جامعة سيدي محمد بن عبد الله بفاس
UNIVERSITE SIDI MOHAMED BEN ABDALLAH DE FES
كلية العلوم ظهر المهراز فاس
FACULTE DES SCIENCES DHAR EL MEHRAZ FES

Formation Doctorale : Ressources Naturelles Environnement et Développement Durable

Discipline : Biologie

Spécialité : Géosciences et Ressources Naturelles

Laboratoire : Sciences Environnementales Végétales et Urbaines

THESE de DOCTORAT

Présentée par

Abdellah MAISSOUR

Les macrophytes du Bassin Hydraulique du Sebou (Maroc) : Détermination de la diversité botanique et du potentiel bioindicateur de la qualité écologique de l'eau de rivière

Soutenue le 07/02/2020 devant le jury composé de :

Pr. Abderrahim LAHRACH	***Ecole Nationale des Sciences Appliquées, Fès***	***Président***
Pr. Abdelilah IRAQI	***Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Fès***	***Rapporteur***
Pr. Jamal IBIJBIJEN	***Faculté des Sciences, Meknès***	***Rapporteur***
Pr. Rachid JANATI IDRISSI	***Ecole Normale Supérieure, Martil***	***Rapporteur***
Pr. Mustapha TALEB	***Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Fès***	***Examinateur***
Pr. Saad BENAMAR	***Ecole Normale Supérieure, Fès***	**Directeur de thèse**

Année universitaire : 2019-2020

Dédicace

Je dédie ce travail à :
La mémoire de mon père, ma sœur et mes frères avec lesquels je n'aurai pas le plaisir de partager cet événement, mais qui sont et demeureront dans mon cœur à jamais. Que Dieu le Tout-Puissant les accueille en son vaste paradis.

Remerciements

En tout premier lieu, je tiens à remercier très profondément le **Pr. Saad Benamar** pour son excellent travail d'encadrement. Ses compétences professionnelles, son ouverture d'esprit, sa motivation et son dynamisme stimulant ont été déterminants dans la réalisation de ce travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude au **Pr. Abderrahim LAHRACH** de m'avoir fait l'honneur d'accepter de présider le jury de ce travail.

Je voudrais aussi adresser mes remerciements les plus chaleureux au **Pr. Abdelilah IRAQI**, **Pr. Jamal IBIJBIJEN**, et au **Pr. Rachid JANATI IDRISSI** qui me font vraiment l'honneur d'être rapporteurs au sein du jury, et ce malgré leur agenda de travail très serré.

Je tiens également à remercier très vivement **Pr. Mustapha TALEB** pour avoir aimablement accepté d'être examinateurs au sein du Jury.

Un grand merci à tous mes enseignants dont les qualités professionnelles et humaines ont profondément marqué mon itinéraire professionnel et académique, ainsi qu'à toute personne qui, de loin ou de près, a contribué à l'élaboration du présent travail.

Ma sincère reconnaissance et ma gratitude infinie s'adressent enfin aux membres de ma merveilleuse famille qui m'ont vivement encouragé en suivant mes pérégrinations durant ces longues années d'études et de recherche de longue haleine, et en m'apportant leur soutien et leur affection. Merci, maman, d'avoir soutenu et de soutenir encore aujourd'hui mes choix. Merci pour ton amour et pour tous les sacrifices que tu as faits pour moi. La fierté que je vois dans tes yeux est la plus belle des récompenses !

Un grand merci à mes sœurs et à mes frères pour leurs encouragements, leur compréhension et leur grand amour qui m'ont permis de surmonter toutes les difficultés. Je vous aime beaucoup.

Résumé

De nombreuses espèces de macrophytes possèdent les traits caractéristiques des bioindicateurs appropriés. Cela a conduit à une prolifération des systèmes basés sur les macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des eaux au cours des trois dernières décennies. C'est notamment le cas dans certains pays européens où des efforts concertés ont été déployés pour élaborer des protocoles de biosurveillance à base de macrophytes. En général, en Afrique et plus particulièrement dans les pays méditerranéens d'Afrique, malgré les avantages de l'utilisation de macrophytes dans le suivi de la qualité de l'eau, les recherches sur l'élaboration d'indices de macrophytes aquatiques sont assez rares.

L'objectif de ce travail est de décrire la structure des communautés de macrophytes dans le bassin hydraulique de Sebou (BHS) du Maroc, de mettre en évidence quelques facteurs déterminant leur distribution et d'évaluer les possibilités d'adoption ou d'adaptation des indices macrophytiques euro-méditerranéens à ce contexte (la stabilité de l'amplitude écologique et des espèces optima…) ainsi que la faisabilité du développement d'un nouvel indice biotique basé sur les macrophytes. Cette étude était basée sur un travail de terrain approfondi le long de la rivière de Sebou et de ses affluents. Dans le présent travail, 39 stations hydrologiques représentatives du BHS et bien réparties dans les 5 hydroécorégions (HEs) du bassin ont été étudiées et 208 espèces de macrophytes ont été répertoriées et identifiées.

La richesse totale estimée par les courbes de raréfaction montre que le nombre d'espèces aquatiques est très limité et remarquablement inférieur à celui des ripariennes.

Le test ANOSIM, et sa confirmation par le test PERMANOVA, ont révélé qu'il y a une différence entre les communautés ripariennes selon les HEs du BHS (R = 0,18853, p ajusté (Bonferroni) = 0,0022), alors qu'il n'y a pas de différence signifi- cative entre les espèces aquatiques selon les HEs (R = 0,05524, p ajusté (Bonferroni)= 0,1453).

L'un des résultats marquants obtenus est la mise en évidence de la variation significative de l'amplitude écologique et des optima des espèces entre différentes régions euro-méditerranéennes. En effet, il existe des corrélations faiblement -ou non-significatives entre les amplitudes des espèces des indices de différents pays méditerranéens : France / Portugal ($p = 0,001$, $R^2 = 0,57$), Espagne / Portugal ($p = 0,001$, $R^2 = 0,34$) et France / Espagne ($p = 0,001$, $R^2 = 0,30$).

Au BHS, il y a un nombre limité (23) d'espèces reconnues comme bio-indicatrices dans les indices macrophytiques euro-méditerranéens. Donc, il apparait que les indices trophiques euro-méditerranéens ne pourraient pas être appliqués, tels qu'ils sont, au BHS et il est plus approprié de développer un indice basé sur l'approche de l'intégrité biotique intégrant les espèces ripariennes.

De plus, afin de surmonter la faible présence de macrophytes aquatiques au BHS et de s'affranchir des effets biotiques et abiotiques affectant leur distribution, nous pouvons suggérer l'usage de la biosurveillance active des macrophytes impliquant l'introduction de certains macrophytes sélectionnés dans les masses d'eau à évaluer et le suivi de leurs biomarqueurs pendant une période donnée.

Mots clés : Qualité écologique des eaux, Macrophytes, liste de référence, hydromorphologie, rivières méditerranéennes, biomarqueurs, télédétection.

Abstract

Many macrophytes species possess traits characteristic of ideal bioindicators.
That led to a proliferation of the development of macrophyte-based systems for the evaluation of ecological status of rivers, lakes, transitional waters and wetlands in the last three decades. This is especially the case in some European countries where a concerted effort has been made to develop macrophyte-based biomonitoring protocols.
In Africa in general, and more specifically in the African Mediterranean countries, despite the advantages of using macrophytes in water quality monitoring, there is a lack of research in the development of aquatic macrophyte indices.
The key research questions of this study were 1) what is the structure of HBS macrophytes communities and what factors are responsible for their distribution? 2) whether or not we can adopt or adapt Euro-Mediterranean macrophyte indices in HBS (similarities and differences of macrophytes species between HBS and those included in these indices, the stability of the ecological amplitude and species optima…) ? 3) the possibilities and limits of developing a new HBS trophic index based on macrophytes.
This study was based on an extensive field work along the Sebou River and its tributary. In the present work 39 hydrological station representative of the HBS and well distributed in the 5 hydroecoregions of the basin were studied and 208 species were identified.
The total richness estimated by rarefaction curves, shows that the number of aquatic species is very limited and remarkably lower than riparian species, which are very diversified.
(ANOSIM) revealed that there is a difference between riparian species communities among the different hydro-ecoregions ($R= 0,1853$, Bonferroni corrected $\alpha=0,0022$). When only aquatic species were considered, ANOSIM revealed that there is no significant difference ($R= 0,05524$, Bonferroni corrected $\alpha= 0,1453$). The robustness of these results has been confirmed by the PERMANOVA test.
One of the most significant findings to emerge from this study is the ecological amplitude and species optima vary between Mediterranean ecoregions, and that indicator taxa differ between countries: there are small and/or non-significant correlations between Mediterranean indices: France/Portugal ($p = 0,000$, $R^2 = 0,57$), Spain/Portugal ($p = 0,000$, $R^2 = 0,34$), and France/Spain ($p = 0,000$, $R^2 = 0,30$).
In HBS, there is a limited number of species recognized as bioindicators in Euro-Mediterranean macrophyte indices (23 species). Then, it seems that the trophic indices of the Euro-Mediterranean rivers can't be applied as it is in Morocco (HBS) and it is more appropriate to develop an index based on a biotic-integrity approach integrating riparian species.
Finally, to overcome the low occurrence frequency of aquatic macrophytes and to limit the biotic and abiotic factors affecting their distribution, we can rely on active macrophytes monitoring implying the exposure of some selected macrophytes in waterbodies and the assessment of their biomarkers' responses for a period of time.

Keywords: Ecological water quality, Macrophytes, reference list, bioindication, hydromorphology, Mediterranean rivers, biomarkers, Remote sensing.

Production scientifique

Publications indexées

Cette thèse a donné lieu aux publications scientifiques suivantes:

- **Maissour, A. et S. Benamar (2019)**. «Impact of hydromorphological pressures on the macrophytes bioindicators of the ecological water quality in Mediterranean rivers.» Biorisk 14: 1-14.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2019)**. Data from: Impact of hydromorphological pressures on the macrophytes bioindicators of the ecological water quality in Mediterranean rivers, Dryad Digital Repository.
- **Benamar, S. et A. Maissour (2014)**. «Contextualisation du Référentiel floristique pour l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs de l'état des cours d'eau du bassin hydraulique du sebou au Maroc.» Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement 1(1): 68-71.

Communications orales

Ce travail de thèse a donné lieu aux communications orales suivantes:

- **Maissour, A. et S. Benamar (2018)**. Challenges of developing macrophyte indices in Mediterranean regions: Moroccan context. The 3rd International Conference on Integrated Environmental Management for Sustainable Development (ICIEM 2018). Tunisia.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2015)**. Structure et organisation spatiale des communautés de macrophytes du BHS et qualité de l'eau. 2ème Colloque National : L'Environnement : études, préservation, éducation. FST-Fès.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2014)**. Variabilité des peuplements de macrophytes au niveau de BHS et qualité de l'eau. 1er Colloque National : L'Environnement : études, préservation, éducation. La Faculté des Sciences et Techniques Fès.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2014)**. Contextualisation du Référentiel floristique pour l'utilisation des macrophytes comme bio indicateurs de l'état des cours d'eau du bassin hydraulique du Sebou au Maroc. 3éme Colloque International Eau–Climat'2014 : REGARDS CROISES NORD – SUD (Tunisie).

- **Benamar S, Maissour A, Hmamouchi M, J. (2014)** Biodiversité des macrophytes dans le Bassin hydraulique du Sebou (Maroc). 1st International Congress on Biodiversity and Wetland Knowledge, development, and health management, Université El-Tarf, Algérie, 38 pp.

Communications affichées

Ce travail de thèse a donné lieu aux communications affichées suivantes:

- **Maissour, A. et S. Benamar (2015)**. Toward a successful phytoremediation technology implementation in HBS (hydraulic bassin of sebou). Séminaire national « disponibilités des données sur l'eau pour les scientifiques, entre enjeux et défis » (SN-DDE'15). Faculté des Sciences de Rabat.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2015)**. Les macrophytes : détermination et utilisation comme bio indicateurs de la qualité écologique de l'eau. 1er Forum des Doctorants PR2E (Pôle de recherche eau et environnement). FST-Fès.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2015)**. Improving water quality through aquatic macrophytes in the hydraulic basin of Sebou (HBS). Workshop international Valorisation des déchets pour un développement durable. Faculté de Médecine et de Pharmacie Fès.
- **Maissour, A. et S. Benamar (2014)**. Adaptation de la liste de référence des macrophytes bioindicateurs de la qualité écologique des eaux de rivière au contexte du bassin hydraulique du Sebou au Maroc. Colloque sur le Système National d'Information d'Eau – NWIS'14. Rabat.

Liste des abréviations

ABHS: Agence du Bassin Hydraulique du Sebou

BHS: Bassin Hydraulique du Sebou

Cat: Catalase

COX : Cytochrome c oxydase;

DEP: Diethyl phthalate,

EC_{50} : Concentration efficace à 50%

Eco: Écohydrorégion

HMs: Métaux,

HE: Hydroécorégion

GPx : Glutathion peroxydase

GR : Glutathion réductase

GSH: Glutathion réduit

H_2O_2 : Peroxyde d'hydrogène

IBU: Ibuprofen,

MDA: Malondialdehyde

MT : Métallothionéine

NPs: Nanoparticules,

$O_2{\bullet}^-$: Anion superoxyde

OH• : Radical hydroxyle

Table de matières

Dédicace ..... **I**
Remerciements ..... **II**
Résumé ..... **III**
Abstract ..... **IV**
Production scientifique ..... **V**
Liste des abréviations ..... **VII**
Introduction **1**
Partie I - Revue de la littérature **3**
I. Le bassin hydraulique du Sebou : Importance et vulnérabilité des ressources hydriques . 4
1. Contexte géographique, géologique et climatique. 4
2. Données générales sur le BHS. 4
A. Ressources en eau 5
B. Démographie et activités socio-économiques 5
3. Qualité des eaux 6
A. Contamination des eaux de bassin. 6
B. Suivi de la qualité des eaux dans le BHS 7
II. Macrophytes : définition, classification, rôle et facteurs déterminant leur distribution. . 7
1. Définition et classification des macrophytes et leur rôle dans les écosystèmes. 7
A. Définition et classification des macrophytes 7
B. Rôle des macrophytes dans les écosystèmes des zones humides. 10
2. Facteurs contrôlant la distribution des macrophytes 10
A. Facteurs abiotiques 10
B. Facteurs biotiques 16
3. Macrophytes : outils de bio-évaluation des écosystèmes aquatiques. 16
III. Biomarqueurs 19
1. Biomarqueurs génétiques 19
2. Agents de chélation 20
3. Antioxydants et espèces réactives de l'oxygène. 20
4. Changement d'activité photosynthétique 20
5. Protéines de résistance au stress environnemental 21
6. Dommages ultrastructuraux 21
7. Caractéristiques morphologiques et biométriques 21
8. Bioaccumulation 22
IV. Objectifs de l'étude 22
1. Question de recherche 22
2. Objectif global 23
3. Objectifs spécifiques 23
Partie II - Matériels et Méthodes **24**
I. Structure et variation spatiale des communautés macrophytiques du BHS 25
1. Échantillonnage, détermination des échantillons et construction de la base de données 25
2. Évaluation de l'effort d'échantillonnage, de la structure et de la richesse des communautés macrophytiques 31
3. Modélisation basée sur la télédétection des communautés de macrophytes 31
4. Impact de la variance des hydroécorégions sur la répartition des macrophytes. 33
5. Impact de la variance des variables physico-chimiques des eaux sur la répartition des macrophytes 35
II. La faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens au BHS et les limites de développement d'un indice trophique au BHS 36

Partie III - Résultats et Discussion 37
I. Inventaire et étude botanique des espèces macrophytes du BHS 38
1. Évaluation de la fiabilité de l'échantillonnage stationnel 38
2. Liste et typologie botanique des espèces macrophytes inventoriées au BHS 39
II. Variation spatiale des communautés macrophytiques du BHS 45
1. Modélisation basée sur la télédétection des communautés de macrophytes 45
2. Impact de la variance des hydroécorégions sur la répartition des macrophytes. . . . 47
A. Représentation spatiale non-métrique (nMDS) 47
B. Variations intra- et inter-hydroécorégions des comunautés macrophytiques du BHS 48
3. Impact de la variation des paramètres physico-chimiques des eaux sur la répartition des macrophytes. 54
A. Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les variables environnementales et la distribution des macrophytes du BHS 54
B. Classification des stations selon les paramètres physico-chimiques 58
C. Comparaison de la richesse spécifique macrophytique entre les deux groupes de stations identifiés au BHS 61
III. La faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens au BHS et les limites de développement d'un indice trophique au BHS 63
1. Évaluation de la pertinence et la robustesse de l'utilisation des indices macrophytiques européens au niveau du BHS 63
A. Nombre des taxons contributifs 63
B. Étude de la variabilité du pouvoir bioindicateur des macrophytes dans les indices euro-méditerranéens. 66
2. Limites et difficultés de développement d'un indice trophique au BHS 70
A. Niveau taxonomique d'identification des macrophytes 70
B. Forme de vie. 70
C. Nombre de taxons 71
3. Conclusion 72
Partie IV- Discussion générale, conclusion et perspectives. 73
I. Les communautés des macrophytes (indices écologiques) comme outil de biosurveillance de la qualité des eaux de surface.. 74
II. Des niveaux des communautés aux niveaux des cellules et des molécules comme outil de biosurveillance de la qualité des eaux 75
1. Avantages. 76
2. Limites 76
A. Période d'exposition 76
B. Formes, propriétés (dimension moléculaire, revêtement de surface, structure...) et concentrations de contaminants 76
C. Interaction entre contaminants 77
D. Spécificité 78
E. Macrophytes 78
F. Nombre de biomarqueurs à considérer. 79
G. Facteurs de confusion. 79
III. Conclusion 80
Références. 82

