l'oxydabilité de la matière organique (DCO_{Mn}) ont été prélevés dans le cours d'eau, loin des berges et à environ 10 cm de la surface d'eau. Les bocaux ont été étiquetés et conservés au frais et à l'obscurité. Les échantillons ont fait l'objet d'analyses selon les protocoles, destinés à l'évaluation de la qualité des eaux naturelles, décrits par Jean Rodier *et al.* (Rodier, 2009).

Les échantillons des macrophytes, de l'eau et du sol destinés à l'étude inter-compartimentale des concentrations des nutriments de l'hydrosystème, ont été ramenés au laboratoire et traités selon le protocole suivant :

- Les macrophytes ont été soigneusement lavés avec de l'eau déminéralisée pour éliminer les saletés et les sédiments. Ils ont été égouttés à plusieurs reprises et déposés sur papier absorbant pour éliminer l'excès de l'eau. Les échantillons ont été ensuite desséchés 30 minutes à l'étuve à 105°C puis séchés à 60°C jusqu'au poids constant. Les échantillons séchés ont été broyés en une poudre fine uniforme et conservés dans des flacons en plastique stériles.
- Au niveau de chaque point d'échantillonnage de macrophytes, des carottes de sols ont été échantillonnées dans les 10 premiers cm de profondeur, correspondant à la couche racinaire. Les échantillons de sols ont été séchés à une température de 103°C jusqu'à poids constant, broyés et stockés dans des sacs en plastique stérile et étiquetés.
- Les analyses des éléments nutritifs (phosphate total (PT), d'azote ammoniacal (NH₄-N) et d'azote nitrate (NO₃-N) dans les échantillons de sols et de tissus

végétaux ont été déterminées après digestion par acide. Les concentrations de $\text{NH}_4\text{-N}$ ont été déterminées selon Baethgen et Alley (Baethgen & Alley, 1989). La détermination des concentrations en phosphate total (PT) a été effectuée sur des matières sèches végétales et sédimentaires par le dosage au bleu de molybdène (Rodier, 2009). Les concentrations de $\text{NO}_3\text{-N}$ ont été déterminées selon des méthodes détaillées par Cataldo (Cataldo et al., 1974).

- Les échantillons d'eau ont été prélevés, simultanément avec les échantillons de sol et de macrophytes, à l'aide de bouteilles en polyéthylène propres. Ces bouteilles sont refroidies à une température inférieure à 4 °C dans l'obscurité puis transportées au laboratoire dans les 12 h pour éviter tout problème de détérioration. Au Laboratoire, les échantillons d'eau ont été préfiltrés sur des membranes filtrantes pré-rincées de 0,45 μm . Les filtrats d'eau ont été utilisés pour déterminer les concentrations de phosphate total (PT), d'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) et d'azote nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) par spectrophotométrie (Rodier, 2009).

III. TRAITEMENT DES DONNEES

III.1 Calcul de l'indice de Shannon-Weaver (H')

En écologie, plusieurs indices biocénotiques sont utilisés pour décrire la structure des peuplements et des populations, notamment la diversité spécifique (indice de Shannon et Weaver, 1949) qui traduit l'importance relative du nombre des espèces abondantes dans un milieu donné. Ainsi, plus la proportion des espèces rares est forte et la proportion des espèces abondantes est réduite, plus l'indice de diversité est grand. Une valeur d'indice élevé correspond à des conditions favorables de milieu ; ce qui permet l'installation de nombreuses espèces. H' correspond à l'indice de Shannon-Weaver (Shannon, 1948) , selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \ln(P_i)$$

Où P_i = Abondance relative de l'espèce i

III.2 Calcul de l'indice de Pielou (J')

L'indice d'équitabilité de Pielou (J') ou de régularité accompagne souvent l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H'). Cet indice traduit la stabilité de l'habitat et varie entre 0 et 1. Il est maximal quand le milieu est favorable pour le bon développement des espèces. Dans ce cas il n'y a pas d'espèces prédominantes et la compétition alimentaire est équilibrée, ainsi les espèces peuvent avoir des abondances identiques dans le peuplement. Cet indice est calculé selon la formule suivante :

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

Où S est la richesse taxonomique et H' l'indice de Shannon-Weaver

III.3 Calcul de l'IBMR

Le calcul de l'IBMR est effectué à partir des taxons aquatiques retenus pour le calcul de cet indice. Cette liste de 208 taxons comporte :

- des phanérogames (107 espèces),
- des ptéridophytes (3 espèces),
- des bryophytes (52 espèces),
- des lichens (2 espèces),
- des macro-algues (42 genres),
- des champignons et bactéries filamenteuses (2 genres).

La liste de référence des taxa (taxa dits contributifs) est annexée à la norme Afnor NF T 90-395. Ils figurent également, en regard de cette liste, des éléments qui serviront au calcul de l'IBMR :

- ✓ Cote spécifique (C_{Si}) : traduit le statut trophique, elle varie de 0 (tendance eutrophe) à 20 (tendance oligotrophe) de chaque taxon ;
- ✓ Coefficient de stenoécie (E_i) : correspondant à l'amplitude écologique des taxa. Il varie de 1 (taxon euryèce) à 3 (taxon sténoèce) ;
- ✓ Une estimation du pourcentage de substrat couvert par des macrophytes permet de déterminer des coefficients de recouvrement (K_i) qui sont répartis en 5 classes (tableau 2).

Tableau 2: Les coefficients de recouvrement (Ki) en cinq classes

Abondance et recouvrement de l'espèce		Valeur de Ki
Espèce juste présente	Recouvrement < 0,1 %	1
Espèce peu recouvrante et peu fréquente	0,1 % < recouvrement < 1 %	2
Espèce assez recouvrante et assez fréquente	1 % < recouvrement < 10 %	3
Espèce moyennement recouvrante	10 % < recouvrement < 50 %	4
Espèce très recouvrante et très abondante	Recouvrement > 50 %	5

L'IBMR est calculé selon la formule suivante :

$$IBMR = \frac{\sum_i^n Ei \times Ki \times CSi}{\sum_i^n Ei \times Ki}$$

Avec i = espèces contributives

Les résultats de l'IBMR sont interprétés selon une grille à 5 niveaux caractérisant les niveaux trophiques des eaux (Haury et al., 2006), avec les codes couleur (tableau 3).

Tableau 3: Classes de l'IBMR et signification en termes de trophie

IBMR	IBMR ≤ 8	8 < IBMR ≤ 10	10 < IBMR ≤ 12	12 < IBMR ≤ 14	IBMR > 14
Niveau trophique	Très élevé	Fort	Moyen	Faible	Très faible
Code couleur	Rouge	Orange	Jaune	Vert	Bleu

III.4 Analyses multivariées

L'étude des relations Espèce/Milieu au sein d'un écosystème à travers différentes dimensions d'espace et de temps nous amène à un ensemble complexe de données de nature multivariées. Afin d'explorer la structure de ces données, plusieurs analyses multivariées pouvant être utilisables.

L'analyse en composantes principales (ACP) : c'est une méthode multivariée qui vise à décrire les relations existantes entre les colonnes d'un tableau à plusieurs variables, elle s'applique à un ensemble de variables numériques. L'ACP dans ce travail est réalisée sur des tableaux dont les lignes représentent les stations étudiées tandis que les colonnes se rapportent à des descripteurs mésologiques (profondeur, vitesse de courant...) ou des paramètres physico-chimiques de l'eau.

L'analyse canonique des correspondances (ACC) : elle correspond à une méthode statistique descriptive multidimensionnelle, son but est d'explorer les relations pouvant

exister entre deux groupes de variables quantitatives observées sur le même ensemble d'individus. Cette méthode est un très bon outil pour mettre en relation les paramètres physicochimiques de l'eau avec le recouvrement des espèces et les différentes stations étudiées.

Analyse factorielle des correspondances redressées (DCA) : c'est une analyse qui vise les mêmes objectifs que l'analyse factorielle des correspondances (AFC), elle a comme but de résumer les informations contenues dans un tableau à plusieurs variables. Les données fournis pour l'analyse de richesse spécifique en fonction des stations prospectées présentent un long gradient, l'AFC n'est pas suffisamment robuste pour l'analyser ; de ce fait, la DCA reste l'analyse la plus convenable pour le traitement de ce type de données.

III.5 Tests statistiques

Afin de tester l'effet de la variabilité spatiale sur les concentrations des éléments nutritifs dans les tissus de trois plantes aquatiques, dans l'eau et dans le sédiment du cours d'eau Amengous, nous avons procédé à une analyse de variance unidirectionnelle (One-way ANOVA). Un test de Kolmogorov-Smirnov a été préalablement effectué pour la vérification de la normalité de nos données et dont les résultats sont significatifs.

PARTIE IV : RESULTATS ET DISCUSSION

I. CARACTERISATION PHYSICOCHIMIQUE DES COURS D'EAU

Les valeurs des paramètres physico-chimiques correspondent aux analyses menées au cours de la période d'étude pour les différents cours d'eau du haut bassin Oum Er-rbia ont été synthétisées sous formes des tableaux et des graphes. Ainsi les commentaires et l'interprétation des résultats de cette partie fait référence à la norme marocaine de la qualité des eaux de surface (Arrêté n° 1275-01).

I.1 Cours d'eau Oum Er-rbia

Les valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques analysés sur les six stations d'Oum Er-rbia (StOrb01, StOrb02, StOrb03, StOrb04, StOrb05 et StOrb06) figurent dans le tableau 4. Les figures 12,13,14,15,16 et 17 illustrent les variations mensuelles des neuf paramètres physico-chimiques mesurées durant la période d'étude entre juin 2018 et juin 2019.

Les valeurs de pH de l'eau ne varient pas d'une façon significative entre les stations étudiées, elles indiquent des eaux légèrement basiques avec une moyenne qui varie de 7,72 à 7,91. Les températures moyennes des eaux augmentent de 3°C suivant un gradient amont-aval ce qui traduit une variation naturelle du degré thermique en fonction des saisons.

Tableau 4: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques des stations de l'oued Oum Er-rbia (juin 2018-juin 2019).

	StOrb01				StOrb02				StOrb03			
	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,72	0,23	7,38	8,10	7,79	0,22	7,46	8,22	7,87	0,31	7,4	8,58
T (°C)	14,58	1,00	12,40	15,70	14,73	1,29	12,80	16,40	15,40	1,82	13,20	19,20
Conductivité (uS/cm)	1805,83	143,77	1505	2008	2026,17	233,96	1646	2336	2161,75	273,32	1695	2597
O2 dissous (mg/L)	8,51	1,02	6,50	10,67	8,31	1,06	5,89	10,32	8,32	1,21	6,10	10,83
NO2-N(mg/l)	0,011	0,008	0,004	0,024	0,016	0,011	0,002	0,038	0,014	0,011	0	0,032
NH3-N(mg/l)	0,035	0,067	0	0,220	0,06	0,075	0	0,220	0,040	0,06	0	0,180
PO43-(mg/l)	0,10	0,11	0,00	0,36	0,38	0,258	0,09	0,84	0,23	0,15	0,01	0,55
NO3-(mg/l)	8,65	1,89	6,83	13,29	9,32	1,95	5,28	11,67	8,15	1,36	5,34	10,14
DCO _{Mn} (mgO2/L)	2,43	1,07	0,98	4,3	2,29	1,07	0,88	3,96	4,18	0,48	3,18	5,02
	StOrb04				StOrb05				StOrb06			
	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,91	0,23	7,55	8,26	7,83	0,21	7,51	8,15	7,89	0,24	7,53	8,23
T (°C)	16,65	2,67	13,10	22,20	17,93	4,25	11,60	25,50	17,68	4,92	10,50	24,40
Conductivité (uS/cm)	2159,17	374,46	1334	2651	2253,83	348,66	1705	2763	2068,17	509,05	1246	2959
O2 dissous (mg/L)	7,93	0,74	6,75	8,81	8,03	0,81	6,50	9,02	7,82	1,13	6,00	9,55
NO2-N(mg/l)	0,014	0,011	0	0,033	0,018	0,015	0,003	0,049	0,078	0,079	0	0,300
NH3-N(mg/l)	0,032	0,045	0	0,130	0,034	0,083	0	0,290	0,080	0,126	0	0,470
PO43-(mg/l)	0,59	1,07	0,01	3,80	0,48	0,28	0,08	0,88	0,31	0,13	0,17	0,59
NO3-(mg/l)	7,21	1,90	4,23	10,22	8,13	2,33	3,31	11,23	7,69	1,84	5,00	11,48
DCO _{Mn} (mgO2/L)	5,18	1,43	3,41	6,93	5,27	1,17	3,62	6,83	3,34	0,91	2,13	5,36

Les eaux d'Oum Er-rbia présentent une forte minéralisation qui s'accroît vers l'aval. La conductivité moyenne minimale est enregistrée à la station StOrb01 (1805,83 $\mu\text{s}/\text{cm}$) et la maximale au niveau de la station StOrb05 (2253,83 $\mu\text{s}/\text{cm}$). Ce gradient amont-aval reflète clairement l'impact des sources salines alimentant le cours d'eau Oum Er-rbia. La minéralisation peut être accentuée par la diminution des niveaux d'eau suite à des périodes d'étiage prolongées.

Au niveau de l'oued Oum Er-rbia, la concentration moyenne en oxygène dissous diminue légèrement dans les stations situées en aval. D'après la littérature, l'altitude, la minéralisation et la température sont parmi les facteurs qui déterminent la dynamique de l'oxygène dans l'eau, elles ont un impact direct sur la solubilité de ce gaz dans le milieu aquatique (Chapra et al., 2021). Cependant, au niveau des stations étudiées, la variation mensuelle de l'oxygène dissous garde une certaine stabilité, elle ne traduit pas clairement l'effet de la forte minéralisation d'eau et l'augmentation des températures enregistrées en été. Cela peut être expliqué par l'intervention d'autres facteurs influençant la dynamique de l'oxygène dans le cours d'eau Oum Er-rbia, à savoir la dominance des faciès lotiques où l'hydrodynamisme est plus important. L'écoulement turbulent qui caractérise ces faciès permet le mélange, le transport et le renouvellement des masses d'eau, ce qui favorise l'aération à l'interface entre l'eau et l'air et assure une meilleure oxygénation du milieu (Kaufman et al., 2017; Villeneuve et al., 2006). La concentration moyenne de l'oxygène dissous au niveau des stations étudiées diminue légèrement dans les stations aval et correspond à des eaux de bonne qualité pour une température moyenne inférieure à 20°C (Bozorg-Haddad et al., 2021). Par ailleurs, l'activité photosynthétique des macrophytes et des périphytons colonisant le cours d'eau Oum Er-rbia peut aussi avoir un effet direct sur l'enrichissement du milieu en oxygène dissous, c'est le cas de tous les écosystèmes aquatiques (Caraco & Cole, 2002; Correa-González et al., 2014).

Les concentrations moyennes des différentes formes d'azote ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_3^-) issues des six stations d'étude varient légèrement. Les teneurs moyennes maximales d'azote nitrite (0,078mg/l) et d'azote ammoniacal (0,080mg/l) ont été enregistrées au niveau de la station StOrb06 ; tandis que la concentration moyenne maximale des nitrates (9,32mg/l) a été mesurée dans la station StOrb02. Les fluctuations spatiales des concentrations de ces nutriments peuvent être expliquées par la perturbation du cycle d'azote due à la présence de la pollution agricole, domestique ou de l'inhibition de l'activité oxydante des bactéries

sous l'effet de la baisse de la température pendant la période hivernale (Xia et al., 2018; Zheng et al., 2016). A l'instar des concentrations des éléments azotés, les concentrations des orthophosphates (PO_4^{3-}) ont connu des fluctuations mensuelles à l'échelle de chaque station. La station StOrb04 est caractérisée par des valeurs importantes en PO_4^{3-} par rapport aux autres stations du cours d'eau Oum Er-rbia avec une valeur moyenne de 0,59mg/l et une valeur maximale de 3,8mg/l en décembre 2018.

Les teneurs moyennes de la matière organique augmentent suivant un gradient amont-aval. Elles passent de 2,43 mg/l dans StOrb01 à 5,27mg/l dans la station StOrb05.

Les teneurs en matière organique enregistrées au niveau des différentes stations montrent des fluctuations spatio-temporelles durant la période d'étude. En hiver, la charge en matière organique a diminué, alors qu'elle a atteint son maximum en mai et juin 2019. Une augmentation de la charge en matière organique a été mesurée dans les stations aval, particulièrement la station StOrb04 ($\text{DCO}_{\text{Mn}} = 5,18\text{mg/l}$) et la station StOrb05 ($\text{DCO}_{\text{Mn}} = 5,27\text{mg/l}$),

L'augmentation des concentrations des orthophosphates et de la matière organique peut être expliquée par une pollution d'origine domestique issu principalement de Douar Tanfnit et du centre El borj. Ajoutons également l'effet des pratiques agricoles exercées le long des secteurs étudiés qui peuvent accélérer les transferts de la matière organique dissoute des sols vers le cours d'eau (Birgand et al., 2004).

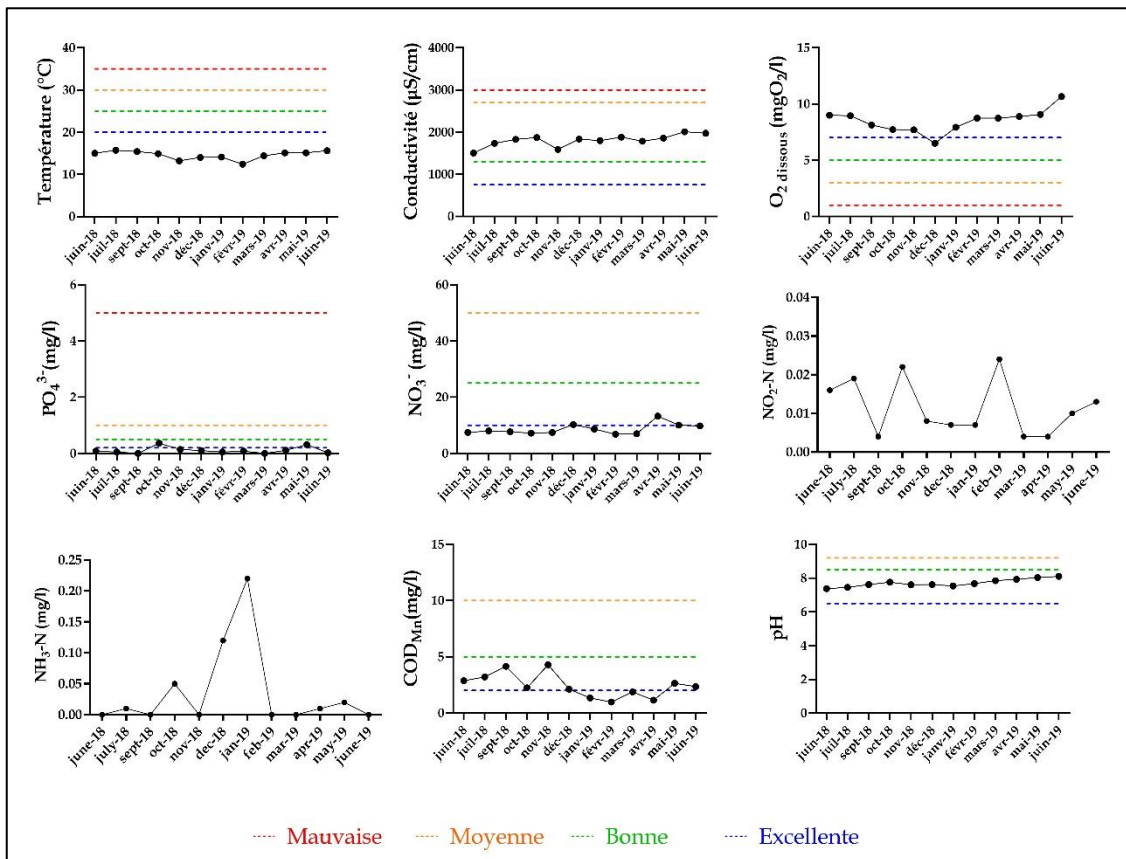


Figure 12: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb01 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

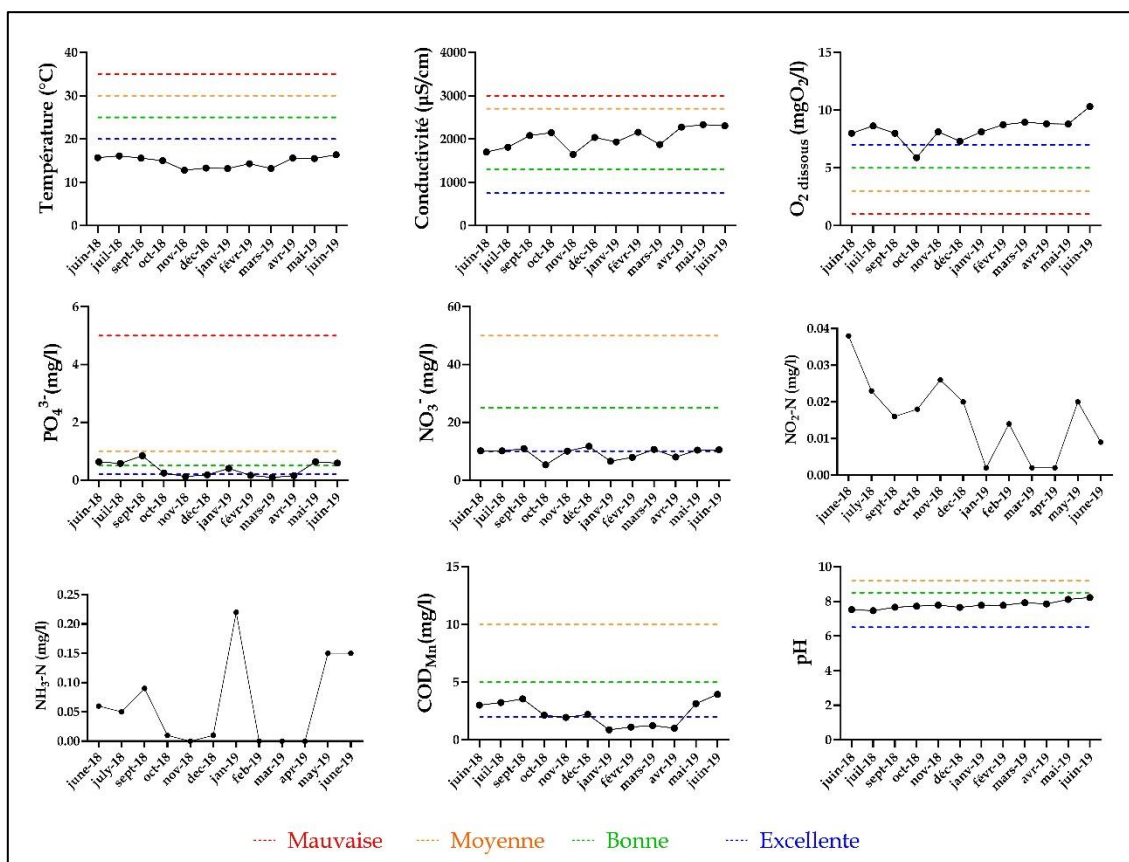


Figure 13: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb02 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

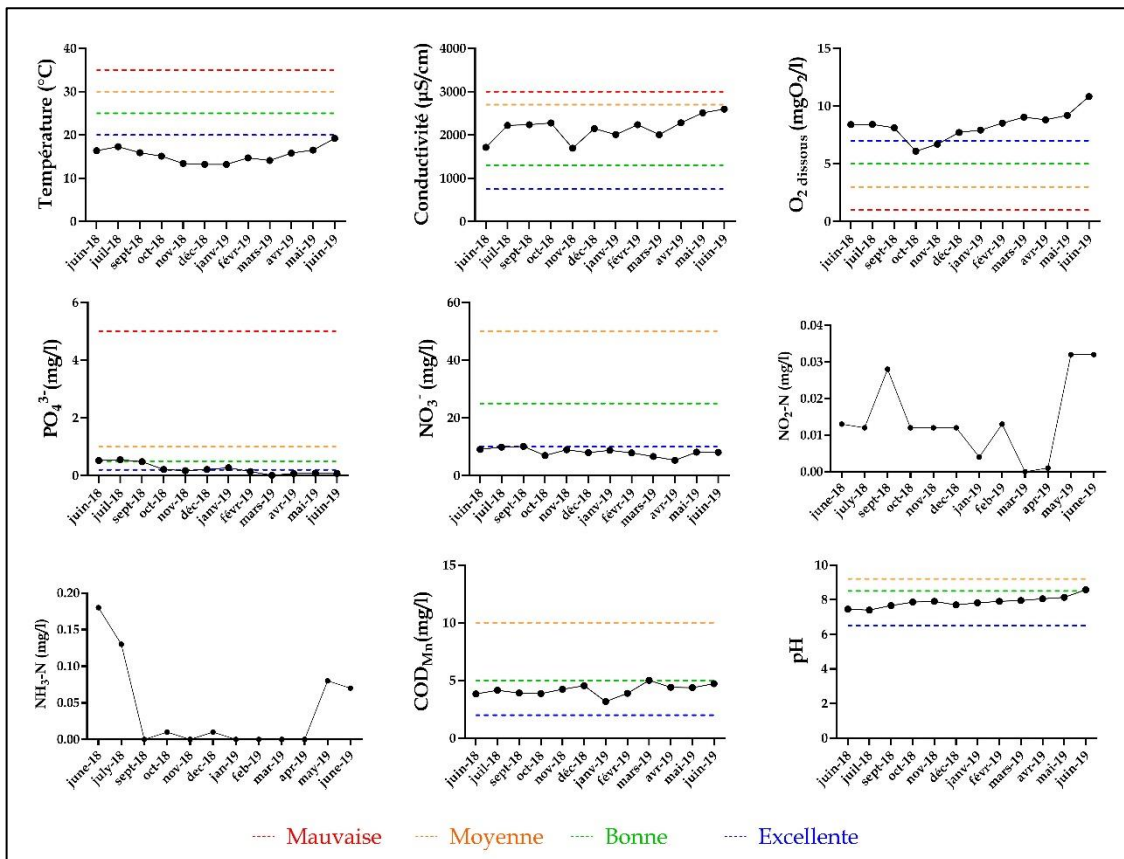


Figure 14: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb03 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

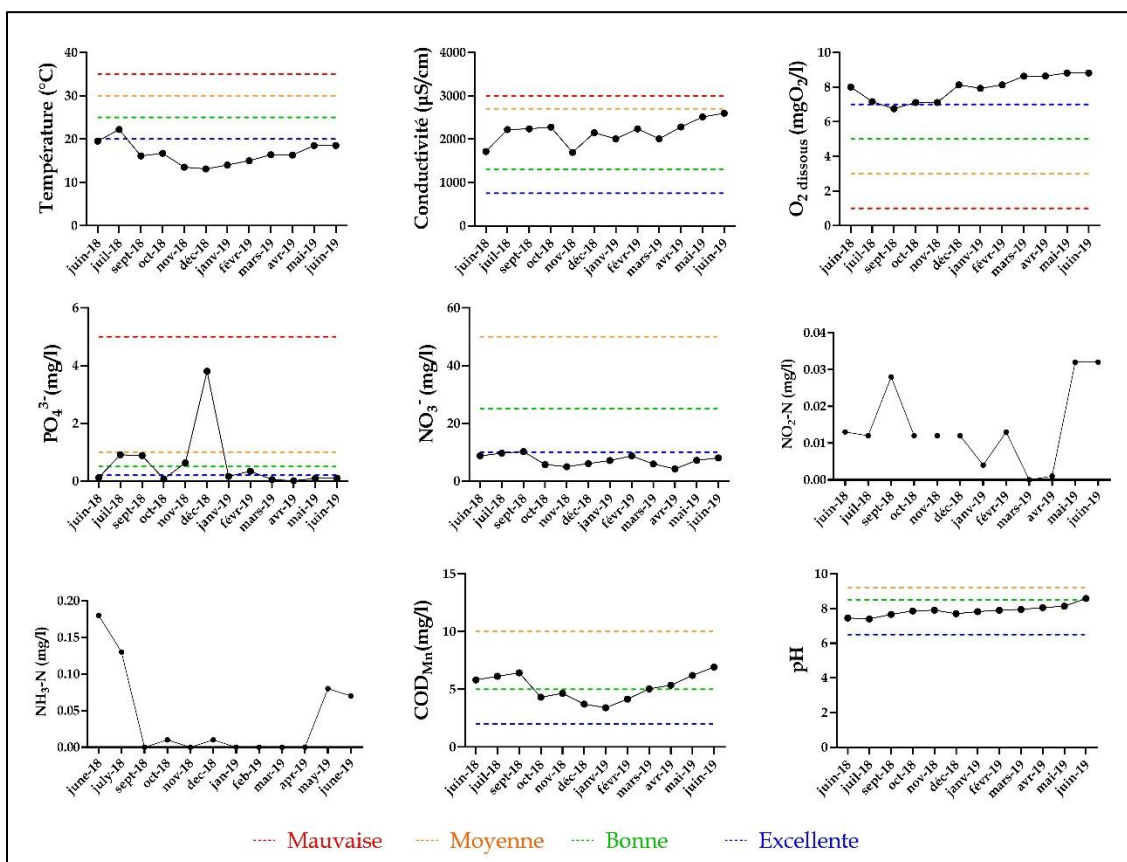


Figure 15: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb04 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

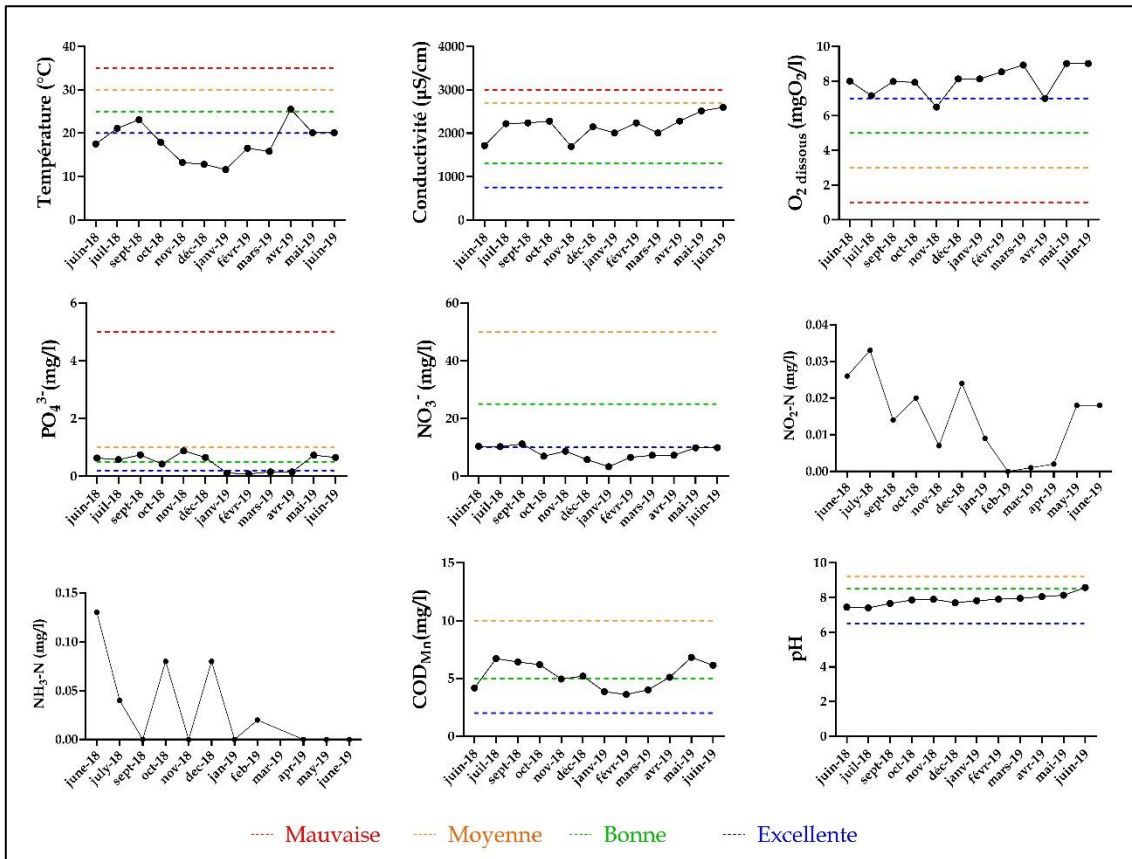


Figure 16: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb05 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

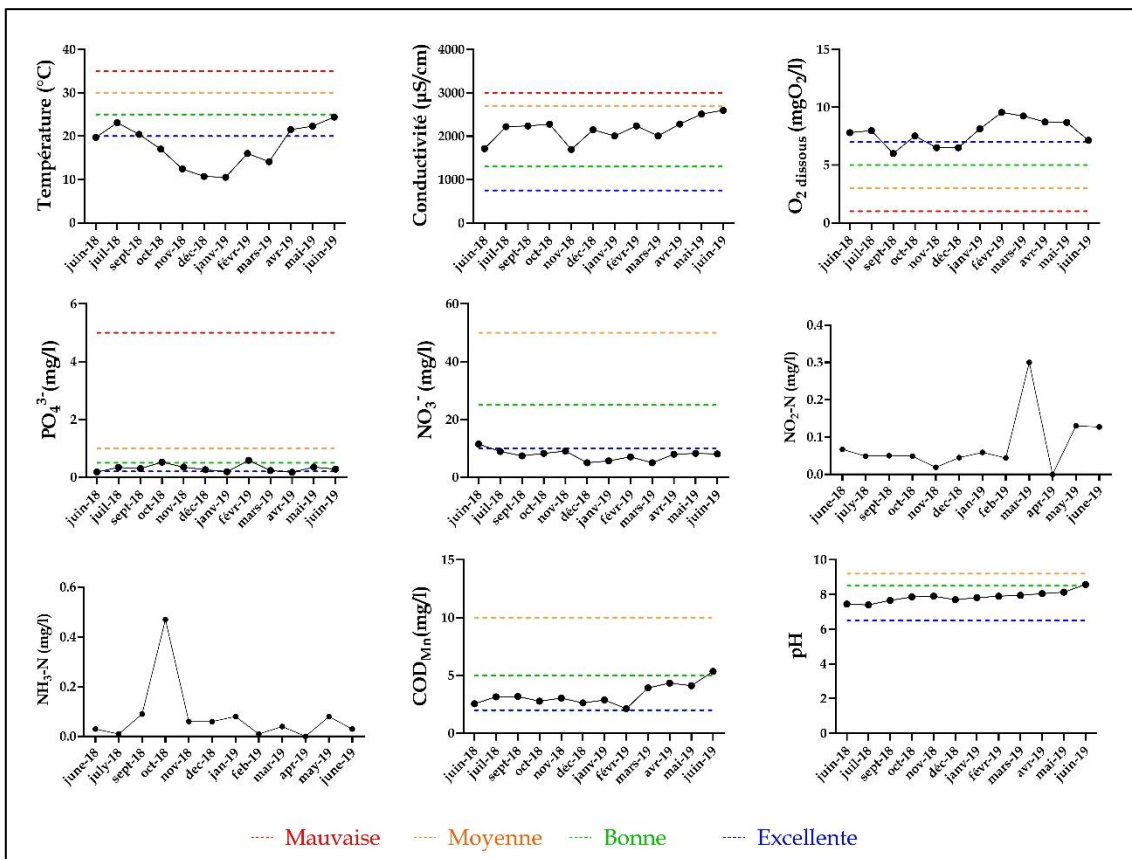


Figure 17: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StOrb06 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

I.2 Cours d'eau Amengous

Les valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques analysés sur les quatre stations du cours d'eau Amengous figurent dans le tableau 5. Les figures 18,19,20 et 21 illustrent les variations mensuelles des paramètres physico-chimiques mesurés durant la période d'étude entre juin 2018 et juin 2019.