Liste des figures

Figure 1 : La distribution des 39 stations hydrologiques prospectées durant cette étude au niveau des 5 hydro-écorégions du BHS 25
Figure 2 : Quelques photos des stations prospectées durant cette étude. 27
Figure 3 : Les parties des rivières concernées par l'échantillonnage : zone aquatique (A et B) et zone riparien (C). 28
Figure 4 : Interface de la partie de la base de données consacrée à la saisie des relevés floristiques.. 29
Figure 5 : Exemple des rapports de campagne de prélèvements et d'analyses de la qualité des eaux du bassin hydraulique de Sebou fournis par l'ABHS et inclus dans notre base de données.. 30
Figure 6 : Courbes de raréfaction des peuplements macrophytiques ripariens et aquatiques. 38
Figure 7 : Distribution des macrophytes inventoriées au BHS par familles (C), ordres (B) et classes (A). 42
Figure 8 : Diagramme en violon de la richesse spécifique des différents ordres, familles, et espèces macrophytiques dans les stations d'étude. 44
Figure 9 : Diagramme en violon de la distribution des fréquences d'occurrences des ordres, des familles et des espèces de macrophytes dans les stations étudiées au BHS. 44
Figure 10 : NDVI de 2013, 2014 et 2015. 46
Figure 11 : Étapes de traitement d'image utilisant a) l'extraction de la PC1 de NDVI de 2013, 2014 et 2015 b) Binarisation avec seuil d'Otsu (les régions blanches indiquent la présence de végétations riveraines). 47
Figure 12 : Représentation spatiale non-métrique (nMDS) de la composition des communautés macrophytiques observées dans les différentes stations du BHS étudiées. A) toutes les espèces ; B) espèces aquatiques ; C) espèces ripariennes. 48
Figure 13 : Distributions des valeurs de R calculées par permutation (n = 999) et testant l'hypothèse d'une absence de différences significatives entre les communautés macrophytiques entre les hydroécorégions du BHS. Les lignes verticales représentent les valeurs observées ou «réelles» de R. 52
Figure 14 : Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces ripariennes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Seules les espèces avec une contribution supérieure à 5% dans la définition de l'ordination ont été représentées (48/116 espèces).. 57
Figure 15 : Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces aquatiques (points) en fonction des variables environnementales (flèches). 58
Figure 16 : Dendrogramme de la Classification Ascendante Hiérarchique des stations (méthode de Ward couplée à la distance euclidienne au carré) avec une carte thermique des valeurs centrées réduites. 59
Figure 17 : Cartes de chaleur des matrices de corrélation: A) des caractéristiques physicochimiques des eaux de 15 stations de la zone d'étude . B) des caractéristiques physico-chimiques de différentes stations. C) Ordination des stations x variables physico-chimiques de l'eau par l'ACP. Les stations sont représentées en bleu et les variables physico-chimiques en vecteurs noires. Les axes 1 et 2 expliquent 55,35% de la variabilité de jeu de données (31,39% pour le premier axe et 23,96% pour le deuxième). 60
Figure 18 : Diagramme en violon de la distribution de toutes les espèces confondues (A), les espèces ripariennes (B) et les espèces aquatiques (C) en fonction des

groupes G1 et G2. Le point blanc symbolise la moyenne du nombre d'espèces. 62
Figure 19 : Carte thermique des nombres des taxons contributifs des indices FMI, BMS et IBMR présents dans chaque station. 64
Figure 20 : Les familles (A), les classes (B) et les ordres d'espèces de macrophytes (C) incluses dans les indices trophiques méditerranéens: IBMR, FMI et BMS. . . . 66
Figure 21 : Tracés en boîte des valeurs du pouvoir indicateur des espèces incluses dans A) (IBMR) et (FMI), B) (FMI) et (BMS), C) (FMI) et (BMS). 67
Figure 22 : Régression polynomiale des valeurs indicatrices des espèces selon les indices : A) IBMR et FMI, B) IBMR et BMS, C) FMI et BMS. 67

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les caractéristiques des hydroécorégions du Sebou 4
Tableau 2 : Interprétation des résultats de l'IBMR 18
Tableau 3 : Liste des noms, situations géographiques, coordonnées et dates de visite des stations hydrologiques étudiées au sein du BHS 26
Tableau 4 : Bandes spectrales de OLI 33
Tableau 5 : Liste des macrophytes inventoriés au BHS, et déterminés botaniquement au niveau spécifique, regroupés par familles. Les codes affectés aux espèces pour les analyses statistiques et les fréquences d'occurrence stationnelle des espèces sont également indiqués. 39
Tableau 6 : Variation de NDVI au cours de la période 2013-2015 dans le BHS.. 46
Tableau 7 : Résultats des analyses ANOSIM des variations inter-hydroécorégions des communautés macrophytiques du BHS. 49
Tableau 8 : Résultats des analyses PERMANOVA des variations inter-hydroécorégions des communautés macrophytiques du BHS.. 50
Tableau 9 : Résultats de l'analyse canonique des correspondances (CCA) 52
Tableau 10 : Les résultats de test de SIMPER (pourcentage de similarité) indiquant les espèces contribuant le plus (70%) à la dissimilarité entre ECO5 et ECO2.. 52
Tableau 11 : Résultats de la ACC appliquée aux espèces ripariennes et aux variables environnementales 55
Tableau 12 : Résultats de la ACC appliquée aux espèces aquatiques et aux variables environnementales 56
Tableau 13 : Liste des taxons aquatiques du BHS inclus dans les indices IBMR, BMS et FMI ainsi que leurs cotes spécifiques (CSi et Qi) et leurs coefficients de sténoécie (Ei). 65

Introduction

L'utilisation de macrophytes comme des outils de bioindication ou de biosurveillance présente plusieurs avantages. La capacité de ces espèces à révéler divers polluants est bien connue. De nombreuses espèces possèdent les traits caractéristiques des bio-indicateurs appropriés: (1) elles sont très sensibles aux différents stress environnementaux, (2) elles ont une mobilité limitée (ce qui permet d'identifier la situation de pollution pour ce site spécifique), (3) elles ont un cycle de vie annuel ou pluriannuel, utile pour évaluer la dynamique et les effets cumulatifs de divers facteurs de stress, et (4) leur taxonomie est relativement facile.

Cela a donné naissance à un nombre important d'indices basés sur les macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des rivières, des lacs, des eaux de transition et des zones humides au cours des trois dernières décennies. Certains de ces indices sont actuellement utilisés pour la biosurveillance de l'eau en Europe, après la reconnaissance officielle des macrophytes en tant qu'éléments de qualité biologique pour l'application de la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000). Cependant leur multiplicité est révélatrice de la nécessité de leur contextualisation aux conditions territoriales à caractères hydrologiques, climatiques, biologiques et écologiques.

Au Maroc, dans le but de s'aligner sur ce qui est pratiqué en Europe, dans le domaine de l'évaluation de la qualité des eaux de surface, les agences des bassins hydrauliques s'orientent vers l'utilisation d'indices biologiques en complément des indices physico-chimiques.

C'est dans ce contexte, que s'inscrit ce travail de recherche visant l'établissement des bases biologiques et écologiques permettant le discernement objectif des conditions de l'utilisation éventuelle de ce type d'indices macrophytiques pour l'évaluation de la qualité écologique des eaux de rivière du bassin hydraulique du Sebou (BHS).

Sur le plan académique, cette recherche, réalisée au Laboratoire des Sciences Environnementales Végétales et Urbaines de l'Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, domicilié à l'Ecole Normale Supérieure de Fès, a été conduite en vue de la préparation d'une thèse de Doctorat National dans le cadre de la Formation Doctorale : « Ressources Naturelles Environnement et Développement Durable » du Centre d'Etudes Doctorales : « Sciences et Technologies » domicilié à la Faculté des Scienes Dhar El Mahraz.

Le présent manuscrit s'organise de la manière suivante :

La première partie, à caractère bibliographique, est consacrée d'abord, à la description de la zone d'étude, le BHS et en particulier des potentialités et des vulnérabilités de ses ressources hydriques. Ensuite, à la description des macrophytes, des divers indices macrophytiques et des biomarqueurs

de macrophytes. Les données présentées et discutées au cours de la première partie ont constitué l'assise scientifique menant à la formulation de la problématique et des objectifs de recherche de ce travail.

La deuxième partie, est consacrée à la présentation des conditions et des méthodes de réalisation de ce travail de recherche et d'analyse de ses résultats.

Au cours de la troisième partie, les principaux résultats des recherches menées sont présentés, comprenant ceux de la détermination taxonomique des macrophytes du BHS et de la variation spatiale de leurs communautés ; ainsi que ceux de l'étude de la faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens au BHS et les limites de développement d'un indice trophique dans ce contexte.

Dans la quatrième partie du travail, consacrée à une discussion générale et à la conclusion, l'accent est mis sur quelques perspectives de recherche et à des alternatives prometteuses.

Partie I - Revue de la littérature

I. Le bassin hydraulique du Sebou : Importance et vulnérabilité des ressources hydriques

1. Contexte géographique, géologique et climatique

Le bassin de Sebou est l'un des plus grands bassins hydrauliques du Maroc. Son bassin versant, situé au nord-ouest du Maroc entre les parallèles 33° et 35° de latitude Nord et 4°15' et 6°35' de longitude Ouest, s'étend sur une superficie de 40.000km² (soit 6% de la superficie totale du Maroc). Ce bassin se présente sous forme d'une cuvette limitée par le Rif au Nord (10000km² environ), le Moyen Atlas (13000 km² environ) et la Meseta au Sud (3000 km² environ), le Couloir Fès-Taza à l'Est (4000 km² environ) et par l'Océan Atlantique à l'Ouest (10000 km² environ).

Le climat du bassin du Sebou est de type méditerranéen avec des influences océaniques notamment dans la partie occidentale du bassin. Les précipitations sont mal réparties et très irrégulières d'une année à l'autre. L'évaporation annuelle moyenne est assez forte.

Dans le bassin de Sebou, on distingue 5 hydroécorégions (**Tab. 1**): Sebou central, Sebou Plaine, Sebou Rif, Sebou Plateau Central, et Sebou Moyen Atlas (WWF 2011).

Tableau 1 : *Les caractéristiques des hydroécorégions du Sebou*

Hydroécorégions	Relif - Altitude	Géologie	Bioclimat
Sebou central	Relief peu marqué (250-750m)	Hétérogène (Tertiaire et Quaternaire)	Semi-humide à semi-aride
Sebou Plaine	Plaines (0-750 m)	Détritique (marnes)	Semi-humide
Sebou Rif	Montagnes (750-2500 m)	Grès siliceux	Sub-humide à humide
Sebou Plateau Central	Montagne (750-2000 m)	Schiste siliceux	Semi-humide
Sebou Moyen Atlas	Montagnes (750-3000 m)	Sédimentaire (calcaire, marne, basalte)	Sub-humide à humide

2. Données générales sur le BHS.

A. Ressources en eau

Les ressources en eau du bassin du Sebou sont estimées à près de 6 900 millions de m^3 en moyenne par an. Les ressources en eau de surface sont estimées à 5 600 millions de m^3 par an (soit 30% des apports des eaux de surface du pays) dont 2 877 Mm^3/an (57%) sont drainés par le bassin de l'Ouergha, 615 Mm^3/an (13%) sont drainés par le haut Sebou et 363 Mm^3/an (8%) sont drainés par le Beht.

B. Démographie et activités socio-économiques

Le bassin inclut quatre régions économiques: Fès -Meknès, Rabat – Salé-Kenitra, Tanger -Tetouan, AlHoceima - Beni Mellal - Khenifra. Le bassin du Sebou abrite près de 6,2 millions d'habitants (49%) en milieu urbain et (51%) en milieu rural. Parmi les centres urbains les plus importants du bassin, on trouve les villes de Fès, de Kenitra et de Meknès qui regroupent à elles seules près de 65% de la population urbaine du bassin (près de 2 millions d'habitants). Le taux d'accroissement interannuel moyen (TAIM) estimé par province sur la base des données des recensements de 1994 et 2004 en moyenne à 0,51%.

Les potentialités hydrauliques importantes associées aux conditions climatiques et géologiques du bassin sont des conditions propices au développement des activités socio-économique. Ces activités sont marquées par la prédominance des secteurs suivants : l'agriculture, l'industrie, l'artisanat, le tourisme, la production de l'énergie hydroélectrique.

Parmi les activités industrielles les plus développées on trouve : l'agroalimentaire (huilerie, sucrerie), les papeteries, les tanneries, les cimenteries, l'industrie du textile et le raffinage de pétrole. La production annuelle de ces activités est estimée à : 80 000 tonnes d'huile d'olive (65% de la production nationale), 1845 tonnes de sucre produit (50% de la production nationale), 209 000 tonnes de papier, 12 000 tonnes de cuir (60% de la production nationale) et 3 300 tonnes de pétrole raffiné.

Le BHS est une des régions à vocation agricole les plus importantes au niveau du Royaume. Le bassin du Sebou dispose d'importantes terres fertiles comme la plaine de Gharb et de Saïs. La surface agricole utile (SAU) est d'environ 1 873 000 ha soit 20 % du potentiel national. Elle inclut une surface irrigable importante, dont 357 000 ha sont actuellement irrigués (ABHS 2015).

La part de la production agricole du bassin dans la production du pays est très importante. L'agriculture est diversifiée et prédominée par la culture des céréales (60 %), des arbres fruitiers (14,4 %), des légumineuses (6,6 %), des cultures industrielles (betterave et canne à sucre: 4,2 %), des cultures oléagineuses (3,6 %), des cultures maraichères (3,1 %) et par des cultures fourragères

(1,7%).

3. Qualité des eaux

A. Contamination des eaux de bassin

Bien que le développement des différentes activités agricoles et industrielles du bassin du Sebou a permis de répondre aux besoins pressants de sa population et de contribuer énormément à l'économie du Royaume, l'intensification des différentes activités a conduit à une dégradation importante de la qualité des eaux du Sebou et de ses affluents.

Le BHS est impacté par les eaux usées toxiques contenant des métaux (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Fe, Al, Mn, …) provenant principalement des industries textiles, des tanneries et dinanderies (Dra *et al.* 2019; Giorgetti *et al.* 2011; Hayzoun *et al.* 2015). En effet, les différents processus de la dinanderie (dégraissage, métallisation électrolytique, rinçage, décapage, polissage, etc.) rejettent des liqueurs contenant de nombreux métaux (Cr, Cu, Ni …), ainsi que des cyanures. Le processus de production de cuir passe par plusieurs étapes. Dans un premier temps, la peau animale subit plusieurs processus (prétrempe, reverdissage, épilage, picklage …) utilisant différents produits chimiques (l'hydroxyde de sodium, l'hypochlorite de sodium, le bichromate de potassium, la chaux, les chlorures, l'acide sulfurique, l'acide formique, les tensioactifs, le sulfure de sodium, les sels de sodium et d'ammonium, etc.). La peau obtenue passe ensuite à l'étape de tannage qui consiste à séparer les fibres du collagène puis à les lier chimiquement avec les tannins végétaux (écorce de mimosa, de chêne-liège, de grenadine…) ou minéraux (par le sulfate de chrome). Les produits utilisés s'accumulent ainsi dans les eaux usées avec un apport considérable en charge polluante.

Le BHS est contaminé par divers polluants organiques. L'agence du bassin hydraulique du Sebou (ABHS 2015) reporte un volume de 20 millions d'équivalents-habitants de pollution organique généré par l'activité industrielle provenant principalement des huileries (97%), et dans une moindre mesure, des sucreries (0,46%) et des papeteries (0,38%).

L'utilisation excessive des fertilisants et des pesticides a contribué énormément à la contamination des eaux de surface et souterraines. La consommation de l'azote est estimée à 224722 T/an (dont 900 tonnes sont lessivés par an), celle de phosphate est de l'ordre de consommation de 117000 T/an (dont 220 tonnes sont lessivés par an) et celle des pesticides est prés de 2 Kg/an/ha soit plus de 71,4 T /an (ABHS 2015).

Les rejets domestiques provenant des différentes villes du bassin sont estimés à 102 millions de m^3/an (ABHS 2015).

Un autre aspect de la contamination organique des eaux de BHS a été soulevé dans une étude très

récente, réside dans les produits pharmaceutiques et produits de soins personnels (PPCPs) comme l'amoxicilline et le ciprofloxacine (Chaib *et al.* 2019).

B. Suivi de la qualité des eaux dans le BHS

Jusqu'à présent, le suivi de la qualité des eaux de surface au niveau du Royaume est basé essentiellement sur les paramètres physico-chimiques et bactériologiques. Malgré leur importance incontestable, ces indices restent insuffisants, car ils ne livrent qu'une description ponctuelle de la qualité physico-chimique de l'eau. L'évolution dans le temps de cette qualité nécessite donc la répétition des mesures, avec ce que cela requiert comme travail laborieux et coûts fastidieux. De plus, ces méthodes ne renseignent pas sur l'impact des variations des indices sur la qualité de l'écosystème « Eau ». Partant de ces difficultés, d'autres méthodes ont été mises en œuvre, dans plusieurs pays développés et en particulier dans le cadre de la Directive Cadre européenne sur l'EAU (Européenne 2000), afin de compléter les données physico-chimiques par l'utilisation de méthodes basées sur des indicateurs biologiques. Cette nouvelle approche a suscité l'intérêt de l'ABHS et ses partenaires qui ont testé depuis 2003 une batterie d'indices biologiques (l'indice diatomique (IBD), l'indice biologique global normalisé (IBGN), et le Test de Toxicité sur Daphnies) et ont identifié l'intégration des macrophytes comme un axe de recherche prometteur dans le cadre du Projet Ecol'eau Sebou 2011 (WWF 2011).

De ce constat émergea l'idée de ce projet de thèse visant à asseoir les fondements permettant d'évaluer l'état écologique des eaux de surface du Sebou en mettant en place un système de suivi basé sur les macrophytes.

II. Macrophytes : définition, classification, rôle et facteurs déterminant leur distribution

1. Définition et classification des macrophytes et leur rôle dans les écosystèmes.

A. Définition et classification des macrophytes

Par définition, le terme «macrophytes» est utilisé pour désigner les plantes aquatiques,qui peuvent être déterminées au niveau de l'espèce à l'œil nu (Alcaraz *et al.* 2006; Brabec et Szoszkiewicz 2006; Chambers *et al.* 2008; Chatenet *et al.* 2006; Cook *et al.* 1974; Cronk et Fennessy 2016; Dumont *et al.* 2019; Ferreira *et al.* 2017; Holmes et Whitton 1977; Jeffries et Mills 1990; Manolaki

et Papastergiadou 2013; Rejmankova 2011; Sutherland 2006; Tremp et Kohler 1995). C'est une définition très pratique, mais pas vraiment précise - dans un bon nombre de cas, l'utilisation d'une loupe ou même d'un microscope est essentielle (Janauer 2001).

Le terme «macrophyte» ou «plante aquatique» est plutôt ambigu, certains auteurs faisant référence à de véritables plantes aquatiques (c'est-à-dire hydrophytes; (Landucci *et al.* 2015)), tandis que d'autres incluent des plantes amphibies (« amphiphytes », c'est-à-dire des espèces tolérant l'immersion totale de leurs parties végétatives tout en maintenant une phase terrestre; (den Hartog et Segal 1964)).

Une définition plus large du terme macrophyte inclut également les plantes des marais et des zones humides annuelles (c'est-à-dire les «hélophytes» ou les «macrophytes émergents», (Lacoul et Freedman 2006)), et parfois même certaines espèces de prairies humides (en particulier celles qui poussent dans des plaines inondables ou des prairies humides) tolérant les inondations (Hejný 1960).

Warming (1909) a peut-être été le premier écologiste à organiser les communautés végétales en fonction du degré d'humidité du sol. Il a déterminé les plantes aquatiques qui passent toute leur vie immergées ou avec des feuilles flottant à la surface de l'eau et les plantes terrestres les plus exposées à l'air, y compris les plantes des marais. La végétation a ensuite été séparée en de nombreuses «classes écologiques».

Le premier des groupements concernait des sols très humides : 1) des hydrophytes (formation dans l'eau) et 2) des hélophytes (formation dans les marais).

Clements (1920) a élargi la définition des hydrophytes pour inclure les hélophytes en tant que type d'hydrophyte.