Les eaux du cours d'eau Amengous sont légèrement basiques avec un pH moyen oscille entre 7,75 et 7,90. La température de l'eau s'accroît vers l'aval avec des températures moyennes allant de 10,53°C à 13,74°C. La variation mensuelle de la température montre que cette dernière diminue en automne et en hiver et elle commence à augmenter à partir du printemps pour atteindre des valeurs maximales en été.

Tableau 5: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques des stations StAmg01, StAmg02, StAmg03 et StAmg04 (de juin 2018 à juin 2019).

	StAmg01				StAmg02			
	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,75	0,41	7,23	8,65	7,84	0,38	7,41	8,72
T (°C)	10,53	3,51	5,20	17,90	11,71	3,18	7,00	16,80
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	269,17	35,26	200,00	314,00	368,17	41,52	273,00	421,00
O2 dissous (mg/L)	10,29	1,55	8,13	12,53	9,42	1,72	7,16	13,56
NO2-N(mg/l)	0,02	0,02	0,00	0,06	0,02	0,01	0,00	0,05
NH3-N(mg/l)	0,06	0,06	0,00	0,18	0,02	0,02	0,00	0,06
PO43-(mg/l)	0,44	0,98	0,00	3,50	0,54	1,11	0,00	3,80
NO3-(mg/l)	6,69	3,69	0,70	13,23	6,36	3,74	1,32	12,47
DCOMn (mgO2/L)	4,28	1,92	1,80	7,36	3,62	1,45	1,6	6,12
	StAmg03				StAmg04			
	\bar{X}	σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,90	0,29	7,51	8,59	7,80	0,26	7,43	8,24
T (°C)	12,58	3,88	7,20	19,60	13,74	4,50	9,00	23,00
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	380,75	43,97	323,00	459,00	726,5	210,4	542,00	1348,00
O2 dissous (mg/L)	8,62	1,23	6,30	10,54	8,48	1,28	6,09	10,54
NO2-N(mg/l)	0,03	0,02	0,01	0,06	0,02	0,01	0,00	0,05
NH3-N(mg/l)	0,06	0,09	0,00	0,24	0,02	0,03	0,00	0,08
PO43-(mg/l)	0,38	0,35	0,08	1,21	0,94	1,53	0,08	4,50
NO3-(mg/l)	8,60	3,10	3,63	14,64	6,81	4,22	1,01	15,60
DCOMn (mgO2/L)	4,46	1,49	1,92	6,40	4,80	2,09	2,24	8,02

La conductivité augmente fortement suivant un gradient amont-aval avec des valeurs moyennes de 269 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 368 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 726 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivement au niveau des stations StAmg01, StAmg02, StAmg03 et StAmg04. La conductivité a connu une diminution en hiver dans le cours d'eau Amengous, en revanche, en septembre 2018 elle a augmenté significativement dans la station StAmg04 pour atteindre une valeur de 1348 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette augmentation est due en partie à l'effet des apports en sels vers le cours d'eau lors des

précipitations qui ont précédé la campagne d'échantillonnage et à la pollution agricole issue des terrains avoisinant la station StAmg04. La teneur en oxygène dissous au niveau du cours d'eau Amengous témoigne d'une eau de bonne qualité. La valeur moyenne maximale de 10,29 mgO₂/l est mesurée à la station Amg01 et une valeur moyenne minimale de 8,48 mgO₂/l mesurée à la station StAmg04 située en aval. La variation mensuelle des concentrations d'oxygène dissous montre une oxygénation importante en printemps et en été dans les différentes stations. D'après la littérature, ce paramètre montre des variations temporelles aussi bien saisonnières que journalières (Goodwin et al., 2008; Kaenel et al., 2000). Le taux en oxygène dissous est également influencé par le développement des végétaux aquatiques et l'activité photosynthétique (Jarvie et al., 2003) ce qui concorde avec la nature de l'oued Amengous qui est fortement colonisé par les communautés macrophytiques.

Les teneurs des différentes formes d'azote au niveau d'Amengous ne présentent pas des variations spatiales significatives à l'exception de la station StAmg03 où les concentrations sont légèrement élevées avec des moyennes de 0,03mg/l, 0,06mg/l et 8,6mg/l respectivement pour NO₂-N, NH₃-N et NO₃⁻. Au niveau de cette station le cours d'eau traverse des terres cultivées, ce qui contribue activement à l'augmentation des teneurs en formes d'azote. Ajoutons à cela l'impact causé par les excréments du bétail qui utilisent les berges ou même la végétation submergée comme lieu de pâturage.

Concernant les orthophosphates (PO₄³⁻), une forte charge est enregistrée au niveau de la station aval StAmg04 avec une moyenne de 0,94mg/l. Les variations mensuelles des orthophosphates au niveau des quatre stations montrent que la teneur en ce nutriment ne dépasse pas 1mg/l à l'exception des mois d'octobre 2018 pour StAmg04 et janvier 2019 pour StAmg01 où la concentration a atteint 4,5mg/l et 3,5mg/l respectivement.

La pollution diffuse d'origine agricole (sols agricoles surfertilisés) accentuée par les eaux de ruissellement et la pollution ponctuelle d'origine domestique (eaux de lessive et de lavage de la laine) peuvent être à l'origine de ces teneurs relativement élevées en orthophosphates au niveau de ces stations.

La concentration moyenne de la matière organique (DCO_{Mn}) montre de légères variations spatiales, elle oscille entre 3,62mg/l et 4,80mg/l. Cependant les variations temporelles enregistrent des fluctuations mensuelles remarquables et irrégulières avec parfois la

présence de fortes charges en matière organique. L'enrichissement de l'oued Amengous en matière organique peut avoir une origine allochtone liée à l'utilisation irrationnelle des fertilisants par les agriculteurs de la région Bakrit, aux déjections animales utilisant ce cours d'eau comme source d'abreuvement et de pâturage et aux rejets domestiques. En outre, ces teneurs en matière organique peuvent avoir une origine autochtone liée à la dégradation des macrophytes dans le cours d'eau.

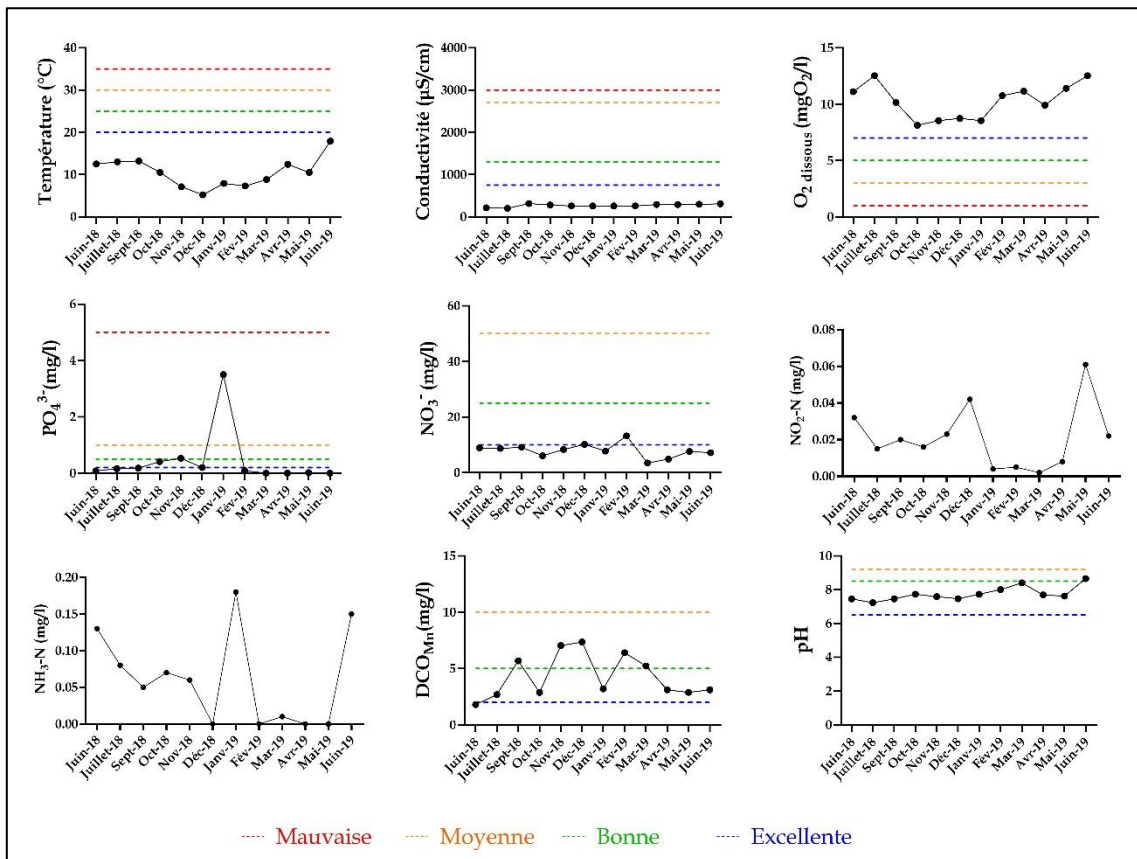


Figure 18: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg01 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

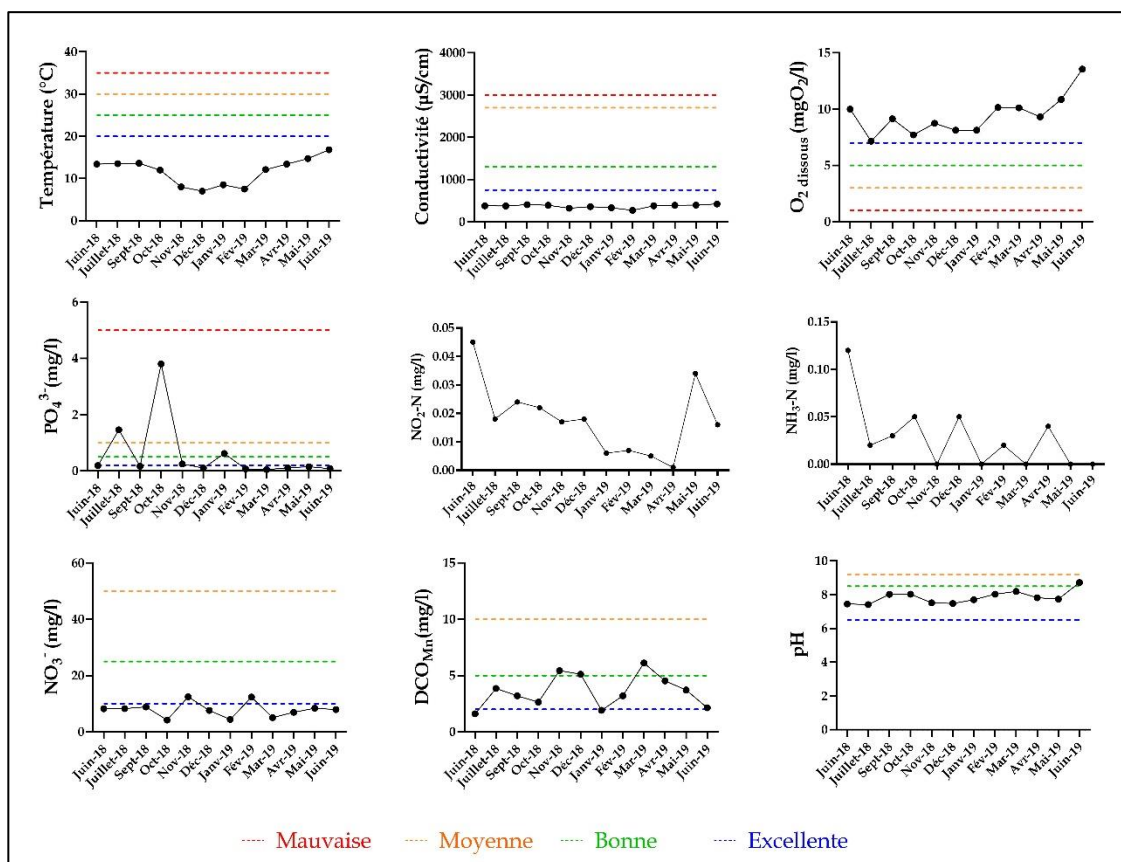


Figure 19: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg02 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

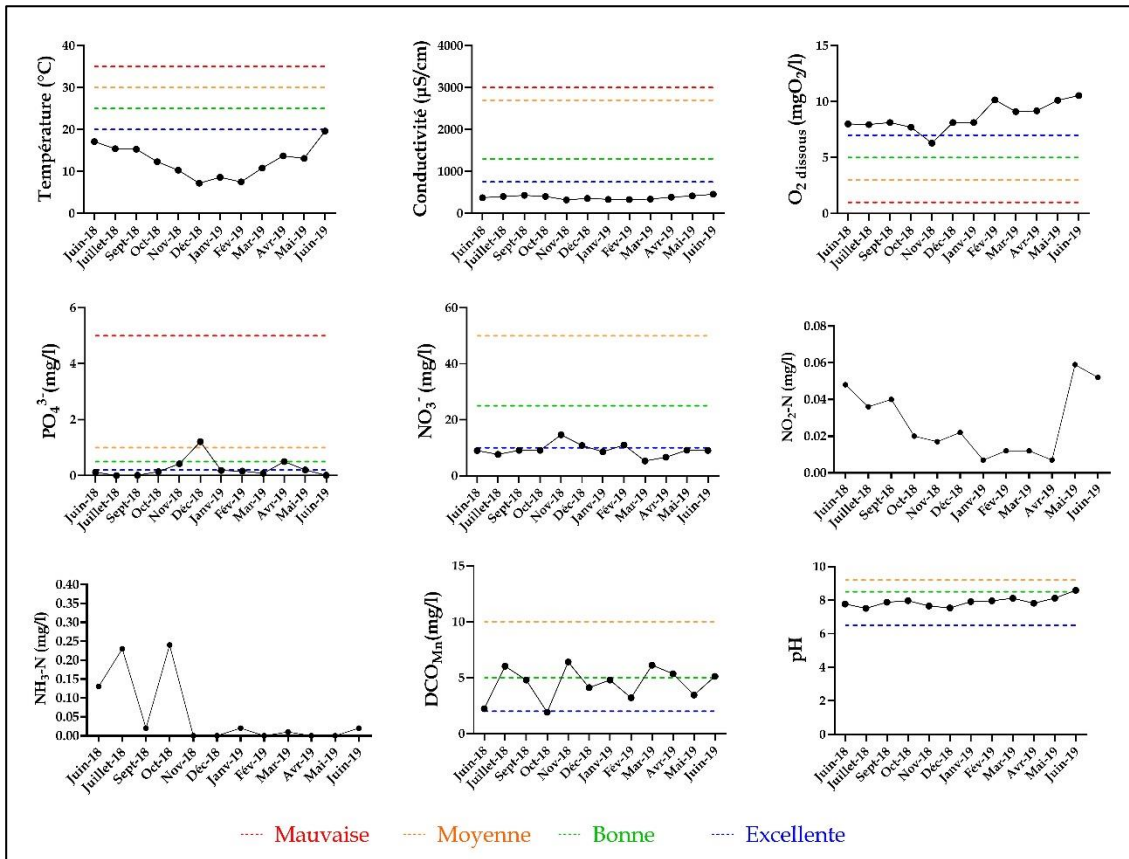


Figure 20: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg03 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

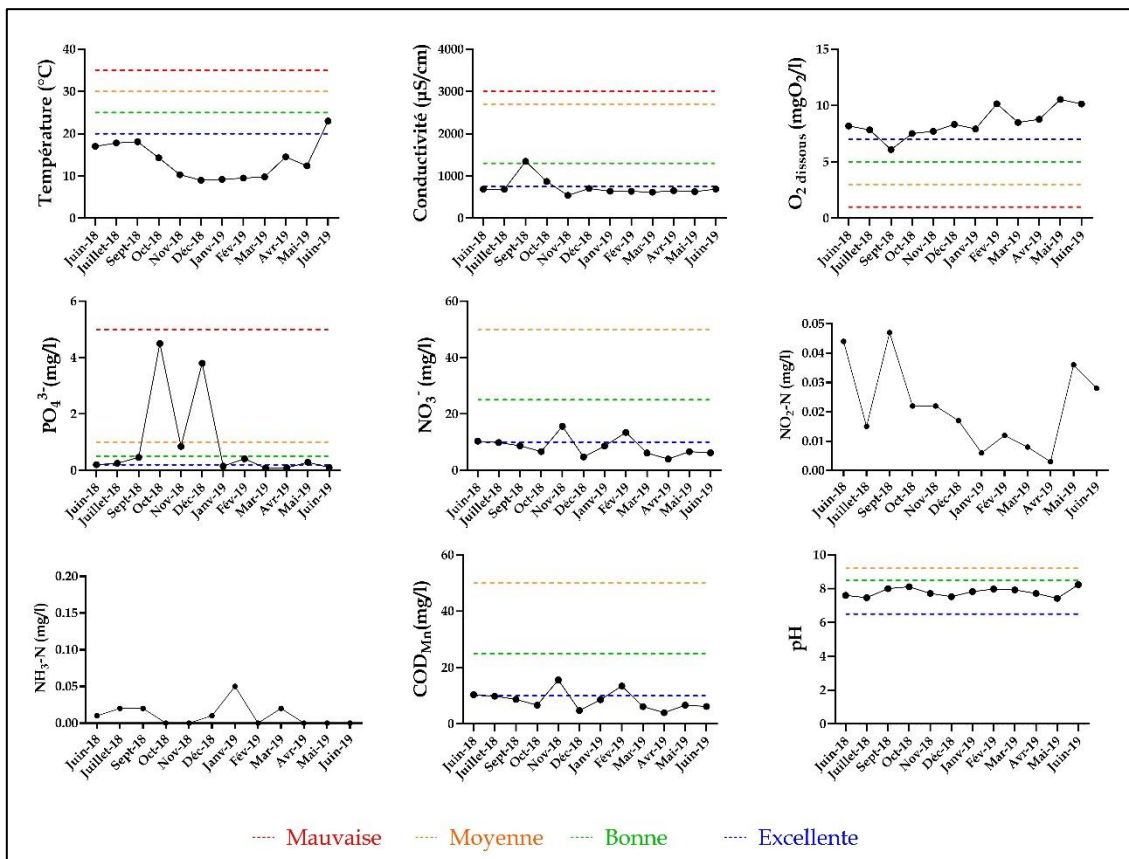


Figure 21: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StAmg04 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

I.3 Cours d'eau Fellat

La variation mensuelle, les valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques analysés entre juin 2018 et juin 2019, dans la station StFel du cours d'eau Fellat figurent dans le tableau 6 et sur la figure 22.

Les eaux du cours d'eau Fellat sont légèrement alcalines avec un pH moyen de 7,95 et une température moyenne de 13,67 °C. Les eaux au niveau de la station StFel présentent une forte minéralisation avec une valeur moyenne de 1817 $\mu\text{S}/\text{cm}$. L'oxygénation de l'eau ne présente pas de grands changements au cours de la période d'étude et elle traduit une bonne qualité des eaux avec une moyenne de 8,47 mgO_2/l . La variation mensuelle de la température, la conductivité et l'oxygène dissous montre que ce dernier est inversement proportionnel à la température et la conductivité. Ce résultat confirme l'effet de ces deux paramètres sur la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Chapra et al., 2021). Ainsi le régime dynamique des radiers dominant dans la station StFel peut favoriser les échanges à l'interface air-eau et assurer une bonne oxygénation.

Tableau 6: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques de StFel (juin 2018 à juin 2019)

	StFel			
	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,95	0,22	7,63	8,36
T (°C)	13,67	6,27	6,20	26,30
Conductivité (uS/cm)	1817	798,6	1012,00	3325,00
O2 dissous (mg/L)	8,47	0,90	6,75	9,91
NO ₂ -N(mg/l)	0,01	0,01	0,00	0,03
NH ₃ -N(mg/l)	0,01	0,02	0,00	0,08
PO ₄ -P(mg/l)	0,12	0,12	0,00	0,46
NO ₃ -N(mg/l)	6,75	1,82	4,12	10,80
DCOMn (mgO ₂ /L)	5,04	1,92	2,88	8,52

La station StFel est caractérisée par une forte charge en matière organique (DCO_{Mn}) avec une concentration moyenne de 5,04mg/l due aux pratiques agricoles exercées en amont de la station d'étude. Les différentes formes de l'azote ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_3^-) au niveau de cette station présentent des concentrations moyennes généralement faibles. La variation mensuelle montre certaines fluctuations des concentrations de nitrate (NO_3^-) et de l'azote nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$). En revanche, les concentrations d'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) sont nulles durant presque toute la période d'étude à l'exception des mois de juillet, septembre et décembre 2018 où une augmentation de la concentration de ce paramètre est observable.

Ceci est peut-être la conséquence de la transformation rapide de l'azote ammoniacal en NH_4^+ qui est assimilée par la végétation aquatique ou transformée en nitrite. La forte concentration d'ammoniac mesurée en juillet 2018 peut être due à l'effet des fertilisants utilisés en agriculture et aux rejets domestique déversés en amont de la station StFel. L'augmentation de la température de l'eau et sa nature alcaline peuvent favoriser la transformation de NH_4^+ en NH_3 ce qui peut expliquer l'augmentation de la concentration de l'azote ammoniacal en juillet 2018 (John Sawyer, 2008). Les concentrations moyennes des orthophosphates dans la station StFel est de 0,12mg/l. Le taux des orthophosphates ne dépasse pas la valeur de 0,2mg/l durant la période d'étude à l'exception des mois d'octobre et de novembre 2018 dont la concentration atteint 0,25mg/l et 0,46mg/l respectivement.

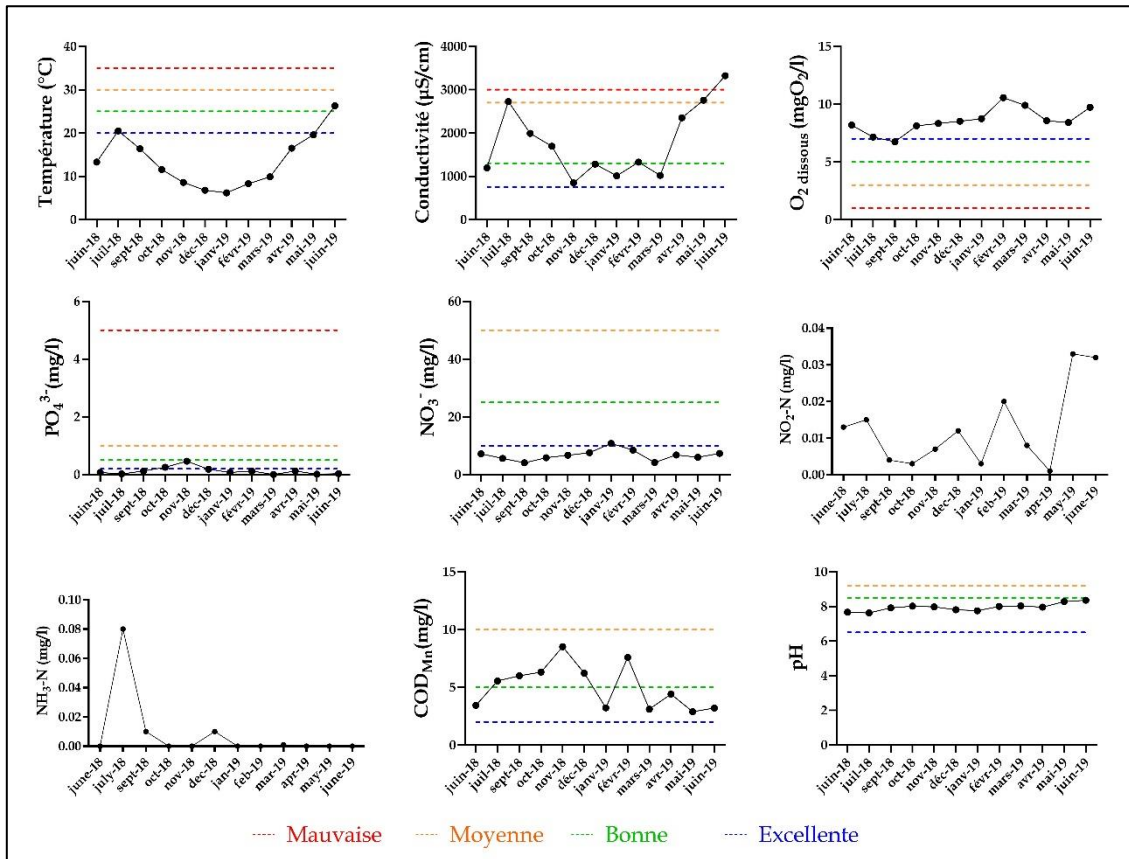


Figure 22 : Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StFel (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

I.4 Cours d'eau Srou

La variation mensuelle, les valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques analysés entre juin 2018 et juin 2019, dans la station StSru du cours d'eau Srou figurent dans le tableau 7 et sur la figure 23.

Le pH de l'eau au niveau de la station StSru est légèrement basique avec une valeur moyenne de 7,88. La Température moyenne est de 19,75°C et qui peut atteindre sa valeur maximale en période d'étiage 29,2 °C suite au réchauffement rapide de la faible lame d'eau qui s'écoule sur un large lit.

Le cours d'eau Srou est fortement minéralisé, il présente une valeur moyenne de conductivité très élevée 3501,25 $\mu\text{s}/\text{cm}$, elle peut atteindre 6504 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dans la période d'étiage.

La nature des formations géologiques (argile salifère de Trias) traversées par ce cours d'eau peuvent être à l'origine de ces valeurs élevées. Ainsi, d'après la littérature, la conductivité a pu atteindre au niveau de l'oued Srou une valeur de 10000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Khalil et al., 2004).

L'oxygène dissous au niveau de la station StSru ne présente pas de variations temporelles remarquables, sa concentration oscille entre 6,58 mgO_2/l et 8,73 mgO_2/l avec une moyenne de 7,68 mgO_2/l .

Tableau 7: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des valeurs des paramètres physico-chimiques de StSru (de juin 2018 à juin 2019)

	StSru			
	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,88	0,54	6,44	8,63
T (°C)	19,75	6,64	10,00	29,20
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	3501,25	1515,91	2228,00	6504,00
O2 dissous (mg/L)	7,68	0,87	6,58	8,73
NO ₂ -N(mg/l)	0,02	0,01	0,00	0,03
NH ₃ -N(mg/l)	0,12	0,08	0,00	0,27
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,17	0,19	0,00	0,54
NO ₃ ⁻ (mg/l)	4,02	2,74	0,19	9,17
DCOMn (mgO_2/L)	6,60	1,95	3,12	9,60

Les teneurs moyennes en azote nitrite et en nitrate au niveau de la station StSru restent généralement faibles (NO₂-N=0,02 mg/l ; NO₃⁻=4,02 mg/l) alors que l'azote ammoniacal (NH₃-N) a une concentration moyenne de l'ordre de 0,12 mg/l . Les variations mensuelles des concentrations de NH₃-N montrent que la concentration est globalement supérieure à 0,1 mg/l avec des maximas de 0,25 mg/l et 0,27 mg/l mesurées en mai et juin 2019. Ces

valeurs traduisent généralement une pollution d'origine domestique (eaux usées) issue de village Ait ishaq et du cours d'eau Ichbouka au niveau du village Lahri. La concentration moyenne des orthophosphates dans la station StSru est de 0,17mg/l, les variations mensuelles montrent que les concentrations de ce nutriment sont de l'ordre de 0,2mg/l à l'exception des mois d'octobre et novembre 2018 où elle atteint 0,26mg/l, 0,54mg/l et 0,49mg/l respectivement. La concentration moyenne de la matière organique (DCO_{Mn}) au niveau de la station StSru est de 6,6mg/l. Les fortes concentrations de la matière organique sont dues généralement à une pollution d'origine agricole et/ou domestique en amont de la station étudiée.

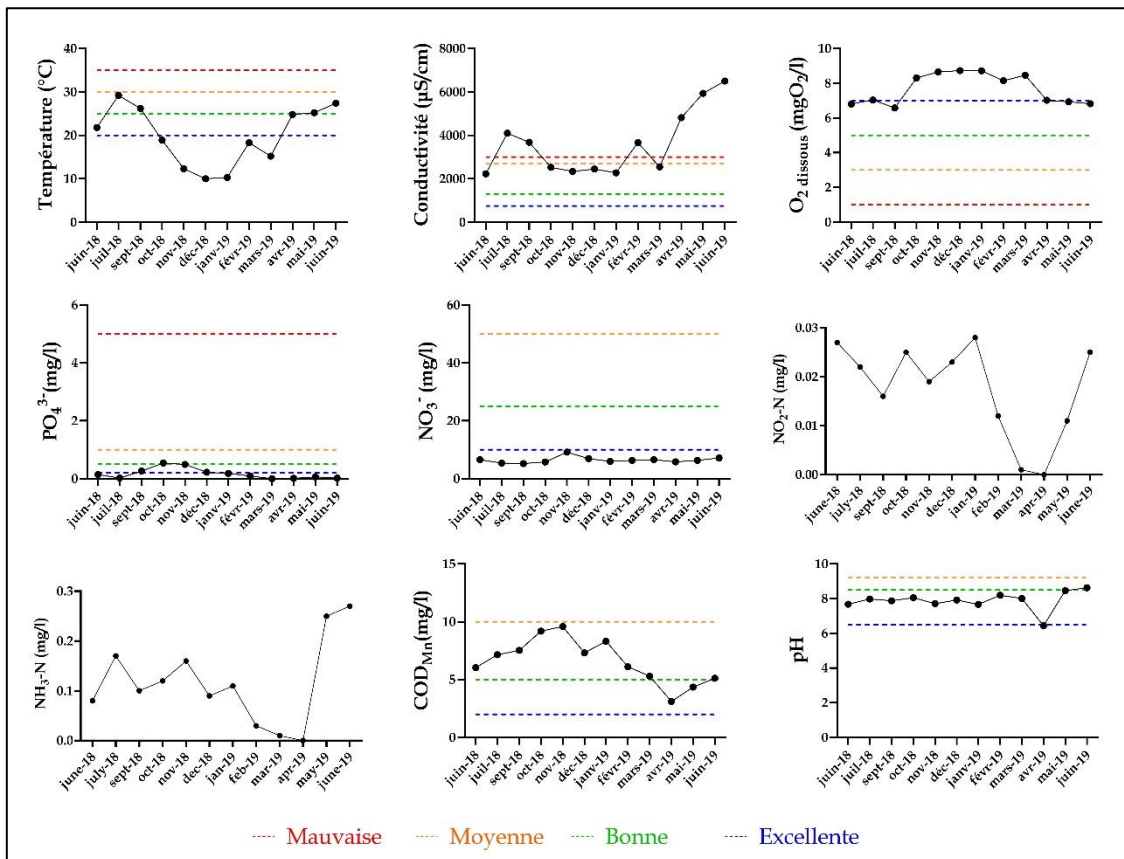


Figure 23: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StSru (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

I.5 Cours d'eau Ichbouka

Les valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques analysés sur les deux stations situées sur le cours d'eau Ichbouka figurent dans le tableau 8. Les figures 24 et 25 illustrent les variations mensuelles, de ces paramètres, enregistrées entre juin 2018 et juin 2019.

Les valeurs du pH de l'eau ne varient pas d'une façon significative entre la station StChbk01 et StChbk02, elles indiquent des eaux légèrement basiques avec une moyenne qui oscille entre 7,73 et 7,77. Les eaux du cours d'eau Ichbouka sont bien oxygénées, l'oxygène dissous oscille autour de valeur moyenne de 7,94mgO₂/l et 8,13 mgO₂/l. L'amplitude de la variation de la température moyenne à l'échelle de la zone d'étude est faible (différence de 0,5°C). En revanche, la variation mensuelle est très significative, elle révèle une variation naturelle en fonction des saisons (minimum hivernal et printanier et maximum en été). La température élevée, en juin 2019 (28 °C) dans la station StChbk01 résulte du réchauffement rapide de l'eau favorisée par la diminution de la vitesse d'écoulement et de la profondeur des faciès lentiques qui caractérisent cette station.