Plus tard Weaver et Clements (1929) ont déclaré que «les hydrophytes typiques poussent dans l'eau, dans un sol recouvert d'eau ou dans un sol habituellement saturé». Ils ont divisé les hydrophytes en trois groupes: (1) immergés, (2) flottants (y compris les espèces racinées à feuilles flottantes), et (3) amphibies «les plantes les moins spécialisées parmi les plantes aquatiques qui peuvent être mésophytes ou partiellement submergées». Ils ont noté aussi que divers xérophytes et hydrophytes se sont souvent retrouvés dans des conditions qui les ont transformés en mésophytes. Une remarque qui attire l'attention sur le fait que la classification d'une espèce végétale en tant qu'hydrophyte ou mésophyte n'est pas nécessairement une tâche facile.

Arber (1920) a subdivisé les groupes d'angiospermes aquatiques enracinées et non enracinées en fonction du type de feuillage, du type d'inflorescense et du fait que les feuilles et les fleurs soient submergées, flottantes à la surface de l'eau ou émergentes.

Daubenmire (1947) a identifié l'hydrophyte comme «toute plante poussant dans un sol déficitaire

au moins périodiquement en oxygène en raison d'une teneur excessive en eau» et a identifié cinq groupes «morphoécologiques» d'hydrophytes: (1) flottant, (2) suspendu (par exemple, phytoplancton), (3) ancré immergé, (4) ancré à feuilles flottantes et (5) ancré émergent.

Hutchinson (1975) a tenté de regrouper diverses classifications basées sur la forme de vie (regroupées par relation entre les plantes et le niveau d'eau et le substratum) et celles basées sur la forme de croissance (regroupées par similarité structurelle et par rapport à l'environnement physique) en une classification «écologique» unifiée. Bien que son travail soit assez détaillé, les quatre catégories principales de classification (Hutchinson 1975), sa classification des macrophytes reste celle la plus largement acceptée jusqu'à aujourd'hui (Denny 1985; Wetzel 1975). Elle s'est avérée utile dans les études morphologiques, physiologiques et écologiques (Arber 1920; Daubenmire 1947; Sculthorpe 1967; Weaver et Clements 1929).

Hutchinson (1975) distingue les macrophytes flottant librement de ceux fixés au substrat, les macrophytes attachés ou enracinés étant ensuite divisés en trois catégories: à feuilles flottantes, submergés et émergents.

Une brève description des 4 catégories est présentée ci-après:

- **Macrophytes émergents:** plantes enracinées dans des sols submergés ou périodiquement inondés, avec un feuillage s'étendant dans l'air. Ce groupe comprend des types assez variés de plantes qui peuvent être subdivisées en deux groupes: 1) émergents dressés (par exemple, Typha, Phragmites) et 2) émergents rampants (par exemple, Ludwigia spp., *Myriophyllum aquaticum*, *Nasturtium aquaticum*).
- **Macrophytes à feuilles flottantes :** plantes enracinées au fond d'un lac ou d'un cours d'eau, avec des feuilles flottant à la surface de l'eau (par exemple, Nymphaea).
- **Macrophytes immergés :** plantes qui poussent complètement immergées dans l'eau, fixées au substrat ou étroitement associées au substrat par des racines ou des analogues de racines (par exemple, Chara, Elodea).
- **Macrophytes librement flottants :** plantes qui flottent généralement sur ou sous la surface de l'eau (Lemna, par exemple).

Pedralli (1990) quant à lui a classé les macrophytes en sept formes biologiques : enracinée submergée, libre submergée, enracinée avec des feuilles flottantes, en suspension libre, émergente, amphibie et épiphyte.

Dans le cadre de ce travail, le terme « macrophyte » est utilisé pour désigner les plantes visibles à l'oeil nu et qui occupent les berges et le lit des cours d'eau en retenant les 4 catégories de la classification de Hutchinson (1975).

Les macrophytes sont représentés dans sept divisions de plantes : Spermatophytes, Pteridophytes,

Bryophytes, Chlorophyta, Cyanobactéries, Rhodophyta et Xantophytes (Chambers *et al.* 2008).

B. Rôle des macrophytes dans les écosystèmes des zones humides.

Les macrophytes assurent des rôles écologiques différents dans les écosystèmes des zones humides (Rejmankova 2011):

- **Production primaire:** l'absorption du gaz carbonique et des nutriments, la libération de O_2 …
- **Décomposition:** libération des éléments nutritifs, la production des enzymes …
- **Habitat et source de nourriture:** Ils constituent une source de nourriture et fournissent des habitats et des refuges pour diverses communautés d'organismes: périphyton (Carpenter et Lodge 1986; Pip et Robinson 1984), invertébrés (zooplancton, mollusques…) (Dvořak et Best 1982; Gonzalez Sagrario et Balseiro 2010; SAGRARIO *et al.* 2009; Stansfield *et al.* 1997) et vertébrés (poissons, grenouilles…) (Martín *et al.* 2005; Sánchez-Botero *et al.* 2007).

2. Facteurs contrôlant la distribution des macrophytes

A. Facteurs abiotiques

Les principaux facteurs environnementaux ayant des implications profondes sur la distribution et l'abondance des macrophytes aquatiques dans les eaux de surface sont: la vitesse du courant, le régime d'écoulement, les caractéristiques du substrat, la disponibilité de la lumière (impact des ombres portées et la turbidité de l'eau) et la qualité de l'eau (dureté, teneur ionique , pH, nutriments …) (Bernez *et al.* 2004; Daniel *et al.* 2006; Daniel *et al.* 2005; Franklin *et al.* 2008; Janauer *et al.* 2010; Riis *et al.* 2000; Steffen *et al.* 2014; Szoszkiewicz *et al.* 2016).

Dynamique des cours d'eau

Les mouvements de l'eau (le régime hydrologique, la vitesse du courant, inondations, rabattements …) ont un grand impact sur la formation des communautés macrophytiques (Bornette et Puijalon 2011; Butcher 1933; Hrivnák *et al.* 2006; Lacoul et Freedman 2006; Przyborowski *et al.* 2018).
Ils influencent les macrophytes de manière complexe, car ils affectent les macrophytes directement et indirectement. Et certaines espèces peuvent être utilisées comme des indicateurs des différentes conditions d'écoulement (Janauer 2001).
Le principal effet direct du mouvement de l'eau réside dans les forces hydrodynamiques qu'il exerce sur les macrophytes (Denny 1988; Vogel 1996). Les conséquences pour les macrophytes

(aucun dommage, rupture ou déracinement) dépendent de la magnitude relative des forces hydrodynamiques et de la capacité de résistance de l'espèce (Koehl 1984; Schutten 2005). Seules les plantes ayant une grande capacité de résistance au déracinement ou ayant des adaptations morphologiques appropriées telles des feuilles linéaires-allongées peuvent se développer dans un courant (Bubíková et Hrivnák 2018; Koehl 1984; Schutten 2005).

Les mouvements de l'eau peuvent également affecter les macrophytes indirectement par (1) le lessivage ou le dépôt de sédiments fins et (2) par l'érosion ou l'enfouissement consécutifs des semences (Combroux et Bornette 2004; Haslam 1978 ; Koch 2001).

Différents types de substrats et leurs modifications ont des effets différents sur la formation des communautés de macrophytes, en particulier les espèces enracinées (Baattrup-Pedersen et Riis 1999).

Les inondations fréquentes et / ou intenses entraînent généralement une diminution, voire une absence de plantes aquatiques, car elles ne peuvent pas se rétablir avant la prochaine perturbation à cause du manque de substrat favorable à leur établissement (Bornette et Amoros 1991). La richesse en espèces de plantes aquatiques peut atteindre une valeur maximale lorsque les inondations sont de fréquence et/ou d'intensité intermédiaire (Bornette *et al.* 1998).

Une faible fréquence et / ou intensité d'inondation conduit à une accumulation de substrat, à la terrestrialisation des hydroécosystèmes et enfin à la disparition de macrophytes et à leur remplacement par des hélophytes (Bravard *et al.* 1986; Amoros et Bornette 1999).

Les rabattements affectent les plantes aquatiques à la fois directement, en les exposant à des conditions aériennes et indirectement par le biais de la modification des propriétés du substrat.

Cependant, en termes de richesse en espèces, on considère généralement que les rabattements fréquents des niveaux d'eau augmentent la biodiversité végétale par rapport à des niveaux d'eau stables (Riis et Hawes 2002; Geest *et al.* 2005) en raison de l'alternance des communautés aquatiques et émergentes, parce qu'ils limitent les processus de concurrence dans les zones humides (Keddy *et al.* 2000).

L'augmentation de la fréquence et de l'intensité de la sécheresse favorise les espèces riveraines au détriment des espèces aquatiques pérennes à dispersion végétative (Mulhouse *et al.* 2005; Stroh *et al.* 2008).

Lorsque les fluctuations de débit à court terme sont fréquentes, il est difficile pour la végétation de s'établir sur le lit de la rivière (De Jalon *et al.* 1994).

La perturbation du débit fournit des zones privilégiées pour l'établissement de rhizophytes riverains opportunistes (Rørslett et Management 1988), rudéraux et tolérants au stress (Blanch et Walker 1998).

Selon Baláži et Hrivnák (2017), les caractéristiques hydromorphologiques (telles que l'altitude, la vitesse d'écoulement, la profondeur de l'eau, la largeur du lit de la rivière, le type de substrat et l'ombrage) peuvent jouer un rôle dans la distribution des macrophytes beaucoup plus important que les variables physico-chimiques.

Disponibilité de la lumière

La disponibilité de la lumière (limitée par la profondeur de l'eau, l'ombrage, la transparence de l'eau) est l'un des facteurs les plus importants qui définissent la composition et la distribution des espèces (Abou-Hamdan *et al.* 2005; Grinberga 2010; Haslam 1978; Hrivnák *et al.* 2006; Vukov *et al.* 2017).

Les parties ombragées sont rarement colonisées par les macrophytes vasculaires (Manolaki et Papastergiadou 2013; Mechora *et al.* 2010). Le fort ombrage limite le développement des macrophytes, leur abondance et leur biodiversité (Ali *et al.* 2011). Ces habitats sont généralement dominés par les mousses (Manolaki et Papastergiadou 2013).

Il faut savoir aussi qu'une plus grande transparence entraîne généralement une augmentation de la richesse en espèces (Vukov *et al.* 2017). Une pénétration accrue de la lumière solaire améliore généralement la biomasse de la végétation, le couvert et la biodiversité des espèces macrophytiques (Sender 2016; Szoszkiewicz *et al.* 2009).

Dans le cas d'espèces photophobes, une lumière solaire excessive peut ralentir le développement de la biomasse (Wersal et Madsen 2013).

Les macrophytes aquatiques se trouvent principalement à des profondeurs comprises entre 0 et 4 mètres (Mäemets et Freiberg 2007; Sheldon et Boylen 1977).

Dans les zones troubles, les communautés macrophytiques sont dominées par des espèces à feuilles flottantes si la teneur en éléments nutritifs de l'eau est suffisante pour permettre la croissance des espèces (Bornette et Puijalon 2011).

Température

La température est l'un des facteurs déterminants qui influe la croissance et la répartition des espèces dans les hydoécosystèmes (Dwivedi et Pandey 2002; Jalal *et al.* 2012; Singh et Mathur 2005; Tank *et al.* 2013).

Des études ont pu montré que les changements temporels dans la distribution de certaines espèces de macrophytes sont principalement liés à la température (Heikkinen *et al.* 2009; Kõrs *et al.* 2012).

La lumière et la température agissent ensemble pour affecter la croissance, la morphologie, la pho-

tosynthèse, la composition en chlorophylle et la reproduction des macrophytes (Barko *et al.* 1986; Barko *et al.* 1982; Nekrasova *et al.* 2003; Robledo et Freile-Pelegrín 2005; Ronzhina *et al.* 2004; Sastroutomo 1981; Sastroutomo 1980).

La température dans les limites de la tolérance thermique favorise la croissance et la reproduction des plantes aquatiques. La diminution de la température de l'eau peut être l'un des facteurs responsables de la réduction de la croissance saisonnière des macrophytes en fonction de la profondeur (Barko *et al.* 1986).

Dans la plupart des systèmes aquatiques, les modifications de la température de l'eau sont dues aux variations saisonnières de la photopériode du rayonnement solaire incident (Barko *et al.* 1986).

Type de substrat

Le type de substrat (sable, limoneux, gravier…) contrôle fortement la distribution des macrophytes (Baattrup-Pedersen et Riis 1999; Grinberga 2010; Madsen *et al.* 2001; Riis *et al.* 2000; Vukov *et al.* 2017). Par exemple, dans les rivières sablonneuses, la richesse et la diversité des macrophytes aquatiques semblent être les plus faibles (Grinberga 2010; Riis *et al.* 2000). La plupart des espèces macrophytiques ancrées préfèrent des substrats inorganiques fins avec une force de cohésion élevée (Vukov *et al.* 2017).

Les activités anthropiques et la qualité de l'eau

Les activités anthropiques

Plusieurs activités anthropiques ont un fort impact sur la répartition et l'abondance des espèces. Parmi ces activités on trouve: construction de barrages et dérivation des eaux pour l'hydroélectricité et l'irrigation (Bernez *et al.* 2002; Oťaheľová *et al.* 2007; Tomczyk *et al.* 2019; Vukov *et al.* 2018).

La teneur des eaux en carbone, en azote et en phosphore

Le carbone, l'azote et le phosphore sont les éléments clés nécessaires à la vie des plantes aquatiques. Par conséquent, leur disponibilité contrôle la production primaire dans les hydroécosystèmes (Bornette et Puijalon 2011).

L'ion ammonium est la source d'azote privilégiée pour la croissance des plantes aquatiques (Smolders *et al.* 2002; James *et al.* 2004; Jampeetong et Brix 2009). Cependant, à certains niveaux, il peut devenir un inhibiteur pour les plantes (Litav et Lehrer 1978; Clarke et Baldwin 2002; Cao *et*

al. 2007).

La disponibilité de dioxyde de carbone dans l'eau est liée aux mouvements de l'eau, qui induisent sa solubilisation, et au pH, qui contrôle les formes de carbone inorganique en équilibre avec le dioxyde de carbone (dioxyde de carbone, acide carbonique, bicarbonate et carbonate) (Bornette et Puijalon 2011).

Selon Demars et Trémolières (2009a), la composition des espèces est mieux liée à la pression partielle de CO2 (pCO_2) qu'à la disponibilité de NH_4 et de PO_4. La pCO_2 d'eau peut être un facteur environnemental déterminant pour certaines espèces de macrophytes (Titus 1992). Les macrophytes ont besoin de CO_2 pour la photosynthèse et peuvent soit l'obtenir directement à partir de l'environnement ambiant sous forme de CO_2 libre, soit en absorbant du HCO_3.

Plusieurs espèces macrophytiques sont réparties dans les habitats aquatiques en fonction de leur capacité à utiliser uniquement du dioxyde de carbone ou à la fois du HCO_3^- et du CO_2. Certaines espèces ne peuvent utiliser que du CO_2 (dans l'air, l'eau ou les sédiments), d'autres peuvent utiliser à la fois du CO_2 et du HCO_3^- (Gessner 1955; Maberly et Madsen 1998). Dans les environnements aquatiques à faible pCO_2, les espèces pouvant utiliser le HCO_3 surpassent les espèces qui ne le peuvent pas (Vadstrup et Madsen 1995).

L'élévation de la pCO_2 peut entrainer l'augmentation du taux de photosynthèse (Madsen *et al.* 1996), influencer la répartition des espèces dans les cours d'eau (Demars et Trémolières 2009b; Maberly *et al.* 2015), augmenter la croissance (Yan *et al.* 2006; Cao et Ruan 2015), et modifier l'allocation de la biomasse (Cao et Ruan 2015).

Toutefois, il faut noter que les macrophytes se limitent spontanément en fonction des fluctuations quotidiennes du pH (changements de la pCO_2) lorsque la biomasse dépasse certains seuils spécifiques (Maberly et Spence 1983; Sand-Jensen 1989). Certains macrophytes, tels que *Myriophyllum aquaticum* (Verdcourt), ont montré des réponses phénotypiques à la modification de la pCO_2 en augmentant la biomasse foliaire et racinaire et (Eusebio Malheiro *et al.* 2013).

La teneur des eaux en certains composants chimiques:

Les écosystèmes aquatiques sont chargés en permanence de plusieurs milliers de polluants produits et libérés par les industries et les activités humaines. Parmi ces polluants, les groupes les plus importants sont:

- **Les métaux lourds:** certains métaux lourds, tels que le cadmium, sont devenus un problème environnemental mondial en raison de leurs caractéristiques invisibles, durables et irréversibles.

- **Les éléments de terres rares (REEs):** incluent le scandium (Sc), l'yttrium (Y), le lanthanium (La), le cérium (Ce), le praséodyme (Pr)… Ils ont été largement appliqués dans l'agriculture (Zhang et Shan 2001) l'industrie médicale et pharmaceutique et la technologie électronique, ce qui a conduit à leur présence à des niveaux élevés dans les hydroécosystèmes.
- **Les nanoparticules (NPs):** ce sont des particules d'une taille maximale de 100 nm. La fabrication de nanoparticules a augmenté de manière exponentielle ces dernières années. Elles sont utilisées dans différents domaines: les technologies optique et électronique, les textiles, les additifs alimentaires et les produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPCPs) (Dinali *et al.* 2017; Project 2009). Les nanoparticules sont omniprésentes dans les eaux de surface (Sun *et al.* 2014).
- **Les herbicides:** Acifluorfen, amidosulfuron, atrazine, chlorpropham, chlorsulfuron, dicamba, dichlobenil, dichlorprop, diquat, diuron, flazasulfuron, glyfos, glyphosate, imazethapyr, irgarol, isoxaflutol, linuron, mecoprop, mesotrione, monuron, norflurazon, paraquat, parathion, pendimethalin, pentachlorophenol, propanil, propaquizafop, pyridate, rimsulfuron, roundup, trifluralin, tribenuron, thifensulfuron methyl, terbuthylazine, terbuthryn,
- **Les insecticides:** carbaryl,
- **Les fongicides:** folpet, propiconazole,
- **Les surfactants et les autres matières organiques**
- **Les produits pharmaceutiques et les produits de soins personnels (PPCPs):**
    - Fluoroquinolones: ciprofloxacine, énoxacine, fléroxacine, lévofloxacine, loméfloxacine, acide nalidixique, norfloxacine, ofloxacine, péfloxacine
    - Sulfonamide: sulfaméthoxazole, sulfadiméthoxine, sulfaméthazine.
    - Diaminopyrimidine: triméthoprime
    - Lincosamide: lincomycine
    - Macrolide: érythromycine, roxithromycine, tylosine
    - Aminoglycoside: streptomycine, néomycine
    - Tétracycline: tétracycline, oxytétracycline, chlortétracycline, doxycycline
    - Carbacéphème: céphalexine
    - Ionophore: monensin
    - Pénicilline: amoxacilline
    - Anti-inflammatoire non stéroïdien (NSAID): ibuprofène (IBU),
    - Nicotine: cotinine
    - inhibiteur sélectif du recaptage de la sérotonine (SSRI): fluoxétine, citalopram,
    - Barbiturique: phénobarbital

- Anticonvulsivant: carbamazépine,
- Aromatiques
- Composés organiques chlorés

Ces composants chimiques ont un grand impact sur les macrophytes.