Tableau 8: Valeurs moyennes, écarts types, minimum et maximum des paramètres physico-chimiques de StChbk01 et StChbk02 (de juin 2018 à juin 2019)

	StChbk01				StChbk02			
	\bar{X}	Σ	Min	Max	\bar{X}	σ	Min	Max
pH	7,73	0,27	7,23	8,12	7,77	0,34	7,14	8,44
T (°C)	16,03	5,26	8,60	28,00	16,52	5,34	9,60	23,80
Conductivité (uS/cm)	1735	459,8	1297,00	2774,00	1811	476,4	1179,00	2708,00
O2 dissous (mg/L)	8,13	1,02	5,89	9,76	7,94	1,06	5,89	9,50
NO2-N(mg/l)	0,016	0,014	0,001	0,05	0,014	0,01	0,004	0,042
NH3-N(mg/l)	0,05	0,13	0,00	0,49	0,046	0,05	0,000	0,120
PO43-(mg/l)	0,35	0,71	0,01	2,5	0,16	0,24	0,000	0,860
NO3-(mg/l)	6,62	0,99	4,82	8,15	8,05	1,14	6,01	9,35
DCOMn (mgO2/L)	2,48	1,22	0,98	4,60	5,17	1,53	3,84	8,56

Les eaux du cours d'eau Ichbouka sont fortement minéralisées avec une valeur moyenne qui varie de 1735 μ S/cm à 1811 μ S/cm. La variation mensuelle dans les deux stations étudiées montre que la conductivité atteint des valeurs maximales en mai 2019 et juin 2019. Cette augmentation est accompagnée généralement d'une augmentation de la température de l'eau. La conductivité des eaux d'Ichbouka est affectée principalement par la géologie de la région à travers laquelle l'eau s'écoule, en plus des pollutions agricoles au niveau de la station StChbk01 et domestiques au niveau de la station StChbk02 qui peuvent augmenter les valeurs de la conductivité.

Les concentrations moyennes des différentes formes de l'azote ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_3^-) ne présentent pas une grande variabilité entre la station StChbk01 et StChbk02. Durant la période d'étude, l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) dans la station StChbk01 n'est présent qu'avec de très faibles concentrations à l'exception du mois de janvier 2019 où la concentration atteint une valeur très élevée de 0,49mg/l, cela peut être dû à des apports chargés de fertilisants et de déjections animales. La station StChbk02 présente des fluctuations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), cette variation peut être le résultat de l'effet des eaux usées déversées directement dans le cours d'eau au niveau du village Lahri. Les concentrations en azote nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$) et en nitrate (NO_3^-) au niveau des deux stations étudiées témoignent une pollution d'origine agricole et domestique. La station StChbk01 est caractérisée par des concentrations élevées d'orthophosphates par rapport à la station StChbk02 située en aval. La concentration moyenne de la matière organique au niveau du cours d'eau Ichbouka varie de 2,48mg/l à 5,17mg/l suivant un gradient amont-aval. Les teneurs en orthophosphates et en matière organique dans les deux stations sont généralement liées à différents types de pollution.

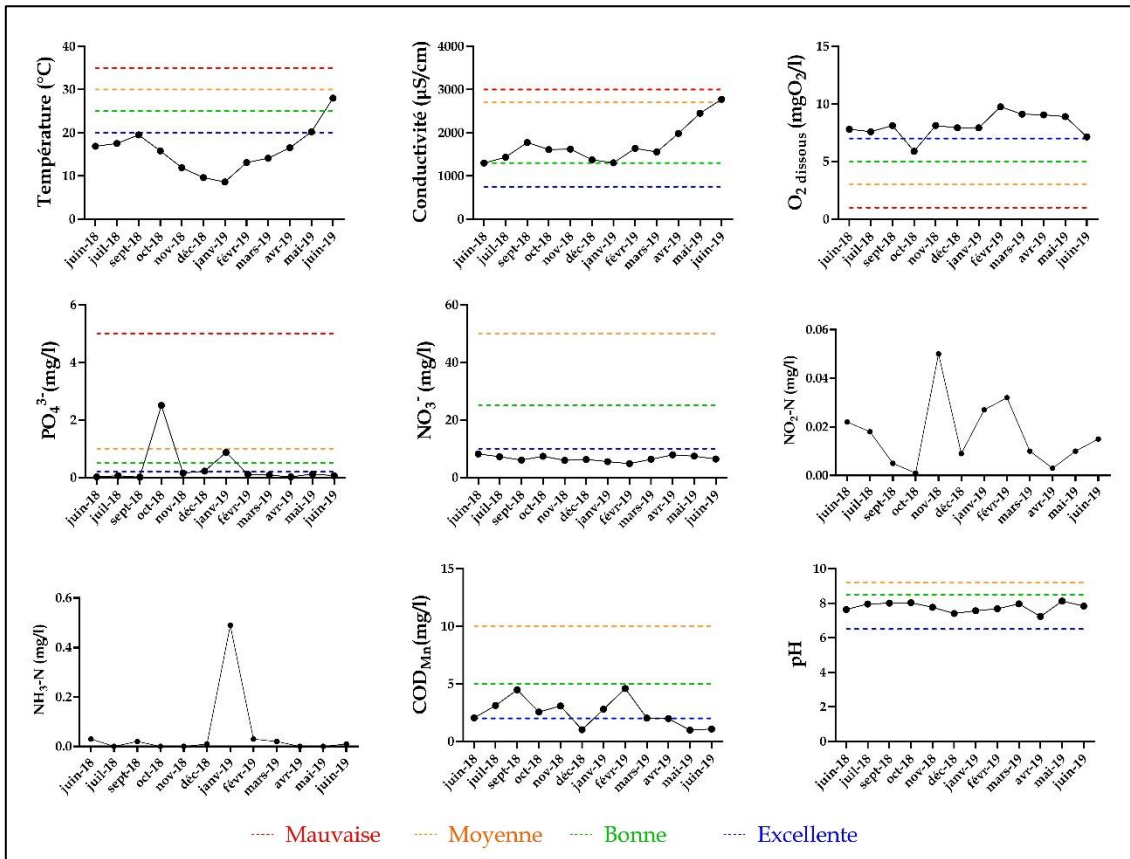


Figure 24: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StChbk01 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

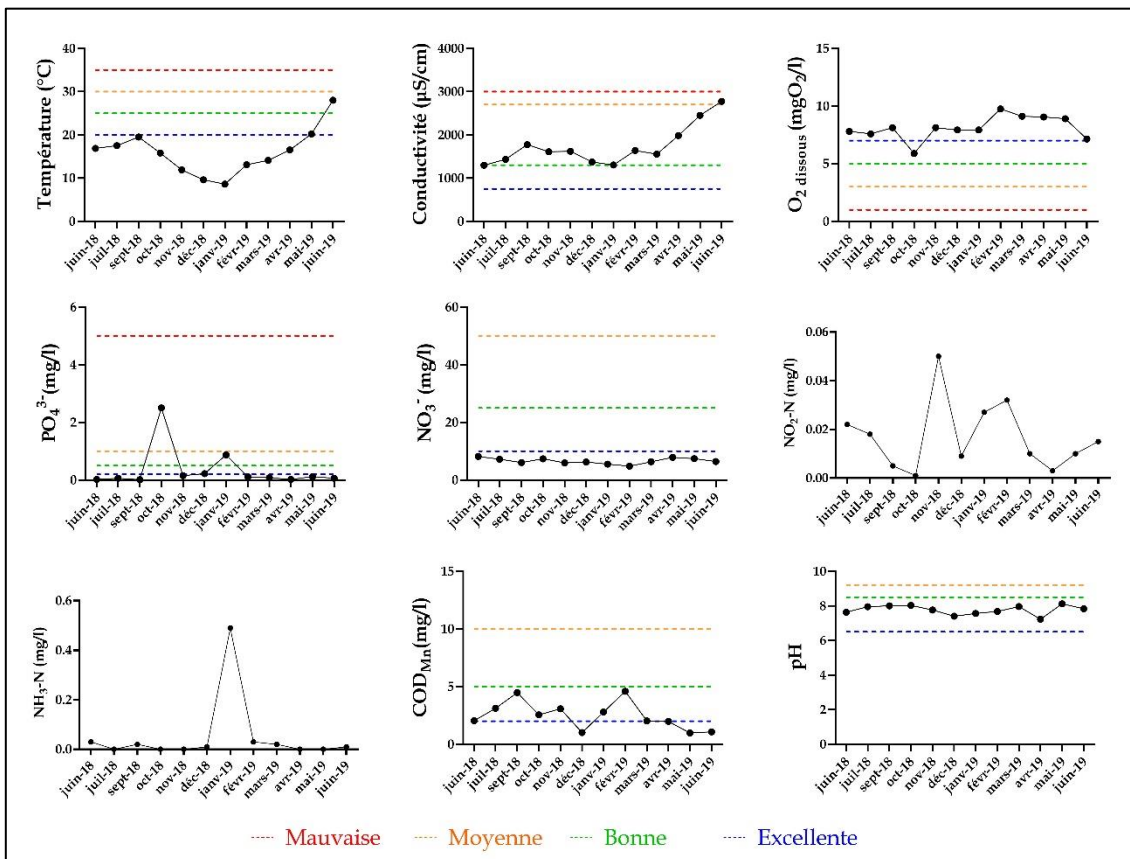


Figure 25: Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques dans la station StChbk02 (de juin 2018 à juin 2019) avec les classes de la qualité des eaux de surface selon la norme marocaine (Arrêté n° 1275-01).

II. TYPOLOGIE DES COURS D'EAU

À l'instar des autres cours d'eau dans le monde où les fluctuations des paramètres physicochimiques sont fortes (Benassi et al., 2012; Manolaki & Papastergiadou, 2013), les cours d'eau étudiés dans le présent travail ont également montré la présence de variations spatio-temporelles des différents paramètres physicochimiques mesurés. Cependant ces paramètres ne caractérisent qu'en partie les cours d'eau. Il est indispensable de réaliser une description du milieu physique avec les descripteurs mésologiques supposés être les plus pertinents. En se basant sur les fiches de terrain, nous avons caractérisé chaque station étudiée selon six descripteurs mésologiques (altitude, largeur du lit, profondeur, intensité d'éclairement, vitesse d'écoulement et type de substrat) exprimées en classes (Voir annexe 03).

Dans le but de définir une typologie des cours d'eau étudiés, deux analyses en composantes principales (ACP) ont été appliquées sur les paramètres physicochimiques de l'eau et les descripteurs mésologiques de chaque station.

L'ACP réalisée sur les données des paramètres physicochimiques (Figure 26) montre que 67,68% de la variabilité est expliquée par les deux premier axes F1 et F2. L'axe F1 (52,83%) est corrélé surtout avec la conductivité, les solides dissous, la température, la matière organique et l'oxygène dissous. L'axe F2 (14,85%) s'explique principalement par le pH et l'azote ammoniacal. La distribution des stations dans ce plan correspond à une bonne structuration des stations permettant de discriminer les cours d'eau étudiés.

Le cours d'eau Amengous représenté par quatre stations (StAmg01, StAmg02, StAmg03 et StAmg04) est individualisé par l'oxygène dissous, les teneurs en orthophosphates et en nitrate ce qui reflète l'effet des activités agricoles exercées le long du cours d'eau. Ainsi, l'utilisation excessive des fertilisants influence le milieu aquatique, notamment sa composition en nutriments en favorisant le développement des communautés de macrophytes (Joniak et al., 2007; Lewin & Szoszkiewicz, 2012). Ces végétaux enrichissent le milieu aquatique en oxygène dissous grâce à leur activité photosynthétique. Quant aux stations situées au niveau du cours d'eau Oum Er-rbia, à l'exception de la station amont StOrb01, elles sont liées aux autres paramètres notamment la température, la conductivité, les solides dissous, la matière organique et le pH.

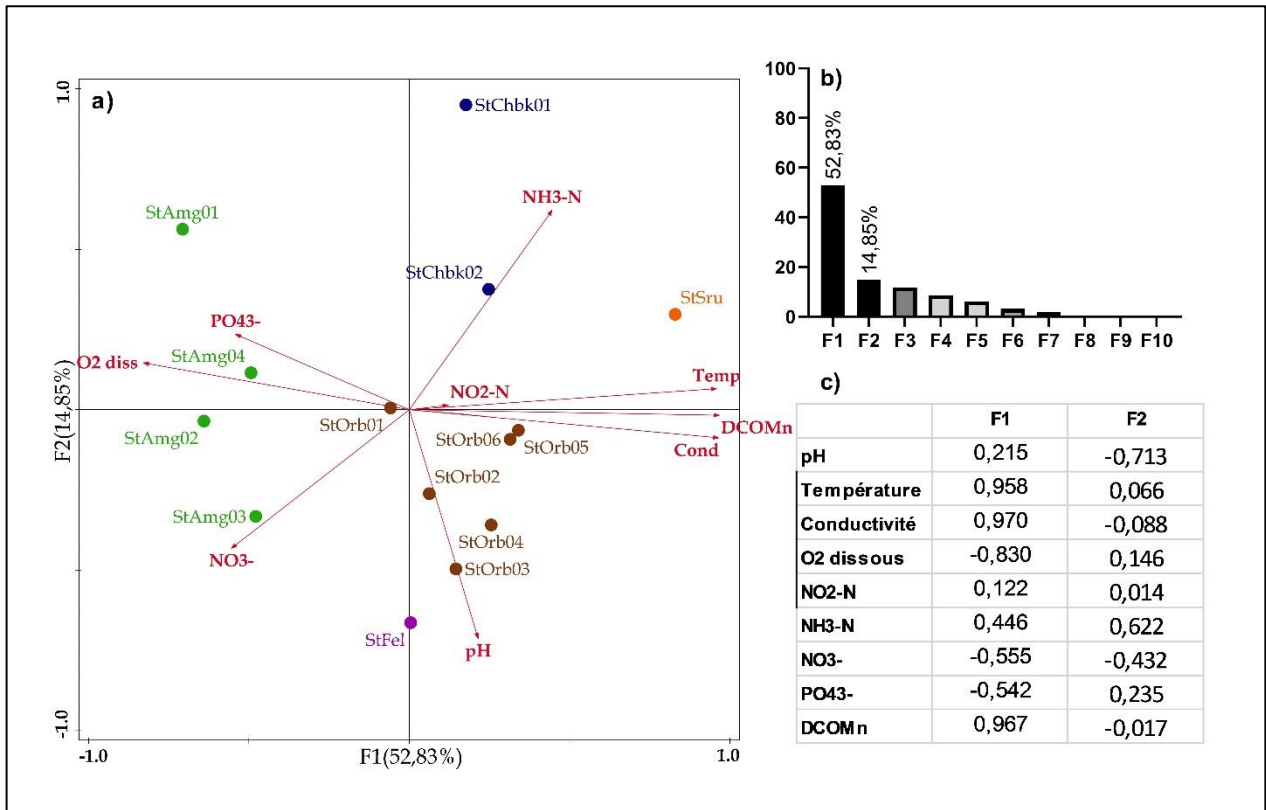


Figure 26: Représentation graphique de l'ACP des paramètres physicochimiques des stations étudiées (de juin 2018-juin 2019). 26a : Plan factoriel F1xF2. 26b : Graphique de variance en %, 26c : Corrélation des paramètres avec F1 et F2

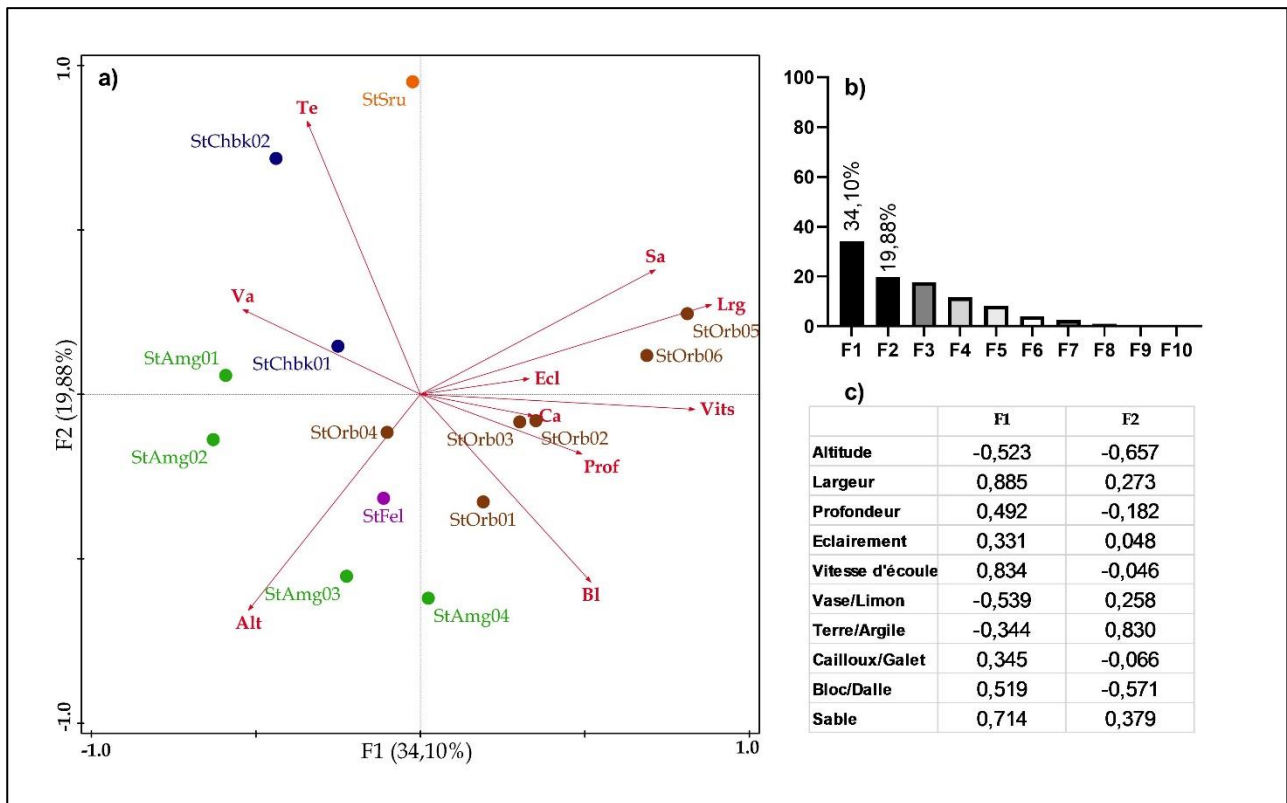


Figure 27: Représentation graphique de l'ACP des descripteurs mésologiques des stations étudiées (de juin 2018 à juin 2019). 27a : Plan factoriel F1xF2. 27b : Graphique de variance en %, 27c : Corrélation des paramètres avec F1 et F2

L'effet des températures élevées et de la forte minéralisation des eaux du cours d'eau Oum Er-rbia peuvent expliquer la corrélation négative de la plupart des stations avec l'oxygène dissous.

Le cours d'eau Ichbouka avec ses deux stations (Stchbk01 et Stchbk02) sont individualisées par l'azote ammoniacal. La station Stchbk02 présente une forte corrélation avec ce nutriment ce qui révèle l'impact négatif du village Lahri sur la qualité des eaux au niveau de cette station (déversement direct d'eaux usées dans le cours d'eau).

La station StSru au niveau du cours d'eau Srou est individualisée par la température, la conductivité, les solides dissous et la matière organique. Elle est plus corrélée avec ces paramètres que les stations du cours d'eau Oum Er-rbia à cause de la faible profondeur qui favorise le réchauffement rapide de l'eau. Par ailleurs, la particularité géologique (fortes teneurs en sulfate, chlorure, sodium, calcium et magnésium) du cours d'eau Srou favorise également la forte minéralisation de cette station (Karroum et al., 2019) ; sans négliger l'impact des apports pollués de son affluent (Ichbouka) en plus des rejets du village d'Ait Ishaq en amont de la station StSru.

L'ACP réalisée sur les descripteurs mésologiques (Figure 27) est présentée sur un plan factoriel (F1xF2) qui traduit une inertie totale de 53,98%. La projection des stations sur ce plan a révélé les caractéristiques de chaque cours d'eau étudiés et même des stations d'un même cours d'eau (les cours d'eau Oum Er-rbia, Amengous et Ichbouka). L'axe F1 (34,10%) oppose les stations de basse altitude de l'oued Oum Er-rbia caractérisées surtout par la largeur et la vitesse du courant, aux autres stations de hautes altitudes caractérisées par un substrat vaseux à limoneux. L'axe F2 (19,88%) réunit les stations StChbk01 et StSru qui partagent le même type de substrat argileux. Du côté opposé de l'axe sont réparties les stations qui sont dominées par des blocs et des galets.

III. COMPOSITION FLORISTIQUE ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES MACROPHYTIQUE

III.1 Inventaire des macrophytes

D'après la littérature, les cours d'eau sont des écosystèmes très dynamiques (House et al., 2017; Rhoads, 2020), ainsi les variations spatio-temporelles des paramètres physiques et chimiques des cours d'eau étudiés dans le haut bassin d'Oum Er-rbia fait preuve à ce

caractère. Ces variations peuvent influencer fortement la richesse spécifique et la composition floristique des communautés végétales des cours d'eau.

Afin de vérifier ces effets, un inventaire floristique a été réalisé à partir de 168 relevés floristiques effectués pour les 14 stations prospectées mensuellement durant la période de juin 2018 à juin 2019. La liste contient l'ensemble des espèces inféodées aux milieux aquatiques y compris les taxons contributifs au calcul de l'indice IBMR. Les données de cet inventaire vont constituer une référence de la diversité floristique des secteurs étudiés ; elles vont permettre également de comprendre les déterminismes de la répartition des macrophytes ainsi que de leur pouvoir bioindicateur.

Tableau 9: Inventaire de la végétation des stations d'étude (y compris les taxons contributifs dans le calcul de l'IBMR)

Groupe taxonomique	Taxon	Code	Espèce aquatique/supra-aquatique/terrestre	IBMR
Phanérogames	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	AGRSTO	Supra-aquatique	oui
	<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	ANACLA	Terrestre	non
	<i>Bromus intermedius</i> Guss.	BROINT	Terrestre	non
	<i>Bromus lanceolatus</i> Roth.	BROLAN	Terrestre	non
	<i>Callitriche</i> sp.	CALSPX	Supra-aquatique	non
	<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce.	CENPUL	Terrestre	non
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	CYNDAC	Terrestre	non
	<i>Cyperus fuscus</i> L.	CYPFUS	Supra-aquatique	non
	<i>Cyperus longus</i> L.	CYPLON	Supra-aquatique	non
	<i>Carex divisa</i> Huds.	CARDIV	Supra-aquatique	non
	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter.	DITVIS	Supra-aquatique	non
	<i>Dorycnium rectum</i> (L.) Ser.	DORREC	Terrestre	non
	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem.& Schult.	ELEPAL	Supra-aquatique	oui
	<i>Elymus marginatus</i> (H.Lindb.) Á.Löve	ELYPAR	Terrestre	non
	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	EPIHIR	Supra-aquatique	non
	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	GRODEN	Aquatique	oui
	<i>Heliotropium europaeum</i> L.	HELEUR	Terrestre	non
	<i>Herniaria cinerea</i> DC. in LAM. & DC.	HERCIN	Terrestre	non
	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch.	HELNOD	Supra-aquatique	oui
	<i>Holcus lanatus</i> L.	HOLLAN	Terrestre	non
	<i>Juncus effusus</i> L.	JUNEFF	Supra-aquatique	non
	<i>Juncus acutus</i> L.	JUNACU	Supra-aquatique	non
	<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench	LAMAUR	Terrestre	non
	<i>Logfia gallica</i> (L.) Coss. & Germ.	LOGGAL	Terrestre	non
	<i>Lotus corniculatus</i> L.	LOTCOR	Supra-aquatique	non
	<i>Lolium perenne</i> L.	LOLPER	Terrestre	non
	<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb.	LYSARV	Terrestre	non
	<i>Lythrum acutangulum</i> Lag.	LYTACU	Supra-aquatique	non
	<i>Lythrum junceum</i> Banks & sol.	LYTJUN	Supra-aquatique	non
	<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	LOTPARV	Terrestre	non
	<i>Marrubium vulgare</i> L.	MARVUL	Terrestre	non
	<i>Mentha longifolia</i> (L.) Huds.	MENLON	Supra-aquatique	non
	<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	MELIND	Terrestre	non
	<i>Mentha pulegium</i> L.	MENPUL	Supra-aquatique	non
	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	MENSUA	Supra-aquatique	non
	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	MYRSPI	Aquatique	oui
	<i>Nasturtium officinale</i> R.Br.	NASOFF	Supra-aquatique	oui
	<i>Neoschischkinia trunculata</i> (Parl.) Valdés & H. Scholz	NEOTRU	Terrestre	non
	<i>Nerium oleander</i> L.	NEROLE	Supra-aquatique	non

	<i>Oloptum miliaceum</i> (L.) Roser & H.R.Hamasha	OLOMIL	Terrestre	non
	<i>Ononis spinosa</i> L.	ONISPI	Supra-aquatique	non
	<i>Panicum repens</i> L.	PANREP	Supra-aquatique	non
	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Gray.	PERAMP	Aquatique	oui
	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	PHIANG	Terrestre	non
	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. Ex Steud.	PHRAUS	Supra-aquatique	oui
	<i>Plantago coronopus</i> L.	PLACOR	Supra-aquatique	non
	<i>Poa annua</i> L.	POAANN	Terrestre	non
	<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Dest.	POLMON	Terrestre	non
	<i>Populus alba</i> L.	POPALB	Supra-aquatique	non
	<i>Populus nigra</i> L.	POPNI	Supra-aquatique	non
	<i>Pulicaria hispanica</i> Boiss.	PULHIS	Terrestre	non
	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	RANBUL	Supra-aquatique	non
	<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	RANAQU	Aquatique	oui
	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	RUMBUC	Supra-aquatique	non
	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray.	RUMCON	Supra-aquatique	non
	<i>Rumex crispus</i> L.	RUMCRI	Supra-aquatique	non
	<i>Salix cinerea</i> L.	SALCIN	Supra-aquatique	non
	<i>Scrophularia auriculata</i> L.	SCRAUR	Terrestre	non
	<i>senecio</i> sp.	SENSPX	Supra-aquatique	non
	<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják.	SCIHOL	Supra-aquatique	non
	<i>Spergula arvensis</i> L.	SPEARV	Terrestre	non
	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner.	STUPEC	Aquatique	oui
	<i>Tamarix africana</i> L.	TAMAFR	Terrestre	non
	<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link.	TORARV	Terrestre	non
	<i>Trifolium repens</i> L.	TRIREF	Supra-aquatique	non
	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	TRICAM	Supra-aquatique	non
	<i>Typha angustifolia</i> L.	TYPANG	Supra-aquatique	oui
	<i>Typha latifolia</i> L.	TYPLAT	Supra-aquatique	oui
	<i>Vicia onobrychioides</i> L.	VICONO	Terrestre	non
	<i>Verbena officinalis</i> L.	VEROFF	Terrestre	non
	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VERANA	Supra-aquatique	oui
	<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray.	VULBRO	Terrestre	non
	<i>Zannichellia palustris</i> L.	ZANPAL	Aquatique	oui
Algues	<i>Chara vulgaris</i> Linnaeus.	CHAVUL	Aquatique	oui
	<i>Cladophora</i> sp.	CLASPX	Aquatique	oui
	<i>Diatoma</i> sp.	DIASPX	Aquatique	oui
	<i>Spirogyra</i> sp.	SPISPX	Aquatique	oui
	<i>Ulva</i> sp.	ULVSPX	Aquatique	oui
	<i>Vaucheria</i> sp.	VAUSPX	Aquatique	oui
Bactéries	<i>Nostoc</i> sp.	NOSSPX	Aquatique	oui
	<i>Sphaerotilus natans</i> Kützing,	SPHNAT	Aquatique	oui
Bryophytes	<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.	BRARIV	Aquatique	oui

Au cours des 12 campagnes, 82 taxons de macrophytes répartis en 36 familles ont été inventoriés. Cette richesse taxonomique inclut non seulement les espèces aquatiques ou supra-aquatiques mais aussi des espèces terrestres occasionnellement inféodées à l'eau (presque 30% de l'ensemble des espèces inventoriées). Cela peut être expliqué par la diminution du degré de submersion qui présente un facteur déterminant de la sélection des plantes, cette diminution crée un espace libre pour l'installation et le développement des espèces terrestres au détriment des espèces aquatiques et supra-aquatiques (Vinet & Zhedanov, 2011).

Les familles les plus diversifiées sont représentées par les Poacées (15 espèces) au premier rang, suivies par les Fabacées (8 espèces), les Astéracées et les Cypéracées (5 espèces) Les autres familles sont faiblement représentées (entre 4 et une espèce).

Parmi les espèces inventoriées, 23 taxons sont contributifs au calcul de l'IBMR. Les hydrophytes sont les plus dominantes et représentent 56,52 % (13 taxons). Les hélrophytes et les hygrophytes représentent ensemble 30,43% (7 taxons) de toutes les espèces. Les bryophytes sont représentées par une espèce de mousse (4,34 %). Les bactéries représentent 8,69% avec 2 taxons.

III.2 Diversité et richesse spécifique

Les indices de diversité sont des descripteurs de la structure des peuplements. Ils présentent un outil complémentaire d'information lié à la diversité et à l'équilibre des peuplements végétaux. A cet égard, deux indices ont été utilisés : a) l'indice de Shannon-Weaver (H') pour décrire la diversité des communautés de macrophytes dans les cours d'eau étudiés ; b) l'indice d'équitabilité de Piélou (J') pour évaluer le recouvrement des macrophytes et déterminer leur niveau de structure et l'équilibre entre les espèces au sein du peuplement. Les résultats obtenus (Figures 28, 29 et 30) montrent une variation spatio-temporelle de l'indice de Shannon-Weaver (H') et l'indice d'équitabilité de Piélou (J') en fonction de la période d'échantillonnage et des stations d'étude.

Au niveau du cours d'eau Amengous, l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') traduit globalement une diversité croissante suivant un gradient amont-aval. La valeur maximale de cet indice est observée au niveau de la station StAmg03 ($H'=2$) en mai et juin 2019 avec une communauté macrophytique assez équilibrée ($J'=0,91$). Dans le cours d'eau Oum Er-rbia, les valeurs de l'indice de diversité des stations StOrb01, StOrb02 et StOrb03 progressent au cours de la période d'étude, elles atteignent en juin 2019 des valeurs maximales de $H'=1,8$, $H'=1,87$ et $H'=1,68$ au niveau des stations StOrb01, StOrb02 et StOrb03, respectivement. Les communautés de macrophytes au niveau de ces trois stations reflètent certain équilibre en fonction du temps. Les stations StOrb04 et StOrb05 ont connu une diversité maximale de macrophytes en septembre 2018 ($H'=1,57$ et de $H'=1,70$ respectivement), cette diversité a diminué à partir du mois d'octobre 2018.