B. Facteurs biotiques

Plusieurs chercheurs ont rapporté que les interactions compétitives entre les macrophytes, d'herbivorie par les invertébrés et les vertébrés, etc. sont les principaux facteurs biologiques qui déterminent la composition et la répartition des macrophytes aquatiques dans les hydroécosystèmes (Chambers et Prepas 1990; Connors *et al.* 2000).

Plusieurs études ont montré que les interactions compétitives entre les espèces pourraient jouer un rôle très important dans la formation et la distribution des macrophytes (Chambers et Prepas 1990; Hrivnák *et al.* 2009; Kõrs *et al.* 2012). Par exemple, dans les situations riches en nutriments, la compétition pour la lumière entre le phytoplancton et les macrophytes conduit à une limitation et même à une disparition des macrophytes (Declerck *et al.* 2005; Scheffer *et al.* 1993). En plus, des recherches ont mis en évidence que l'introduction d'espèces exotiques par l'homme pouvait réduire de manière significative la population de macrophytes indigènes (Lodge *et al.* 1987; Wilson et Engineering 2002).

3. Macrophytes : outils de bio-évaluation des écosystèmes aquatiques

Les macrophytes possèdent de nombreux traits caractéristiques des bioindicateurs idéaux (Holt et Miller 2011; Zhou *et al.* 2008; Rainbow et Phillips 1993). On les trouve un peu partout dans le milieu aquatique. Ils sont relativement facilement échantillonnés et identifiés au genre (et souvent à l'espèce). Il s'agit d'espèces sédentaires présentant des réactions plastiques le long de gradients d'un ou de plusieurs facteurs de stress environnementaux (nutriments, texture du substrat, lumière, etc.) au niveau moléculaire, de l'individu, de la population et de l'assemblage. Et en tant que premier niveau trophique de la chaîne alimentaire, ils réagissent plus rapidement à la présence de polluants que les organismes vivants à des niveaux plus élevés.

Les macrophytes pourraient être utilisés pour prédire et évaluer plusieurs conditions environnementales :

- **hydrologie:** utilisée pour distinguer différents régimes hydrologiques dans les zones humides

côtières et intérieures (permanent, semi-permanent, saisonnière, temporaire, régulière, irrégulièrement inondée…);

- **sources d'eau:** pour localiser les zones aquifères;
- **chimie de l'eau:** la reconnaissance d'espèces ou de groupes d'espèces particuliers pourrait permettre de prédire la chimie de l'eau: salinité (hypersaline, eusaline, polysaline, mésosaline, oligosaline et fraîche) (Kantrud *et al.* 1989; Stewart et Kantrud 1972) et classes d'halinité (hyperhaline, euhaline, mixohaline, polyhaline, mésohaline, oligohaline et fraîche), niveau de pH (acide, neutre, alcalin) ;
- **pollution et perturbation ;**
- **type de sol:** (Gordon 1940) ;
- **stress hydrique ;**
- **qualité floristique et état des terres humides ;**

Dans la littérature scientifique, il existe une gamme d'indices de macrophytes destinés à évaluer différents aspects d'un écosystème. Certains sont supposés évaluer la biodiversité ou la richesse, d'autres sont mieux fixés pour faire face à des pressions spécifiques telles que l'eutrophisation ou les modifications hydromorphologiques. Selon Baattrup-Pedersen *et al.* (2017) les systèmes d'évaluation existants dans les ruisseaux et les rivières traitent principalement de l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs (par exemple, IBMR (Haury *et al.* 2006), TIM (Schneider et Waters 2007)).

Les approches adoptées pour estimer la qualité des communautés de macrophytes dans les cours d'eau méditerranéens sont les suivantes:

- - L'approche basée sur l'hypothèse selon laquelle les environnements non impactés ont une plus grande diversité d'espèces que les environnements dégradés: Indice di Biodiversità Riparia (IBR) (Maggioni *et al.* 2009) développé en Italie, est basé sur la biodiversité des macrophytes sur les berges.
- - L'approche des indices biotiques basée sur l'hypothèse que les assemblages biologiques des sites altérés devraient être différents de ceux des sites de référence:
  - L'indice multimétrique ibérique des plantes (IMPI) (Ferreira *et al.* 2005), developé dans la péninsule ibérique (Portugal, Espagne ...).
  - L'indice de la végétation riveraine (RVI) (Aguiar *et al.* 2009) developé au Portugal.
  - L'indice des macrophytes pour les rivières (RMI) (Kuhar *et al.* 2011) developé en Slovénie, sur la base de l'abondance relative des taxons sensibles et / ou tolérants.

- L'approche fondée sur des valeurs indicatrices calculées pour un nombre élevé d'espèces aquatiques, en fonction de la sensibilité et de la tolérance relatives de l'espèce aux éléments nutritifs et / ou à d'autres facteurs de stress abiotiques. Les indices conçus pour répondre à l'enrichissement en nutriments à l'aide d'espèces indicatrices dans les cours d'eau méditerranéens sont

- L'indice Biologique Macrophytique en Rivières (IBMR), développé en France par Haury *et al.* (2006) pour évaluer le trophée de l'eau et la pollution organique est calculé à l'aide de la formule suivante:

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

- **i** = espèce contributive,
- **n** = nombre total d'espèces contributives,
- **Csi** = cote d'oligotrophie spécifique à chaque taxon (variant de 0 à 20),
- **Ki** = coefficient d'abondance (variant de 1 à 5 selon la gamme de recouvrement),
- **Ei** = coefficient de sténoécie (variant de 1 à 3 suivant le taxon).

Les résultats de l'IBMR sont interprétés selon une grille à 5 niveaux caractérisant les niveaux trophiques des eaux, avec les codes couleur habituels (**Tab. 2**) (Rodier *et al.* 2009).

Tableau 2 : *Interprétation des résultats de l'IBMR*

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

- Les scores métriques biologiques (BMS): développés par Dodkins *et al.* (2012) au Portugal. Cet indice est la moyenne des scores d'espèce présents sur un site, pondérés par leur couverture, c'est-à-dire l'équation pondérée moyenne (WA) (Braak et Looman 1986):

$$S = \frac{\sum_i^n Ci \times Qi}{\sum_i^n Ci}$$

- **S** = score de site,
- **n** = nombre d'espèces,
- **Ci** = valeur de couverture de l'espèce i ,
- **Qi** = score de l'espèce i. Les valeurs de couverture utilisées pour pondérer la moyenne est: 0 (pour 0% de couverture de macrophytes par rapport à la surface du chenal), 1 (≤1% de couverture), 2 (≤5% de couverture), 5 (≤33% couverture) et 6 (>33 couverture).

↳ L'indice des macrophytes (IM), l'indice de végétation aquatique macroscopique (IVAM) et l'indice de macrophyte fluvial (FMI) (Alcaraz *et al.* 2006; Flor-Arnau *et al.* 2015; Suárez *et al.* 2005) en Espagne.

$$F.M.I = \frac{\sum_i^n Ei \times Ki \times Csi}{\sum_i^n Ei \times Ki}$$

- **Ki** = est le recouvrement de l'espèce -varie entre 1 et 5; 1 (<0,1%), 2 (0,1-1%), 3 (1-10%), 4 (10-50%), 5 (> 50%) -;
- **Csi** = est la valeur de sensibilité pour l'eutrophie (varient de 1 à 20)
- **Ei** = est la valeur de la sténoécie ou de l'amplitude écologique (varient de 1 à 3).

III. Biomarqueurs

Les biomarqueurs macrophytiques peuvent constituer un outil efficace dans la biosurveillance de la qualité des eaux de surface. Parmi les biomarqueurs on peut citer :

1. Biomarqueurs génétiques

Les biomarqueurs cytogénétiques (tels que les aberrations chromosomiques dans les cellules mitotiques et méiotiques et les micronoyaux) pourraient être considérés comme des biomarqueurs hautement sensibles aux effets néfastes des xénobiotiques (Pérez *et al.* 2019).

De fortes concentrations de contaminants peuvent affecter l'expression des gènes des macrophytes. Ils pourraient activer ou inhiber l'expression des gènes.

Les variations épigénétiques telles que les processus de méthylation / déméthylation de l'ADN et les modifications de l'histone, influençant la structure de la chromatine et l'accessibilité de l'information génétique, pourraient être impliquées dans la réponse des contaminants chez les espèces de macrophytes (Greco *et al.* 2011; Greco *et al.* 2013; Zhang *et al.* 2018).

Il existe des preuves d'hyperméthylation de l'ADN induite par le cadmium chez *Posidonia oceanica* (Greco *et al.* 2011). En revanche, *Gracilaria dura* a révélé une déméthylation sévère de la cytosine sous exposition au Cd (Kumar *et al.* 2012).

2. Agents de chélation

Les macrophytes développent diverses méthodes et voies qui leur permettent de séquestrer et d'exclure des métaux non essentiels.

Parmi ces procédés, les métaux sont chélatés par des molécules chélatrices dans le cytosol. De nos jours, deux molécules chélatrices sont les mieux caractérisées : les métallothionéines (MT) et les phytochélatines (PC).

3. Antioxydants et espèces réactives de l'oxygène

La sensibilité des macrophytes à certains polluants implique une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) (anion superoxyde, péroxyde d'hydrogène, radical hydroxyle, oxygène simple…).

Les ROS sont produites à plusieurs endroits dans les chloroplastes (PSI, PSII, pigments de chlorophylle), les mitochondries (Complexe I, Complexe II, Complexe III…), les membranes plasmiques, les péroxysomes (Matrix, Membrane…), les apoplastes, le réticulum endoplasmique et les parois cellulaires. Les espèces ROS sont des molécules toxiques pouvant entraîner des troubles physiologiques et même la mort cellulaire chez les macrophytes.

Elles peuvent induire des dommages oxydatifs sur les lipides, les protéines et l'ADN. Les ROS sont produites par plusieurs mécanismes cellulaires impliquant les chaînes de transport d'électrons, le cytochrome P-450, la NADPH oxydase, la glycolate oxydase, les chlorophylles, l'oxydation des acides gras, l'oxalate oxydase, la xanthine oxydase, la peroxydase, l'amine oxydase et les lipoxygénases (Gupta 2010).

Afin de minimiser les effets nocifs des ROS, les macrophytes sont dotés de certains mécanismes de défense appelés systèmes de défense antioxydants, notamment des mécanismes enzymatiques et non enzymatiques .

4. Changement d'activité photosynthétique

La machinerie photosynthétique, qui pourrait être affectée par un seul facteur environnemental ou une combinaison de différents facteurs environnementaux, est généralement surveillée en mesurant les modifications des pigments photosynthétiques (chlorophylles, caroténoïdes) et de la fluores-

cence de la chlorophylle.

5. Protéines de résistance au stress environnemental

Les divers stress peuvent déclencher l'expression des gènes de certains groupes de protéines. Ces groupes sont appelés « protéines de choc thermique » (HSP), « protéines de stress » ou « protéines induites par le stress ».

Ces protéines sont réparties dans les plantes en cinq classes en fonction de leur poids moléculaire approximatif : (1) HSP100, (2) HSP90, (3) HSP70, (4) HSP60 et (5) petites protéines de choc thermique (sHSP).

Il a été rapporté que différents types de contaminants, peuvent induire une surrégulation du HSP, en particulier du HSPS70, chez les espèces de macrophytes, tels que le Pb et le Cd dans *Elodea canadensis* (Sergio *et al.* 2007), ainsi que du Cu et du Cd dans le *Fontinalis antipyretica* (Rau *et al.* 2007), et Cu et Cd dans *Lemna minor* (Ireland *et al.* 2004; Tkalec *et al.* 2008).

L'augmentation du niveau de HSP en réponse aux contaminants a favorisé l'utilisation de ces enzymes comme des biomarqueurs (Basile *et al.* 2015; Bierkens *et al.* 1998; Bierkens 2000; Ireland *et al.* 2004; Lewis *et al.* 2001; Lewis *et al.* 1999).

6. Dommages ultrastructuraux

Les polluants peuvent provoquer un gonflement ou un rétrécissement de la cellule entière ou de ses organites (chloroplastes, thylacoïdes…), une plasmolyse et l'apparition de membranes épaisses.

7. Caractéristiques morphologiques et biométriques

Certains contaminants peuvent provoquer l'apparition de symptômes visibles indiquant une phytotoxicité grave, tels que chlorose, lésions, nécrose, réduction marquée de la croissance et de l'élongation des racines, agrégation et dissociation des frondes …

Il convient de noter que ces changements morphologiques ne sont peut-être pas des symptômes spécifiques des contaminants de l'eau, généralement observés sous divers stress, tels que la température et les infections. Par exemple (Takolander *et al.* 2017) ont signalé qu'une exposition à 26°C ou plus endommageait le *Fucus vesiculosus*, provoquant une nécrose tissulaire étendue.

8. Bioaccumulation

Les macrophytes ont la capacité d'accumuler une large gamme de contaminants, tels que les métaux lourds et les micro-éléments (Bonanno *et al.* 2017; Ernst et Marquenie-vanderWerff 1978; Farias *et al.* 2018; Gapeeva *et al.* 2010; Kurilenko et Osmolovskaya 2007; Ladislas *et al.* 2012; Pajević *et al.* 2008; Yasar *et al.* 2019). Plusieurs études, généralement in situ, ont été menées concernant l'utilisation d'une grande diversité de macrophytes en tant que bio-indicateurs de contamination métallique.

IV. Objectifs de l'étude

Comme cela a été relaté en détail dans la revue de la littérature, le BHS, l'un des plus grands bassins du Maroc, est doté de près du tiers des eaux de surface du Pays. Cependant, ces milieux sont soumis à différents stress et pressions nuisant à leur fonctionnement normal. Jusqu'à aujourd'hui, les méthodes de surveillance de la qualité des eaux adoptées par les agences des bassins hydrauliques du Maroc, d'une manière générale et par l'ABHS, plus spécifiquement, sont principalement basées sur des paramètres physico-chimiques (température, NTK, PT, DBO5, DCO ...) et microbiologiques (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux…). En dépit de leur grande importance indéniable, ces paramètres restent imparfaits, car ils ne reflètent qu'une description instantanée de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau. Le suivi de l'évolution temporelle de cette qualité exige donc des répétitions fastidieuses des analyses, avec ce que cela demande comme travail long et fastidieux et coûts exorbitants qui pèsent lourd sur le budget du pays. Certains polluants agissent sous le seuil de détection analytique des techniques utilisées. De plus, ces méthodes ne renseignent pas sur l'impact des polluants sur l'état écologique des milieux. Tenant compte de ces difficultés, d'autres méthodes ont été mises en œuvre, dans plusieurs pays du monde, et surtout les pays de l'Union européenne après l'adaptation et l'entrée en vigueur de la DCE, afin de compléter les données physico-chimiques et microbiologiques par l'utilisation de méthodes basées sur des bio-indicateurs comme les Macrophytes.

1. Question de recherche

Partant de ce constat, nous avons axé ce travail sur une question de recherche principale : est-il possible d'appliquer les indices macrophytiques européens au contexte des rivières marocaines et particulièrement à celles du BHS ?

2. Objectif global

La question de recherche a été déclinée en objectifs globaux complémentaires, à savoir la détermination de la structure et la composition des communautés macrophytiques du Maroc et plus précisément au niveau du BHS et de vérifier à quel point on peut appliquer les indices macrophytiques européens dans ce contexte .

3. Objectifs spécifiques

L'atteinte des objectifs globaux a nécessité la réalisation de travaux de recherche dont les objectifs spécifiques sont :

- Déterminer la structure et la composition spécifique des communautés macrophytiques du BHS et modéliser leur distribution par télédétection.
- Etablir une Base de données illustrée par des photos des macrophytes inventoriés, pouvant entre autres servir au personnel technique chargé de la biosurveillance comme outil d'aide à la reconnaissance botanique des macrophytes sur le terrain.
- Déterminer les facteurs affectant la distribution des communautés macrophytiques.
- Vérifier la faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices macrophytiques européens au contexte du BHS sur la base d'analyses comparatives (entre indices européens et entre certaines variables de ces indices et celles déterminées au BHS).
- Étudier les possibilités et les limites du développement d'un nouvel indice basé sur les macrophytes et répondant aux exigences des normes européennes.

Partie II - Matériels et Méthodes

I. Structure et variation spatiale des communautés macrophytiques du BHS

1. Échantillonnage, détermination des échantillons et construction de la base de données

L'étude a été réalisée sur 39 stations hydrologiques assez bien distribuées à l'intérieur du bassin hydraulique du Sebou (**Fig. 1-2; Tab. 3**).

Le choix de ces stations a été basé sur un ensemble de critères :

- la représentativité des différentes hydroécorégions ;
- la proximité à des points surveillés par l'ABHS ;
- l'accessibilité.