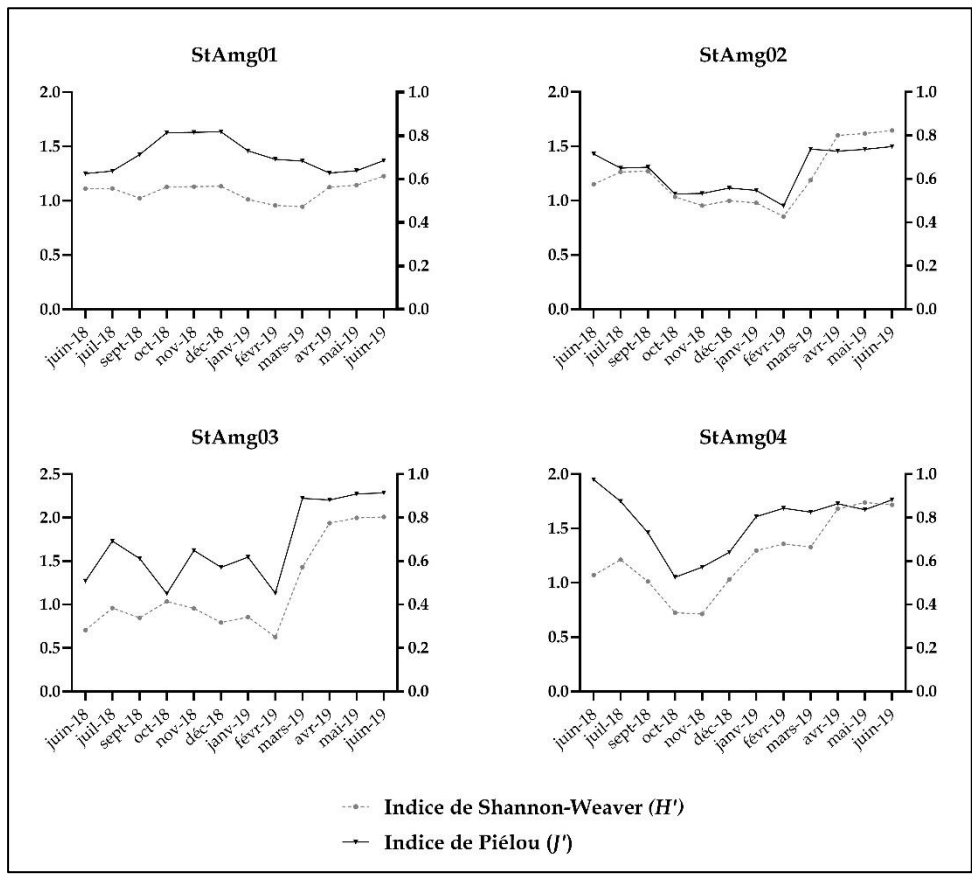


Figure 28: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes du cours d'eau Amengous (juin 2018 à juin 2019)

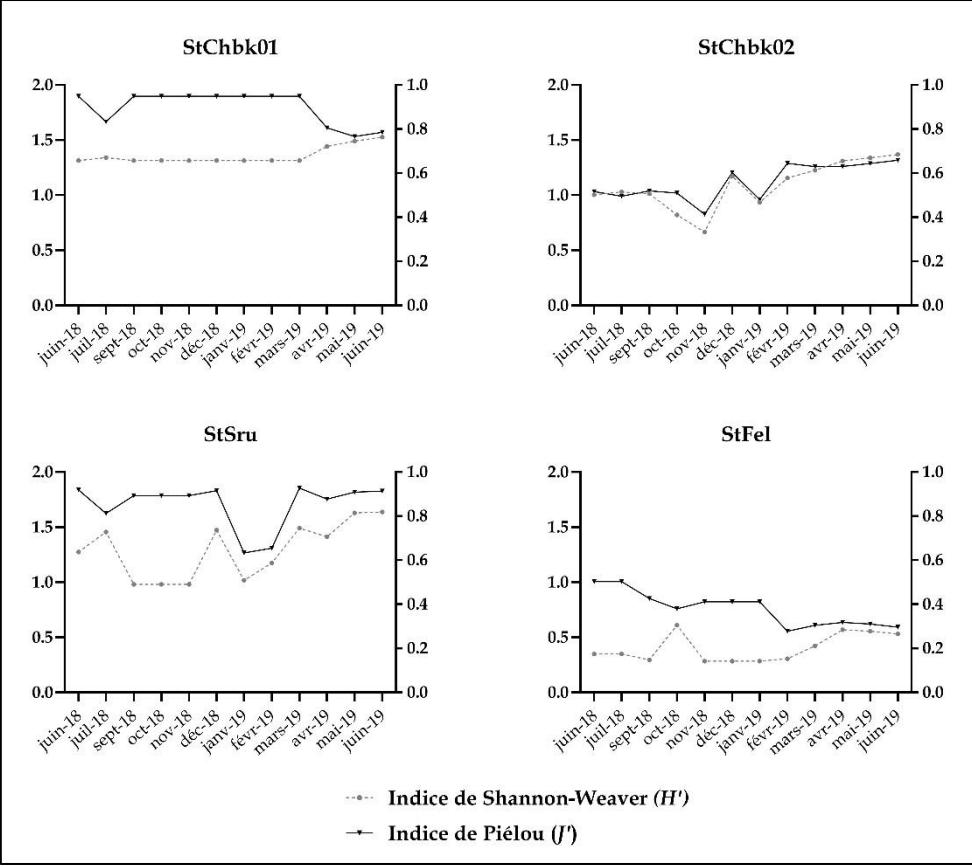


Figure 29: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes des cours d'eau Ichbouka, Fellat et Srou (juin 2018 à juin 2019)

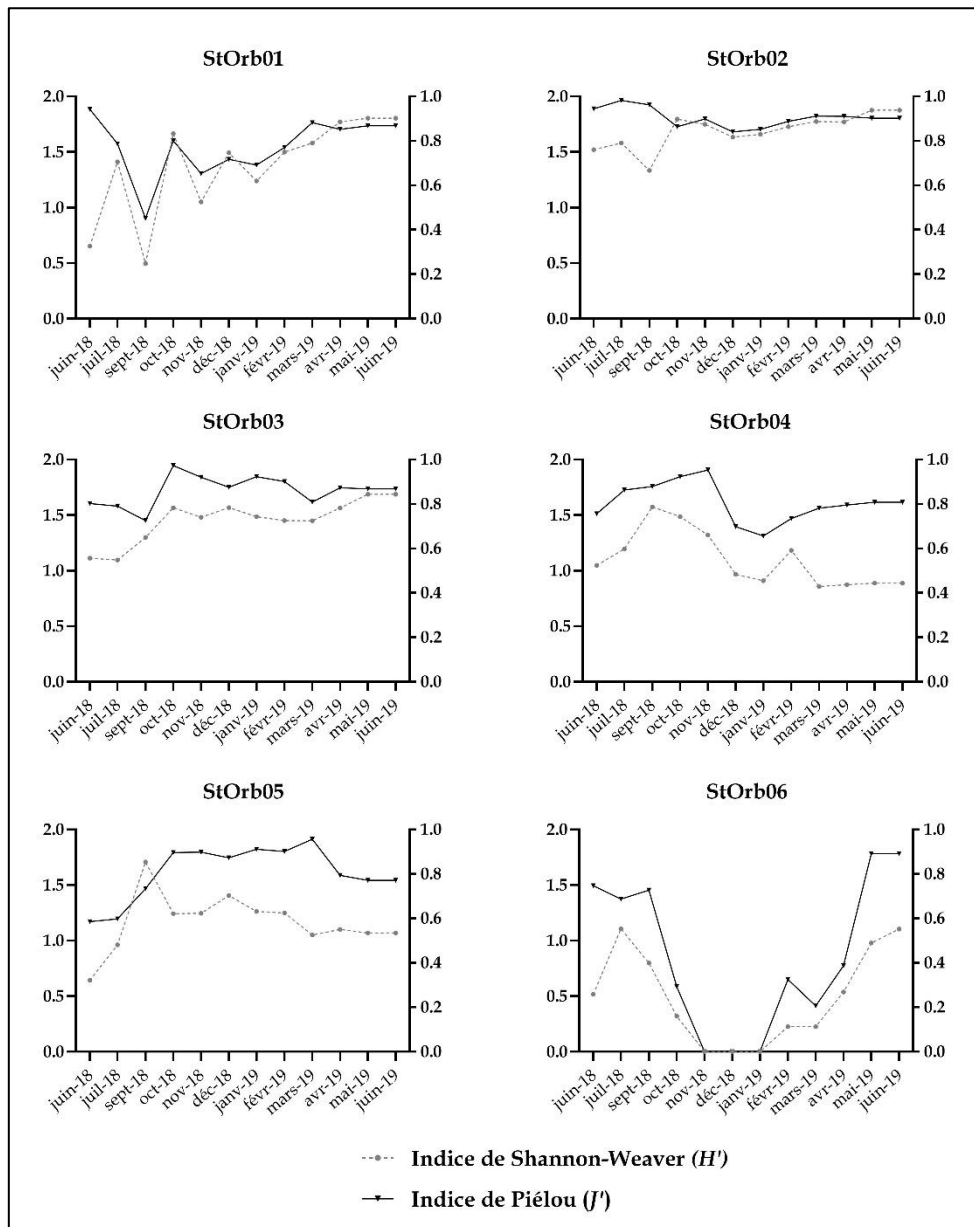


Figure 30: Variation spatio-temporelle des indices de diversité et d'équitabilité des macrophytes du cours d'eau Oum Er-rbia (juin 2018 à juin 2019)

Au cours de la période d'étude les communautés de macrophytes dans les stations StOrb04 et StOrb05 ont gardé certain équilibre avec des valeurs qui varient entre $J'=0,65$ et $J'=0,95$ pour la station StOrb04 et entre $J'=0,58$ et $J'=0,95$ pour la station StOrb05. La diminution des valeurs de d'indice d'équitabilité dans ces stations est liée généralement à la dominance de l'un des espèces de macrophytes, particulièrement les algues filamenteuses (*Gladophora* sp.). Par ailleurs, la station StOrb06 a subi une perturbation (crues décapantes) pendant trois mois (novembre, décembre 2018 et janvier 2019) ce qui a entraîné une destruction totale des communautés macrophytiques, mais à partir du mois de février 2019 les macrophytes ont

commencées à s'installer et se développer au niveau de cette station ce qui traduit l'augmentation des valeurs de l'indice de diversité et d'équitabilité.

Bien que les stations du cours d'eau Ichbouka présentent au cours du temps une croissance de la diversité des communautés macrophytiques, cette dernière reste faible ($H' < 1,5$), ce qui reflète probablement les conditions difficiles de développement des espèces macrophytiques (pollution, vitesse de courant, substrat instable... etc.). La station StChbk01 est largement dominée par une végétation riveraine d'hélophytes persistantes avec une répartition homogène traduite par des valeurs d'indice de diversité (H') et d'équitabilité (J') quasi-constantes dans la plupart des mois. L'augmentation des valeurs de diversité au niveau de cette station entre avril et juin 2019 est généralement liée à l'installation et au développement des espèces de macrophytes tels que *Veronica anagallis-aquatica* et *Agrostis stolonifera*. La station StChbk02 présente une valeur de diversité qui varie entre $H' = 0,66$ et $H' = 1,36$ avec une équitabilité qui oscille entre $J' = 0,41$ et $J' = 0,65$, ces valeurs montrent un certain déséquilibre au niveau des communautés macrophytiques. Ce déséquilibre est dû probablement au dynamisme des algues filamenteuses qui colonisent la station. La recolonisation rapide ou la disparition de la flore algale après des crues ou juste suite à une augmentation de la vitesse d'écoulement peut avoir un effet sur la richesse spécifique et l'équilibre des communautés macrophytiques.

L'indice de diversité (H') calculé pour la station StSru varie entre $H' = 0,98$ et $H' = 1,64$ ce qui reste assez faible mais avec une valeur d'indice d'équitabilité allant de $J' = 0,63$ jusqu'à $J' = 0,93$. Les valeurs d'équitabilité proche de 1, au niveau de cette station, peuvent être liées à l'apparition de la flore algale accompagnée d'une codominance des différents taxons présents dans la station StSru.

Les communautés macrophytiques au niveau de la station StFel sont les moins diversifiées et les moins équilibrées, l'indice de diversité varie entre $H' = 0,29$ et $H' = 0,61$ et l'équitabilité oscille entre $J' = 0,27$ et $J' = 0,50$. Cela peut être expliqué par la dominance d'une population riveraine de *Tamarix africana*.

Pour expliquer les résultats obtenus par le calcul de l'indice de diversité de Shannon & Weaver (H') et de celui d'équitabilité de Pielou (J'), nous avons jugé nécessaire d'étudier l'évolution spatio-temporelle des peuplements macrophytiques. Dans cette partie du travail nous nous sommes intéressés qu'aux taxons aquatiques et supra-aquatiques afin d'essayer

de relier leur dynamique aux différents paramètres du milieu aquatique précédemment mesurés.

III.3 Dynamique spatio-temporelle

III.3.1 Dynamique spatiale

Les communautés macrophytiques au niveau des cours d'eau étudiés présentent des variations spatio-temporelles importantes, tant en termes de composition que de recouvrement. La composition globale des macrophytes, au niveau des différentes stations, varie de 5 à 22 taxons avec un pourcentage moyen de recouvrement de 0,45% à 68.06 % (Figures 31 et 32).

Les stations du cours d'eau Amengous sont densément peuplées de macrophytes que le reste des stations étudiées. Cette richesse est liée à la présence d'une grande variété d'espèces aquatiques et supra-aquatiques. Les stations amont, StAmg01 et StAmg02, abritent le peuplement d'hydrophytes dominé par *Myriophyllum spicatum*, *Groenlandia densa* et *Zannichellia palustris*. Ces deux stations représentent respectivement des recouvrements de 62,57% et 34,49% du pourcentage moyen de recouvrement d'espèces aquatiques. Vers l'aval, dans les stations StAmg03 et StAmg04, la richesse spécifique des espèces aquatiques submergées et leur recouvrement diminuent alors que la diversité des espèces supra-aquatiques augmente mais avec un recouvrement faible (9,04% et 6,67%, respectivement). Les variations des recouvrements peuvent résulter des relations de compétition que présentent les espèces (Dutartre et al., 2008, 2014).

Les deux stations amont du cours d'eau Oum Er-rbia, StOrb01 et StOrb02, sont les plus riches en espèces aquatiques : *Vaucheria* sp., *Ulva* sp., *Chara vulgaris*, *Ranunculus aquatilis*, *Stuckenia pectinata*, *Zannichellia palustris*, *Myriophyllum spicatum* et d'autres supra-aquatiques tels que *Brachythecium rivulare*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Helosciadium nodiflorum*. Cependant elles présentent un recouvrement en végétation moins important que les autres stations.

Les stations StFel (oued Fellat) et StChbk01 (oued Ichbouka) sont faiblement colonisées par les espèces aquatiques. La station StChbk01 est dominée par des espèces supra-aquatiques avec un pourcentage moyen de recouvrement de 32,11%, ces espèces sont très peu variées.

A quelques kilomètres de StChbk01, la station StChbk02 héberge une richesse en espèces supra-aquatiques remarquable avec un pourcentage moyen de recouvrement de 25,29%.

Une faible richesse spécifique en macrophytes est également observée au niveau de la station StSru (oued Srou). La végétation submergée est dominée par des macroalgues tels que *Cladophora* sp., *Ulva* sp., et *Spirogyra* sp.

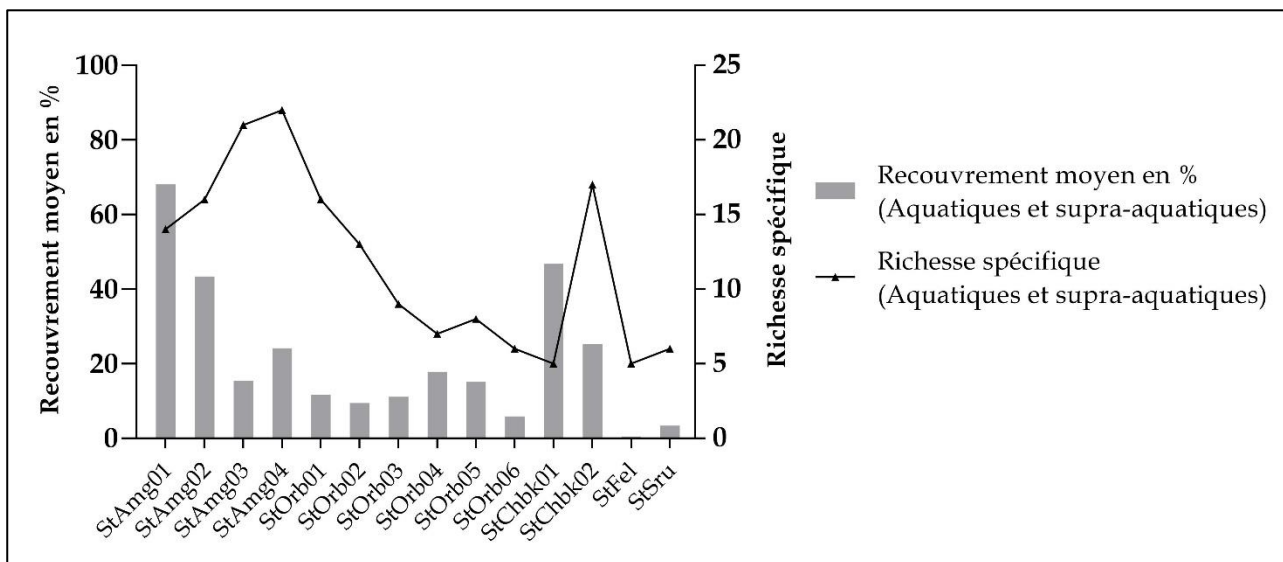


Figure 31: Variations de la richesse spécifique totale et de recouvrement moyen en % au niveau des stations d'étude

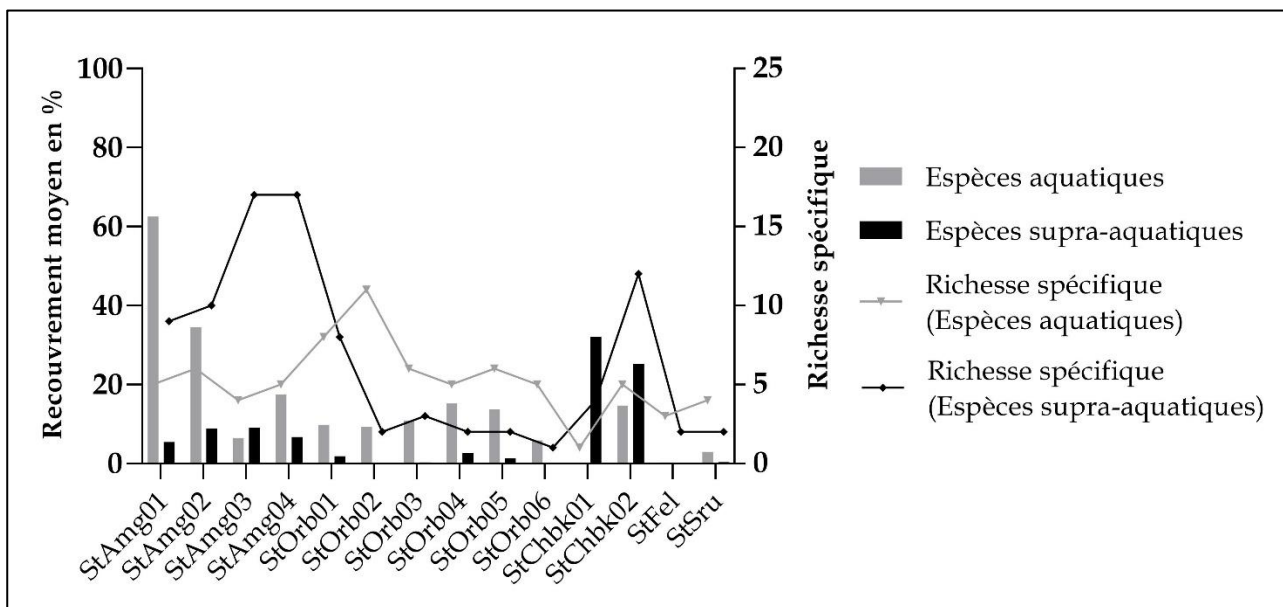


Figure 32: Variations de la richesse spécifique et de recouvrement moyen en % pour chaque groupe d'espèce au niveau des stations d'étude

III.3.2 Dynamique temporelle

- **Cours d'eau Amengous**

Les variations temporelles des macrophytes observées au niveau des stations étudiées du cours d'eau Amengous sont illustrées dans la figure 33.

La station StAmg01 se caractérise par une stabilité saisonnière remarquable des espèces aquatiques dont le recouvrement (62,75% en été 2018, 63,43% en automne 2018, 52,98% en hiver 2019 et 71,13% en printemps 2019) et la richesse spécifique (3 à 5 taxons) présentent de faible variation. En revanche, durant l'automne 2018 et l'hiver 2019 la diversité des espèces supra-aquatiques connaît une régression importante au niveau de cette station, alors que l'évolution saisonnière du recouvrement est relativement stable.

La station StAmg02 montre une évolution temporelle croissante du recouvrement des espèces aquatiques avec une composition de cinq à six taxons. Cependant les espèces supra-aquatiques garde presque le même recouvrement au cours de trois saisons (été 2018, automne 2018 et hiver 2019) ; au printemps aussi bien le recouvrement que la richesse spécifique augmentent.

La station StAmg03 se caractérise par un faible recouvrement et une faible diversité en termes d'espèce aquatiques. Cependant les espèces supra-aquatiques sont représentées par 14 taxons en été 2018 et 17 taxons au printemps 2019.

La station StAmg04 présente une faible diversité en espèces aquatiques (3 à 5 taxons) avec un recouvrement moyen maximal de 26,06% en automne 2018. En revanche les espèces supra-aquatiques présentent un recouvrement relativement stable avec une richesse spécifique de 16 taxons en été 2018.

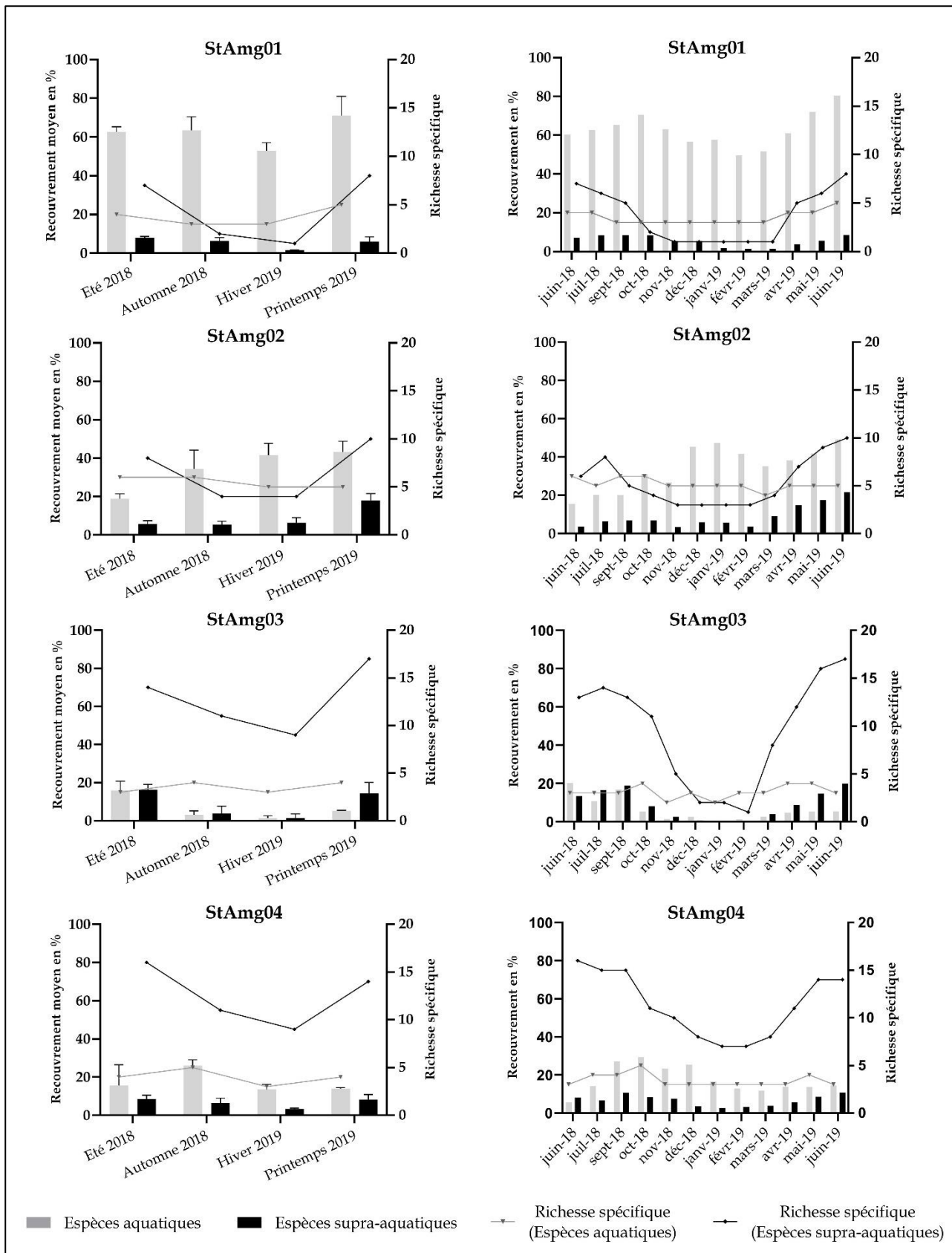


Figure 33: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et de recouvrement moyen au niveau du cours d'eau Amengous

- **Cours d'eau Oum Er-rbia**

La figure 34 illustre les variations mensuelles et saisonnières de la richesse spécifiques et du recouvrement des différents taxons du cours d'eau Oum Er-rbia.

Au niveau de la station StOrb01, le recouvrement moyen de la végétation aquatique (12,07% en été 2018, 6,26% en automne 2018, 7,51% en hiver 2019 et 14,20% en printemps 2019) est plus important que celui de la végétation supra-aquatique (1,40% en été 2018, 1,24% en automne 2018, 0,77% en hiver 2019 et 3,09% en printemps 2019), celle-ci enregistre sa diversité maximale au printemps 2019. Les communautés aquatiques, qui colonisent cette station, présentent des variations mensuelles importantes aussi bien de la richesse spécifique que du recouvrement. Ces variations peuvent être interprétées par les changements que subissent la flore algale, installée au niveau de cette station, suite aux perturbations du milieu physique (intensité du courant).

Au niveau de la station StOrb02, la richesse spécifique et le recouvrement de la végétation supra-aquatique présentent de légères variations saisonnières et mensuelles. Quant aux espèces aquatiques, elles ont enregistré des valeurs faibles en période d'étiage (été 2018), ce qui peut être interprété par le changement des paramètres qui conditionnent le développement de ces organismes (débit, température, profondeur, etc.). Par ailleurs, à partir du mois d'octobre 2018, la richesse spécifique et le recouvrement de la végétation aquatique restent élevés et relativement stables, ceci témoigne probablement des conditions favorables du milieu pour le développement de cette fraction de biocénose.

De légères variations saisonnières et mensuelles de la richesse floristique et du recouvrement moyen ont été observées au niveau de la station StOrb03. Globalement la flore de cette station est pauvre en espèces supra-aquatiques, alors les taxons aquatiques sont très abondants surtout au printemps 2019. Quant à la richesse spécifique de ces taxa, elle est faible en automne et en hiver et tend à augmenter au printemps et en été.

Au niveau de la station StOrb04, une diminution de la richesse spécifique des espèces aquatiques a été enregistrée au printemps 2019 ; quant au recouvrement moyen, il a atteint sa valeur maximale en été 2018 (17,62%) et au printemps 2019 (18,90%). En parallèle le nombre d'espèces supra-aquatiques et leur abondance n'ont subi que de très faibles variations, leur recouvrement moyen a marqué son maximum en printemps 2019 (6,07%).

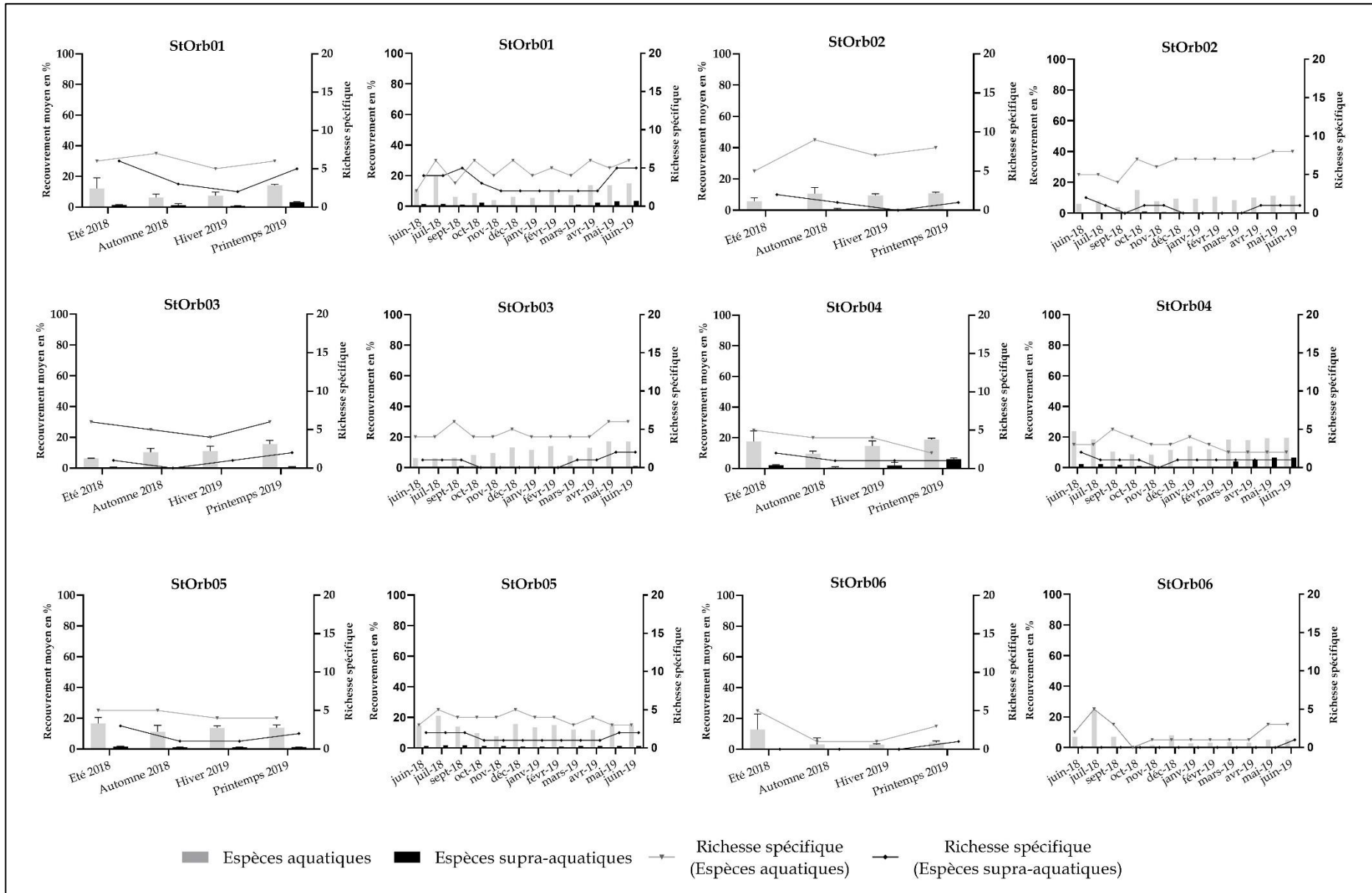


Figure 34: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et du recouvrement moyen au niveau des stations du cours d'eau Oum Er-riba

La station StOrb05 se caractérise par une faible richesse spécifique en espèces supra-aquatiques accompagnée d'une grande stabilité temporelle du recouvrement de ce peuplement (1,66% en été 2018, 1,21% en automne 2018, 1,08% en hiver 2019 et 1,27% en printemps 2019). Les espèces aquatiques sont diversifiées, elles présentent un recouvrement moyen relativement élevé avec de légères variations saisonnières.

La station StOrb06 est la seule station au niveau d'oued Oum Er-rbia qui est marquée par l'absence constante de peuplement supra-aquatique. Cela peut être probablement dû à la nature rocheuse des berges (granits, schistes) qui limitent l'implantation et le développement de la végétation. Par ailleurs, la végétation aquatique a montré une diminution de recouvrement moyen et de la richesse spécifique à partir de l'été 2018, sauf en juillet où ils ont augmenté. Les facteurs environnementaux enregistrés (température élevée, teneurs élevées en azote et en phosphore) ont été favorable pour le développement optimum de la végétation principalement celui des communautés algales. Ainsi une prolifération de microalgues, notamment le taxon *Diatoma* sp., a eu lieu dans la station étudiée.

Les variations mensuelles et saisonnières du recouvrement et de la richesse spécifique enregistrés dans les stations des cours d'eau Fellat, Ichbouka et Srou sont illustrées dans la figure 35.

- **Cours d'eau Fellat**

Le recouvrement moyen des macrophytes au niveau de la station StFel présente globalement un aspect de stabilité saisonnière avec une légère baisse en hiver. Par ailleurs les variations mensuelles montrent une légère augmentation du recouvrement en octobre 2018. La richesse spécifique des macrophytes présente également la même évolution que le recouvrement avec une légère différence entre les taxons aquatiques et supra aquatiques.

- **Cours d'eau Ichbouka**

La station StChbk01 est très pauvre en espèces macrophytiques. Elle est marquée par l'absence des espèces aquatiques au cours de la période d'étude. Seules les espèces supra-aquatiques, représentées par 5 taxons, ont été inventoriées. L'évolution spatio-temporelle de la richesse spécifique et du recouvrement moyen n'a pas subi de grandes variations saisonnières. Plus loin, au niveau de la station StChbk02 le nombre de taxon supra-

aquatiques a relativement augmenté pour atteindre 10 taxons au printemps 2019, cependant le recouvrement moyen reste faible.

Le recouvrement moyen de la végétation aquatique au niveau de StChbk02 est augmenté en hiver et au printemps 2019. L'analyse de la variation mensuelle a montré une valeur maximale de recouvrement des espèces aquatiques en décembre 2018 (41,25%) et février 2019 (39,40%) avec une stabilité temporelle de la richesse spécifique.

- **Oued Srou**

La station StSru se caractérise par une faible richesse spécifique des espèces supra-aquatiques, elles sont représentées par deux taxons dominants (*Phragmites australis* et *Juncus acutus*). Le recouvrement et la composition spécifique de ce peuplement au niveau de cette station présentent une certaine stabilité le long de la période d'études. Toutefois, les espèces aquatiques ont connu d'importantes variations saisonnières et mensuelles. Les valeurs minimales de la richesse spécifique et du recouvrement ont été décelées en automne 2018.

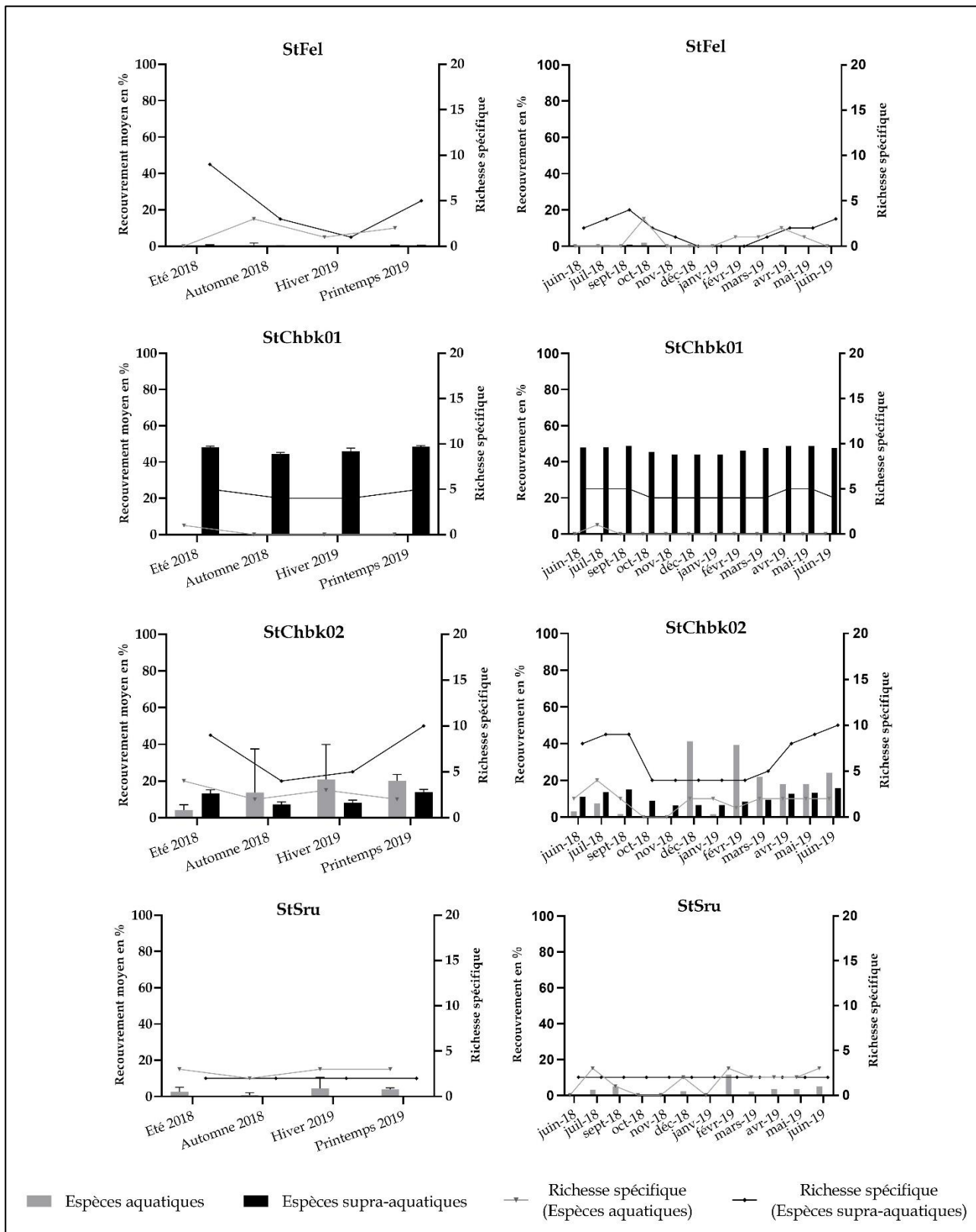


Figure 35: Variations saisonnières et mensuelles de la richesse spécifique et de recouvrement moyen au niveau des cours d'eau Fellat, Ichbouka et Sru

Les cours d'eau étudiés présentent des variations spatio-temporelles importantes en termes de composition et de recouvrement des macrophytes. L'étude montre que la répartition des espèces au sein de chaque cours d'eau suit globalement un gradient amont-aval.

Le cours d'eau d'Amengous présente une richesse spécifique relativement élevée, mieux équilibrée et dont les descripteurs abiotiques varient légèrement par rapport aux autres cours d'eau étudiés. La diversité des macrophytes et leur recouvrement au sein de ces cours d'eau ont connu des variations spatiales et temporelles remarquables.

Le suivi mensuel réalisé au niveau des oueds Oum Er-rbia, Fellat, Ichbouka et Srou a montré que les macrophytes sont très influencées, en plus des paramètres physicochimiques, par les crues qui caractérisent le haut bassin d'Oum Er-rbia. Ces crues sont des sources de la diversification et de la dynamique des communautés macrophytiques (Keruzoré et al., 2013; Pedro et al., 2006). En augmentant la vitesse du courant et en provoquant l'arrachage de la flore fixée, elles engendrent une hétérogénéité spatiale des habitats au sein des cours d'eau (Lewin & Szoszkiewicz, 2012). Bien que les crues puissent accentuer l'effet des descripteurs morphométriques (vitesse d'écoulement, profondeur, type de substrat...) sur les macrophytes, elles restent un phénomène hydrologique moins fréquent par rapport aux descripteurs physiques, chimiques et hydrologiques qui règnent dans chaque cours d'eau et qui déterminent l'installation, le développement et la répartition de ces végétaux.

Les communautés des algues filamenteuses, par exemple, sont fortement influencées par les conditions hydrologiques et les variations du niveau de l'eau (Laplace-Treytore et al., 2014). Ceci concorde avec nos observations au niveau d'Oum Er-rbia où les paramètres hydronymiques sont importants (profondeur, vitesse de l'écoulement ...) ce qui influence l'installation des communautés d'algues filamenteuse, celles-ci restent limitées à des secteurs caractérisés par de faibles écoulements et profondeurs et des températures relativement élevées. En plus des déterminismes mentionnés précédemment qui peuvent influencer le recouvrement et/ou la composition des communautés de macrophytes au niveau du cours d'eau Oum Er-rbia, ajoutons l'effet des barrages hydroélectriques sur les macrophytes et particulièrement sur les algues filamenteuses. Certaines études ont montré que les barrages peuvent fortement modifier la composition floristique et le recouvrement des macrophytes (Cao et al., 2012; Ding et al., 2015; O'Hare, 2015) ce qui concorde avec

nos observations au niveau des stations StOrb03 et StOrb04 situées respectivement en en aval des barrages Tiquit et Tanfnit.

III.4 Composition taxonomique des assemblages de macrophytes des cours d'eau étudiés

Afin de déterminer la composition des assemblages macrophytiques dans les différentes stations d'étude, l'analyse factorielle des correspondances redressées (DCA) a été choisie comme outil statistique (Figure 36). Seuls les axes F1 et F2 ont des valeurs propres supérieures à 0,5, ils montrent qu'il y a une bonne séparation des espèces le long de l'axe considéré (Šmilauer & Lepš, 2014). Ces deux axes absorbent 28,71 % de la variabilité totale des données. La représentation graphique de la DCA montre une discrimination de trois assemblages d'espèces végétales permettent de structurer les sites en trois groupes majeurs correspondants aux cours d'eau Oum Er-rbia, Amengous, Ichbouka et Srou. Cependant la pauvreté en espèces macrophytiques au niveau de StFel ne permet pas une bonne caractérisation du cours d'eau Fellat.

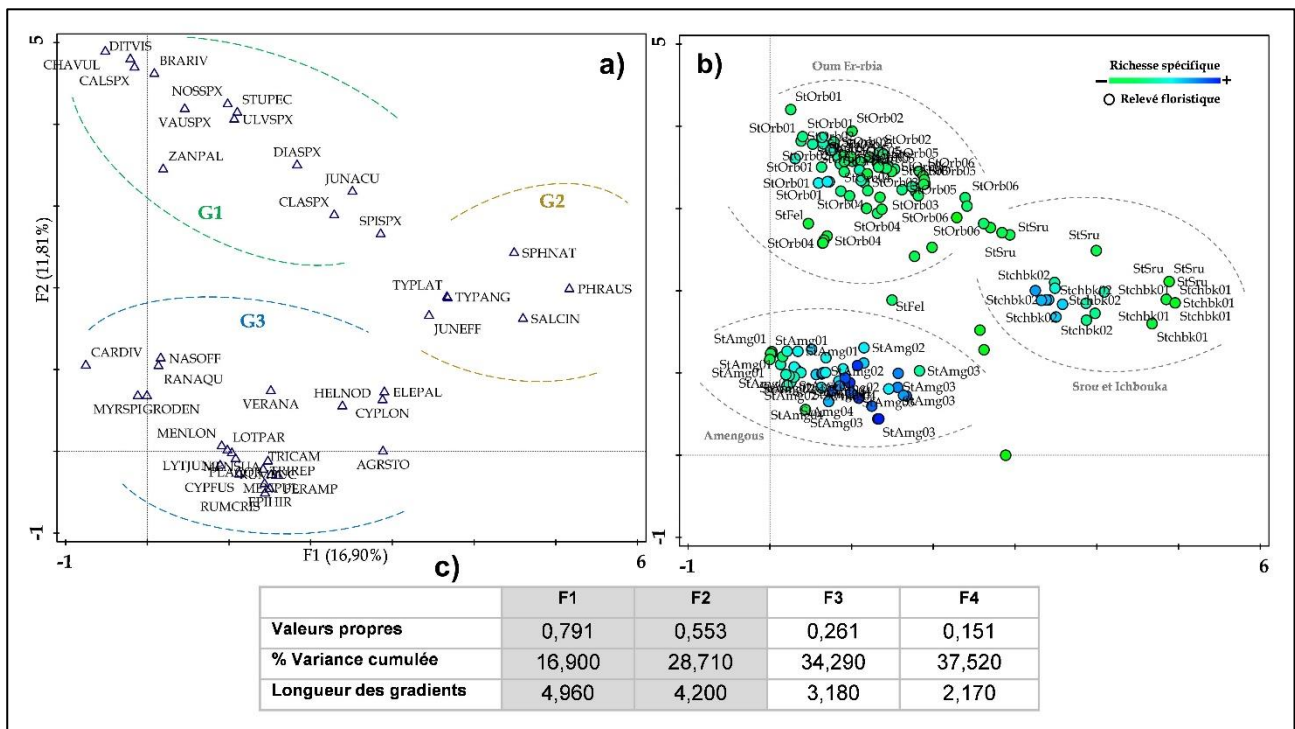


Figure 36: Analyse factorielle des correspondances redressées (DCA) des espèces végétales dans les stations d'étude. a) Ordination de la végétation, b) Ordination des stations d'étude avec un diagramme de richesse spécifique, c) Valeurs propres, % de variance et la longueur des gradients de la composition floristique expliquée par les quatre premiers axes de la DCA.

- G1 : le groupement 1 est constitué de relevés floristiques réalisés au niveau du cours d'eau Oum Er-rbia. Les ordinations des stations d'étude et des espèces révèlent

l'individualisation du cours d'eau Oum Er-rbia par une présence remarquable de la flore algale notamment *Chara vulgaris*, *Vaucheria* sp., *Ulva* sp., *Diatoma* sp., *Cladophora* sp.. En plus des algues, certaines stations du cours d'eau sont caractérisées par la présence de mousse aquatique *Brachythecium rivulare* (StOrb01) et de phanérogames aquatiques *Zannichellia palustris* et *Stuckenia pectinata* (StOrb03, StOrb04 et StOrb05 respectivement).

- G2 : le groupement 2 est constitué de relevés floristiques du cours d'eau Srou et son affluent Ichbouka, ils sont caractérisés essentiellement par des espèces supra-aquatiques telles que *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus*.
- G3 : le groupement 3 est composé de relevés floristiques du cours d'eau Amengous. Par rapport aux autres cours d'eau étudiés, le graphique montre qu'Amengous est le plus diversifié en termes de végétation aquatique et supra-aquatique. La station amont StAmg01 est individualisée par une espèce aquatique *Groenlandia densa* et une supra-aquatique *Carex divisa*. La stations StAmg02 se distingue des autres stations du cours d'eau Amengous par une richesse en termes d'espèces aquatiques et supra-aquatiques tels que *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus aquatilis*, *Nasturtium officinale*, *Helosciadium nodiflorum*. Les deux stations StAmg03 et StAmg04, comparées aux stations situées en amont, présentent une richesse remarquable d'espèces supra-aquatiques avec la présence d'une espèce aquatiques *Persicaria amphibia* qui se trouve exclusivement dans la station StAmg03.

L'application de l'analyse statistique DCA sur l'ensemble des espèces inventoriées dans les différents cours d'eau a montré une appartenance de certains taxons à des stations ou à un cours d'eau ayant leur propre écologie, ce qui fait de ces hydrosystèmes des milieux qui présentent des conditions stationnelles favorisant le développement d'une flore particulière (Michèle Trémolières a , Isabelle Combroux a, 2008). La prospérité de la végétation aquatique et supra-aquatique au niveau des cours d'eau étudiés est le résultat d'une série complexe d'interaction entre l'espèce et son environnement. Le suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau, le recouvrement et la composition des macrophytes dans les différentes stations d'étude nous ont permis d'aborder les relations des paramètres liés à la qualité des eaux avec la répartition des espèces dans les cours d'eau.

III.5 Relations entre les paramètres physico-chimiques de l'eau et le peuplement de macrophytes

Afin de mettre en relation les paramètres physico-chimiques de l'eau avec compositions floristiques des stations d'étude, on a effectué une analyse canonique de correspondance ACC (Figure 37). Cette analyse permet le couplage de deux tableaux de contingences, l'un des assemblages de macrophytes (taux de recouvrement) et l'autre des paramètres physicochimiques mesurés dans les différentes stations. Un test de Monte Carlo a été réalisé avec 499 permutations, il a montré que la contribution des facteurs environnementaux est statistiquement significative ($p = 0,002$). Le pourcentage d'inertie présentée par les axes F1 et F2 est de 62,1%. Les résultats de l'ACC ont montré qu'il existe plusieurs paramètres physico-chimiques dominant la distribution et la composition des espèces macrophytiques. Deux groupes de paramètres physico-chimiques présentant une forte corrélation avec la distribution des macrophytes dans les cours d'eau étudiés, le premier groupe formé par l'oxygène dissous (OD), les orthophosphates (PO_4^{3-}), les nitrates (NO_3^-) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), et le deuxième groupe constitué de la température (T), la charge en matière organique (DCO_{Mn}) et la conductivité électrique (CE). Ces deux groupes de paramètres affectent trois groupes d'espèces macrophytiques dans la zone étudiée ce qui concorde avec les résultats de l'analyse DCA mentionnées précédemment.

L'analyse canonique des correspondances ACC appliquée aux données du suivi a permis de relier l'augmentation de la richesse spécifique à la forte oxygénation du milieu aquatique et aux apports en éléments nutritifs. La quantité d'oxygène dissous dans l'eau résulte de l'équilibre entre les apports d'oxygène dissous liés à l'activité de la photosynthèse, les échanges de surface avec l'oxygène de l'air et la consommation d'oxygène nécessaire à la respiration ainsi que les réactions biochimiques et chimiques pour la dégradation des matières organiques. La corrélation entre la concentration d'oxygène dissous (OD) et le nombre important des espèces de macrophytes peut être expliquée par les activités métaboliques (photosynthèse) d'une biomasse importante de plantes aquatiques (Barbe, 1984; Sukhodolova et al., 2017). Les orthophosphates (PO_4^{3-}) et les nitrates (NO_3^-) sont les nutriments jouant comme facteurs déterminant pour plusieurs espèces aquatiques et supra-aquatiques tels que *Myriophyllum spicatum*, *Groenlandia densa*, *Persicaria amphibia*, *Ranunculus aquatilis*, *Nasturtium officinale* et *Helosciadum nodiflorum*.

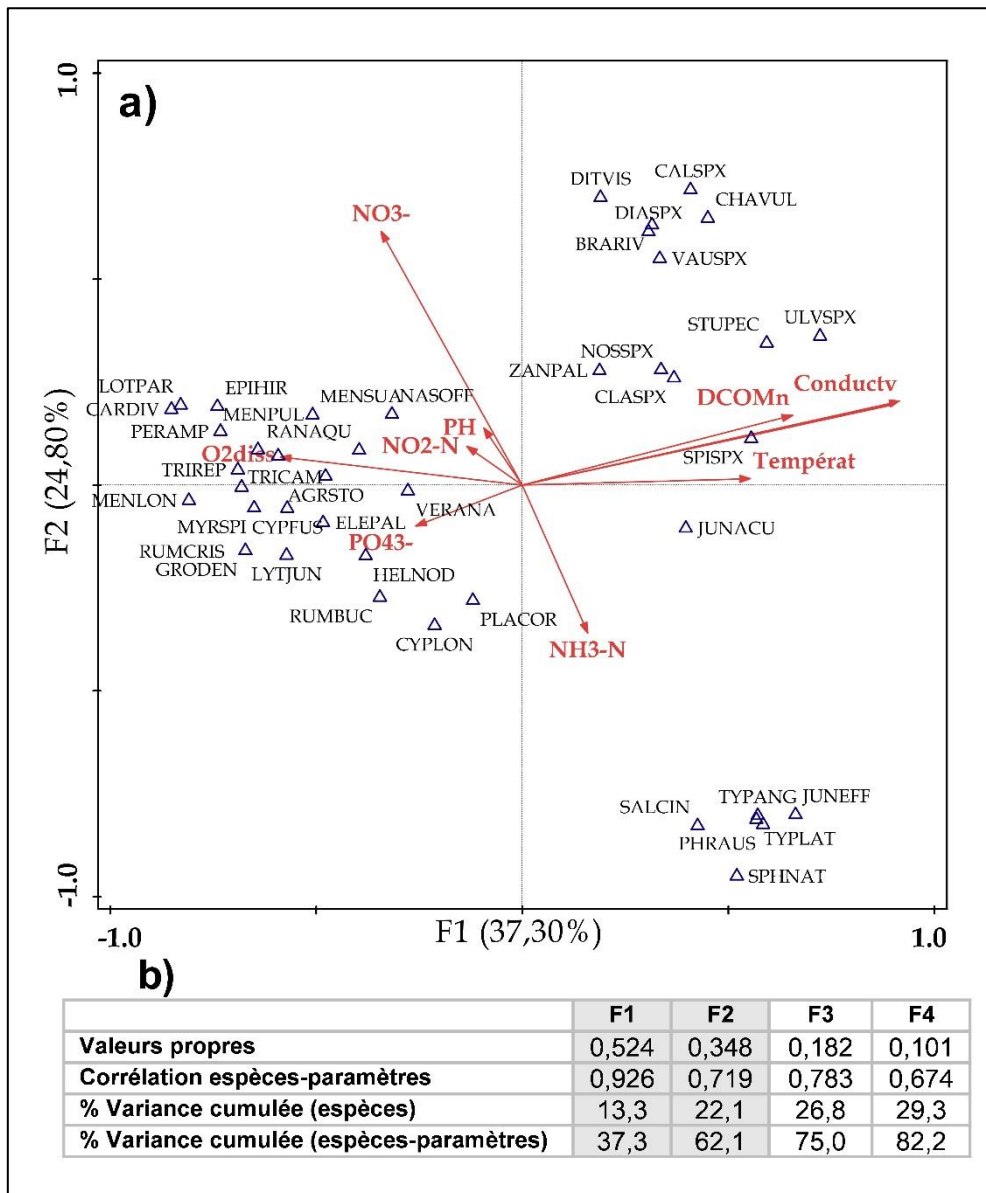


Figure 37: Analyse canonique des correspondances (ACC) des paramètres physico-chimiques et des espèces aquatiques et supra-aquatiques. a) Graphique de l'ACC. b) Valeurs propres, % de variance cumulée des espèces et de la relation espèces-paramètres ainsi que la corrélation entre espèce-paramètre expliquée par les quatre premiers axes de l'ACC.

Nos résultats concordent avec ceux des travaux antérieurs qui considèrent ces espèces comme des bioindicateurs de milieux eutrophes (Baláži et al., 2014a; Chatenet et al., 2000; Khalanski et al., 1990; Moore & Locke, 2020; Thiebaut, 1997). Les algues filamenteuses constituent une composante fondamentale du fonctionnement du milieu aquatique, elles présentent une source alimentaire des organismes phytophages ; leur caractère ubiquiste leur permet de coloniser des milieux très diversifiés (Hauer & Lamberti, 2017). La présente étude montre que les quatre espèces d'algues filamenteuses (*Cladophora* sp., *Spirogyra* sp., *Vaucheria* sp., *Ulva* sp.,) sont liées à une augmentation de la température (T) de l'eau, à sa charge en éléments organiques (DCOM_n) ainsi qu'à son degré de minéralisation (CE). Ces espèces d'algues sont souvent rencontrées au niveau du cours d'eau Oum Er-rbia. Afin

d'interpréter nos résultats nous avons fait appel à la littérature pour mieux comprendre le profil écologique de ces organismes. Les cladophores colonisent les milieux oligotrophes à eutrophes où elles sont associées ou en alternance avec les vaucheries (Benoit-Chabot, 2014; Haury et al., 1998). La température est l'un des facteurs déterminants pour le développement des algues filamenteuses et particulièrement les cladophores. Une température entre 10 °C et 20°C est régulièrement citée comme une gamme permettant le développement optimal de ces algues (Pikosz & Messyasz, 2016). Cependant certaines espèces de cladophores peuvent se développer sous des températures extrêmes 0°C ou 30°C (L'eau, 1997). En plus du paramètre thermique, les cladophores préfèrent de fortes intensités lumineuses (Ensminger et al., 2005) ce qui explique le recouvrement algal des radiers à faible profondeur (Elisabeth et al., 2008). L'accès aux nutriments et leur disponibilité dans le milieu, ainsi que la capacité de résister à l'abrasion permet aux cladophores de se développer sous des vitesses élevées de courant, en outre les cladophores peuvent résister à une large gamme de conductivité qui peut atteindre 1000µs/cm (Pikosz & Messyasz, 2016). Différentes études ont montré que la croissance des cladophores est généralement liée au phénomène d'eutrophisation du milieu aquatique (Carbiener et al., 1990a; Ceschin et al., 2010; Szoszkiewicz et al., 2014). De plus, les formes de phosphore et d'azote les plus assimilables par ces algues sont les orthophosphates (PO_4^{3-}), les nitrates (NO_3^-) et les ammoniacales (NH_3) confirmant ainsi leur affinité à la pollution organique (Laplace-Tretyre et al., 2014). Bien que ces études aient montré des relations entre ces éléments nutritifs et la croissance des cladophores, nos résultats n'ont pas présenté de relation directe avec ces éléments. Ceci peut être expliqué par la présence de certains taxons notamment les genres *Nostoc* sp. (Cyanobactérie) et *Diatoma* sp. (Diatomées) qui partagent presque les mêmes habitats que les cladophores. Ces deux organismes, dans les conditions optimales, peuvent entrer en compétition avec les cladophores pour les nutriments et la luminosité. Leur développement excessif peut également créer un ombrage suivi d'une diminution de l'activité photosynthétique chez les cladophores (Dutartre et al., 2008; L'eau, 1997). Les vaucheries colonisent tous les types de cours d'eau ; ces xanthophytes ont le même profil écologique avec les cladophores à l'exception de quelques paramètres du milieu notamment l'ensoleillement (Staniszewski et al., 2019; Weekes et al., 2014). Elles tolèrent des profondeurs allant jusqu'à 70 cm ; elles sont plus sensibles que les cladophores aux forts éclaircissements, ainsi elles préfèrent les zones ombragées (Ensminger et al., 2005). En

outre, un apport excessif en matières organiques peut favoriser le développement des vauchéries au détriment des cladophores (L'eau, 1997).

Avec un caractère peu compétitif par rapport aux autres algues filamenteuses, les spirogyres ne montrent pas de grande affinité pour la variation de luminosité ou de la température en milieu aquatique. Leur développement maximal peut être atteint aussi bien dans des conditions d'éclairement et de températures élevés (20 °C à 25°C) que dans des zones ombragées et des température faibles (Hannan & Dorris, 1970; L'eau, 1997). Les spirogyres préfèrent les milieux mésotrophes à modérément eutrophes avec des profondeurs inférieures à 50 cm et une large gamme de conductivité qui oscille entre 100µs/cm à 1000µs/cm ou plus (Dutartre et al., 2008; Krupek et al., 2014). La vitesse d'écoulement peut être un facteur limitant pour le développement des spirogyres en fonction du mode de vie (libre ou fixée) de l'espèce (L'eau, 1997). Une étude à l'échelle du bassin Rhin-Meuse en France a révélé que les spirogyres ne présentent pas une relation particulière avec l'azote et le phosphate en milieu aquatique (Grasmück et al., 1993) ce qui concorde avec nos résultats.

Les ulves caractérisent les eaux salées ou saumâtres dont la conductivité est supérieure à 1500µs/cm, elles sont fréquentes dans les milieux mésotrophes à eutrophes. Les ulves sont rencontrées dans des eaux peu profondes avec une vitesse d'écoulement très variable (milieu lotique ou lentique) (Laplace-Treytore et al., 2014).

Concernant les espèces supra-aquatiques tels que *Typha angustifolia*, *Typha latifolia* et *phragmites australis*, nos résultats montrent qu'elles sont les moins influencées par les éléments nutritifs présents dans l'eau. Ces espèces sont des héliophytes caractérisées par une faible capacité de prélèvement des nutriments dans le compartiment « eau », et une grande capacité à exploiter les substrats enrichis en nutriments, en augmentant fortement leur biomasse produite et en concentrant ces nutriments dans leurs tissus (Kettenring et al., 2012; Meyerson et al., 2016). C'est la raison pour laquelle elles sont utilisées pour le traitement des eaux usées (Camacho et al., 2018; García-Ávila et al., 2019). Cependant des études ont montré qu'une augmentation des teneurs en azote dans les sédiments entraîne une diminution de la mise en réserve de sucres dans les organes de stockage chez ces espèces, ce qui les rend moins résistantes à l'agitation du milieu (Latham & Mills, 2010). Cet aperçu sur le profil écologique des macrophytes montrent qu'ils ne sont pas tous liés uniformément au compartiment « eau » du cours d'eau. Ce qui peut expliquer l'effet des paramètres

chimiques de l'eau qui se répercute différemment sur l'installation, le développement et la répartition de certaines macrophytes.

III.6 Relations entre les teneurs en nutriments de l'eau, de sédiment et des plantes aquatiques

La disponibilité des nutriments constitue l'un des éléments clés pour le développement des macrophytes. Plusieurs études ont montrées que la première source de nutriments pour les macrophytes est le compartiment "sédiment" (Feijoó et al., 2002; Howard-Williams & Allanson, 1981; W. Li et al., 2018; Shilla et al., 2006) suivi par le compartiment "eau" (Thiébaud, 2008). Des études ont été réalisées pour montrer la relation entre la concentration en éléments nutritifs dans les tissus végétaux et celle dans les compartiments du cours d'eau notamment les sédiments et l'eau (Carr & Chambers, 1998; Costa & Henry, 2010; Korol et al., 2016).

Bien que les résultats de l'ACC aient montré que la richesse en éléments nutritifs du compartiment "eau" des cours d'eau influence la composition et la répartition des plantes aquatiques, ces dernières peuvent à leur tour jouer un rôle particulièrement important dans le cycle de ces nutriments dans l'eau et dans le substrat. Ces végétaux produisent de grandes quantités de biomasse et possèdent la capacité à accumuler et/ou à sécréter des concentrations de nutriments en influençant leur cycle. L'assimilation et le stockage des nutriments dans les plantes aquatiques dépendent du type de végétation et du mode de vie des plantes. Les espèces flottantes détachées obtiennent les nutriments exclusivement à partir de l'eau, car il n'y a pas de contact avec le substrat (Bini et al., 1999; Scheffer et al., 2003). Par contre les macrophytes enracinés ont accès à deux sources de nutriments différentes, à savoir les sédiments et l'eau (Dutartre et al., 2008).

Afin de comprendre la relation inter-compartimentale (macrophytes-eau-sédiment) dans les systèmes aquatiques, des recherches supplémentaires s'avèrent nécessaires. Ainsi cette partie du travail consiste à mettre en évidence la relation qui existe entre les macrophytes et les nutriments présents dans l'eau et les sédiments des cours d'eau. Nous avons mesuré le taux de trois nutriments (phosphate totale PT, azote nitrate $\text{NO}_3\text{-N}$ et l'azote ammoniacal $\text{NH}_4\text{-N}$) au niveau de trois compartiments (eau, sédiment et plante) du cours d'eau Amengous. Nous rappelons que ce cours d'eau présente une richesse spécifique élevée en macrophytes, en plus il est le plus impacté par les apports en éléments nutritifs. Quant aux

plantes, trois espèces (*Groenlandia densa*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia palustris*) ont été choisies. Ces espèces partagent le même habitat et forment entre elles une association végétale au niveau du cours d'eau Amengous. Ainsi elles présentent une certaine stabilité spatio-temporelle au niveau de ce cours d'eau, ce qui peut aboutir à des résultats relativement fiables.

Notre choix a été basé sur la particularité de l'association de ces espèces en plus de la disponibilité de certains travaux antérieurs qui les considèrent comme bioindicatrices des milieux mésotrophes à eutrophes (L'eau, 1997; Thiébaud, 2008). La rareté des études sur la réponse écophysiological de chacune de ces espèces aux variations du niveau trophique dans les cours d'eau rend l'analyse comparative de nos résultats avec ceux de la littérature très limitée. La plupart des études qui ont été réalisées dans ce sens ont portés sur les macrophytes des milieux lacustres ou celles cultivées au laboratoire (Costa & Henry, 2010; De Nardi et al., 2010; Mony et al., 2007; Shilla et al., 2006; Stefanidis & Papastergiadou, 2019), lesquelles conditions diffèrent de ceux des macrophytes des cours d'eau dont l'écologie dépend de l'hydrodynamisme du milieu.

La figure 38 montre qu'au niveau du compartiment eau, les concentrations moyennes en PT et en NO₃-N augmentent selon un gradient amont-aval à l'inverse des celles de NH₄-N qui diminuent progressivement vers l'aval. La variabilité des concentrations de ces nutriments en fonction des stations a été vérifiée par une analyse de variance unidirectionnelle « One-way ANOVA » (Tableau 10). Les résultats obtenus sont hautement significatifs pour l'ensemble des nutriments mesurés (p<0.001).

Tableau 10 : Résultats du test d'analyse de la variance (ANOVA) appliqué à la variabilité spatiale des teneurs en nutriments dans les sédiments, l'eau et les espèces macrophytes. P = seuil de signification, dl : degré de liberté.

	PT			NH ₄ -N			NO ₃ -N		
	F	dl	p	F	dl	p	F	dl	p
<i>Groenlandia densa</i>	15,47	3	0.000	116,36	3	0.000	245,92	3	0.000
<i>Myriophyllum spicatum</i>	17,89	3	0.000	33,29	3	0.000	9,45	3	0.000
<i>Zannichellia palustris</i>	45,06	3	0.000	315,10	3	0.000	13,51	3	0.000
Sédiment	3,03	3	0.053	21,50	3	0.000	2,52	3	0.087
Eau	50,23	3	0.000	59,64	3	0.000	109,62	3	0.000

La figure 38 montre qu'il n'y a pas une différence spatiale significative pour les concentrations moyennes du PT et NO₃-N au niveau du sédiment. Seule la concentration en NH₄-N qui présente une variabilité spatiale significative avec une valeur moyenne

minimale de 312 µg/g au niveau de la station StAmg04 et une valeur moyenne maximale de 518 µg/g au niveau de la station StAmg02.

A l'échelle des plantes aquatiques, l'analyse de la variance a montré que les teneurs des tissus végétales en éléments nutritifs varient significativement entre les différentes stations. L'espèce *Groenlandia densa* accumule plus de concentrations en nutriments que *Myriophyllum spicatum* et *Zannichellia palustris* avec des teneurs moyennes maximales de PT (226µg/g) et de NO₃-N (1052µg/g) mesurées dans les échantillons de la station StAmg03 et une valeur moyenne maximale de NH₄-N (800µg/g) mesurée au niveau de la station StAmg04 (Figures 38 et 39).

Afin de vérifier la relation des teneurs de chaque nutriment entre les trois compartiments du cours d'eau (plante-eau-sédiment), une corrélation de Pearson a été calculée (Tableau 11, 12, 13 et 14). Les résultats montrent que les concentrations du phosphate total (PT) dans les échantillons de *Groenlandia densa* et *Zannichellia palustris* sont corrélées significativement avec l'eau alors qu'elles ne présentent aucune corrélation significative avec le sédiment. Quant à *Myriophyllum spicatum*, le phosphate total (PT) présente une corrélation significative avec l'eau et le sédiment. La teneur en azote ammoniacal (NH₄-N) est corrélée négativement avec les deux compartiments (eau et sédiment) dans les échantillons de *Groenlandia densa*, et positivement avec le compartiment sédiment dans *Zannichellia palustris*. Toutefois il ne présente aucune corrélation significative avec les deux compartiments (eau - sédiment) dans les échantillons de *Myriophyllum spicatum*. Les concentrations en azote nitrate (NO₃-N) dans *Groenlandia densa* et *Myriophyllum spicatum* ne sont corrélées significativement qu'avec le compartiment eau au contraire de *Zannichellia palustris* qui présente une corrélation positive significative avec le sédiment et une corrélation négative significative avec l'eau. Le tableau 14 montre que les teneurs en phosphate totale (PT) et en azote ammoniacal (NH₄-N) dans l'eau sont corrélées significativement avec le compartiment sédiment.