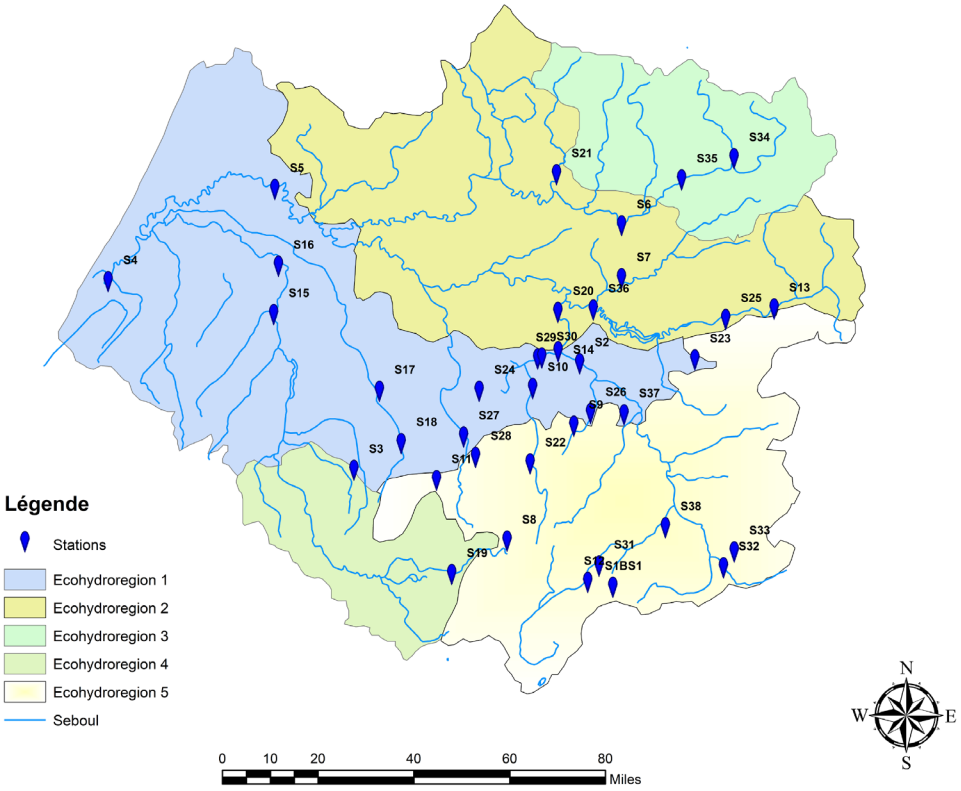


Figure 1: *La distribution des 39 stations hydrologiques prospectées durant cette étude au niveau des 5 hydro-écorégions du BHS*

Tableau 3 : *Liste des noms, situations géographiques, coordonnées et dates de visite des stations hydrologiques étudiées au sein du BHS*

Station	Situation	Coordonnées		Date *
		X	Y	
S1	Boulemane	561773	307523	13/06/2014
S2	Sidi Hrazm	550643	382483	22/06/2014
S3	Imouzzar kander	474786	346809	23/06/2014
S4	Kenitra	392200	410000	25/06/2014
S5	Pont Ksiri	448118	441004	28/06/2014
S6	Aîn Aïcha	564700	428800	03/07/2014
S7	Tissa - Ouad Leban	564667	410997	07/07/2014
S8	Ifrane	526135	323003	12/07/2014
S9	Almanzal	548658	361624	15/07/2014
S10	Ain Ckaf	534737	374231	17/07/2014
S11	ElHajb	502495	343377	19/07/2014
S12	Guigou	553345	309184	14/06/2015
S13	Taza	615850	400850	04/08/2015
S14	Fès- STEP	543380	386540	05/08/2015
S15	Sidi slimane - Dar Bel Amri	447720	398970	09/08/2015
S16	Sidi slimane - Lemradssa	449350	415180	09/08/2015
S17	Meknès - Mjat	483300	373300	11/08/2015
S18	Meknès - Douar Tamsna	490650	355750	11/08/2015
S19	Sidi Addi	507600	311800	13/08/2015
S20	Hamrya	543300	399700	15/08/2015
S21	Ghafsai	542840	445940	17/08/2015
S22	Ain Jrah	533891	348983	20/08/2016
S23	Tahla	589272	383789	26/05/2016
S24	Taoujdat	516783	373303	28/05/2016
S25	Oued Amlil	599639	397353	30/05/2016
S26	Sefrou	554270	365850	31/05/2016
S27	Bouderbala	511590	357974	02/06/2016
S28	Bouderbala_source	515570	351151	02/06/2016
S29	Terrain El Mernisi	536423	384122	04/06/2016
S30	Fès	537805	384440	05/06/2016
S31	Guigou, El Mers	557119	314615	22/05/2017
S1B	Boulemane	561773	307523	22/05/2017
S32	Oued Ait Makhlouf	598882	314036	22/05/2017
S33	Marmoucha	602476	319374	22/05/2017
S34	Thar Es-Souk	602421	451295	24/05/2017
S35	Douar Gzar	584833	444209	24/05/2017
S36	Oued Inouen	555180	400520	24/05/2017
S37	Ras El Ain	565506	365413	31/07/2017
S38	Skoura	579400	327460	31/07/2017

** Date de prélèvement des échantillons pour la construction de l'herbier*



S13



S19



S20



S22



S7



S25



S26



S2



S35



S14



S4



S9

Figure 2: *Quelques photos des stations prospectées durant cette étude.*

Des relevés macrophytiques aussi exhaustifs que possible ont été effectués dans chaque station sur des surfaces qui dépassent le plus souvent 200m^2, et jusqu'à ce qu'il y ait une stabilité au niveau des espèces macrophytiques rencontrées. Ces espèces comprennent :

Les espèces aquatiques : hydrophytes (espèces fixés à feuilles flottantes, espèces submergés et espèces libres flottantes) et les hélophytes (**Fig. 3**).

Les espèces ripariennes occupant les berges (les hygrophytes et les espèces terrestres).

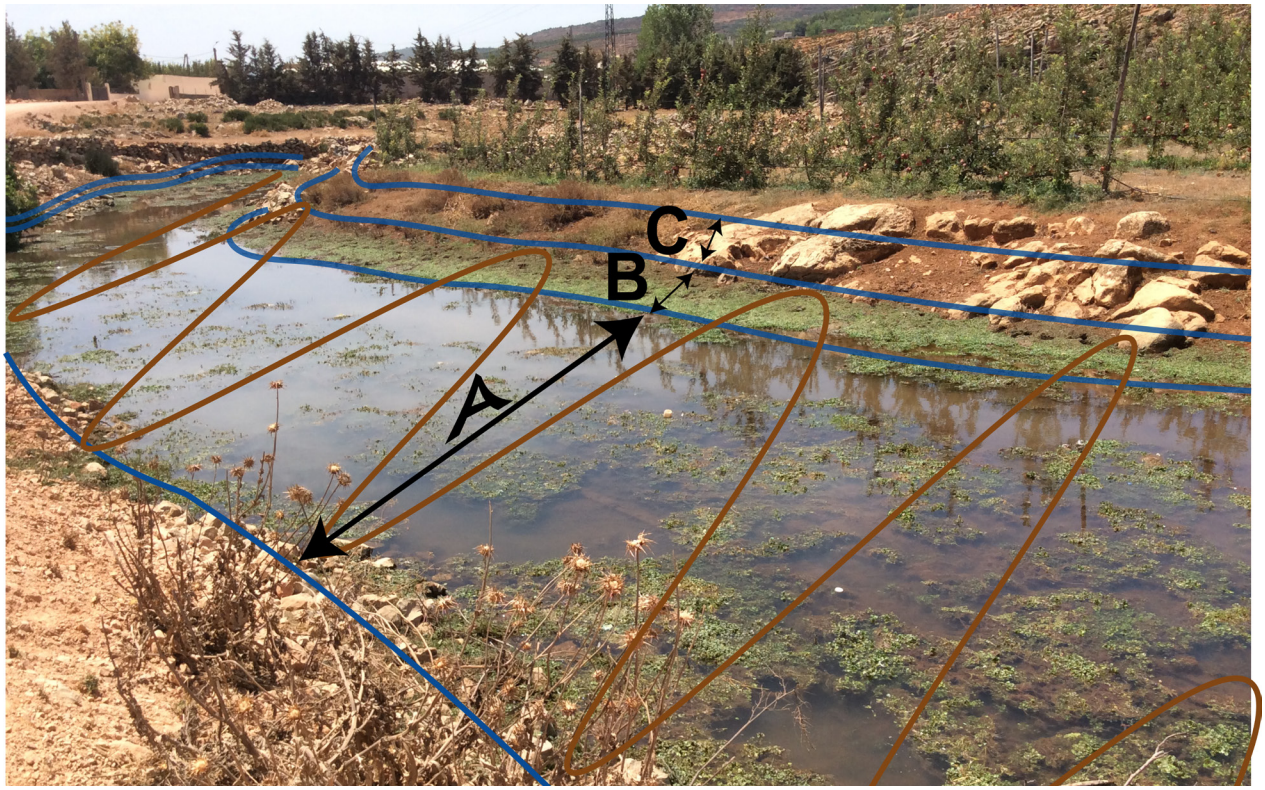


Figure 3: *Les parties des rivières concernées par l'échantillonnage : zone aquatique (A et B) et zone riparien (C).*

Des échantillons des espèces ont été pressés, séchés et déposés dans un herbier.

La détermination et la vérification de la plupart des taxons ont été réalisées et approuvées après de longues discussions avec un réseau d'experts botanistes et en s'appuyant sur un certain nombre de références spécialisées (Ahayoun *et al.* 2007; Coudreuse *et al.* 2005; Fennane *et al.* 1999; Fennane *et al.* 2007; Valdés 2002).

Un Système de Gestion de Base de Données (SGBD) (**Fig. 4)** a été développé afin de faciliter les suivis et la construction de la liste d'inventaire, recensant les espèces rencontrées dans chacune

des 39 stations. Le système comporte, en plus les photos des différentes espèces rencontrées dans chaque station, les éléments suivants :

- renseignements généraux sur les stations: nom de la station, les coordonnées GPS, des indices de pollution de l'eau (présence de déchet …) ;
- renseignements sur les espèces: phylum, classe, ordre, famille, genre, nom scientifique, nom commun (s'il existe), formation végétale, classification (hydrophytes, ripariennes …) ;
- Renseignements sur la qualité physico-chimique des eaux : ces données ont été fournies par l'ABHS et comprennent des données sur les paramètres physiques et organoleptiques (température de l'eau et de l'air, conductivité, turbidité), paramètres de pollution (DBO_5, DCO, Azote Total Kjeldahl (NTK), Phosphore Total (PT) …), paramètres chimiques (NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} …) et des paramètres biologiques (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux) (**Fig. 5)**.

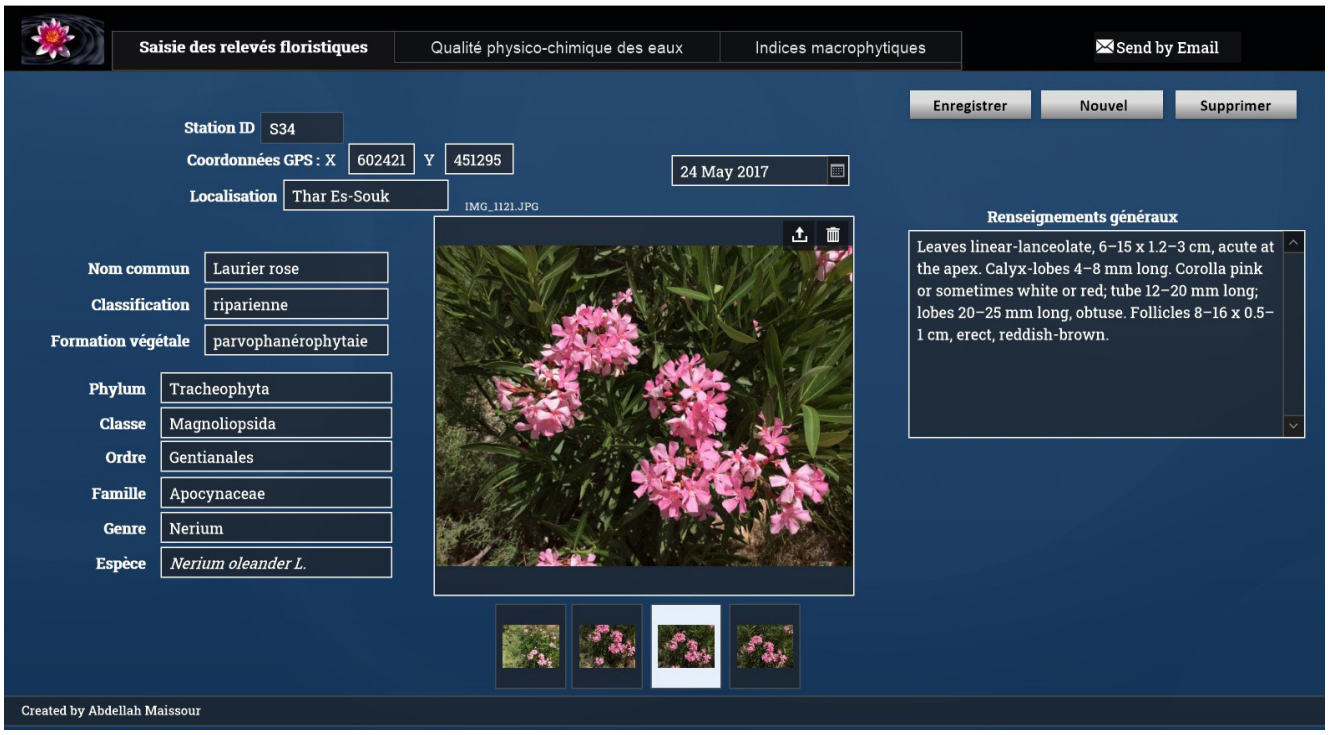


Figure 4: *Interface de la partie de la base de données consacrée à la saisie des relevés floristiques.*

Suivi de la qualité des ressources en eau dans le bassin de Sebou
Marché 03/2015/ABHS

BULLETIN D'ANALYSES DE LA QUALITE DES EAUX

IDENTIFICATION DU POINT DE PRELEVEMENT

N° Indice : **22** N° Ordre : **1343** N° Terrain :

ABH (5) : **SEBOU** Province (6) : **MEKNES**
Cercle(7) : **BOUFAKRANE** Commune (8) : **MAJAT**

Nom du point de prélèvement : **PT RP 21** Code LPEE : **180-511-13-7**

Coordonnées lambert X : **490.650** Y : **355.750** Z :

Nom de la carte :

Echelle 1/ : N° de la carte :

Code barrage (11) :

Code d'unité aquifère (9) : N° du bassin (10) :

Date et heure de prélèvement : **10/08/2015** à **10H40**

Prélèvement

Echantillon prélevé par : LPEE \ CEREP

Nature de point de prélèvement (1) **4** But d'analyse : (2) **1**

Condition météologiques (4) **1** Accés au point de prélèvement (3) **1**

Observation :

Caractéristiques du point

Puits forages-sources		Eau de surface
Niveau statique (m/sol) :	Lieu de prélèvement (13) :	**2**
Pompage (O/N) :	Largeur (m) :	
Mesures périodiques (O/N) :	Profondeur (m) :	
Débit (l/s) :	Ecoulement (14) :	**1**
Durée de pompage avant l'échantillonnage :	Débit (l/s) :	
Usage de l'eau (12) :	Observation :	**EAU CLAIRE**
Observation :		

Suivi de la qualité des ressources en eau dans le bassin de Sebou
Marché 03/2015/ABHS

RESULTATS

Code du LPEE (15) : **180-511-13-7**

Echantillon reçu au laboratoire le : **11/08/2015** à 9H00'

Echantillon analysé par : **LPEE \ CEREP**

Paramètres physiques et organoleptiques

Température	Air (°C) :	**33.0**	Conductivité :	**695**	µS/cm	Odeur :	- Seuil
	Eau (°C) :	**22.0**	Turbidité :	**63.7**	NTU	Saveur :	- Seuil
	pH :	**8.15**					
	Eh (mV) :	**-**	Disque de Secchi :	-		Couleur :	- mgPt/l

Paramètres de pollution (mg/l)

DBO5 :	**0.8**	MES :	**68.0**	Carbone organique :	-
DBO5 déc 2h	-	IP :	-	Azote organique :	-
DCO :	**10.0**	O2 diss :	**8.00**	Azote Total Kjeldahl (NTK) :	**0.427**
DCO déc 2h :	-	% Sat :	-	Phosphore total (PT) :	**0.309**
				Phosphore total dissous (PTD) :	-
				Phosphore total particulaire (PTP) :	-

Paramètres chimiques

Cations (mg/l)		Anions (mg/l)				
NH4+ :	**0.095**	Cl- :	**54.8**	TH :	**32.0**	°F
Na+ :	**27.3**	NO2- :	**0.638**	TA :	**0.00**	°F
K+ :	**1.82**	NO3- :	**25.1**	TAC :	**29.0**	°F
Ca2+ :	**31.0**	HCO3- :	**354**	RS (105°C) :	-	mg/l
Mg2+ :	**59.0**	CO32- :	**0.00**	RS (185°C) :	-	mg/l
Fe 2+ :	-	SO42- :	**16.1**	Cl2 res :	-	mg/l
Mn2+ :	-	PO43- :	**0.250**	CO2 libre :	-	mg/l
Al3+ :	-	S2- :	-	H2S :	-	mg/l
Zn2+ :	-	F- :	-	F. M (MES) :	-	mg/l
Cu 2+ :	-	SiO32- :	-	FeT :	-	mg/l
Ag2+ :	-	SO32- :	-	MD :	-	mg/l

Eléments indésirables (mg/l)

Détergent anioniques : Détergent non ioniques :

Phénols :	-	Pb :	-	Al :	-	As :	-		
HCT :	-	Ni :	-	CrT :	-	Ba :	-		
H.G :	-	Hg :	-	Se :	-	Sb :	-		
CN :	-	Cd :	-	Co :	-	Li :	-		

Paramètres biologiques

Chl a :	- µg/l				
Phéo :	- µg/l				
CT :	**1.60E+06** /100ml	Pseudo. Aér. :	-	/100ml	
CF :	**9.00E+04** /100ml	Clostri. Sul. Rédu. :	-	/100ml	
SF :	**4.20E+05** /100ml	Salmonelles (P/A) :	-		
GT à 22°C :	- /ml	Vibrions cholériques (P/A) :	-		
GT à 41°C :	- /ml				

Observations :

DBO : Demande biochimique en oxygé	TAC : TA complet	H.G : Huiles et graisses	CT : Coliformes totaux
DCO : Demande chimique en oxygène	TH : Titre hydrotimétrique	F.M : Fraction minérale	CF : Coliformes fécaux
MES : Matières en suspension	RS : Résidu sec	CN : cyanures	SF : Streptocoques fécaux
IP : indice de permenganate (MO)	MD : Matières décantables	Chl a : Chlorophylle a	GT : Germes totaux
TA : Titre alcalimétrique	HCT : Hydrocarbures totaux	Phéo : phéopigments	

Figure 5: *Exemple des rapports de campagne de prélèvements et d'analyses de la qualité des eaux du bassin hydraulique de Sebou fournis par l'ABHS et inclus dans notre base de données.*

2. Évaluation de l'effort d'échantillonnage, de la structure et de la richesse des communautés macrophytiques

L'évolution de la richesse spécifique des espèces macrophytiques en fonction de l'échantillon a été évaluée grâce aux courbes de raréfaction permettant d'évaluer simultanément l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique.

On a utilisé aussi la fréquence d'occurrence comme un indice écologique précieux pour l'étude de la composition des communautés macrophytiques. La fréquence d'occurrence d'une espèce est le rapport, exprimé en pourcentage, du nombre de prélèvements où cette espèce est enregistrée au nombre total de prélèvements effectués (Dajoz 1996).

Les espèces avec une fréquence supérieure ou égale à 50% sont qualifiées de constantes. Celles ayant une fréquence entre 25% à 50% sont accessoires, les espèces possédant une fréquence inférieure ou égale à 25% sont accidentelles et enfin les espèces avec une fréquence inférieure ou égale à 9% sont très accidentelles.

3. Modélisation basée sur la télédétection des communautés de macrophytes

La structure des feuilles, suffisamment développée pour effectuer la photosynthèse, détermine la manière dont la végétation interagit avec la lumière du soleil. Deux processus se produisent dans les feuilles : l'absorption et la réflectance de la lumière solaire. Les pigments végétaux (chlorophylle et caroténoïdes) absorbent des longueurs d'onde spécifiques de la lumière. Ils absorbent fortement la lumière dans les régions bleues et rouges et moins dans la région verte. Aucune absorption ne se produit à partir de la limite supérieure de notre vision à 700 nm. Pas d'absorption signifie des niveaux de réflectance plus élevés de la végétation verte (Tucker et Garratt 1977).

Tenant compte des caractéristiques de réflectance de la végétation, des centaines d'indices de végétation (VIs) ont été développés, notamment l'indice différentiel de végétation normalisé (NDVI) (Carlson et Ripley 1997; Jordan 1969; Tucker 1979), l'indice différentiel de végétation normalisé transformé (TNDVI), l'indice de végétation ajusté au sol (SAVI) (Huete 1988), l'indice de végétation ajusté au sol modifié (MSAVI) et l'indice de végétation amélioré (EVI) (Liu *et al.* 1995).