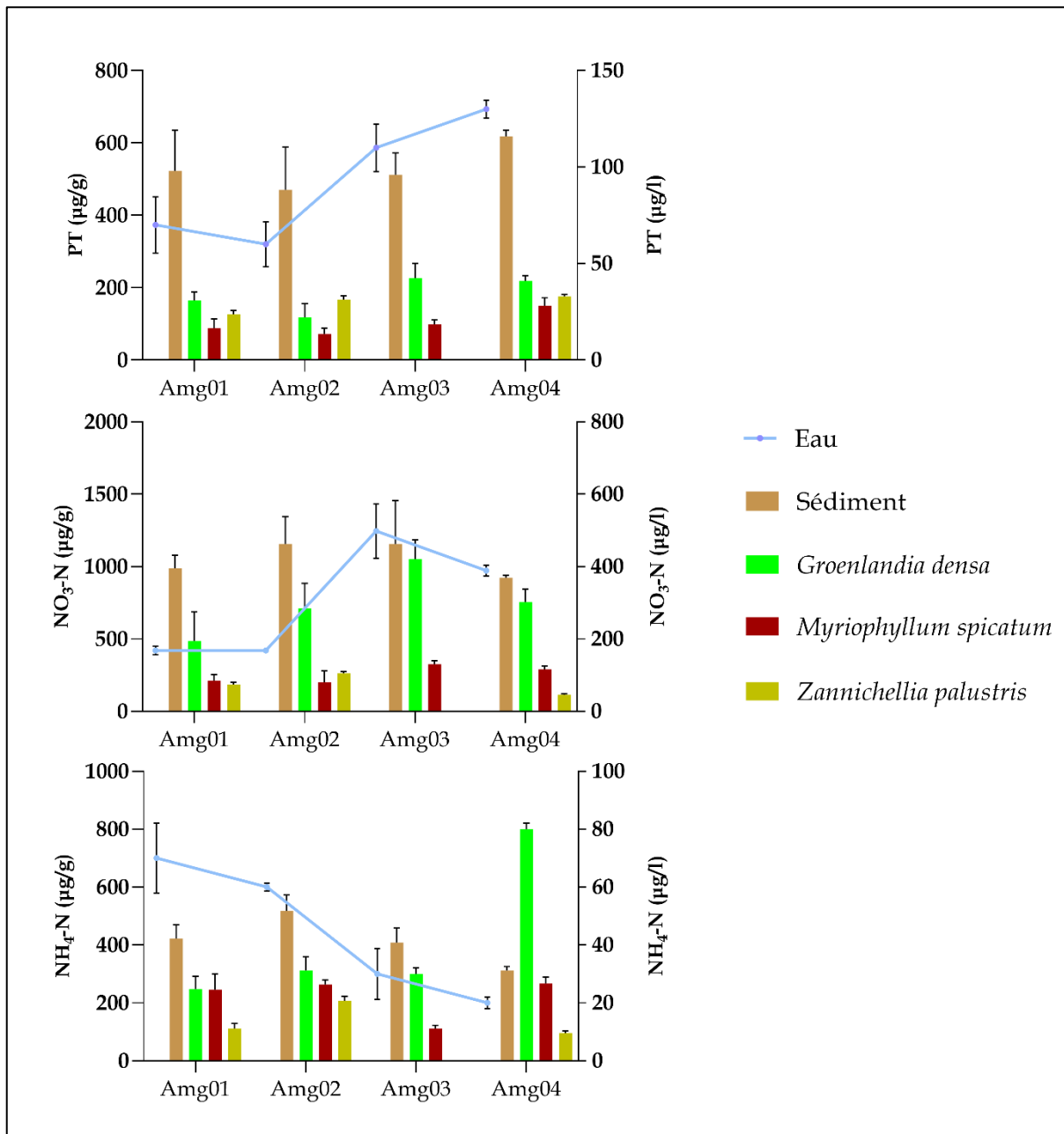


Figure 38: Variation spatiale des concentrations moyennes en phosphate totale (PT), azote nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) au niveau des trois compartiments (eau -sédiment-macrophyte) du cours d'eau Amengous

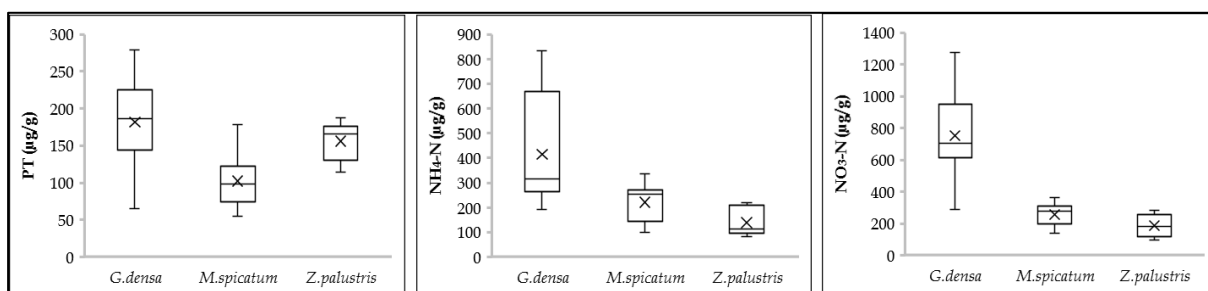


Figure 39: Concentrations moyennes en phosphate totale (PT), azote nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) dans les tissus des macrophytes du cours d'eau Amengous

Tableau 11: Corrélation de Pearson entre PT de l'eau et PT des macrophytes, et entre PT des sédiments et PT des macrophytes. ns : non significatif * : p < 0,1, ** : p < 0,01, *** : p < 0,001

	Sédiment_{PT}	Eau_{PT}
PT_{G.densa}	ns	0,711**
PT_{M.spicatum}	0.695**	0,750**
PT_{Z.palustris}	ns	0,494*

Tableau 12: Corrélation de Pearson entre NH₄-N de l'eau et NH₄-N des macrophytes, et entre NH₄-N des sédiments et NH₄-N des macrophytes. ns : non significatif * : p < 0,1, ** : p < 0,01, *** : p < 0,001

	Sédiment_{NH4-N}	Eau_{NH4-N}
NH₄-N_{G.densa}	-0.651**	-0.695**
NH₄-N_{M.spicatum}	ns	ns
NH₄-N_{Z.palustris}	0.778**	ns

Tableau 13: Corrélation de Pearson entre NO₃-N de l'eau et NO₃-N des macrophytes, et entre NO₃-N des sédiments et NO₃-N des macrophytes. ns : non significatif * : p < 0,1, ** : p < 0,01, *** : p < 0,001

	Sédiment_{NO3-N}	Eau_{NO3-N}
NO₃-N_{G.densa}	ns	0.685**
NO₃-N_{M.spicatum}	ns	0.778**
NO₃-N_{Z.palustris}	0.626**	-0.837**

Tableau 14: Corrélation de Pearson entre PT, NO₃-N et NH₄-N de l'eau et PT, NO₃-N et NH₄-N des sédiments. ns : non significatif * : p < 0,1, ** : p < 0,01, *** : p < 0,001

	Eau_{PT}	Eau_{NH4-N}	Eau_{NO3-N}
Sédiment_{PT}	0,585**	-	-
Sédiment_{NH4-N}	-	0,699**	-
Sédiment_{NO3-N}	-	-	ns

Les résultats mentionnés précédemment révèlent que *Groenlandia densa* présente une tendance à accumuler le phosphate total plus que *Myriophyllum spicatum* et *Zannichellia palustris*, elle est plus corrélée avec les nutriments dans le compartiment eau qu'avec ceux du sédiment ce qui pourrait être expliqué par l'accumulation foliaire du phosphore chez cette espèce (Dutartre et al., 2008). Par ailleurs, même si l'espèce *Myriophyllum spicatum* vit en association avec *Groenlandia densa* au niveau du cours d'eau Amengous, elle répond différemment à la richesse en nutriment du milieu. Ainsi elle présente une faible tendance à accumuler le phosphate total par rapport au deux espèces *Groenlandia densa* et *Zannichellia palustris*. Cette plante présente une corrélation positive significative avec les deux

compartiments du cours d'eau (eau et sédiment). Ce résultat peut être expliqué par l'assimilation des phosphates aussi bien par voie foliaire que racinaire et par la forte compétitivité de *Myriophyllum spicatum* (Angelstein et al., 2009; Valley & Newman, 1998). L'analyse de la corrélation des deux formes d'azote ($\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$) entre les différents compartiments a révélé que *Myriophyllum spicatum* ne montre pas une tendance à accumuler des teneurs en ammonium à partir de sédiment et/ou l'eau, cependant elle préfère les nitrates comme source d'azote. D'après la littérature, *Myriophyllum spicatum* est une plante aquatique qui présente une sensibilité envers l'ammonium, lequel nutriment est considéré comme un facteur stressant pour cette espèce (Tan et al., 2019). A l'inverse de *Myriophyllum spicatum*, l'espèce *Groenlandia densa* montre une tendance à accumuler les deux formes d'azote plus que *Myriophyllum spicatum* et *Zannichelia palustris*. Le tableau 12 montre qu'elle présente une corrélation négative significative avec les teneurs en ammonium dans les deux compartiments du cours d'eau. Cette corrélation peut être expliquée soit par la forte activité réductrice du nitrate en ammonium chez cette espèce ou par une stratégie compétitive, connu chez certaines macrophytes, qui permet à *Groenlandia densa* d'accumuler efficacement les nutriments pour les réutiliser en cas d'appauvrissement du milieu (Thiébaud, 2005).

IV. EVALUATION DE L'ETAT TROPHIQUE DES COURS D'EAU PAR L'IBMR

Les cours d'eau sont des systèmes d'interactions complexes entre les caractéristiques biologiques et écologiques des macrophytes et les paramètres physico-chimiques de leur environnement. Tout changement de l'un des compartiments de cet écosystème peut avoir un impact sur le fonctionnement des autres compartiments. A cet égard, pour évaluer la qualité des eaux courantes, il est préférable de prendre en considération, parallèlement aux analyses physico-chimiques de l'eau, les composantes biologiques notamment les macrophytes. Dans ce contexte nous avons eu recours à une approche indiciaire basée sur l'étude des macrophytes à savoir le calcul de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR).

L'indice IBMR a été calculé pour les stations qui présentent au moins deux espèces contributives, ainsi les stations StFel, StChbk01 et StSru ont été omises. La note de l'IBMR et

sa robustesse ont été calculées pour les stations concernées (Tableau 15). La robustesse recalcule l'IBMR en supprimant le taxon possédant la valeur $E_i \times K_i$ la plus élevée (coefficient de stenoécie \times classe de recouvrement). Si l'écart entre la note IBMR et la robustesse est inférieur à 1, il indique la robustesse de la note de l'IBMR ; s'il est supérieur à 1, il indique que la note est influencée par un taxon particulier.

Tableau 15: Valeur IBMR, robustesse et la classification trophique avec la couleur attribuée pour chaque station d'étude

	Juin 2018				Juillet 2018			
	IBMR	Etat trophique	Robustesse	Etat trophique	Valeur IBMR	Etat trophique	Robustesse	Etat trophique
StAmg01	9,78	Elevé	9,45	Elevé	9,77	Elevé	9,41	Elevé
StAmg02	9,5	Elevé	9,15	Elevé	9,89	Elevé	10,43	Moyen
StAmg03	10,04	Moyen	9,74	Elevé	10,1	Moyen	10,39	Moyen
StAmg04	9,5	Elevé	9	Elevé	9,11	Elevé	8,57	Elevé
StOrb01	11,23	Moyen	8	Très élevé	10,36	Moyen	8,89	Elevé
StOrb02	8,11	Elevé	10,46	Moyen	8,2	Elevé	10,43	Moyen
StOrb03	6,63	Très élevé	7,83	Très élevé	6,63	Très élevé	7,83	Très élevé
StOrb04	6,7	Très élevé	8,29	Très élevé	5,63	Très élevé	7,2	Très élevé
StOrb05	5,22	Très élevé	6,33	Très élevé	5,33	Très élevé	6,11	Très élevé
StOrb06	3,33	Très élevé	6	Très élevé	6,69	Très élevé	4,33	Très élevé
StIchbk02	9,73	Elevé	10	Elevé	10,81	Moyen	10,54	Moyen
	Mai 2019				Juin 2019			
	Valeur IBMR	Etat trophique	Robustesse	Etat trophique	Valeur IBMR	Etat trophique	Robustesse	Etat trophique
StAmg01	9,82	Elevé	9,46	Elevé	9,95	Elevé	9,69	Elevé
StAmg02	9,74	Elevé	9,44	Elevé	9,8	Elevé	9,53	Elevé
StAmg03	9,75	Elevé	9,5	Elevé	9,84	Elevé	9,58	Elevé
StAmg04	9,3	Elevé	8,81	Elevé	9,97	Elevé	9,7	Elevé
StOrb01	9,65	Elevé	7,76	Très élevé	10,14	Moyen	9,65	Elevé
StOrb02	7,24	Très élevé	5,52	Très élevé	7,24	Très élevé	5,52	Très élevé
StOrb03	7	Très élevé	8,26	Elevé	7,3	Très élevé	8,52	Elevé
StOrb04	7,1	Très élevé	8,5	Elevé	7,1	Très élevé	8,5	Elevé
StOrb05	4,79	Très élevé	6,88	Très élevé	4,79	Très élevé	6,88	Très élevé
StOrb06	7,54	Très élevé	3,71	Très élevé	8	Très élevé	5,33	Très élevé
StIchbk02	9,45	Elevé	9,63	Elevé	9,58	Elevé	9,78	Elevé

Tableau 16: Corrélation de Pearson entre les valeurs de l'IBMR et les paramètres physico-chimiques.

* : $p < 0,05$, ** : $p < 0,01$

	PO ₄ ³⁻	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻	NO ₂ -N	DCO _{Mn}	Température	O ₂ dissous	pH	Conductivité
IBMR	-0,461**	-0,111	-0,528**	-0,062	-0,244	-0,354*	0,314*	-0,033	-0,592**

Dans cette partie du travail, parmi les 13 campagnes réalisées durant la période d'étude, quatre ont été programmées pour le calcul de l'IBMR. Ces campagnes d'échantillonnage (juin 2018, juillet 2018, mai 2019 et juin 2019) correspondent à la période de végétation maximale exigée par la norme de l'IBMR.

Les notes de l'IBMR obtenus montrent que la plupart des stations du cours d'eau Amengous ont un niveau trophique élevé à l'exception de la station StAmg03 qui présente un niveau trophique moyen en juin et juillet 2018 avec une note de 10,04 et de 10,1 respectivement. La robustesse évaluée pour les notes de l'IBMR confirme sa pertinence durant les quatre mois pour les stations StAmg01 et StAmg04 en restant dans la même classe de qualité et avec un écart inférieur à 1. Bien que les valeurs de la robustesse de l'IBMR au niveau de la station StAmg02 montrent certaine stabilité pour les notes obtenues, le recalcul de l'IBMR en mois de juillet 2018 a permis de faire évoluer la classe d'état de « élevé » avec une note de 9,89 à « moyen » avec une note de 10,43. Cela peut être expliqué par l'élimination dans le calcul de *Myriophyllum spicatum* qui correspond à l'espèce contributive la plus sténoèce et la plus abondante en ce mois. La robustesse de la note de l'IBMR au niveau de la station StAmg03 révèle une stabilité des valeurs obtenues (écart inférieur à 1) mais avec un déclassement de l'état trophique en juin 2018 de « moyen » avec une note de 10,04 à « élevé » avec une note de 9,74. Ce résultat peut être dû à l'effet de *Cladophora* sp. (euryèce et abondante) sur le calcul de l'IBMR après l'élimination de *Veronica anagallis-aquatica* qui avait plus de poids (sténoèce et abondante) par rapport à l'ensemble des taxons contributifs dans la station StAmg03.

Les notes d'IBMR calculés pour les stations du cours d'eau Oum Er-rbia durant les quatre mois ont tendance à diminuer vers l'aval témoignant un niveau trophique allant de « moyen » à « très élevé ». La station StOrb01 présente un niveau trophique « moyen » à l'exception du mois de mai 2019 où l'IBMR marque un niveau trophique élevé avec une valeur de 9,65. La note d'IBMR des mois de juin et juillet 2018 au niveau de la station StOrb02 indique un niveau trophique « élevé », ce dernier est déclassé à un niveau « très élevé » en mai et juin 2019. Les stations StOrb03, StOrb04, StOrb05 et StOrb06 présentent un niveau trophique « très élevé » pour l'ensemble des mois avec une valeur minimale de 3,33 en juin 2018 dans la station StOrb06. La robustesse des notes de l'IBMR des différentes stations du cours d'eau Oum Er-rbia montre que cet indice ne peut pas être considéré comme pertinent (écart largement supérieur à 1). Les faibles valeurs de l'IBMR et son instabilité peuvent être expliquées par une faible richesse en espèces contributives (Demars et al., 2012; Maissour &

Benamar, 2019). Ainsi comme nous l'avons mentionné précédemment, le cours d'eau Oum Er-rbia est individualisé par la flore algale notamment *Spirogyra* sp., *Vaucheria* sp. et *Cladophora* sp. qui sont considérées comme taxons ubiquistes. Elles peuvent se développer au détriment des espèces polluosensibles et affecter d'une manière directe la note de l'IBMR (TREGUIER & LIETOUT, 2019).

La station StChbk02 au niveau du cours d'eau Ichbouka présente un niveau trophique « élevé » dans trois mois (juin 2018, mai et juin 2019). La classe de qualité a connu une amélioration en juillet 2018 avec une note de 10,81 indiquant un niveau de trophie « moyen ». La robustesse évaluée pour les notes de l'IBMR confirme sa pertinence durant les quatre mois pour cette station en restant dans la même classe de qualité et avec un écart inférieur à 1. Ce qui reflète une homogénéité du peuplement floristique (DREAL-Languedoc Roussillon, 2011).

Afin de vérifier et tester la fiabilité des résultats de l'indice IBMR au niveau de notre zone d'étude, les données physico-chimiques calculées pour les différentes stations ont été comparées avec les valeurs de l'IBMR afin d'y observer certaine corrélation.

Le calcul de la corrélation de Pearson entre les paramètres physico-chimiques et les valeurs de l'IBMR (Tableau 16) a montré qu'il existe une corrélation négative significative avec les concentrations des orthophosphates ($R_{PO_4^{3-}} = -0,461$), des nitrates ($R_{NO_3^-} = -0,528$), la température de l'eau ($R_T = -0,354$) et la conductivité ($R_{CE} = -0,592$) et une corrélation positive significative avec les teneurs de l'oxygène dissous ($R_{O_2DISS} = 0,314$). Par ailleurs, la corrélation entre l'IBMR la matière organique oxydable (DCO_{Mn}), l'azote nitrite (NO_2-N) et l'azote ammoniacal (NH_3-N) est négative non significative. Les résultats du test de Pearson paraissent encourageants, particulièrement ceux des orthophosphates et des nitrates qui sont souvent considérées comme des régulateurs de niveau trophique dans les milieux aquatiques (Balázi et al., 2014b; Terneus-Jácome et al., 2020; Thiébaud, 1997). Toutefois, la présentation graphique des nuages de points (Figure 40) entre les valeurs de l'IBMR et les paramètres physico-chimiques révèlent que l'IBMR peut catégoriser une station dans un niveau trophique « élevé » même en présence de faibles concentrations en orthophosphates. Ce résultat concorde avec ceux d'une autre étude menée sur l'application de l'IBMR pour l'évaluation de l'état trophique des cours d'eau en Italie (Fabris, 2010).

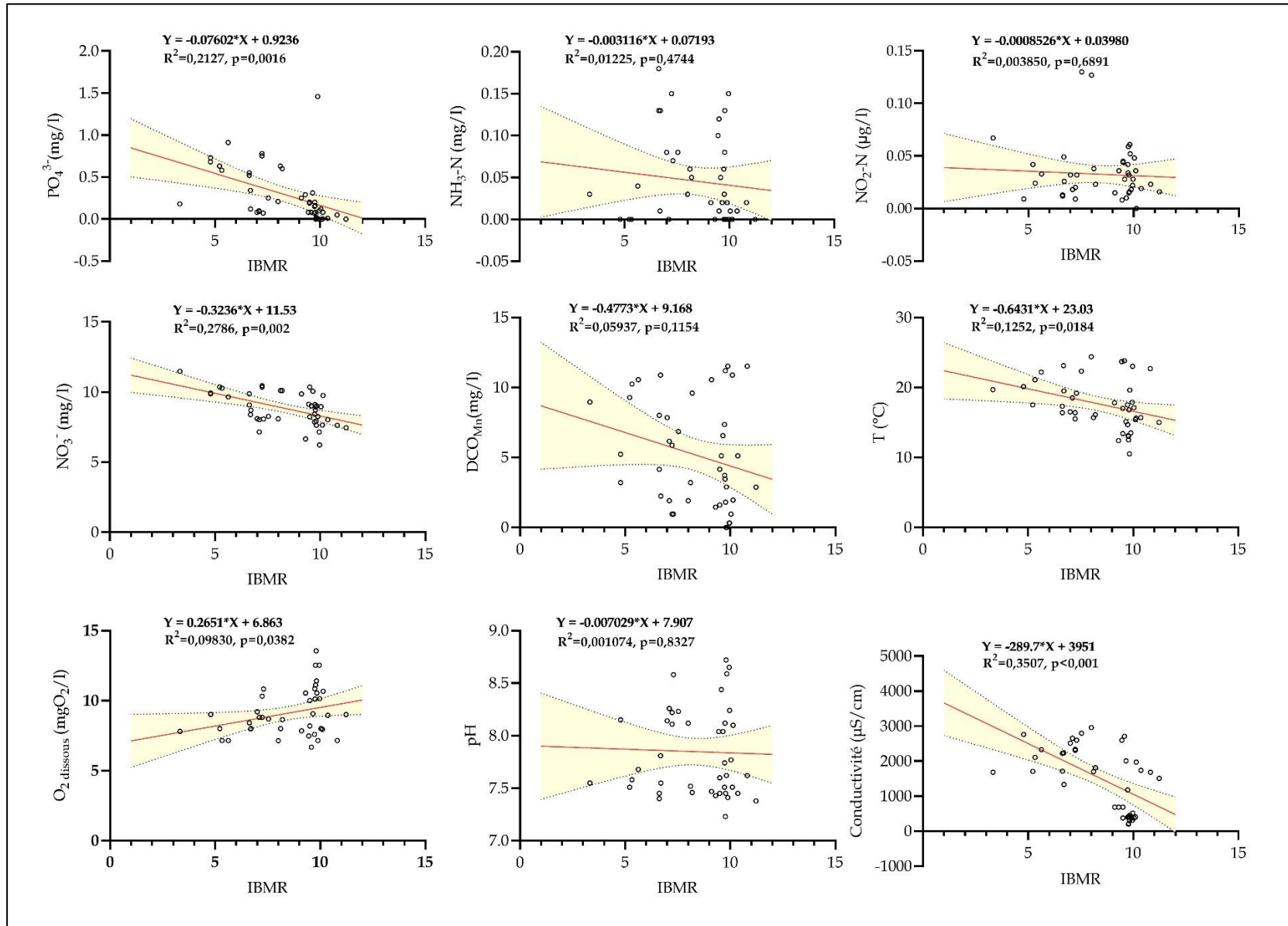


Figure 40: Nuages de points des paramètres physico-chimiques et des valeurs de IBMR modélisés par une droite de régression (en rouge) avec un intervalle de confiance de 95%

Les résultats de calcul de l'IBMR révèlent que l'état trophique dans la zone d'étude oscille entre « moyen » et « très élevé ». En revanche les valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en parallèle avec IBMR montrent que la qualité des eaux est entre « moyenne » et « excellente » (Arrêté n° 1275-01). Ainsi la détermination d'un niveau trophique « élevé » par l'IBMR ne reflète pas forcément la dégradation de la qualité du milieu aquatique (Rodier, 2009). La qualité de ce milieu dépend de l'interaction de plusieurs facteurs notamment la vitesse d'écoulement, la luminosité, la profondeur, le type de substrat, etc. Une eau naturellement riche en éléments nutritifs (sens strict d'eutrophisation), favorise le développement de macrophytes sans voir pour autant sa qualité dégradée par des apports en nutriments d'origine anthropique. La nuance entre les classes de la qualité de l'eau selon la norme marocaine et les classes de l'état trophique proposée par l'IBMR peut être expliquée par l'effet de paramètre physico-chimique déclassant «one out/all out » (Bouleau & Pont, 2014). Si nous prenons l'exemple du cours d'eau Amengous : la note de l'IBMR calculée pour la station StAmg02 (9,89 en juillet 2018) indique un état trophique « élevé » et les valeurs mesurées pour les paramètres physico-chimiques présentant une corrélation significative avec l'IBMR sont : PO_4^{3-} (1,46mg/l), NO_3^- (8,26mg/l), T (13,5°C), $\text{O}_{2\text{Dissous}}$ (7,16mgO₂/l) et la conductivité électrique (374 $\mu\text{s/cm}$). Selon la norme marocaine de la qualité des eaux de surface (Arrêté n° 1275-01), ces paramètres, à l'exception des orthophosphates, reflètent une qualité d'eau excellente. Cependant la note de l'IBMR indique un niveau trophique « élevé » ce qui peut être expliqué par le principe de paramètre physico-chimique déclassant «one out/all out » qui correspond dans notre cas aux orthophosphates.

L'IBMR peut être considéré comme une bonne méthode d'évaluation de l'état trophique des cours d'eau sous des conditions bien déterminées à savoir un échantillonnage exhaustif des communautés macrophytiques y compris celles qui colonisent le fond du lit, la richesse en espèces contributives polluosensibles, une bonne visibilité des communautés macrophytiques ainsi que des conditions hydrologiques plus stables. Son application dans les cours d'eau étudiés a montré certaines limites ce qui nécessite des analyses complémentaires notamment la caractérisation physico-chimique de l'eau.

Par suite il reste nécessaire d'approfondir les études sur l'écologie des macrophytes dans nos hydrosystèmes afin d'élaborer une méthode d'indication nationale pour les cours d'eau marocain

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Les travaux présentés dans cette thèse ont permis de développer les connaissances en termes de fonctionnement du compartiment macrophytique, la compréhension du déterminisme des peuplements végétaux dans le haut bassin d'Oum Er-rbia et de répondre à un certain nombre de questions concernant la notion de bioévaluation de l'état trophique des cours d'eau marocains par des méthodes indicielles.

Le suivi régulier des 14 stations nous a permis de déceler la forte fluctuation des paramètres physicochimiques caractérisant les cours d'eau du haut bassin Oum Er-rbia. Les eaux des cours d'eau Oum Er-rbia, Fellat, Srou et Ichbouka sont fortement minéralisées avec des valeurs élevées de température enregistrées dans les stations aval. Ces cours d'eau sont influencés par une pollution d'origine domestique issue des villages et des villes qu'ils traversent. Ainsi les eaux de l'oued Amengous présentent de fortes concentrations en matières organiques et en éléments azotés et phosphatés.

La description mésologique des secteurs prospectés nous a montré que le cours d'eau Oum Er-rbia est caractérisé par des vitesses d'écoulement importantes avec des profondeurs et des largeurs remarquables. En plus le substrat de ce cours d'eau varie généralement entre des éléments grossiers tels que les blocs et des éléments plus fins tels que les sables.

L'exploitation des paramètres physico-chimiques et les descripteurs mésologiques nous a permis d'estimer et de hiérarchiser les principaux facteurs expliquant la présence et la répartition des macrophytes dans les différents cours d'eau du haut bassin d'Oum Er-rbia sélectionnés pour cette étude.

La comparaison des communautés macrophytiques des différents cours d'eau montre des variations spatio-temporelles remarquables, avec une diversité importante au niveau du cours d'eau Amengous. Ainsi la répartition des macrophytes dans le haut bassin d'Oum Er-rbia suit un gradient amont aval traduisant une zonation longitudinale.

Les résultats obtenus à partir des différentes analyses de données ont montré qu'au niveau des petits cours d'eau, tels que celui d'Amengous, l'accès aux nutriments apparaît parmi les déterminants les plus importants pour la richesse en macrophytes et leur répartition. Par ailleurs, au niveau du cours d'eau d'Oum Er-rbia, la composition et la distribution des communautés macrophytiques semblaient avant tout être déterminées par les descripteurs

mésologiques (la profondeur, la vitesse d'écoulement et le type de substrat). Si la trophie du milieu peut agir sur l'abondance des macrophytes son effet modéré est masqué par l'impact des facteurs physiques.

La richesse du milieu aquatique en nutriments constitue l'un des facteurs clés pour le développement des macrophytes, notre étude a montré que l'assimilation et le stockage des nutriments dans les plantes aquatiques dépendent de la relation de chaque espèce de macrophyte avec les compartiments eau et sédiment du cours d'eau. *Groenlandia densa* a présenté une tendance à accumuler les nutriments plus que *Myriophyllum spicatum* et *Zannichellia palustris* avec une forte accumulation foliaire des nutriments ce qui lui permet de développer une stratégie compétitive efficace. Bien que *Myriophyllum spicatum* vive en association avec *Groenlandia densa*, elle répond différemment à la richesse du milieu en nutriment, elle préfère les nitrates comme source d'azote et elle a adopté une assimilation des phosphates aussi bien par voie foliaire que racinaire. *Zannichellia palustris* a une tendance à accumuler les composés azotés par voie racinaire avec une assimilation des phosphates aussi bien par voie foliaire que racinaire.

Cette étude a permis, en outre, de répondre à un certain nombre de questions concernant l'utilisation des indices biologiques basés sur les communautés macrophytiques à l'échelle du Maroc. Nos résultats ont montré que l'IBMR peut donner une idée sur l'état trophique globale du cours mais avec des conditions bien déterminées à savoir des conditions hydrologiques stables avec une richesse importante en espèces contributives polluosensibles. Bien que cet indice de macrophyte a montré des corrélations avec des paramètres responsables de phénomène d'eutrophisation, il est resté moins efficace face au paramètre déclassant. Ainsi le contexte particulier des cours d'eau marocains à savoir les cours d'eau du Haut bassin d'Oum Er-rbia et les l'écueil majeur qui réside encore dans la connaissance de l'écologie des groupements végétaux des eaux courantes marocaines peuvent poser un problème dans l'application d'indice IBMR surtout en ce qui concerne les espèces ubiquistes qui dominent dans les stations aval des cours d'eau et qui ont peu indicatrices.

Cette étude des macrophytes du haut bassin Oum Er-rbia soulève de nouvelles questions et envisage différentes pistes au vu de ces résultats pour les affiner. En suivant un protocole comparable, une suite de cette recherche nous paraît indispensable avec :

- Un inventaire des communautés macrophytiques des autres secteurs non prospectés au niveau du Haut bassin Oum Er-rbia et les autres bassins.
- Une amélioration des connaissances sur les traits biologiques caractéristiques des végétaux aquatiques des cours d'eau marocains et les adaptations qu'ils représentent face aux contraintes des milieux.
- Des études plus poussées sur les relations inter-compartimentales dans les cours d'eau afin de mettre en évidence les aspects mal connus du fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abernethy, V. J., Sabbatini, M. R., & Murphy, K. J. (1996). Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. In J. M. Caffrey, P. R. F. Barrett, K. J. Murphy, & P. M. Wade (Eds.), *Hydrobiologia* (Vol. 340, Issues 1-3, pp. 219-224). Springer Netherlands.
- Adam, B. (2000). Macrophytes et piscicultures-Comparaison de méthodes de mise en évidence de pollutions ponctuelles: biomasses, composition chimique des végétaux, indices français et anglais. *Mém. DESS Ingénierie Des Hydrosystèmes Continentaux En Europe, Univ. Tours*.
- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., Albuquerque, A., Rodríguez-González, P., & Segurado, P. (2009). Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: Performance and spatial scale-dependence. *Fundamental and Applied Limnology*, 175(3), 249-267.
- Andrew, N. R., Rodgerson, L., & Dunlop, M. (2003). Variation in invertebrate-bryophyte community structure at different spatial scales along altitudinal gradients. *Journal of Biogeography*, 30(5), 731-746.
- Angelstein, S., Wolfram, C., Rann, K., Kiwel, U., Frimel, S., Merbach, I., & Schubert, H. (2009). The influence of different sediment nutrient contents on growth and competition of *Elodea nuttallii* and *Myriophyllum spicatum* in nutrient-poor waters. *Fundamental and Applied Limnology*, 175(1), 49-57.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., & Riis, T. (2002). Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia*, 481(1), 33-45.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., & Riis, T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams - Influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia*, 495(1), 171-179.
- Baethgen, W. E., & Alley, M. M. (1989). A manual colorimetric procedure for measuring ammonium nitrogen in soil and plant kjeldahl digests. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20(9-10), 961-969.
- Bakker, E. S., Wood, K. A., Pagès, J. F., Veen, G. F. (Ciska., Christianen, M. J. A., Santamaría, L., Nolet, B. A., & Hilt, S. (2016). Herbivory on freshwater and marine macrophytes: A review and perspective. *Aquatic Botany*, 135, 18-36.
- Bal, K., Struyf, E., Vereecken, H., Viaene, P., De Doncker, L., de Deckere, E., Mostaert, F., & Meire, P. (2011). How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? *Ecological Engineering*, 37(3), 529-533.
- Baláži, P., & Hrivnák, R. (2015). Bryophytes and macro-algal growths as a part of macrophyte monitoring in rivers used for ecological assessment. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416.
- Baláži, P., & Hrivnák, R. (2016). The relationship between macrophyte assemblages and environmental variables in drainage and irrigation canals in Slovakia. *Biologia (Poland)*, 71(5), 516-527.

- Baláži, P., Hrivnák, R., & Ot' Ahelová, H. (2014a). The relationship between macrophyte assemblages and selected environmental variables in reservoirs of Slovakia examined for the purpose of ecological assessment. *Polish Journal of Ecology*, 62(3), 541–558.
- Baláži, P., Hrivnák, R., & Ot' Ahelová, H. (2014b). The relationship between macrophyte assemblages and selected environmental variables in reservoirs of Slovakia examined for the purpose of ecological assessment. *Polish Journal of Ecology*, 62(3), 541–558.
- Barbe, J. (1984). Les végétaux aquatiques. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des macrophytes de France. *Bulletin Français de Pisciculture, Hors Serie*, 1–42.
- Barko, J. W., Hardin, D. G., & Matthews, M. S. (1982a). Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany*, 60(6), 877–887.
<https://doi.org/10.1139/b82-113>
- Barko, J. W., Hardin, D. G., & Matthews, M. S. (1982b). Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany*, 60(6), 877–887.
<https://doi.org/10.1139/b82-113>
- Barrat-Segretain, M. H. (2005). Competition between invasive and indigenous species: Impact of spatial pattern and developmental stage. *Plant Ecology*, 180(2), 153–160.
- Basin, I., Paulo, S., Akemi, C., Aguiar, F. C., Teresa, M., Farage, L., Fernando, A., & Camargo, M. (2018). Addressing bioassessment of tropical rivers using macrophytes : The case of. *Aquatic Botany*, 150(February), 53–63.
- Bellan, G. (1984). Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15(1), 13–20.
- Benassi, R. F., Freire, R. H. F., & Calijuri, M. do C. (2012). Dinâmica espaço-temporal de variáveis limnológicas em uma área alagada localizada no Vale do Ribeira do Iguape (São Paulo, Brasil) em diferentes períodos hidrológicos. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 83–96.
- Benoit-Chabot, V. (2014). *Les Facteurs De Sélection Des Bio-Indicateurs De La Qualité Des Écosystèmes Aquatiques : Élaboration D'Un Outil D'Aide À La Décision*. 103.
- Bentaibi, S., Rahou, A., Chillasse, L., Hammada, S., & Abba, E. (2017). Evaluation of Biological Water Quality by Biological Macrophytic Index in River: Application on the Watershed of Beht River. *European Scientific Journal, ESJ*, 13(27), 217.
- Bernez, I., Chicouène, D., & Haury, J. (2007). Changes of potamogeton pectinatus clumps under variable, artificially flooded river water regimes. *Belgian Journal of Botany*, 140(1), 51–59.
- Bernez, I., Haury, J., & Ferreira, M. T. (2002). Downstream effects of a hydroelectric reservoir on aquatic plant assemblages. *TheScientificWorldJournal*, 2, 740–750.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., Murphy, K. J., & Camargo, A. F. M. (1999). Aquatic macrophyte distribution in

- relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 415(0), 147–154.
- Birgand, F., Novince, E., Gruau, G., & Bioteau, T. (2004). *Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne : Analyse des données existantes*. irstea.
- Blandin, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17(4), 215–307.
- Bonis, A., Lepart, J., & Laloe, F. (1996). Effet de la température sur l'installation et la croissance des plantes annuelles de marais temporaires méditerranéens. *Canadian Journal of ...*, 74, 1086–1094.
- Bornette, G., Amoros, C., Castella, C., & Befly, J. L. (1994). Succession and fluctuation in the aquatic vegetation of two former Rhône River channels. *Vegetatio*, 110(2), 171–184.
- Bottino, F., do Carmo Calijuri, M., & Murphy, K. J. (2013). Temporal and spatial variation of limnological variables and biomass of different macrophyte species in a Neotropical reservoir (São Paulo – Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(4), 387–397.
- Bouleau, G., & Pont, D. (2014). Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Societes*, 22(1), 3–14.
- Bozorg-Haddad, O., Delpasand, M., & Loáiciga, H. A. (2021). Water quality, hygiene, and health. In O. B. T.-E. Bozorg-Haddad Political, and Social Issues in Water Resources (Ed.), *Economical, Political, and Social Issues in Water Resources* (pp. 217–257). Elsevier.
- Caffrey, J., Dutartre, A., Haury, J., Murphy, K., & Wade, P. M. (2006). Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management. *Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management*.
- Caffrey, J. M. (1987). Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. *Biological Indicators of Pollution*. Royal Irish Academy, Dublin, 77–87.
- Camacho, A., Picazo, A., Rochera, C., Peña, M., Morant, D., Miralles-Lorenzo, J., Santamans, A. C., Estruch, H., Montoya, T., Fayos, G., & Ferriol, C. (2018). Serial use of *Helosciadium nodiflorum* and *Typha latifolia* in mediterranean constructed wetlands to naturalize effluents of wastewater treatment plants. *Water (Switzerland)*, 10(6).
- Camargo, J. A. (2018). Responses of aquatic macrophytes to anthropogenic pressures: comparison between macrophyte metrics and indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(3).
- Cao, J. J., Wang, Y., & Zhu, Z. L. (2012). Growth response of the submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* to sediment nutrient levels and water-level fluctuations. *Aquatic Biology*, 17(3), 295–303.
- Caraco, N. F., & Cole, J. J. (2002). Contrasting Impacts of a Native and Alien Macrophyte on Dissolved Oxygen in a Large River. *Ecological Applications*, 12(5), 1496.
- Carbiener, R., Trémolières, M., Mercier, J. L., & Ortscheit, A. (1990a). Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86(1), 71–88.