L'indice différentiel de végétation normalisé (NDVI) (voir l'équation ci-dessous), qui est l'un des meilleurs en cartographie de la végétation (Tian *et al.* 2017; Yang 2007), l'un des plus faciles à calculer, le plus utilisé et a été prouvé être un outil efficace pour surveiller les changements végétatifs (Garroutte *et al.* 2016; Hamel *et al.* 2009; Mallegowda *et al.* 2015), est le rapport de la différence

entre la bande proche infrarouge (NIR) et la bande rouge (R) et la somme de ces deux groupes (Rouse Jr *et al.* 1974):

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}$$

La plage de valeurs obtenue est comprise entre -1 et +1. Les valeurs négatives correspondent à une absence de végétation. Ainsi, seules les valeurs positives correspondent aux zones de végétation. Plus l'indice est élevé, plus la teneur en chlorophylle de la cible est importante.

Au cours des dernières décennies, diverses méthodes basées sur la télédétection ont été développées pour cartographier, au niveau des communautés et des espèces, et extraire la végétation riveraine (Adam *et al.* 2010; Congalton *et al.* 2002; Goetz 2006; Hansen et Loveland 2012; Xie *et al.* 2008). Ces méthodes peuvent être classées principalement en deux groupes: des méthodes basées soit sur des objets soit sur des pixels. Les méthodes basées sur les objets qui ont été utilisées pour cartographier la végétation riveraine sont les suivantes : l'analyse d'image par objet, l'analyse d'image par objet géographique (Blaschke 2010; Johansen *et al.* 2010; Riedler *et al.* 2015) et l'analyse d'image semi-automatisée basée sur les objets (Strasser *et al.* 2015).

L'une des approches à base de pixels les plus largement utilisées est basée sur l'analyse en composantes principales (ACP) (Alaibakhsh *et al.* 2017a).

La méthode appliquée dans cette étude est basée sur l'hypothèse qu'une végétation ayant un accès continu ou fréquent à l'eau forme une couverture végétale avec un contraste et une réflectance cohérente dans le temps (Alaibakhsh *et al.* 2017b). Ceci est noté par les valeurs NDVI élevées et les valeurs PC1 de magnitude élevée.

L'ACP appliquée à un jeu de données NDVI pluriannuel permet de distinguer les régions de couverture terrestre modifiées et non modifiées en générant un nouveau jeu de données de grilles en composantes principales (PC1, PC2, PC3, etc.). Les PC d'ordre supérieur (par exemple, PC3 vs PC2, etc.) contiennent généralement des fonctionnalités plus variables dans le temps, tandis que PC1 révèle des fonctionnalités qui restent relativement inchangées dans le temps (Canty 2014)

On s'attendait à ce que PC1 fournisse des informations pour la cartographie de zones de végétation invariantes temporaires, telles que la végétation riveraine, par exemple, caractérisées par des valeurs de PC1 statistiquement distinctives, telles que conceptualisées précédemment.

Pour délimiter les régions des valeurs PC1 statistiquement distinctives liées à NDVI, une opération de seuillage d'image a été appliquée selon la méthode d'Otsu (Otsu 1979), à l'aide de la boîte à outils Image Processing Toolbox (Mathworks) de MATLAB. Le seuillage est une technique d'analyse d'image permettant de délimiter un objet («Données», par exemple, des valeurs élevées de PC1 des NDVIs) à partir de l'arrière-plan («Aucune donnée», par exemple, des valeurs faibles de PC1 des NDVI), ce qui donnerait une nouvelle image binaire (Alaibakhsh *et al.* 2017b). Les méthodes de

seuillage reposent généralement sur une analyse de la forme de l'histogramme d'une image (İlsever et Ünsalan 2012).

La période couverte par des images satellitaires à haute résolution de Landsat-8 OLI (acquise du United States Geological Survey - USGS) était de 3 ans, de 2013 à 2015 (au cours de juin-septembre). Les images prises en considération ont été libres de nuages. L'une des raisons du choix de Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) réside dans le fait que le NDVI dérivé de Landsat 8 OLI est plus cohérent avec les données in situ que les NDVIs de Landsat 7 ETM +, MODIS et GOCI (Ahmadian *et al.* 2016; Ke *et al.*). De plus, Landsat 8 OLI possède une meilleure capacité à saisir la faible variabilité du NDVI en raison de son rapport (signal / bruit) élevé et de sa large gamme radiométrique (Ahmadian *et al.* 2016) (**Tab. 4**).

Il faut noter que les images ont subi une phase de prétraitements avant le calcul de NDVI (corrections radiométriques comme l'expression du rayonnement réfléchi en réflectance ; corrections géométriques …) …).

Tableau 4 : *Bandes spectrales de OLI*

Bande spectrale	Longueur d'onde (µm)	Résolution (m)
Bande 1 - Côtier/aérosol	0,433 – 0,453	30
Bande 2 - Bleu	0,450 – 0,515	30
Bande 3 - Vert	0,525 – 0,600	30
Bande 4 - Rouge	0,630 – 0,680	30
Bande 5 - Infrarouge proche	0,845 – 0,885	30
Bande 6 - Infrarouge à ondes courtes	1,560 – 1,660	30
Bande 7 - Infrarouge à ondes courtes	2,100 – 2,300	30
Bande 8 - Panchromatique	0,500 – 0,680	15
Bande 9 - Cirrus	1,360 – 1,390	30

4. Impact de la variance des hydroécorégions sur la répartition des macrophytes.

Une analyse graphique non-paramétrique de la structure des communautés macrophytiques basée sur le coefficient de similarité Bray-Curtis a été réalisée par la méthode de positionnement multidimensionnel non métrique (non-metric multidimensional scaling (nMDS)). Cette représentation bidimensionnelle permet de visualiser le niveau de (dis)similarité dans un espace à n dimensions. Ainsi, plus les sites prospectés sont similaires au niveau de la composition macrophytique, plus ils sont placés à proximité les uns des autres sur le graphique; tandis que les sites de composition différente seront plus éloignés les uns des autres. Plus l'on détermine un nombre réduit de dimensions,

plus les positions relatives des groupes sont déformées. On estime cette distorsion par le coefficient de stress de Kruskal. Ce coefficient permet de déterminer à quel point la visualisation bidimensionnelle obtenue est fidèle ou non à la réalité multidimensionnelle des données.

Un coefficient au-dessous de 0,1 indique une représentation excellente, entre 0,1 et 0,25 désigne une représentation satisfaisante, tandis qu'un coefficient supérieur ou égal à 0,2 est généralement jugé trop élevé et indique une représentation graphique médiocre, voire même inacceptable (il y a le risque de produire des interprétations trompeuses).

Dans un deuxième temps, des analyses multivariées, l'analyse de similarité (ANOSIM) et l'analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA), ont été employées afin de tester statistiquement est-ce que les différences observées lors de l'analyse graphique étaient statistiquement significatives.

Le test ANOSIM Clarke (Clarke 1988; Clarke 1993) est calculé à partir de la matrice de similarité et présente comme hypothèse nulle (H0) que les compositions macrophytiques sont homogènes dans tous les groupes de stations définis a priori. À l'issue du test, un R statistique est calculé, qui varie entre -1 et 1, accompagné d'un seuil de significativité (en %). Cet indice est nul lorsque H0 est acceptée, et égal à 1 lorsque la similarité est plus élevée entre les stations d'un assemblage qu'entre ceux de différents assemblages.

L'analyse PERMANOVA (Anderson 2005) est basée sur des matrices de distance et génère des distributions de F (pseudo F) par permutation pour le calcul des valeurs de p.

Dans un troisième temps, la procédure SIMPER (SIMilarity PERcentages) (Clarke 1993) est utilisée pour calculer la contribution des espèces macrophytiques à la similarité moyenne (Bray-Curtis) au sein des groupes prédéfinis. Cette procédure permet d'identifier les espèces qui sont les plus importantes dans la génération des patrons de similarité entre différents groupes de stations.

Enfin, pour estimer le degré d'impact des facteurs environnementaux sur les espèces macrophytiques, on a eu recours à l'analyse canonique des correspondances (ACC) à l'aide du logiciel Canoco (ter Braak et Smilauer 1998). Cette analyse fait un lien entre les méthodes d'analyse des données biotiques (ex. Analyse Factorielle des Correspondances – AFC)) et les méthodes d'analyse des facteurs environnementaux (ex: Analyse en Composante Principale – ACP).

La contribution des facteurs environnementaux à l'explication de la variance des espèces macrophytiques a été évaluée au moyen de tests de Monte Carlo (499 permutations) appliqué aux axes associés à ces facteurs.

5. Impact de la variance des variables physico-chimiques des eaux sur la répartition des macrophytes

Dans l'optique de mettre en évidence l'influence des facteurs environnementaux sur les espèces macrophytiques, et plus particulièrement ceux qui sont liés à la qualité des eaux, une analyse canonique des correspondances (ACC) a été effectuée.

Puis on a eu recours à la classification de 15 stations prospectées selon deux méthodes non supervisées : la classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'analyse en composantes principales (ACP).

L'ACP consiste à mettre en évidence les directions de l'espace qui représentent le mieux les corrélations entre plusieurs variables.

En plus de cela, on a recouru au test de corrélation non paramétrique de Spearman afin de mesurer le degré de corrélation.

Ensuite, pour savoir s'il y a des différences significatives entre les groupes des stations identifiées au niveau de la composition et le nombre d'espèces macrophytiques, le test t de Student pour les données non appariées ainsi que l'analyse de similarité (ANOSIM) ont été utilisés.

Les paramètres physicochimiques relatifs à la qualité de l'eau fournies par l'Agence du bassin hydraulique du Sebou (ABHS) et utilisées lors de l'étude de l'impacte des facteurs environnementaux sur les espèces macrophytiques et la classification des 15 stations (S15, S5, S21, S25, S6, S18, S19, S13, S23, S24, S26, S14, S20, S4, S17) sont : température de l'eau, pH, conductivité, turbidité, demande biochimique en oxygène (DBO_5), demande chimique en oxygène (DCO), matières en suspension (MES), O_2 dissous, Azote Total Kjeldahl (NTK), Phosphore Total (PT), NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, HCO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, coliformes totaux (CT), coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF). Ces variables environnementales explicatives ont été centrées réduites avant l'application des analyses multivariées (ACP, CAH, ACC).

Dans le cas de l'ACC, on n'a pas intégré toutes les variables. Le choix des variables explicatives est basé sur une première étape de sélection (inclusion et exclusion) qui prend en considération une connaissance préalable des facteurs qui peuvent être impliqués dans la distribution des macrophytes et de la significativité globale du modèle.

Il faut savoir que bien que certaines stations (S29 et S30 par exemple) figurent dans les programmes de surveillance de l'ABHS, elles n'ont pas été prises en considération au cours de nos analyses suite à l'absence de quelques paramètres dans les rapports mis à notre disposition par l'ABHS.

II. La faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens au BHS et les limites de développement d'un indice trophique au BHS

Dans un premier temps, on a étudié la faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens (IBMR, BMS et FMI). Pour cela, on a eu recours à :

- l'étude de la robustesse de l'utilisation des indices macrophytiques européens au niveau du BHS par la détermination des nombres des espèces contributives de ces indices pour chaque station ;
- l'étude, à l'aide d'une analyse de corrélation, de la stabilité du pouvoir bioindicateur des espèces selon les différents pays de la Méditerranée et leurs indices macrophytiques respectifs.

Dans un deuxième temps, on a étudié les limites et les difficultés de développement d'un indice trophique au BHS.

Partie III - Résultats et Discussion

I. Inventaire et étude botanique des espèces macrophytes du BHS

1. Évaluation de la fiabilité de l'échantillonnage stationnel

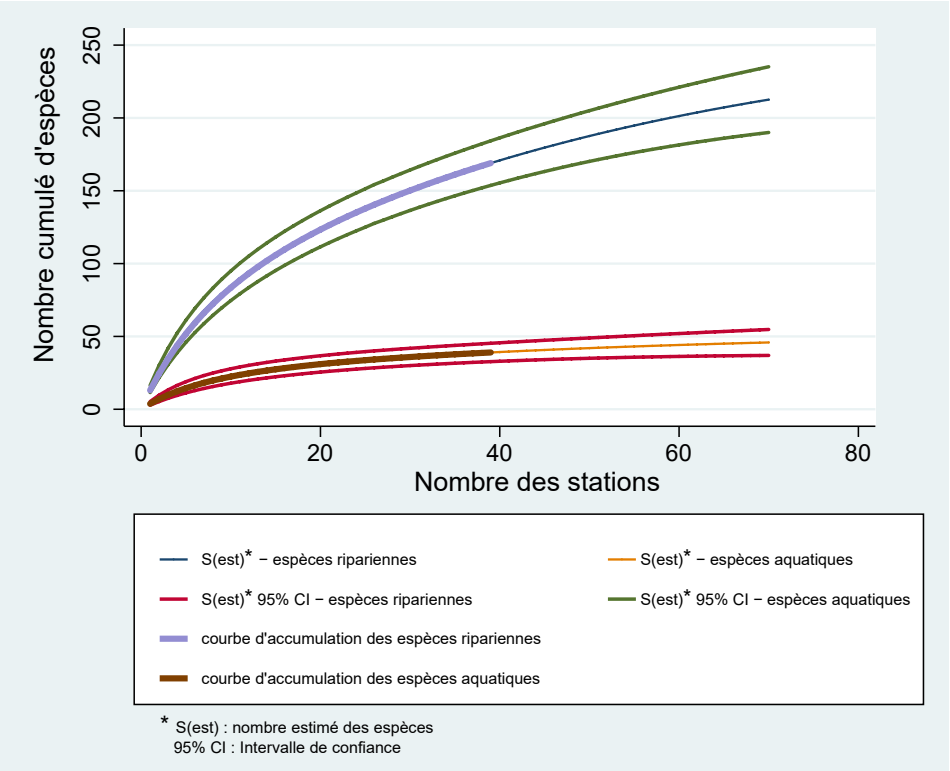


Figure 6: *Courbes de raréfaction des peuplements macrophytiques ripariens et aquatiques.*

Les courbes de raréfaction illustrent une grande variation de la richesse spécifique des sites prospectés en termes de macrophytes ripariens, ce qui n'est pas le cas des macrophytes aquatiques (**Fig. 6**).

La courbe de raréfaction des espèces aquatiques est proche d'atteindre le niveau asymptotique et montre que notre échantillonnage est suffisant pour recenser la majorité de la flore macrophytique aquatique du BHS. Alors que la courbe de raréfaction des espèces ripariennes est assez loin d'atteindre le niveau asymptotique et dévoile que des échantillonnages dans d'autres sites peuvent enrichir la liste macrophytique établie par d'autres espèces.

Les investigations macrophytiques sur le BHS ont permis de relever 208 espèces appartenant à 147 genres, 55 familles, 27 ordres, 7 classes et 3 embranchements (Bryophyta, Charophyta et Tracheo-

phyta) (**Tab. 5** ; **Fig. 7**).

2. Liste et typologie botanique des espèces macrophytes inventoriées au BHS

Tableau 5 : *Liste des macrophytes inventoriés au BHS, et déterminés botaniquement au niveau spécifique, regroupés par familles. Les codes affectés aux espèces pour les analyses statistiques et les fréquences d'occurrence stationnelle des espèces sont également indiqués.*

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Amarantha-ceae	SP6	*Amaranthus retro-flexus*	7.69
	SP7	*Amaranthus sp*	2.56
	SP37	*Chenopodium album*	7.69
	SP38	*Chenopodium sp*	5.13
Amblystegia-ceae	SP90	*Hygrohypnum luri-dum*	2.56
Anacardiaceae	SP133	*Pistacia lentiscus*	2.56
Apiaceae	SP8	*Ammi majus*	12.82
	SP14	*Apium repens*	15.38
	SP19	*Berula erecta*	5.13
	SP22	*Bunium alpinum*	2.56
	SP66	*Eryngium campestre*	5.13
	SP67	*Eryngium glaciale*	2.56
	SP68	*Eryngium sp*	2.56
	SP74	*Foeniculum vulgare*	5.13
	SP82	*Helosciadium nodi-florum*	23.08
	SP83	*Helosciadium repens*	2.56
	SP185	*Torilis nodosa*	5.13
	SP192	*Turgenia latifolia*	2.56
	SP203	*Visnaga daucoides*	10.26
Apocynaceae	SP16	*Asclepias curassa-vica*	2.56
Apocynaceae	SP117	*Nerium oleander*	20.51
Araceae	SP97	*Lemna gibba*	7.69
	SP98	*Lemna sp*	5.13
	SP134	*Pistia stratiotes*	2.56
Asteraceae	SP9	*Anacyclus clavatus*	2.56
	SP10	*Anacyclus homoga-mos*	2.56
	SP17	*Aster squamatus*	2.56
	SP18	*Asteriscus aquaticus*	10.26
	SP23	*Calendula officinalis*	2.56
	SP26	*Carduus pycnoce-phalus*	2.56
	SP27	*Carduus tenuiflorus*	5.13

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Asteraceae	SP28	*Carlina vulgaris*	7.69
	SP29	*Carthamus caeruleus*	2.56
	SP30	*Catananche caerulea*	2.56
	SP32	*Centaurea aspera*	2.56
	SP33	*Centaurea calcitrapa*	38.46
	SP40	*Cichorium intybus*	15.38
	SP41	*Cirsium echinatum*	5.13
	SP42	*Cladanthus arabicus*	2.56
	SP56	*Dittrichia graveolens*	2.56
	SP57	*Dittrichia viscosa*	30.77
	SP62	*Erigeron bonariensis*	7.69
	SP63	*Erigeron canadensis*	2.56
	SP64	*Erigeron sp*	7.69
	SP73	*Filago pyramidata*	2.56
	SP77	*Glebionis coronaria*	7.69
	SP85	*Heterotheca subaxil-laris*	2.56
	SP87	*Hieracium racemo-sum*	7.69
	SP108	*Mantisalca sp*	2.56
	SP119	*Onopordum macra-canthum*	10.26
	SP120	*Onopordum sp*	2.56
	SP121	*Pallenis spinosa*	2.56
	SP144	*Porophyllum rude-rale*	10.26
	SP150	*Pulicaria arabica*	5.13
	SP151	*Pulicaria sp*	25.64
	SP165	*Scolymus hispanicus*	12.82
	SP166	*Scolymus maculatus*	15.38
	SP169	*Silybum marianum*	2.56
	SP172	*Sonchus aquatilis*	10.26
	SP173	*Sonchus asper*	5.13
	SP174	*Sonchus maritimus*	2.56
	SP175	*Sonchus sp*	2.56
	SP205	*Xanthium spinosum*	25.64

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Asteraceae	SP206	*Xanthium strumarium*	23.08
Boraginaceae	SP12	*Anchusa azurea*	7.69
	SP51	*Cynoglossum creticum*	5.13
	SP58	*Echium plantagineum*	17.95
	SP80	*Heliotropium europaeum*	2.56
	SP81	*Heliotropium supinum*	7.69
Brassicaceae	SP88	*Hirschfeldia incana*	17.95
	SP92	*Isatis tinctoria*	10.26
	SP99	*Lepidium draba*	5.13
	SP116	*Nasturtium officinale*	25.64
	SP154	*Raphanus raphanistrum*	5.13
	SP155	*Rapistrum rugosum*	17.95
Campanulaceae	SP24	*Campanula mairei*	2.56
	SP25	*Campanula sp*	2.56
	SP186	*Trachelium caeruleum*	5.13
Cannabaceae	SP31	*Celtis australis*	2.56
Caryophyllaceae	SP84	*Herniaria cinerea*	2.56
	SP124	*Paronychia argentea*	7.69
	SP138	*Polycarpon tetraphyllum*	2.56
Ceratophyllaceae	SP35	*Ceratophyllum sp*	2.56
Characeae	SP36	*Chara sp*	5.13
Convolvulaceae	SP43	*Convolvulus arvensis*	2.56
	SP48	*Cuscuta pentagona*	2.56
Cupressaceae	SP95	*Juniperus sp*	2.56
Cyperaceae	SP52	*Cyperus longus*	15.38
	SP53	*Cyperus rotundus*	20.51
	SP164	*Scirpus sp*	35.90
Equisetaceae	SP61	*Equisetum ramosissimum*	2.56
Euphorbiaceae	SP39	*Chrozophora tinctoria*	7.69
	SP69	*Euphorbia cossoniana*	12.82
	SP70	*Euphorbia sp*	5.13
	SP157	*Ricinus communis*	17.95
Fabaceae	SP20	*Bituminaria bituminosa*	2.56
	SP118	*Ononis spinosa*	10.26