- Carbiener, R., Trémolières, M., Mercier, J. L., & Ortscheit, A. (1990b). Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86(1), 71–88.
- Carbiener, R., Trémolières, M., & Muller, S. (1995). Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: Une thèse, des débats, des perspectives. *Acta Botanica Gallica*, 142(6), 489–531.
- Carden, K. M. (2002). *Machrophytes as fish habitat: the role of machrophute morphology and bed complexity in fish species distributions* (Issue December, p. 167). University of Wisconsin-Stevens Point, College of Natural Resources.
- Carr, G. M., & Chambers, P. A. (1998). Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology*, 39(3), 525–536.
- Cataldo, D. A., Schrader, L. E., & Youngs, V. L. (1974). Analysis by Digestion and Colorimetric Assay of Total Nitrogen in Plant Tissues High in Nitrate 1. *Crop Science*, 14(6), 854–856.
- Catford, J. A., & Jansson, R. (2014). Drowned, buried and carried away: Effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist*, 204(1), 19–36.
- Ceschin, S., Zuccarello, V., & Caneva, G. (2010). Role of macrophyte communities as bioindicators of water quality: Application on the Tiber river basin (Italy). *Plant Biosystems*, 144(3), 528–536.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. In *Hydrobiologia* (Vol. 595, Issue 1, pp. 9–26). <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Chapra, S. C., Camacho, L. A., & McBride, G. B. (2021). Impact of global warming on dissolved oxygen and bod assimilative capacity of the world's rivers: Modeling analysis. In *Water (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 17).
- Chatenet, P., Botineau, M., Haury, J., & Ghestem, A. (1999). Les associations macrophytiques des cours d'eau limousins en tant que descripteurs du milieu. *J. Bot. Soc. Bot. France*, 12, 57–72.
- Chatenet, P., Botineau, M., Haury, J., & Ghestem, A. (2000). Typologie de la végétation macrophytique des rivières et affluents de la Vienne et de la Gartempe (Limousin, France). *Acta Botanica Gallica*, 147(2), 151–164.
- Chillasse, L., Dakki, M., & Abbassi, M. (2001). Valeurs et fonctions écologiques des Zones humides du Moyen Atlas (Maroc). *Humedales Mediterraneos*, 1(January 2001), 139–146.
- Christie, H., Norderhaug, K. M., & Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396, 221–233.
- Correa-González, J. C., Chávez-Parga, M. del C., Cortés, J. A., & Pérez-Munguía, R. M. (2014). Photosynthesis, respiration and reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern and temperature dependence. *Ecological Modelling*, 273, 220–227.

- Costa, M. L. R., & Henry, R. (2010). Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(02), 122–132.
- Cotton, J. A., Wharton, G., Bass, J. A. B., Heppell, C. M., & Wotton, R. S. (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, 77(3–4), 320–334.
- Coudreuse, J., Haury, J., Bardat, J., & Rebillard, J. P. (2005). *Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques. Clé d'identification pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (A. de l'Eau Adour-Garonne (Ed.))*.
- Dakki, M. (1987). Ecosystemes d'eau courante du Haut Sebou (Moyen Atlas): études typologiques et analyses écologiques et biogéographique des principaux peuplements entomologiques. *Travaux de l'Institut Scientifique, Serie Zoologie*, 42, 1–100.
- Dakki, M. (2003). Diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : 2. Sebkh Bou Areg (lagune de Nador). *Projet MedWetCoast*, 54.
- Dakki, M., Hamman, F., & Hammada, S. (2005). *Cartographie des habitats naturels d'une zone humide côtière méditerranéenne : les marais de Smir (région de Tétouan , Maroc)*. 9–15.
- Daniel, H., Bernez, I., Haury, J., & Le Coeur, D. (2005). The ability of aquatic macrophytes to assess fish farm pollution in two salmon rivers. *Hydrobiologia*, 551(1), 183–191.
- Dar, N. A., Pandit, A. K., & Ganai, B. A. (2014). Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, 14(2), 75–81.
- de Doncker, L., Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Desmet, N., & Meire, P. (2009). Relation between resistance characteristics due to aquatic weed growth and the hydraulic capacity of the river AA. *River Research and Applications*, 25(10), 1287–1303.
- De Lima, M. C. G., & Valentin, J. L. (2001). Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems. *Hydrobiologia*, 448(1), 217–228.
- De Nardi, F., Puaud, C., Lodé, T., Lecorff, J., Parinet, B., & Pontié, M. (2010). Preliminary diagnosis and prospects for the elimination of phosphorus (P) in excess in Lake Ribou (Cholet, Maine-et-Loire, France) | Diagnostic préliminaire et perspectives d'élimination du phosphore (P) en excès dans le lac de Ribou (Cholet, Maine-et-Loi. *Revue Des Sciences de l'Eau*, 23(2), 159–171.
- Degtyarev, V. (2018). Lena River Basin (Russia). In *The Wetland Book II: Distribution, Description, and Conservation* (Vol. 3).
- Demars, B. O. L., Potts, J. M., Trémolières, M., Thiébaud, G., Gougelin, N., & Nordmann, V. (2012). River macrophyte indices: Not the Holy Grail! *Freshwater Biology*, 57(8), 1745–1759.

- Demars, B. O. L., & Thiébaud, G. (2008). Distribution of aquatic plants in the Northern Vosges rivers: Implications for biomonitoring and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5), 619–632.
- Dhote, S., & Dixit, S. (2009). Water quality improvement through macrophytes - A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1–4), 149–153.
- Ding, Y., Shan, B., & Zhao, Y. (2015). Assessment of river habitat quality in the Hai River Basin, northern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(9), 11699–11717.
- Dong, B., Qin, B., Gao, G., & Cai, X. (2014). Submerged macrophyte communities and the controlling factors in large, shallow Lake Taihu (China): Sediment distribution and water depth. *Journal of Great Lakes Research*.
- DREAL-Languedoc Roussillon. (2011). *REALISATION DE PRELEVEMENTS ET DETERMINATION DES LISTES ET INDICES BIOLOGIQUES - INDICES « MACROPHYTES - IBMR »*.
- Dutartre, A., Haury, J., Peltre, M.-C., Alain Dutartre, Jacques Haury, & Marie-Christine Peltre. (2008). Plantes aquatiques d'eau douce : biologie, écologie et gestion. *Cemagref HS Revue Ingénierie Eau-Agriculture-Territoire*, 161.
- Dutartre, A., Peltre, M.-C., Haury, J., Menozzi, M.-J., & Rebillard, J.-P. (2014). Introduction – Les macrophytes, partenaires ou concurrents ? *Sciences Eaux & Territoires, Numéro 15(3)*, 2.
- El Kaim, B. (1974). *Contribution à l'étude écologique d'un estuaire atlantique marocain : l'estuaire du Bou Regreg*. Université de Bordeaux I.
- Elisabeth, L., A., C., M.-P, P., & Laplace-Treytore, C. (2008). De la connaissance des macro-algues : une première approche. *Ingénieries : Eau - Agriculture - Territoires, n° spécial*, 9–21.
- Ensminger, I., Foerster, J., Hagen, C., & Braune, W. (2005). Plasticity and acclimation to light reflected in temporal and spatial changes of small-scale macroalgal distribution in a stream. *Journal of Experimental Botany*, 56(418), 2047–2058.
- Etude hydrologique de l'Oum Er Rbia*. (1972).
- Europa. (1978). Directiva del Consejo de 20 de febrero de 1978 relativa a los residuos procedentes de la industria del dióxido de titanio. In *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* (Vol. L327, Issue 25 de febrero de 1978 (L54)). Office for Official Publications of the European Communities.
- Fabris, M. (2010). *The macrophyte vegetation of running waters in the North-East of Italy: a study of the influence of morphological variables and chemical parameters on the aquatic plant community*.
- Fazul, A., Rachiq, S., Mikou, K., & Saidomar, H. (2013). Contribution à l'étude de la flore aquatique d'un lac de montagne : Lac Dayet Aoua (Maroc). *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 9(3), 103–112.

- Feijoó, C., García, M. E., Momo, F., & Toja, J. (2002). Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch.: Effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on growth and nutrient uptake. *Limnetica*, 21(1-2), 96-104.
- Fekhaoui, M., Dakki, M., & El Agbani, M.-A. (1993). Faune benthique d'une rivière polluée: l'Oued Sebou à l'aval de la ville de Fès (Maroc). *Bull. Inst. Sci. Rabat*, 17, 21-38.
- Fekhaoui, M., Hammada, S., & Dakki, M. (1988). Fonctionnement de l'O. Sebou à l'aval de la ville de Fès: étude du peuplement d'algues benthiques. *Bull Inst Sci*, 12, 59-68.
file:///E:/mendeleybe/z/JelKep_2011_1szemiotika.pdf
- Fennane, M., Ibn Tattou, M., & El Oualidi, J. (2014). *Flore pratique du Maroc : Manuel de détermination des plantes vasculaires. Volume 3. Dicotylédones, Monocotylédones* (T. de l'institut scientifique. S. botanique (num.40) (Ed.); p. 794).
- Fennane, M., Ibn Tattou, M., Mathez, J., Ouyahya, A., & El Oualidi, J. (1999). *Flore pratique du Maroc : Manuel de détermination des plantes vasculaires. Volume 1. Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae (Lauraceae-Neuradaceae)* (Travaux de l'Institut scientifique. Série Botanique(num. 36) (Ed.); p. 560).
- Fennane, M., Ibn Tattou, M., Ouyahya, A., & El Oualidi, J. (2007). *Flore pratique du Maroc : Manuel de détermination des plantes vasculaires. Volume 2. Angiospermae (Leguminosae - Lentibulariaceae)* (Travaux de l'Institut scientifique. Série Botanique (num.38) (Ed.); p. 636).
- Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., García-Criado, F., & García-Girón, J. (2018). Environmental drivers of aquatic macrophyte assemblages in ponds along an altitudinal gradient. *Hydrobiologia*, 812(1), 79-98.
- Ferreira, V., Silva, J., Cornut, J., Sobral, O., Bachelet, Q., Bouquerel, J., & Danger, M. (2021). Organic-matter decomposition as a bioassessment tool of stream functioning: A comparison of eight decomposition-based indicators exposed to different environmental changes. *Environmental Pollution*, 290, 118111.
- Flor-Arnau, Núria, Real, Montserrat, González, Gloria, Cambra Sánchez, Jaume, Moreno, José Luis, Solà, Carolina, & Munné, Antoni. (2015). Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica*, 34(34), 95-114.
- Franceschini, M. C., Murphy, K. J., Moore, I., Kennedy, M. P., Martínez, F. S., Willems, F., De Wysiecki, M. L., & Sickingabula, H. (2020). Impacts on freshwater macrophytes produced by small invertebrate herbivores: Afrotropical and Neotropical wetlands compared. *Hydrobiologia*, 847(19), 3931-3950.
- Franklin, P., Dunbar, M., & Whitehead, P. (2008). Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment*, 400(1-3), 369-378.
- Froese, A., & Schon, A. H. (1975). Kinetics of antibody--haptén reactions. *Contemporary Topics in Molecular Immunology*, 4, 23-54.
- Gao, Y., Yin, C., Zhao, Y., Liu, Z., Liu, P., Zhen, W., Hu, Y., Yu, J., Wang, Z., & Guan, B. (2020). Effects of

diversity, coverage and biomass of submerged macrophytes on nutrient concentrations, water clarity and phytoplankton biomass in two restored shallow lakes. In *Water (Switzerland)* (Vol. 12, Issue 5).

- García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 286–296.
- Garrec, J. P., & Van Haluwyn, C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air e Concepts, méthodes et applications (Air Quality Biomonitoring with Plants e Concepts, Methods and Applications). *Lavoisier, Paris*, 117.
- Gayral, P., & de Mazancourt, J. S. (1961). Résultats d'une étude écologique et floristique de l'embouchure de l'oued Bou Regreg (Maroc). *SIL Proceedings, 1922-2010*, 14(1), 475–480.
- Giudicelli, J., Dakki, M., & Dia, A. (1985). Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 22(4), 2094–2101.
- Goodwin, K., Caraco, N., & Cole, J. (2008). Temporal dynamics of dissolved oxygen in a floating-leaved macrophyte bed. *Freshwater Biology*, 53(8), 1632–1641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.01983.x>
- Gosselin, J. R., Haller, W. T., Gettys, L. Y. N. A., Griffin, T., & Crawford, E. S. (2018). Effects of substrate nutrients on growth of three submersed aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management*, 56(Sculthorpe 1967), 39–46.
- Grasmück, N., Haury, J., Léglize, L., & Muller, S. (1993). Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 29, 223–237.
- Green, J. C. (2005). Comparison of blockage factors in modelling the resistance of channels containing submerged macrophytes. *River Research and Applications*, 21(6), 671–686.
- Gurnell, A. M., Bertoldi, W., & Corenblit, D. (2012). Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, 111(1-2), 129–141.
- Hammada, S. (1990). *Ecologie des Algues d'un cours d'eau marocain pollué: Oued Rdom*. Fac. Sci. Rabat.
- Hammada, S., Dakki, M., Fekhaoui, M., & Agbani, M. A. EL. (1996). Typologie spatio-temporelle et valeurs bioindicatrices des algues benthiques de l'Oued Boufrane (Maroc); *Bulletin de l'Institut Scientifique*, 20, 155–162.
- Hammada, S., Dakki, M., Ibn Tattou, M., Ouyahya, A., & Fennane, M. (2002). Catalogue de la flore des zones humides du Maroc. *Bull. Inst. Sci., Rabat*, 60.
- Hammada, S., Linares, L., & Cortes, J. (2011). Biodiversité floristique des dunes littorales de l'Oued El Maleh

(Martil) et du bas Tahaddart: Résultats préliminaires. *Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, Série Générale*, 6(October 2009), 45–50.

- Hannan, H. H., & Dorris, T. C. (1970). SUCCESSION OF A MACROPHYTE COMMUNITY IN A CONSTANT TEMPERATURE RIVER. *Limnology and Oceanography*, 15(3), 442–453.
- Hare, M. T. O., Clarke, R. T., Bowes, M. J., Cailles, C., Henville, P., Bissett, N., MCGahey, C., & Neal, M. (2010). *Eutrophication impacts on a river macrophyte*. 92, 173–178.
- Hariot, M. P. (1913). Algues d'eau douce du Maroc. *Bulletin de La Societe Botanique de France*, 60(1), 40–43.
- Hauer, F. R., & Lamberti, G. A. (2017). Methods in Stream Ecology. In *Methods in Stream Ecology: Third Edition* (Vol. 1).
- Haury, J., & Baglinière, J. L. (1996). Les macrophytes, facteur structurant de l'habitat piscicole en rivière à salmonidae. Étude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-sud). *Cybium*, 20(3995), 111–127.
- Haury, J., Cazaubon, A., Barrat-Segretain, M.-H., Elger, A., & Thiébaud, G. (2008). Analyse multi-compartiments et rôles fonctionnels des macrophytes dans les hydrosystèmes. *Ouvrage GIS Ingénieries Eau-Agriculture-Territoires Numéro Spécial Plantes Aquatiques d'eau Douce: Biologie, Écologie et Gestion*, 79–90.
- Haury, J., Jaffré, M., Dutartre, A., Peltre, M. C., Barbe, J., Trémolières, M., Guerlesquin, M., & Muller, S. (1998). Application of the standardized protocol <<Milieu Et Vegetaux aquatiques fixes>> to 12 French rivers: Preliminary floristic typology. *Annales de Limnologie*, 34(2), 129–138.
- Haury, J., Peltre, M.-C., Muller, S., Thiebaut, G., Tremolières, M., Demars, B., Barbe, J., Dutartre, A., Daniel, H., Bernez, I., Guerlesquin, M., & Lambert, E. (2001a). *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques. Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*.
- Haury, J., Peltre, M.-C., Muller, S., Thiebaut, G., Tremolières, M., Demars, B., Barbe, J., Dutartre, A., Daniel, H., Bernez, I., Guerlesquin, M., & Lambert, E. (2001b). Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques. Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. *Synthese Bibliographique Des Principales Approches Europeennes Pour Le Diagnostic Biologique Des Cours d'eau*. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & Phytoecologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie, *Etudes Sur l'Eau En France*, 87, 101 + ann.
- Haury, J., Peltre, M. C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A., & Lambert-Servien, E. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570(1), 153–158.

- Henry, C. P., & Amoros, C. (1996). Are the banks a source of recolonization after disturbance: An experiment on aquatic vegetation in a former channel of the Rhône River. *Hydrobiologia*, 330(2), 151–162.
- Holmes, N., Newman, J., Chadd, S., Rouen, K., Saint, L., & Dawson, F. (1999). Mean Trophic Rank : A User's Manual R&D Technical Report E38. In *Bristol, UK* (p. 156).
- Holmes, N. T. H., & Whitton, B. A. (1977). The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, 7(1), 43–60.
- House, A. R., Thompson, J. R., Roberts, C., de Smeth, K., Old, G., & Acreman, M. C. (2017). Projecting impacts of climate change on habitat availability in a macrophyte dominated Chalk River. *Ecology*, 98(12), 2453–2464.
- Howard-Williams, C., & Allanson, B. R. (1981). Phosphorus cycling in a dense *Potamogeton pectinatus* L. Bed. *Oecologia*, 49(1), 56–66.
- Humphries, P., Keckeis, H., & Finlayson, B. (2014). The river wave concept: Integrating river ecosystem models. *BioScience*, 64(10), 870–882.
- HYDROCONSULT International. (1995). *Amenagement De Tanafnit Sur L'Oum Er Bia (Maroc) Mise a Jour De L'Hydrologie*.
- Ibáñez, C., Caiola, N., Rovira, A., & Real, M. (2012). Monitoring the effects of floods on submerged macrophytes in a large river. *Science of the Total Environment*, 440, 132–139.
- ID-Abdellah, H. (2015). *Caractérisations hydrologique et hydrogéochimique des réseaux karstiques au voisinage des grottes Boutirsal, Ali Oulghazi et Ifri N'Chikh - Moyen Atlas*.
- Istvánovics, V., Honti, M., Kovács, Á., & Osztóics, A. (2008). Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquatic Botany*, 88(4), 317–330.
- JACOBSEN, D., & SAND-JENSEN, K. (1992). Herbivory of invertebrates on submerged macrophytes from Danish freshwaters. *Freshwater Biology*, 28(3), 301–308.
- Jarvie, H. P., Love, A. J., Williams, R. J., & Neal, C. (2003). Measuring in-stream productivity: The potential of continuous chlorophyll and dissolved oxygen monitoring for assessing the ecological status of surface waters. *Water Science and Technology*, 48(10), 191–198.
- John Sawyer. (2008). Surface Waters: Ammonium is Not Ammonia – Part 1 | Integrated Crop Management. *Integrated Crop Management News, Iowa State University*, 4, 21.
- Joniak, T., Kuczyńska-Kippen, N., & Nagengast, B. (2007). The role of aquatic macrophytes in microhabitat transformation of physical-chemical features of small water bodies. *Hydrobiologia*, 584(1), 101–109.
- Kaenel, B. R., Buehrer, H., & Uehlinger, U. (2000). Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance streams. *Freshwater Biology*, 45(1), 85–95.
- Karroum, L. A., El Baghdadi, M., Barakat, A., Meddah, R., Aadraoui, M., Oumenskou, H., & Ennaji, W.

- (2019). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: EL Abid River, Middle Atlas, Morocco as a case study. *Desalination and Water Treatment*, 143(January), 118–125.
- Kaufman, M. H., Cardenas, M. B., Buttles, J., Kessler, A. J., & Cook, P. L. M. (2017). Hyporheic hot moments: Dissolved oxygen dynamics in the hyporheic zone in response to surface flow perturbations. *Water Resources Research*, 53(8), 6642–6662.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. (1998). Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, 384(1–3), 55–67.
- Kennedy, M., Lang, P., Grimaldo, J. T., & Martins, S. V. (2015). *Zambian Macrophyte Trophic Ranking scheme (ZMTR): assessing the trophic status of tropical southern African rivers*. 17, 12077.
- Kennedy, M. P., Lang, P., Tapia Grimaldo, J., Varandas Martins, S., Bruce, A., Lowe, S., Dallas, H., Davidson, T. A., Sichingabula, H., Briggs, J., & Murphy, K. J. (2016). The Zambian Macrophyte Trophic Ranking scheme, ZMTR: A new biomonitoring protocol to assess the trophic status of tropical southern African rivers. *Aquatic Botany*, 131, 15–27.
- Keruzoré, A. A., Willby, N. J., & Gilvear, D. J. (2013). The role of lateral connectivity in the maintenance of macrophyte diversity and production in large rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(2), 301–315.
- Kettenring, K. M., de Blois, S., & Hauber, D. P. (2012). Moving from a regional to a continental perspective of *Phragmites australis* invasion in North America. *AoB PLANTS*, 2012, pls040.
- Khalanski, M., Bonnet, M., & Grégoire, A. (1990). Evaluation quantitative de la biomasse végétale en Durance à l'aval du barrage de Serre-Ponçon. *Hydroécologie Appliquée*, 2, 55–89.
<https://doi.org/10.1051/hydro:1990004>
- Khalil, N., Er Rouane, S., Mania, J., & Mudry, J. (2004). Essai de bilan hydrochimique sur les eaux du Haut Bassin de l'Oum Er Rbia (Moyen Atlas, Maroc). *Revue Française de Géotechnique*, 109, 75–85.
- Khalil, N., Misdag, M. A., Berrazzouk, S., & Mania, J. (2002). Characterization of the Oum Er Rbia (Morocco) high basin karstic water sources by using solid state nuclear track detectors and radon as a natural tracer. *Applied Radiation and Isotopes*, 56(6), 985–990.
- Kohler, A. (1976). Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen. In P. Müller (Ed.), *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Wien 1975* (pp. 255–276). Springer Netherlands.
- Korol, A. R., Ahn, C., & Noe, G. B. (2016). Richness, biomass, and nutrient content of a wetland macrophyte community affect soil nitrogen cycling in a diversity-ecosystem functioning experiment. *Ecological Engineering*, 95, 252–265.
- Krupek, R. A., Empinotti, A., Santos, R. K., & Araujo, E. A. T. (2014). Influence of physical characteristics of environment (light and current velocity) on the substrate occupation by *Spirogyra* sp. in stream

- ecosystems. *Revista Brasileira de Botanica*, 37(4), 453–459.
- Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A., & Urbanič, G. (2011). Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologica*, 41(3), 235–243.
- L'eau, A. de. (1997). Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. In *Les études de l'Agence de l'Eau* (Vol. 68).
- Lacoul, P., & Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89–136.
- Laplace-Treytoure, C., M.-C, P., Elisabeth, L., Rodriguez, S., J.-P, V., & Chauvin, C. (2014). *Guide pratique de détermination des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes*.
- Latham, D. R., & Mills, N. J. (2010). Quantifying aphid predation: The mealy plum aphid *Hyalopterus pruni* in California as a case study. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 200–208.
- Lembi, C. A. (2001). Limnology, Lake and River Ecosystems. In *Journal of Phycology* (Vol. 37, Issue 6). Gulf Professional Publishing.
- Lewin, I., & Szoszkiewicz, K. (2012). Drivers of macrophyte development in rivers in an agricultural area: Indicative species reactions. *Central European Journal of Biology*, 7(4), 731–740.
- Li, W., Li, Y., Zhong, J., Fu, H., Tu, J., & Fan, H. (2018). Submerged Macrophytes Exhibit Different Phosphorus Stoichiometric Homeostasis. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9, p. 1207).
- Li, Z. Q., Kong, L. Y., Yang, L. F., Zhang, M., Cao, T., Xu, J., Wang, Z. X., & Lei, Y. (2012). Effect of substrate grain size on the growth and morphology of the submersed macrophyte *Vallisneria spiralis* L. *Limnologica*, 42(1), 81–85.
- Libiad, M., Khabbach, A., & Ennabili, A. (2015). Etat de la végétation riveraine des cours d'eau du bassin versant de l'oued Inaouène (NO du Maroc) State of riparian vegetation of streams in the watershed of the Inaouène wadi (NW Morocco). *J. Mater. Environ. Sci*, 6(1), 34–45.
- Lusardi, R. A., Jeffres, C. A., & Moyle, P. B. (2018). Stream macrophytes increase invertebrate production and fish habitat utilization in a California stream. *River Research and Applications*, 34(8), 1003–1012.
- Luther, H. (1949). Vorschlag zu einer ökologischen Grundeinteilung der Hydrophyten [Proposal for a basic ecological classification of hydrophytes]. In *Acta Botanica Fennica* (Vol. 44). Tilgmann.
- Maissour, A., & Benamar, S. (2019). Impact of hydromorphological pressures on the macrophytes bioindicators of the ecological water quality in Mediterranean rivers. *BioRisk*, 14, 1–14.
- Malavoi, J. R., & Souchon, Y. (2002). Standardized description of streams and rivers channel geomorphic units: Qualitative description key and physical measurements. *BFPP - Bulletin Français de La Pêche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, 365–366, 357–372.
- Manolaki, P., & Papastergiadou, E. (2013). The impact of environmental factors on the distribution pattern of

- aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic Botany*, 104, 34–46.
- Mebane, C. A., Ray, A. M., & Marcarelli, A. M. (2021). Nutrient limitation of algae and macrophytes in streams: Integrating laboratory bioassays, field experiments, and field data. *PLoS ONE*, 16(6 June), e0252904.
- Meriaux, J.-L. (1985). *Contribution à l'étude des végétations aquatiques et subaquatiques du nord-ouest de la France*. Thèse d'Etat, Université de Metz.
- Mermillod-Blondin, F., & Lemoine, D. G. (2010). Ecosystem engineering by tubificid worms stimulates macrophyte growth in poorly oxygenated wetland sediments. *Functional Ecology*, 24(2), 444–453.
- Meyer S., R. C. et B. (2004). *Botanique Biologie Et Physiologie Végétales*. Maloine.
- Meyerson, L. A., Cronin, J. T., & Pyšek, P. (2016). Phragmites australis as a model organism for studying plant invasions. *Biological Invasions*, 18(9), 2421–2431.
- Mherzi, N., Lamchouri, F., Khabbach, A., Boulfia, M., Zalaghi, A., & Toufik, H. (2020). Ecological types and bioindicator macrophyte species of pollution of riparian vegetation of Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(5).
- Michèle Trémolières a, Isabelle Combroux a, G. T. b et J. H. (2008). Réponse des communautés végétales aux conditions environnementales : perturbations ou contraintes. *Ingénierie N° Special*, p 63 à 77.
- Middelboe, A. L., & Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37(3), 553–568.
- Mony, C., Thiébaud, G., & Muller, S. (2007). Changes in morphological and physiological traits of the freshwater plant *Ranunculus peltatus* with the phosphorus bioavailability. *Plant Ecology*, 191(1), 109–118.
- Moore, M. T., & Locke, M. A. (2020). Experimental Evidence for Using Vegetated Ditches for Mitigation of Complex Contaminant Mixtures in Agricultural Runoff. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(4).
- Moreno, J. L., Navarro, C., & De Las Heras, J. (2006). Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica*, 25(3), 821–838.
- Moura Júnior, E. G., Pott, A., Severi, W., & Zickel, C. S. (2019). Response of aquatic macrophyte biomass to limnological changes under water level fluctuation in tropical reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 79(1), 120–126.
- Muller, S. (1990). Une Sequence De Groupements Vegetaux Bio-Indicateurs D'Eutrophisation Croissante Des Cours D'Eau Faiblement Mineralises Des Basses Vosges Greseuses Du Nord. *Comptes Rendus de l'Academie Des Sciences - Serie III*, 310(11), 509–514.
- O'Hare, M. T. (2015). Aquatic vegetation - A primer for hydrodynamic specialists. *Journal of Hydraulic*

Research, 53(6), 687–698.

- O'Reilly, C. M., Sharma, S., Gray, D. K., Hampton, S. E., Read, J. S., Rowley, R. J., Schneider, P., Lenters, J. D., McIntyre, P. B., Kraemer, B. M., Weyhenmeyer, G. A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M. G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J. L., ... Zhang, G. (2015). Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42(24), 10773–10781.
- Old, G. H., Naden, P. S., Rameshwaran, P., Acreman, M. C., Baker, S., Edwards, F. K., Sorensen, J. P. R., Mountford, O., Goody, D. C., Stratford, C. J., Scarlett, P. M., Newman, J. R., & Neal, M. (2014). Instream and riparian implications of weed cutting in a chalk river. *Ecological Engineering*, 71, 290–300.
- Orfi, E. T., & Ghachi, E. M. (2020). *Comparaison Des Données De Précipitation Satellitaires Avec Les Données Mesurées Dans Le Bassin Versant De L'Oued Oum Er Rbia En Amont Du Barrage Ahmed El Hansali (Maroc)*.
- Özbay, H., Yaprak, A. E., & Turan, N. (2019). Assessing water quality in the Ceyhan River basin (Turkey) with the use of aquatic macrophytes. *Chemistry and Ecology*, 35(10), 891–902.
- Papastergiadou, E., Kotzageorgis, G., Manolaki, P., Stefanidis, K., & Vagianou, F. (2008). Evaluation of the ecological quality of Cyprus rivers using macrophytes as biological quality elements: implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC–Water Development Department of Cyprus. *Final Report*.
- Passerini, M. D., Cunha-Santino, M. B., & Bianchini, I. (2016). Oxygen availability and temperature as driving forces for decomposition of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 130, 1–10.
- Pedro, F., Maltchik, L., & Bianchini, I. (2006). Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2 B), 575–585.
- Peltre, M. C., Dutartre, A., Barbe, J., Haury, J., Muller, S., & Ollivier, M. (2002). Aquatic plant proliferations in France: Biological and ecological features of the main species and favourable environments. II. Impact on ecosystems and interest for plants management. *BFPP - Bulletin Francais de La Peche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, 365–366, 259–280.
- Perrin de Brichambaut, G. (1956). Etude de la végétation des Merjas du Rharb: Aperçu sur la végétation des merjas côtières (Rive droite du Sebou, Rharb ouest). In *Cah. Rech. Agro.* (8th ed., pp. 1–62).
- Pieterse, A., Rytönen, M., & Hellsten, S. (2009). *Aquatic weeds. Proceedings of the 12th European Weed Research Society Symposium, August 24–28.2009, Jyväskylä, Finland*. Finnish Environment Institute.
- Pietsch, W. (1989). *Methods for the use of aquatic macrophytes for assessing water quality 1985–1986: Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*, HMSO Publications Centre, London, 1987, 176 pp., £ 10.50, ISBN: 011-75-2000-4. Elsevier.
- Pikosz, M., & Messyasz, B. (2016). Characteristics of *Cladophora* and coexisting filamentous algae in relation to environmental factors in freshwater ecosystems in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*,

- Puijalon, S., Bouma, T. J., Douady, C. J., van Groenendael, J., Anten, N. P. R., Martel, E., & Bornette, G. (2011). Plant resistance to mechanical stress: Evidence of an avoidance-tolerance trade-off. *New Phytologist*, *191*(4), 1141–1149.
- Qu, X. D., Yu, Y., Zhang, M., Duan, L. F., & Peng, W. Q. (2018). Relationship Between Macrophyte Communities and Macroinvertebrate Communities in an Urban Stream. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, *39*(2), 783–791.
- Reitsema, R. E., Meire, P., & Schoelynck, J. (2018a). The future of freshwater macrophytes in a changing world: Dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with macrophytes. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9, p. 629).
- Reitsema, R. E., Meire, P., & Schoelynck, J. (2018b). The Future of Freshwater Macrophytes in a Changing World: Dissolved Organic Carbon Quantity and Quality and Its Interactions With Macrophytes. *Frontiers in Plant Science*, *9*(May), 1–15.
- Rhoads, B. L. (2020). River Dynamics. In *River Dynamics*. <https://doi.org/10.1017/9781108164108>
- Rodier, J. (2009). L'analyse de l'eau. 9e édition. In D. 2009 Paris : Dunod (Ed.), *DUNOD (éditeur), Paris, Fr.* (9ème Editi, p. 1600).
- Roussel, J. M., Bardonnet, A., Haury, J., Baglinière, J. L., & Prévost, E. (1998). Aquatic plant and fish assemblage : A macrophyte removal experiment in stream riffle habitats in a lowland salmonid river (Brittany, France). *BFPP - Bulletin Francais de La Peche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, *71*(350–51), 693–709.
- Sapounidis, A. S., Koutrakis, E. T., & Leonardos, I. D. (2019). Fish-based River Integrity Index: A first attempt in developing a water quality index for the assessment of the Greek rivers. *Ecology and Hydrobiology*, *19*(4), 620–628.
- Scheffer, M., Szabó, S., Gagnani, A., Van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R. M. M., & Franken, R. J. M. (2003). Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *100*(7), 4040–4045.
- Schmieder, K., Werner, S., & Bauer, H. G. (2006). Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany*, *84*(3), 245–250.
- Schneider, S., & Melzer, A. (2003). The Trophic Index of Macrophytes (TIM) - A new tool for indicating the trophic state of running waters. *International Review of Hydrobiology*, *88*(1), 49–67.
- Schoelynck, J. (2011). *Macrophyte patches as biogeochemical hotspots: what is the impact on river water quality?*
- Scott, W. A., Adamson, J. K., Rollinson, J., & Parr, T. W. (2002). Monitoring of aquatic macrophytes for detection of long-term change in river systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, *73*(2), 131–153.