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Fabaceae	SP167	*Scorpiurus sp*	2.56
	SP187	*Trifolium campestre*	5.13
	SP188	*Trifolium dubium*	2.56
	SP189	*Trifolium fragiferum*	10.26
	SP190	*Trifolium sp*	5.13
	SP191	*Trifolium stellatum*	2.56
	SP194	*Vachellia gummifera*	2.56
	SP195	*Vachellia karroo*	2.56
Fagaceae	SP152	*Quercus sp*	5.13
Gentianaceae	SP34	*Centaurium pulchellum*	7.69
Geraniaceae	SP65	*Erodium cicutarium*	5.13
	SP76	*Geranium dissectum*	2.56
Hydrocharitaceae	SP59	*Elodea sp*	7.69
Hypericaceae	SP91	*Hypericum pubescens*	10.26
Juncaceae	SP93	*Juncus acutus*	10.26
	SP94	*Juncus rigidus*	7.69
Lamiaceae	SP96	*Lavandula multifida*	2.56
	SP109	*Marrubium vulgare*	28.21
	SP110	*Mentha aquatica*	5.13
	SP111	*Mentha longifolia*	5.13
	SP112	*Mentha pulegium*	15.38
	SP113	*Mentha rotundifolia*	2.56
	SP114	*Mentha suaveolens*	51.28
	SP176	*Stachys ocymastrum*	2.56
	SP183	*Teucrium spinosum*	5.13
	SP204	*Vitex agnus-castus*	2.56
Lythraceae	SP104	*Lythrum acutangulum*	2.56
	SP105	*Lythrum junceum*	28.21
Malvaceae	SP86	*Hibiscus syriacus*	2.56
	SP106	*Malva parviflora*	5.13
	SP107	*Malva sp*	2.56
Molluginaceae	SP78	*Glinus lotoides*	2.56
Moraceae	SP72	*Ficus carica*	23.08
	SP115	*Morus sp*	5.13
Myrtaceae	SP44	*Corymbia citriodora*	20.51
Oleaceae	SP75	*Fraxinus excelsior*	2.56
Onagraceae	SP60	*Epilobium hirsutum*	2.56
	SP103	*Ludwigia palustris*	2.56
Papaveraceae	SP123	*Papaver rhoeas*	2.56
Plantaginaceae	SP13	*Antirrhinum sp*	2.56
	SP135	*Plantago coronopus*	7.69

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Plantaginaceae	SP136	*Plantago lagopus*	25.64
	SP137	*Plantago major*	23.08
	SP202	*Veronica beccabunga*	7.69
Poaceae	SP3	*Aegilops geniculata*	5.13
	SP4	*Agrostis stolonifera*	7.69
	SP5	*Alopecurus pratensis*	10.26
	SP15	*Arundo donax*	30.77
	SP21	*Bromus tectorum*	12.82
	SP49	*Cynodon dactylon*	17.95
	SP50	*Cynodon sp*	2.56
	SP71	*Festuca arundinacea*	7.69
	SP79	*Glyceria notata*	2.56
	SP89	*Hordeum marinum*	23.08
	SP100	*Lolium multiflorum*	23.08
	SP101	*Lolium rigidum*	2.56
	SP102	*Lolium sp*	2.56
	SP122	*Panicum repens*	7.69
	SP125	*Paspalum sp*	2.56
	SP126	*Paspalum vaginatum*	15.38
	SP128	*Pennisetum setaceum*	2.56
	SP131	*Phragmites australis*	23.08
	SP132	*Piptatherum miliaceum*	12.82
	SP141	*Polypogon monspeliensis*	17.95
	SP142	*Polypogon viridis*	23.08
Polygonaceae	SP129	*Persicaria lapathifolia*	2.56
	SP130	*Persicaria maculosa*	10.26
	SP139	*Polygonum aviculare*	15.38
	SP140	*Polygonum sp*	33.33
	SP159	*Rumex conglomeratus*	15.38
	SP160	*Rumex crispus*	2.56
	SP161	*Rumex palustris*	20.51
	SP162	*Rumex sp*	10.26
Portulacaceae	SP145	*Portulaca oleracea*	10.26
Potamogetonaceae	SP146	*Potamogeton nodosus*	10.26
	SP147	*Potamogeton pectinatus*	2.56
	SP148	*Potamogeton sp*	10.26
	SP207	*Zannichellia palustris*	2.56
Primulaceae	SP11	*Anagallis arvensis*	5.13
	SP163	*Samolus valerandi*	7.69

Famille	ID Sp.	Espèce	F (%)
Pteridaceae	SP1	*Adiantum capillus-veneris*	10.26
Ranunculaceae	SP2	*Adonis aestivalis*	7.69
	SP153	*Ranunculus bulbosus*	2.56
Resedaceae	SP156	*Reseda luteola*	2.56
Rhamnaceae	SP208	*Ziziphus lotus*	2.56
Rosaceae	SP45	*Crataegus azarolus*	2.56
	SP46	*Crataegus monogyna*	2.56
	SP47	*Crataegus sp*	2.56
	SP149	*Potentilla reptans*	2.56
	SP158	*Rubus ulmifolius*	23.08
Salicaceae	SP143	*Populus nigra*	5.13
Scrophulariaceae	SP168	*Scrophularia auriculata*	17.95
	SP196	*Verbascum blattaria*	5.13
	SP197	*Verbascum sinuatum*	2.56
	SP198	*Verbascum sp*	12.82
	SP199	*Verbascum thapsus*	2.56
Solanaceae	SP54	*Datura sp*	5.13
	SP55	*Datura stramonium*	12.82
	SP170	*Solanum dulcamara*	2.56
	SP171	*Solanum lycopersicum*	2.56
Stachyuraceae	SP177	*Stachyurus salicifolius*	2.56
Tamaricaceae	SP178	*Tamarix africana*	2.56
	SP179	*Tamarix aphylla*	5.13
	SP180	*Tamarix boveana*	2.56
	SP181	*Tamarix canariensis*	28.21
	SP182	*Tamarix gallica*	5.13
Tetradiclidaceae	SP127	*Peganum harmala*	2.56
Thymelaeaceae	SP184	*Thymelaea virgata*	5.13
Typhaceae	SP193	*Typha angustifolia*	10.26
Verbenaceae	SP200	*Verbena officinalis*	17.95
	SP201	*Verbena sp*	2.56

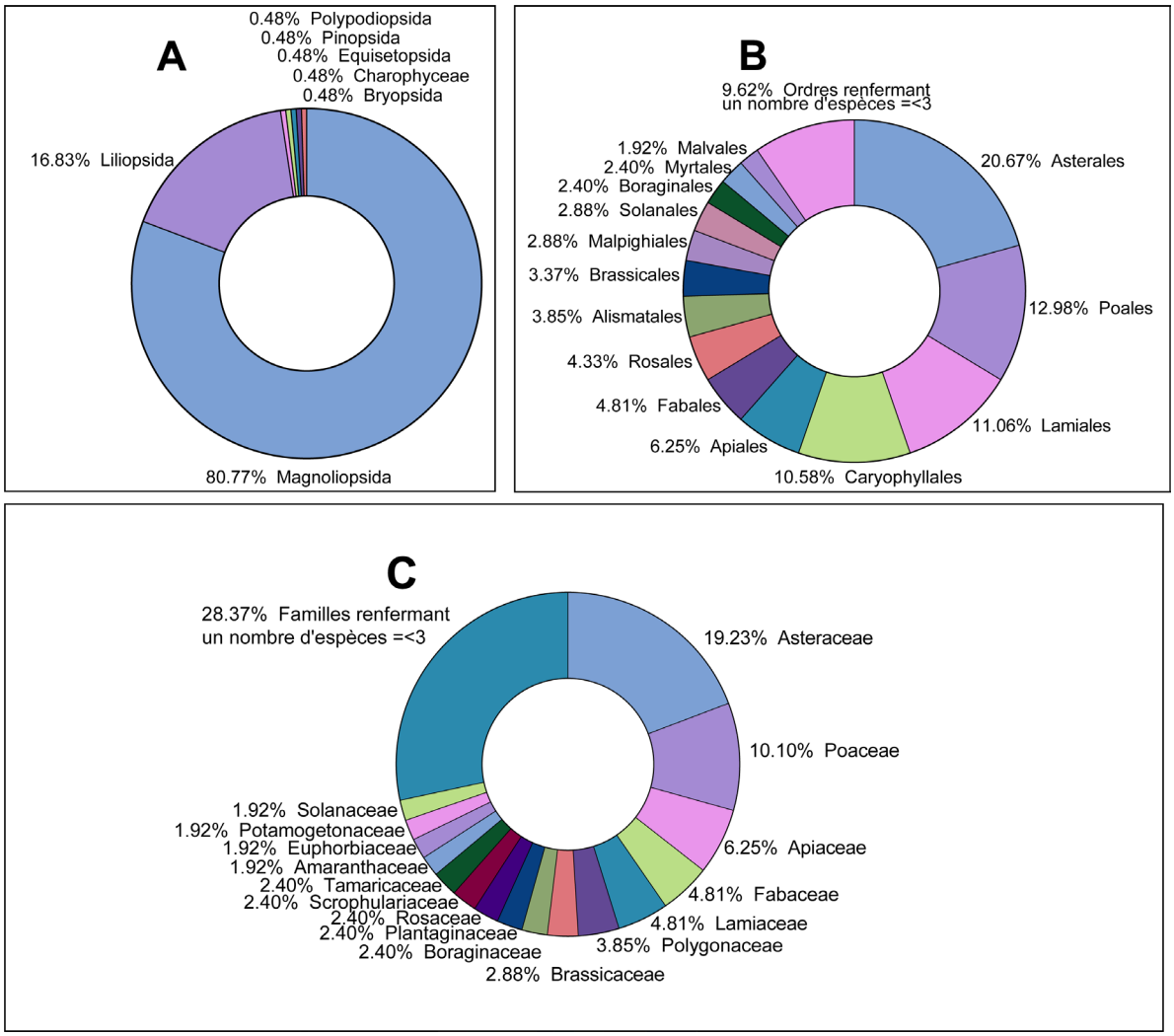


Figure 7: *Distribution des macrophytes inventoriées au BHS par familles (C), ordres (B) et classes (A).*

Les espèces appartenant aux embranchements des Bryophyta et Charophyta sont très rarement rencontrées: Charophyta noté uniquement dans deux stations (S37 et S38) et Bryophyta dans une seule station (S33).

Il y a presque une dominance totale de la classe des Magnoliopsida en termes de richesse spécifique (plus de 88% des espèces), puis vient en deuxième lieu la classe de Liliopsida (16% des espèces). Les cinq classes restantes (Bryopsida, Charophyceae, Equisetopsida, Pinopsida et Polypodiopsida) ne sont représentées que par une seule espèce.

Les ordres des Asterales, Poales, Lamiales, et Caryophyllales ont une nette prédominance aussi bien au niveau de la richesse macrophytique qu'en occupation des stations. Ils comportent plus de

la moitié des espèces et se localisent dans plus de 76% des stations.

La composition macrophytique analysée sur la base de l'importance des familles révèle également des proportions différentes.

Les familles des Asteraceae et les Poaceae prédominent aussi bien en richesse spécifique qu'en fréquence d'occurrence: ces deux familles englobent plus de 29% des espèces macrophytiques et sont reprsentées dans plus de 84% des stations étudiées. Cette prédominance peut être liée au grand nombre d'espèces appartenant à ces deux familles qui sont adaptées aux conditions du BHS. En effet, les Poaceae et les Asteraceae ont un grand nombre de stratégies d'adaptation aux conditions extrêmes telles que le stress hydrique (Ferraro et Scremin-Dias 2018; Rada *et al.* 2019).

Quatre autres familles renferment ensemble plus de 19.5% des espèces macrophytiques et se répartissent sur plus de 66% des stations prospectées ; il s'agit des Apiaceae, des Lamiaceae, des Fabaceae, et des Polygonaceae (**Fig. 7**).

Bien que la famille des Fabaceae vienne en quatrième position en richesse spécifique avec les Lamiaceae (4,81%) , elle est légèrement moins abondante (33,33%).

Il faut noter aussi que la plupart des familles ont une fréquence (proportion des sites où la famille est présente) inférieure à 30% (**Fig. 8**).

La plupart des espèces inventoriées (> 75%), ont une fréquence d'occurrence inférieure à 11% (**Fig. 9**), ce qui signifie que le BHS est très largement dominé par de macrophytes à répartition stationnelle restreinte.

L' espèce la plus fréquente au BHS est *Mentha suaveolens* (51,28%). Les espèces accessoires sont de l'ordre de 12 : *Centaurea calcitrapa* (38,46%), *Scirpus sp* (35,90%), *Polygonum sp* (33,33%), *Arundo donax* (30,77%), *Dittrichia viscosa* (30,77%), *Lythrum junceum* (28,21%), *Marrubium vulgare* (28,21%), *Tamarix canariensis* (28,21%). *Nasturtium officinale* (25,64%), *Plantago lagopus* (25,64%), *Pulicaria sp* (25,64%) et *Xanthium spinosum* (25,64%).

On a enregistré des espèces qui ont été qualifiées par Fennane *et al.* (1998) d'espèces éteintes ou de présence douteuse (*Anagallis arvensis* et *Tamarix gallica*), des espèces rares (*Glinus lotoides*), des espèces soupçonnées rares (*Persicaria maculosa* et *Ranunculus bulbosus*), des espèces très rares (*Berula erecta*, *Centaurea aspera*, *Eryngium glaciale*, *Euphorbia cossoniana* et *Paspalum vaginatum*) et des espèces soupçonnées très rares (*Mentha aquatica* et *Verbascum blattaria*). 75% de ces espèces sont présentes uniquement dans une seule ou deux stations. À titre d'exemple, *Glinus lotoides* et *Eryngium glaciale*a ont été trouvés uniquement dans la station (S21), ce qui est aussi le cas de *Ranunculus bulbosus* (S24) et *Centaurea aspera* (S13).

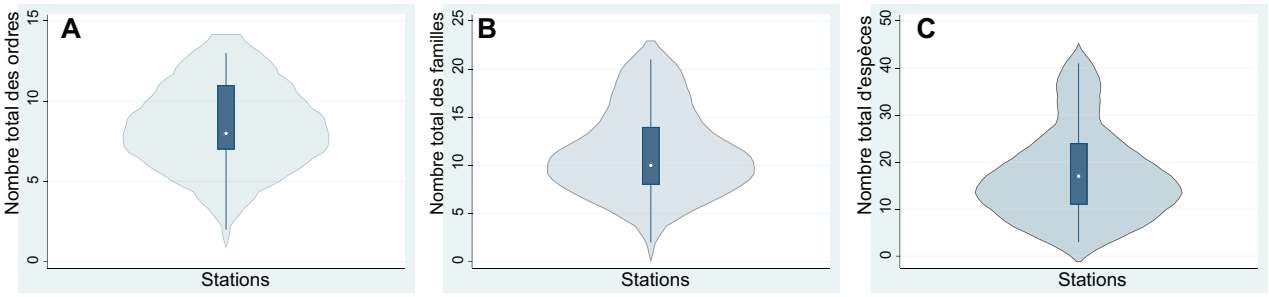


Figure 8: *Diagramme en violon de la richesse spécifique des différents ordres, familles, et espèces macrophytiques dans les stations d'étude.*

Plus de 75% des stations ont un nombre d'espèces inférieur à 25, ce qui ne dépasse pas 12% de la richesse spécifique globale (**Fig. 9**). Les stations dotées d'une grande richesse sont: S24 (41 espèces), S27 (40), S29 (38), S19 (35), S28 (34), S25 (34) et S26 (30).

Il y a une dominance totale des formations végétales hémicryptophytaie et thérophytaie au niveau des stations avec une fréquence d'occurrence qui dépasse 90%. Les formations de type parvophanérophytaie et magnophanérophytaie sont présentes au niveau de 77% et 26% des stations, respectivement. Les chaméphytaie sont très peu représentés (8%).

Il y a aussi une dominance presque totale des espèces ripariennes (81,25%) par rapport aux espèces aquatiques.

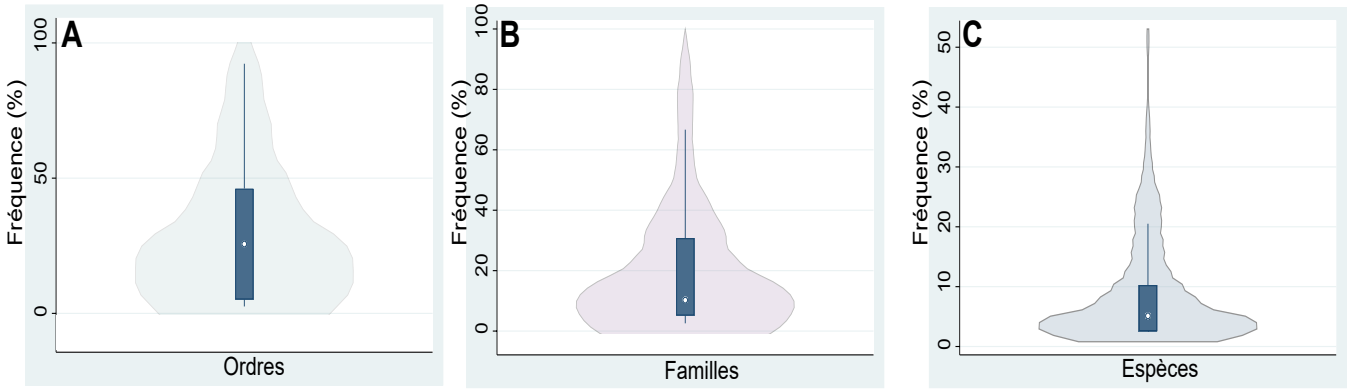


Figure 9: *Diagramme en violon de la distribution des fréquences d'occurrences des ordres, des familles et des espèces de macrophytes dans les stations étudiées au BHS.*

**** La médiane est indiquée par un point blanc et les quartiles sont indiqués par des traits. L'ensemble de la distribution apparait sous la forme d'une région colorée (violon). Cette région est plus grosse là où sont la plupart des valeurs et mince là où il y en a moins.***

II. Variation spatiale des communautés macrophytiques du BHS

1. Modélisation basée sur la télédétection des communautés de macrophytes

La télédétection fournit un soutien supplémentaire à l'analyse spatiale et à la modélisation dans la cartographie des macrophytes.