- SHAFFER, R. N. (1960). A new classification of the glaucomas. *Transactions of the American Ophthalmological Society*, 58(3), 219–225.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–
- Shilla, D. A., Asaeda, T., Kian, S., Lalith, R., & Manatunge, J. (2006). Phosphorus concentration in sediment, water and tissues of three submerged macrophytes of Myall Lake, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 14(6), 549–558.
- Silva, V., Pinto-cruz, C., & Espírito-santo, M. D. (2009). *Temporary ponds and hygrophilous grasslands plant communities in Monfurado Site of Community Importance*. 81–88.
- Sládeček, V., Zelinka, M., Rothschein, J., & Moravcová, V. (1981). Biological analysis of surface water. Commentary to the Czech State Norm 83 0532-part 6: Determination of the saprobic index. *Vydavatelství Úřadu pro Normalizaci a Měření, Praha*, 186.
- Šmilauer, P., & Lepš, J. (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5* (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Staniszewski, R., Jusik, S., Borowiak, K., Bykowski, J., & Hugh Dawson, F. (2019). Temporal and spatial variations of trophic status of a small lowland river. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(1), 329–336.
- Stefanidis, K., & Papastergiadou, E. (2019). Linkages between macrophyte functional traits and water quality: Insights from a study in freshwater lakes of Greece. *Water (Switzerland)*, 11(5).
- Steffen, K., Becker, T., Herr, W., & Leuschner, C. (2013). Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia*, 713(1), 1–17.
- Suárez, M. L., Mellado, A., Sánchez-Montoya, M. M., & Vidal-Abarca, M. R. (2005). Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24(3–4), 305–318.
- Sukhodolova, T., Weber, A., Zhang, J., & Wolter, C. (2017). Effects of macrophyte development on the oxygen metabolism of an urban river rehabilitation structure. *Science of The Total Environment*, 574, 1125–1130.
- Szoszkiewicz, K., Ciecierska, H., Kolada, A., Schneider, S. C., Szwabińska, M., & Ruszczyńska, J. (2014). Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes - Results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 415, 1–16.
- Szoszkiewicz, K., Ferreira, T., Korte, T., Baattrup-Pedersen, A., Davy-Bowker, J., & O'Hare, M. (2006). European river plant communities: The importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, 566(1), 211–234.

- Szoszkiewicz, K., Jusik, S., Pietruczuk, K., & Gebler, D. (2020). The macrophyte index for rivers (MIR) as an advantageous approach to running water assessment in local geographical conditions. *Water (Switzerland)*, 12(1).
- Tan, X., Yuan, G., Fu, H., Peng, H., Ge, D., Lou, Q., & Zhong, J. (2019). Effects of ammonium pulse on the growth of three submerged macrophytes. *PLoS ONE*, 14(7), 1–18.
- Terneus-Jácome, E., Vallejo-Solano, B., Gómez de la Torre, M., & Larenas-Uría, C. (2020). Trophic status index of lentic systems from the diversity of aquatic plants from continental Ecuador (IMAE). *Caldasia*, 42(1), 115–128.
- Thiebaut, G. (1997). some consequences of the introduction of two macrophyte species, *elodea canadensis* michaux and *elodea nuttallii* st. john, in continental aquatic ecosystems: Example of two areas in the north-east of France: Alsace plain and northern vosges. *BFPP - Bulletin Francais de La Peche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, 441(344–345), 441–452.
- Thiébaud, G. (1997). *Effets des perturbations liées à l'eutrophisation et l'acidification des cours d'eau des Vosges du nord sur les phytocénoses aquatiques : approche spatio-temporelle et expérimentale*. Université Paul Verlaine-Metz.
- Thiébaud, G. (2005). Does competition for phosphate supply explain the invasion pattern of *Elodea* species? *Water Research*, 39(14), 3385–3393.
- Thiébaud, G. (2006). Aquatic macrophyte approach to assess the impact of disturbances on the diversity of the ecosystem and on river quality. *International Review of Hydrobiology*, 91(5), 483–497.
- Thiébaud, G. (2008). Phosphorus and aquatic plants. In P. J. White & J. P. Hammond (Eds.), *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions* (pp. 31–49). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8435-5_3
- Thiébaud, G., & Muller, S. (1999). A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. In *Hydrobiologia* (Vol. 410, pp. 17–24). Springer.
- TREGUIER, M., & LIETOUT, M. (2019). *Suivi des macrophytes des plans d'eau du bassin Artois-Picardie*.
- Triebel, R., Frank, B., Meyer, J., & Burgard, W. (2004). First steps towards a robotic system for flexible volumetric mapping of indoor environments. *IFAC Proceedings Volumes (IFAC-PapersOnline)*, 37(8), 651–656.
- Triplet, P., Dakki, M., Cherkaoui, I., J de Lope, M., & Dufour, A. (2010). *Mission consultative Ramsar – Rapport n° 71 : Moulouya, Maroc*.
- USGS. (2011). *Relation between Flows and Dissolved Oxygen in the Roanoke River between Roanoke Rapids Dam and Jamesville , North Carolina , 2005 – 2009 Scientific Investigations Report 2011 – 5040*. U. S. Geological Survey.

- Valley, R. D., & Newman, R. M. (1998). Competitive interactions between Eurasian watermilfoil and northern watermilfoil in experimental tanks. *Journal of Aquatic Plant Management*, 36(2), 121–126.
- van Altena, C., Bakker, E. S., Kuiper, J. J., & Mooij, W. M. (2016). The impact of bird herbivory on macrophytes and the resilience of the clear-water state in shallow lakes: a model study. *Hydrobiologia*, 777(1), 197–207.
- Vandenbruwaene, W., Temmerman, S., Bouma, T. J., Klaassen, P. C., De Vries, M. B., Callaghan, D. P., Van Steeg, P., Dekker, F., Van Duren, L. A., Martini, E., Balke, T., Biermans, G., Schoelynck, J., & Meire, P. (2011). Flow interaction with dynamic vegetation patches: Implications for biogeomorphic evolution of a tidal landscape. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 116(1).
- Vaughn, R. S., & Davis, L. (2015). Abiotic controls of emergent macrophyte density in a bedrock channel - The Cahaba River, AL (USA). *Geomorphology*, 246, 146–155.
- Villeneuve, V., L egar e, S., Painchaud, J., & Vincent, W. (2006). Dynamics and modelling of dissolved oxygen in rivers. *Revue Des Sciences de l'Eau*, 19(4), 259–274.
- Vinet, L., & Zhedanov, A. (2011). A “missing” family of classical orthogonal polynomials. In A. de l’eau Rhin-Meuse (Ed.), *Journal of Physics A: Mathematical and Theoretical* (Vol. 44, Issue 8).
- Weekes, L., Matson, R., Kelly, F., FitzPatrick,  ., & Kelly-Quinn, M. (2014). Composition and characteristics of macrophyte assemblages in small streams in Ireland. *Biology and Environment*, 114B(3), 163–180.
- Wiegleb, G. (1981a). Application of multiple discriminant analysis on the analysis of the correlation between macrophyte vegetation and water quality in running waters of Central Europe. *Hydrobiologia*, 79(1), 91–100.
- Wiegleb, G. (1981b). Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften nieders achsischer Fliegew asser. *Limnologica*, 13, 427–448.
- Wiegleb, G. (1983). A phytosociological study of the macrophytic vegetation of running waters in western lower saxony (Federal Republic of Germany). *Aquatic Botany*, 17(3–4), 251–274.
- Wiegleb, G. (1988). Analysis of Flora and Vegetation in Rivers: Concepts and Applications. In *Vegetation of inland waters* (pp. 311–340). Springer.
- Wilson, C. (1988). River Plants of Western Europe. The Macrophytic Vegetation of Watercourses of the European Economic Community . S. M. Haslam . In *The Quarterly Review of Biology* (Vol. 63, Issue 2, pp. 236–237). Elsevier.
- Withers, P. J. A., & Jarvie, H. P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 379–395.

- Xia, X., Zhang, S., Li, S., Zhang, L., Wang, G., Zhang, L., Wang, J., & Li, Z. (2018). The cycle of nitrogen in river systems: Sources, transformation, and flux. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 20(6), 863–891.
- Xiao, C., Wang, X., Xia, J., & Liu, G. (2010). The effect of temperature, water level and burial depth on seed germination of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton malaianus*. *Aquatic Botany*, 92(1), 28–32.
- Yaowakhan, P., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., & Soonthornsarathool, V. (2005). Removal of lead using some aquatic macrophytes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(4), 723–730.
- Yjjou, M., Bouabid, R., EL Hmaidi, A., Essahlaoui, A., & EL Abassi, M. (2014). Modélisation de l'érosion hydrique via le s SIG et l'équation universelle des pertes en sol au niveau du bassin versant de l'Oum Er-Rbia. *The International Journal Of Engineering And Science*, 3(August), 83–91.
- Yjjou, M., Bouabid, R., & Hmaidi, A. El. (2013). Caractérisation topographique et climatique via le SIG du bassin versant du haut Oum Er-Rbia en amont du barrage El Hansali (SW du Moyen Atlas , Maroc). *Journal of Hydrocarbons Mines and Environmental Research*, 3(2), 104–109.
- Zamrane, Z. (2016). Recherche d'indices de variabilité climatique dans des séries hydroclimatiques au Maroc : identification, positionnement temporel, tendances et liens avec les fluctuations climatiques : cas des grands bassins de la Moulouya, du Sebou et du Tensift. *Thèse de Doctorat à l'université de Montpellier de France*, 197.
- Zefferman, E. P., & Harris, D. J. (2016). Predicting drivers of nuisance macrophyte cover in a regulated California stream using boosted regression tree models. *Journal of Aquatic Plant Management*, 54(July), 78–86.
- Zhang, L., Liu, B., Ge, F., Liu, Q., Zhang, Y., Zhou, Q., Xu, D., & Wu, Z. (2019). Interspecific Competition for Nutrients between Submerged Macrophytes (*Vallisneria natans*, *Ceratophyllum demersum*) and Filamentous Green Algae (*Cladophora oligoclona*) in a Co-Culture System. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(3), 1483–1494.
- Zhang, P., Grutters, B. M. C., van Leeuwen, C. H. A., Xu, J., Petruzzella, A., van den Berg, R. F., & Bakker, E. S. (2019). Effects of Rising Temperature on the Growth, Stoichiometry, and Palatability of Aquatic Plants . In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9, p. 1947).
- Zheng, L., Cardenas, M. B., & Wang, L. (2016). Temperature effects on nitrogen cycling and nitrate removal-production efficiency in bed form-induced hyporheic zones. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*, 121(4), 1086–1103.

ANNEXES

Annexe 01 : Fiche de terrain

Cours d'eau		Code station	
Date		Longueur (m)	
Coordonnées			

Hydrologie		Météo		Turbidité	
Etiage sévère	<input type="checkbox"/>	Ensoleillé	<input type="checkbox"/>	Nulle	<input type="checkbox"/>
Basses eaux	<input type="checkbox"/>	Faiblement nuageux	<input type="checkbox"/>	Faible	<input type="checkbox"/>
Etiage normal	<input type="checkbox"/>	Fortement nuageux	<input type="checkbox"/>	Moyenne	<input type="checkbox"/>
Moyennes eaux	<input type="checkbox"/>	Orage, pluie forte	<input type="checkbox"/>	Forte	<input type="checkbox"/>
Hautes eau	<input type="checkbox"/>	Pluie fine	<input type="checkbox"/>		

Fond visible	Oui <input type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/>	Partiellement <input type="checkbox"/>
---------------------	------------------------------	------------------------------	--

Altitude (A)	
1 = $A < 1000m$; 2 = $1000m \leq A < 1500m$; 3 = $1500m \leq A < 2000m$; 4 = $A \geq 2000m$	

Faciès d'écoulement (F)					
1 = $F < 1\%$; 2 = $1 \leq F < 10\%$; 3 = $10 \leq F < 25\%$; 4 = $25 \leq F < 75\%$; 5 = $F \geq 75\%$					
Chenal lotique	<input type="checkbox"/>	Plat courant	<input type="checkbox"/>	Mouille	<input type="checkbox"/>
Radier	<input type="checkbox"/>	Rapide	<input type="checkbox"/>	Chenal lentique	<input type="checkbox"/>
Cascade	<input type="checkbox"/>	Plat lentique	<input type="checkbox"/>	Autres	<input type="checkbox"/>

Eclaircissement	
1 = Très ombragé ; 2 = Ombragé ; 3 = Peu ombragé ; 4 = Eclairé ; 5 = Très éclairé	

Largeur moyenne (L)	
1 = $L < 1m$; 2 = $1m \leq L < 5m$; 3 = $5m \leq L < 10m$; 4 = $10m \leq L < 15m$; 5 = $15m \leq L < 20m$; 6 = $L \geq 20m$	

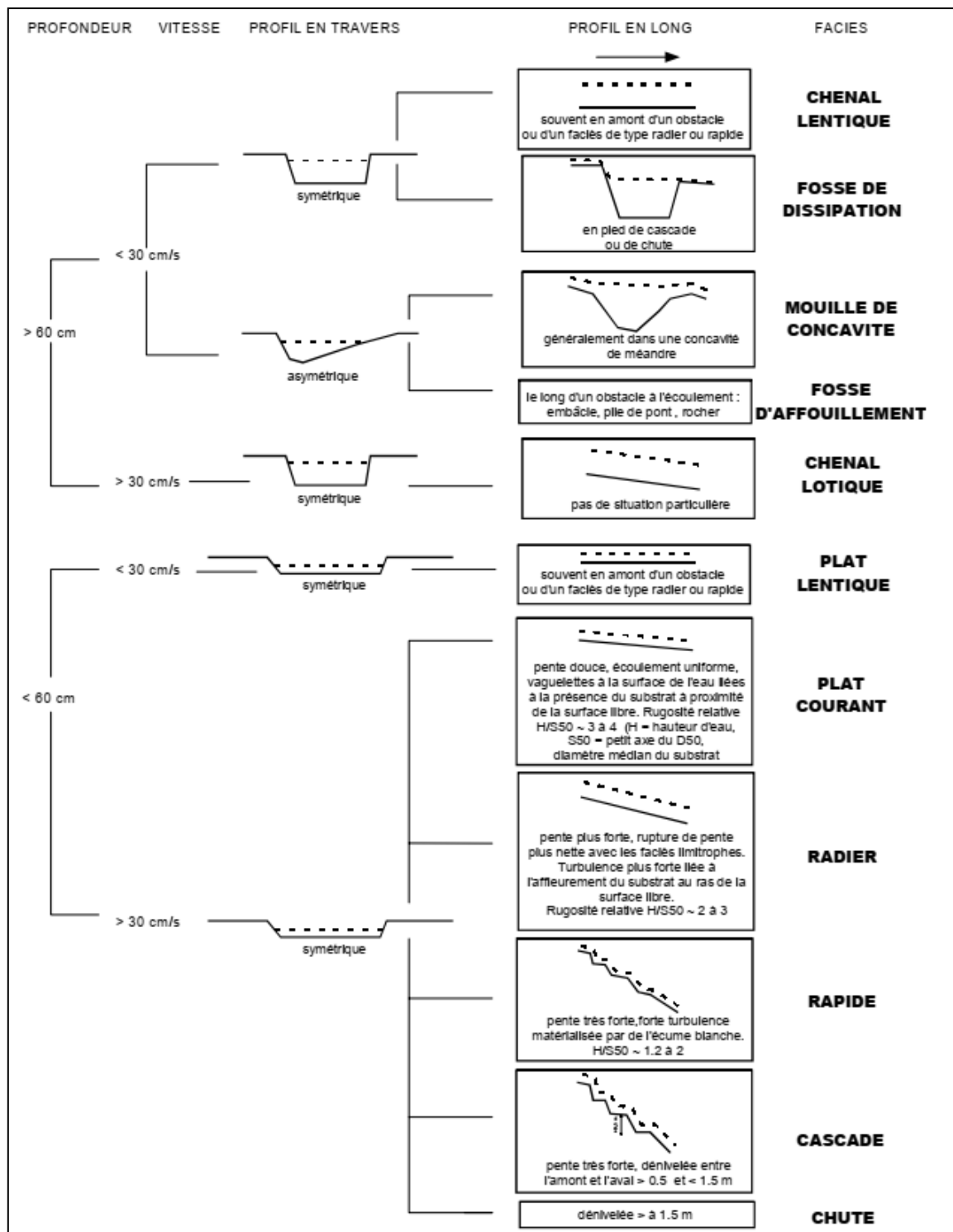
Profondeur moyenne (P)	
1 = $P < 0,5m$; 2 = $0,5m \leq P < 1m$; 3 = $1m \leq P < 1,5m$; 4 = $1,5m \leq P < 2m$; 5 = $P \geq 2m$	

Vitesse moyenne (V)	
1 = $V < 0,1m/s$; 2 = $0,1m/s \leq V < 0,2m/s$; 3 = $0,2m/s \leq V < 0,4m/s$; 4 = $0,5m/s \leq V < 1m/s$; 5 = $V \geq 1m/s$	

Substrat (S)	
1 = $S < 1\%$; 2 = $1\% \leq S < 10\%$; 3 = $10\% \leq S < 20\%$; 4 = $20\% \leq S < 30\%$; 5 = $30\% \leq S < 40\%$; 6 = $40\% \leq S < 50\%$; 7 = $50\% \leq S < 60\%$; 8 = $S \geq 60\%$	
Va= Vases, limons	
Te=Terre, argile	
Ca=Cailloux, pierres, galets	
Bl=Blocs, dalles	
Sa= Sables, graviers	

Remarques :

Annexe 02 : Clé de détermination des faciès d'écoulement (Malavoi & Souchon, 2002)

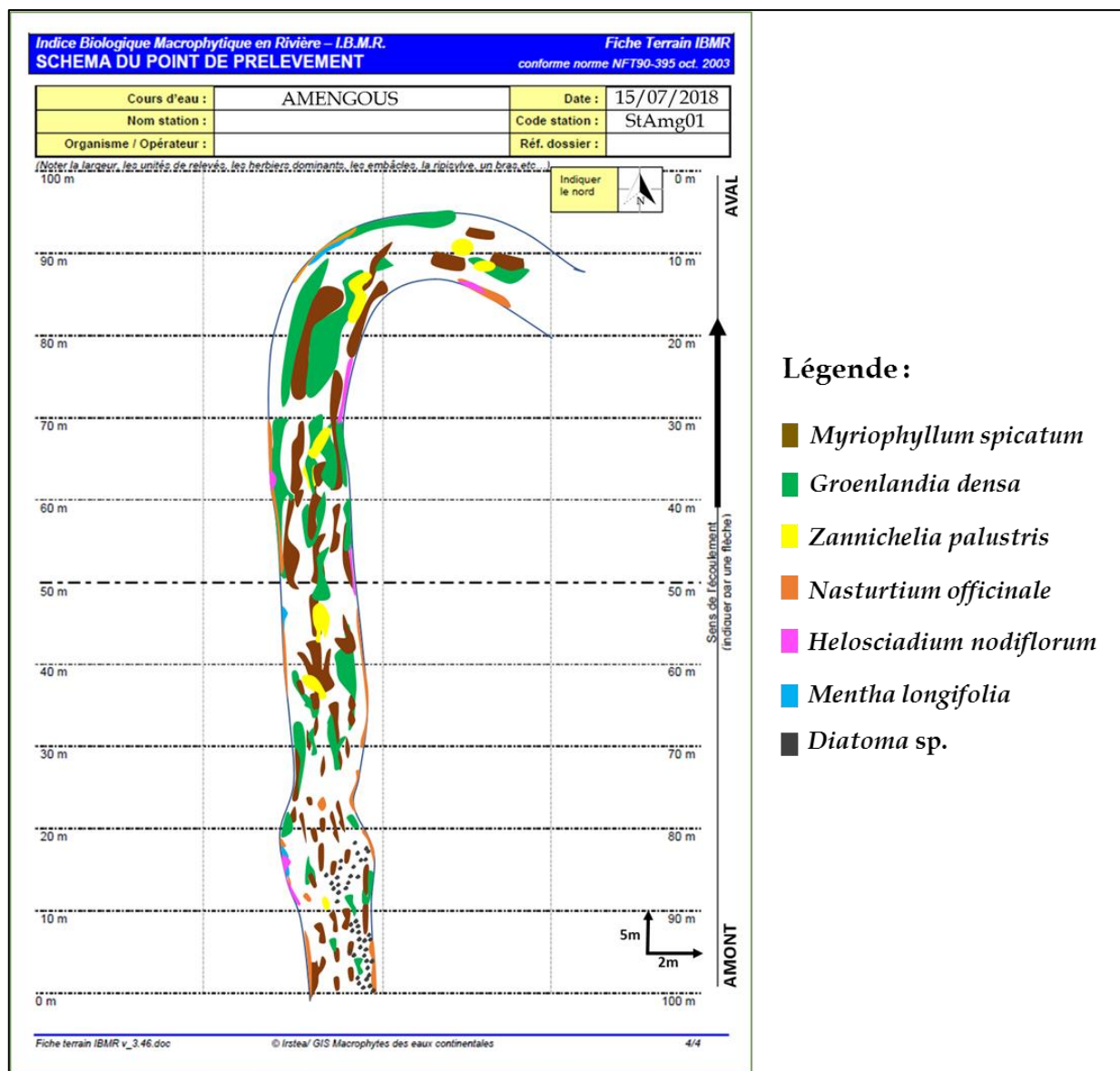


Annexe 03 : Caractérisation des stations d'études selon les descripteurs mésologiques

	¹ Altitude (m)	² Largeur moyenne (m)	³ Profondeur moyenne (m)	⁴ Vitesse d'écoulement moyenne (m/s)	⁵ Eclairement	⁶ Substrat				
						Vases /Limons	Terre /argile	Cailloux/Pierres /galets	Blocs /dalle	Sables /gravier
StAmg01	3	1	1	3	5	7	3	4	1	1
StAmg02	4	1	2	3	5	8	3	3	1	1
StAmg03	3	2	1	3	3	2	2	6	7	1
StAmg04	3	3	2	3	5	1	2	4	8	1
StOrb01	2	4	1	4	4	1	2	4	7	1
StOrb02	2	6	1	4	5	2	2	7	4	1
StOrb03	2	5	2	4	4	3	1	6	2	2
StOrb04	2	4	2	3	4	4	2	4	4	1
StOrb05	1	6	3	4	5	4	2	4	6	6
StOrb06	1	6	2	4	5	2	2	5	6	4
StChbk01	1	2	1	3	3	3	4	5	5	1
StChbk02	1	2	1	3	3	5	6	4	1	2
StSru	1	6	1	3	5	2	8	4	2	2
StFel	2	3	2	3	4	1	1	2	4	1

^{1,2,3,4,5,6} la signification des nombres utilisés pour exprimer les valeurs des descripteurs mésologiques est détaillée dans la partie « MATERIEL ET METHODES »

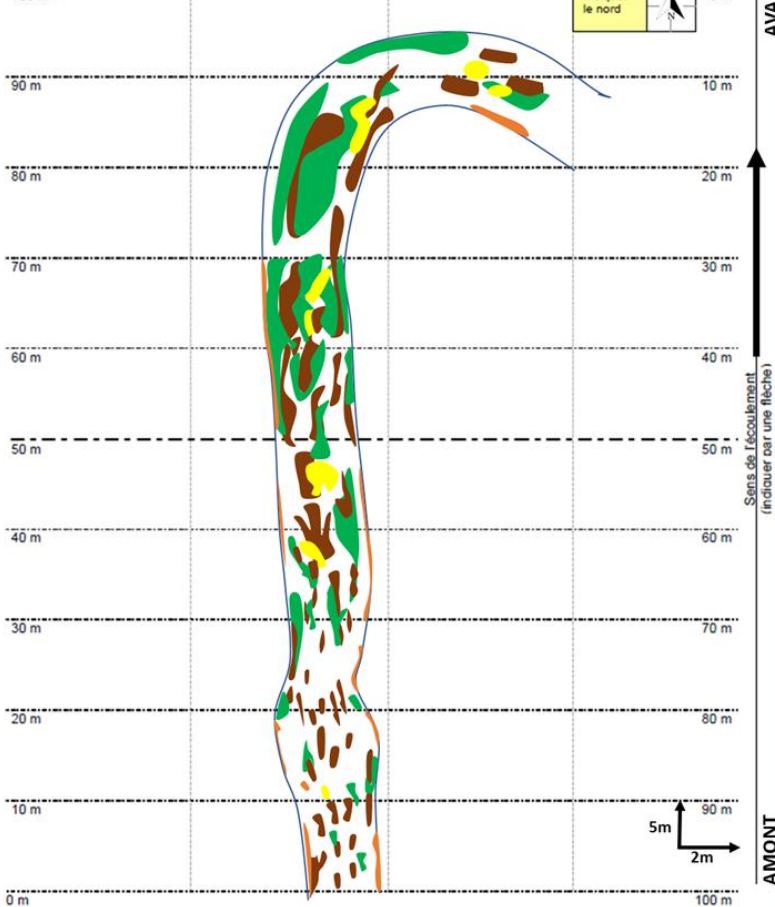
Annexe 04 : Exemple d'une cartographie thématique



Croquis de la station StAmg01 en juillet 2018

Cours d'eau :	AMENGOUS	Date :	28/11/2018
Nom station :		Code station :	StAmg01
Organisme / Opérateur :		Ref. dossier :	

(Noter la largeur, les unités de relevés, les herbiers dominants, les embâcles, la ripisylve, un bras, etc.)

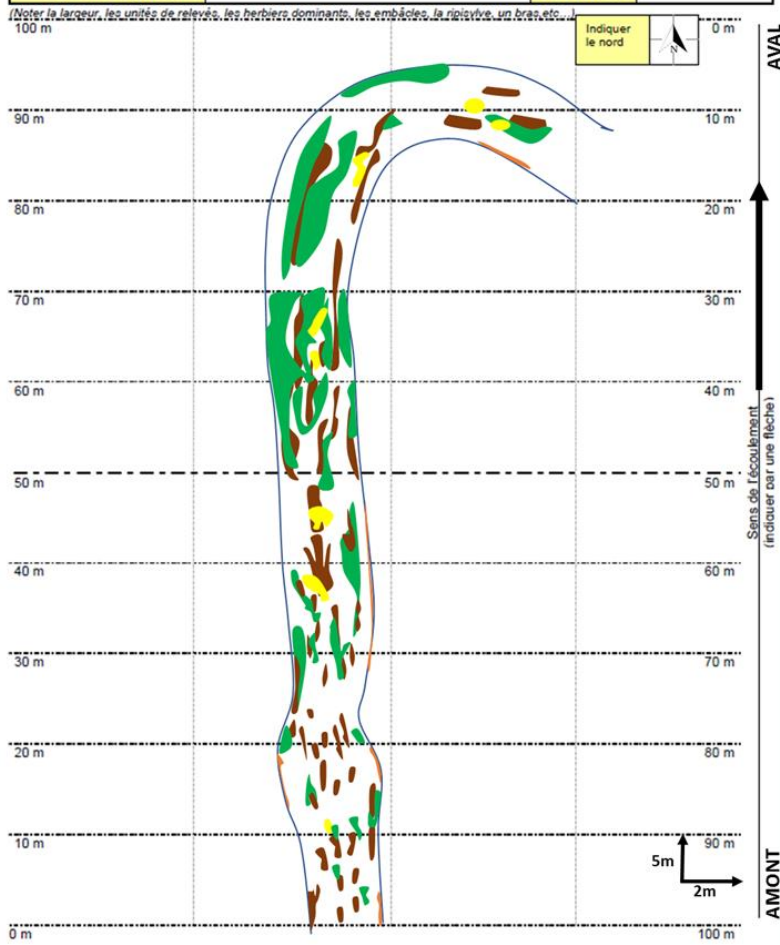


Légende :

- Myriophyllum spicatum*
- Groenlandia densa*
- Zannichelia palustris*
- Nasturtium officinale*

Croquis de la station StAmg01 en novembre 2018

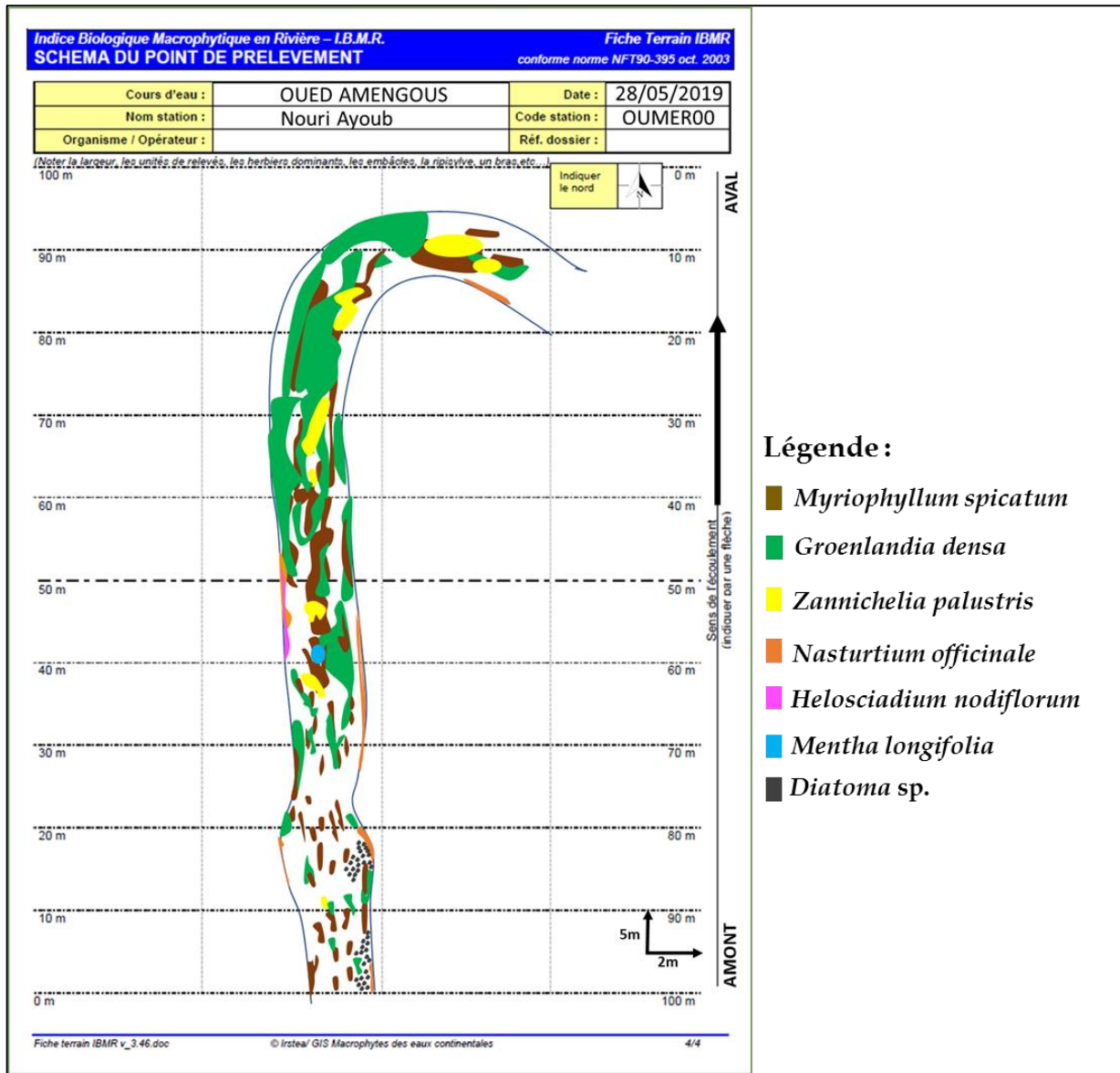
Cours d'eau :	AMENGOUS	Date :	05/02/2019
Nom station :		Code station :	StAmg01
Organisme / Opérateur :		Réf. dossier :	



Légende :

- Myriophyllum spicatum*
- Groenlandia densa*
- Zannichelia palustris*
- Nasturtium officinale*

Croquis de la station StAmg01 en février 2019



Croquis de la station StAmg01 en mai 2019