Elle a permis de mettre en évidence les différents changements spatio-temporels du couvert végétal au niveau du BHS entre 2013 et 2015.

Les valeurs de NDVI (indice différentiel de végétation normalisé) obtenues sont comprises entre − 0,306 et + 0,648 (**Tab. 6; Fig. 10**). Le NDVI le plus élevé (+ 0,648) a été obtenu en 2013. Selon le NDVI, et en se basant sur la formule de % veg (Nagler et al. 2001), cette année a connu une couverture végétale élevée (42,33%), après laquelle la végétation intérieure a subi une dégradation (36,57% en 2014 et 36,21% en 2015).

La modélisation de la cartographie des espèces ripariennes montre une forte densité des zones ripariennes dans les parties du BHS présentant les plus faibles densités de population humaine, surtout au niveau du nord-est et du sud (**Fig. 11**), alors que les autres parties du Bassin, surtout au niveau du centre – où se concentrent la population et les activités économiques - présentent des zones ripariennes discontinues et de faibles largeurs.

La dégradation de la zone riparienne au niveau de certaines parties du Bassin peut être considérée comme un signe de dégradation de l'état écologique de ces milieux. En effet, plus la largeur de cette zone est importante plus la température des cours d'eau, la sédimentation et la pollution nutritive diminuent (Klemas et al. 2014). Cette zone stabilise les banques des cours d'eau ; séquestre les sédiments, les éléments nutritifs (phosphore, nitrate, nitrite …), les pesticides ainsi que les différents produits chimiques avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau. En plus, les masses d'eau à niveaux modérés de température et d'éclairement améliorent la qualité de l'eau pour les organismes aquatiques et fournissent l'habitat et les corridors naturels pour les organismes terrestres (oiseaux et animaux).

La dégradation de cette zone peut refléter aussi un degré très important des pressions d'anthropiques. En effet, plus il y a une augmentation des pressions anthropiques comme les modifications d'occupation et d'utilisation du sol (l'urbanisation, le déboisement, etc.) et le règlement de l'écoulement (dams …), moins cette zone est développée.

Ainsi, l'intégration de la télédétection dans les indices macrophytiques représentera une entrée dans une nouvelle ère de biosurveillance.

Tableau 6 : *Variation de NDVI au cours de la période 2013-2015 dans le BHS.*

Année	NDVI			
	Min	Max	Moyenne	Écart type
2013	-0,308	0,648	0,191	0,069
2014	-0,315	0,642	0,159	0,071
2015	-0,306	0,637	0,157	0,072

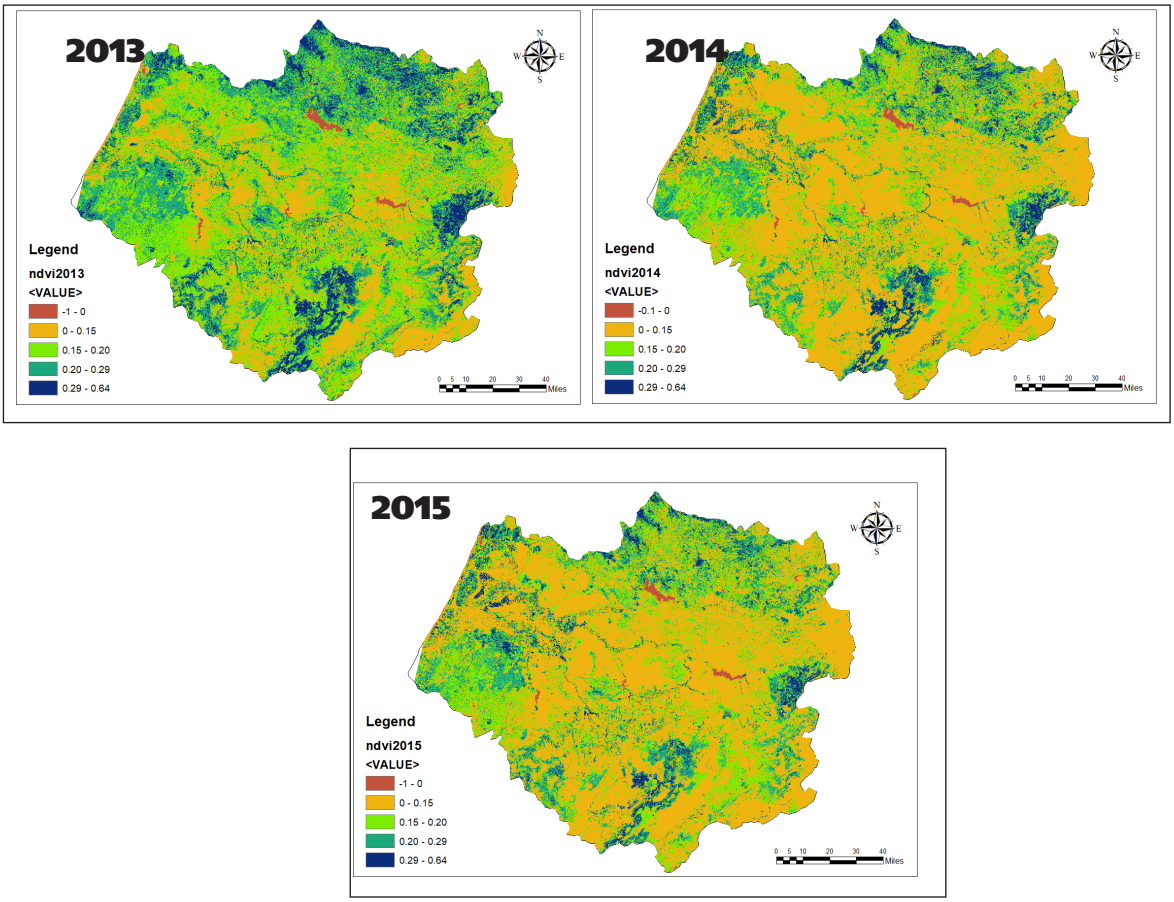


Figure 10: *NDVI de 2013, 2014 et 2015*

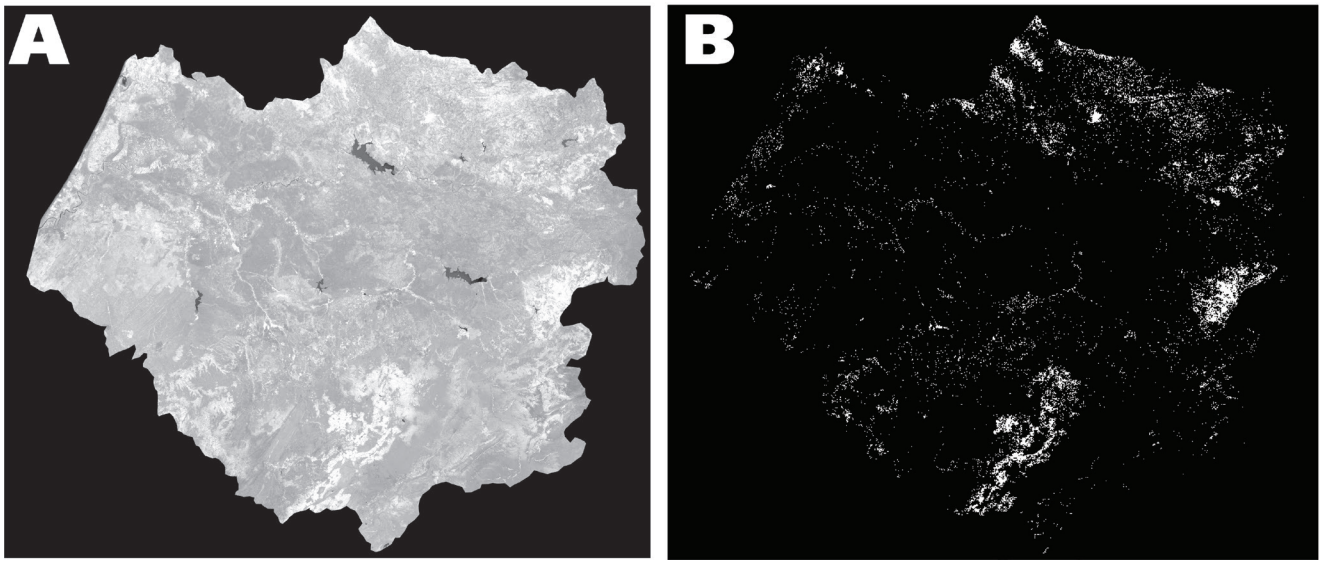


Figure 11: *Étapes de traitement d'image utilisant a) l'extraction de la PC1 de NDVI de 2013, 2014 et 2015 b) Binarisation avec seuil d'Otsu (les régions blanches indiquent la présence de végétations riveraines).*

2. Impact de la variance des hydroécorégions sur la répartition des macrophytes.

A. Représentation spatiale non-métrique (nMDS)

Il faut noter que, d'une part, bien que la valeur du coefficient de stress de Kruskal de 0,14 associée à la nMDS dans le cas de toutes les espèces confondues et dans le cas des espèces ripariennes soit quelque peu élevée (**Fig. 12**), elle permet de dégager une représentation satisfaisante, mais n'est pas parfaitement fidèle à la réalité multidimensionnelle des données. D'autre part, le coefficient de stress de Kruskal de 0,095 associé à la nMDS dans le cas des espèces aquatiques est très bas, ce qui indique que la représentation graphique observée est parfaitement fidèle à la réalité multidimensionnelle des données.

La répartition spatiale bidimensionnelle non métrique (nMDS) des stations basée sur les données présence/absence des espèces aquatiques ne démontre plus une ségrégation prononcée des stations selon l'hydroécorégion qui leur est associée (**Fig. 12**).

Si on considère uniquement les espèces ripariennes, il apparaît que les stations de l'hydroécorégion 5 et 2 forment deux groupes différents, suggérant que l'assemblage des communautés macrophytiques retrouvé dans ces deux hydroécorégions est différent. De même dans le cas de toutes les

espèces confondues, le groupe des stations (S1, S31, et S12), situés au niveau de l'hydroécorégion 5, se trouve à une distance relativement grande de toutes les autres stations, suggérant que l'assemblage des communautés macrophytiques retrouvé dans ce groupe de station est différent de toutes les autres stations.

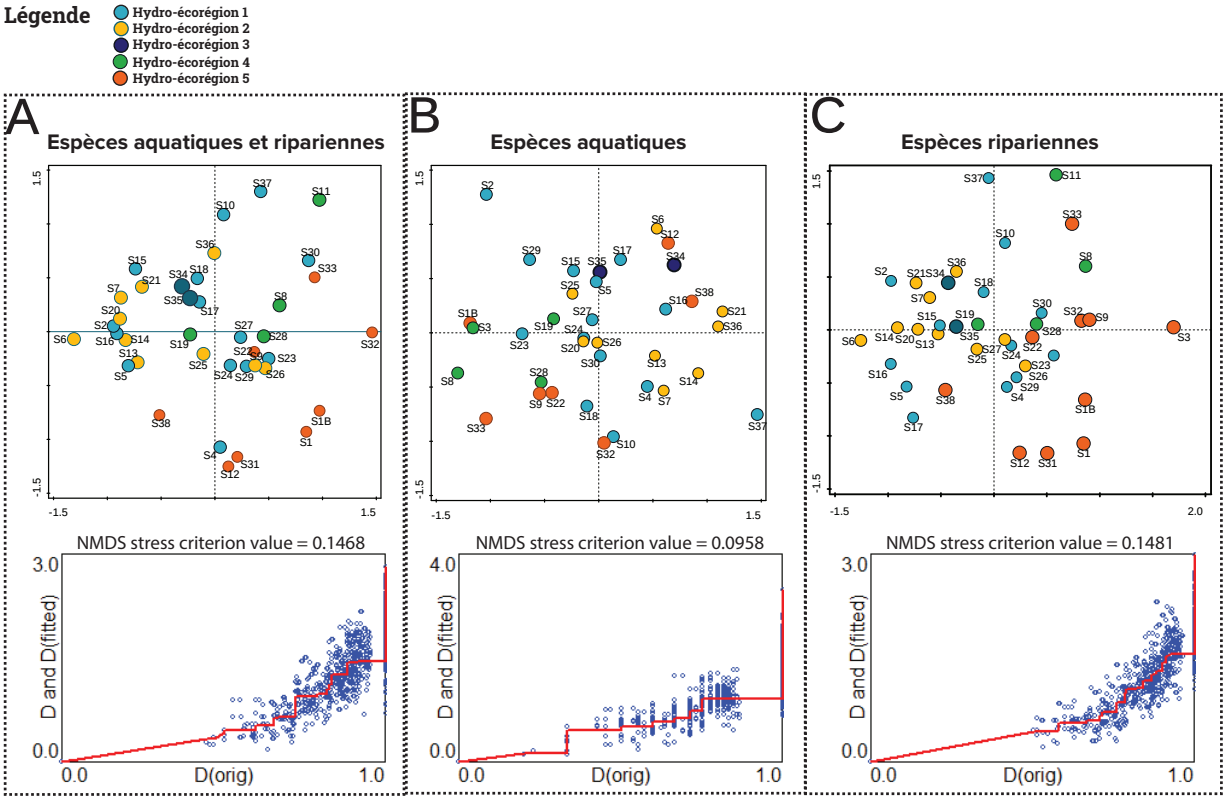


Figure 12: *Représentation spatiale non-métrique (nMDS) de la composition des communautés macrophytiques observées dans les différentes stations du BHS étudiées. A) toutes les espèces ; B) espèces aquatiques ; C) espèces ripariennes.*

**** Les figures du dessous représentent les diagrammes de Shepard permettant de visualiser la distance entre distance et disparité.***

B. Variations intra- et inter-hydroécorégions des comunautés macrophytiques du BHS

Le test ANOSIM (Analysis of Similarity) unidirectionnel a été utilisé pour examiner les différences entre les communautés de macrophytes entre les hydroécorégions du BHS. La valeur de significativité α (0,05) a été ajustée par la correction de Bonferroni (αB = 0,05/N) pour le nombre (N) de tests multiples réalisés.

La plupart des analyses ANOSIM n'ont pas présenté des différences inter-hydroécorégionales significatives (**Tab. 7**). En plus, la plupart des valeurs de R étaient négatives (**Fig. 13**) indiquant une plus grande variabilité de la communauté macrophytique au sein d'une même hydroécorégion qu'entre les différentes hydroécorégions.

Les différences significatives ont été obtenues uniquement dans quatre cas. Dans le cas de toutes les espèces macrophytiques confondues (espèces ripariennes et aquatiques), les résultats obtenus indiquent une différence notable au niveau de Eco5/Eco1 ($R = 0,55$, p ajustée $< 0,005$) et une légère différence entre Eco5/Eco2 ($R = 0,25$, p ajustée $< 0,005$). De même, si l'on prend en considération seulement les espèces ripariennes: Eco5/Eco2 ($R = 0,53$, p ajustée $< 0,005$) et Eco5/Eco2 ($R = 0,23$, p ajustée $< 0,005$). Ces résultats et conclusions concordent avec l'analyse PERMANOVA (**Tab. 8**) et l'impact des hydroécorégions sur la répartition des macrophytes (ripariens et aquatiques) est estimé par l'analyse canonique des correspondances (CCA) à environ 4% ($p < 0,005$) (**Tab. 9**).

En termes de contribution à la dissimilarité des communautés macrophytiques entre Eco5/Eco2, les plus importantes espèces ont été SP206, SP181, SP57, SP109, SP140 (**Tab. 10**).

Tableau 7 : *Résultats des analyses ANOSIM des variations inter-hydroécorégions des communautés macrophytiques du BHS.*

		R	*p*
Espèces ripariennes et aquatiques	ANOSIM globale	0,1893	**0,0017**
	ECO5:ECO1	0,2492	**0,0024**
	ECO5:ECO4	0,1647	0,0993
	ECO5:ECO2	0,5487	**0,0004**
	ECO5:ECO3	0,3754	0,0534
	ECO1:ECO4	0,1167	0,1737
	ECO1:ECO2	-0,01756	0,5626
	ECO1:ECO3	-0,1957	0,8494
	ECO4:ECO2	0,4729	0,0061
	ECO4:ECO3	-0,09091	0,6648
	ECO2:ECO3	-0,1396	0,6939

		R	*p*
espèces ripariennes	ANOSIM globale	0,1853	**0,0022**
	ECO5:ECO1	0,2315	**0,0037**
	ECO5:ECO4	0,2101	0,0583
	ECO5:ECO2	0,5324	**0,0001**
	ECO5:ECO3	0,3829	0,0973
	ECO1:ECO4	0,09703	0,2163
	ECO1:ECO2	0,01175	0,4015
	ECO1:ECO3	-0,1801	0,7934
	ECO4:ECO2	0,4246	0,0092
	ECO4:ECO3	-0,1273	0,663
	ECO2:ECO3	-0,06156	0,509
espèces aquatiques	ANOSIM globale	0,05524	0,1453
	ECO5:ECO1	0,09005	0,0989
	ECO5:ECO4	-0,07295	0,735
	ECO5:ECO2	0,1578	0,0259
	ECO5:ECO3	-0,06456	0,6601
	ECO1:ECO4	0,0727	0,258
	ECO1:ECO2	-0,0773	0,8674
	ECO1:ECO3	0,02096	0,4271
	ECO4:ECO2	0,2937	0,0155
	ECO4:ECO3	0,1818	0,3349
	ECO2:ECO3	-0,1847	0,8131

**** Les résultats significatifs des tests sont indiqués en gras (correction de Bonferroni : p <0,005).***

Tableau 8 : *Résultats des analyses PERMANOVA des variations inter-hydroécorégions des communautés macrophytiques du BHS.*

		F	*p*
Espèces ripariennes et aquatiques	PERMANOVA globale	1,773	**0,0001**
	ECO5:ECO1	2,292	**0,0009**
	ECO5:ECO4	1,286	0,1589
	ECO5:ECO2	3,435	**0,0002**
	ECO5:ECO3	1,993	0,0203
	ECO1:ECO4	1,082	0,3422
	ECO1:ECO2	1,394	0,1089
	ECO1:ECO3	1,249	0,1695
	ECO4:ECO2	2,102	0,0082
	ECO4:ECO3	1,384	0,1940
	ECO2:ECO3	1,142	0,3231

		F	*p*
Espèces ripariennes	PERMANOVA globale	1,811	**0,0001**
	ECO5:ECO1	2,411	**0,0006**
	ECO5:ECO4	1,394	0,113
	ECO5:ECO2	3,638	**0,0006**
	ECO5:ECO3	2,009	0,0189
	ECO1:ECO4	0,9443	0,5182
	ECO1:ECO2	1,609	0,0585
	ECO1:ECO3	1,212	0,2393
	ECO4:ECO2	1,957	0,0142
	ECO4:ECO3	1,251	0,2421
	ECO2:ECO3	1,165	0,2593
Espèces aquatiques	PERMANOVA globale	1,407	0,0341
	ECO5:ECO1	1,463	0,116
	ECO5:ECO4	0,8585	0,6063
	ECO5:ECO2	1,925	0,0279
	ECO5:ECO3	1,516	0,1219
	ECO1:ECO4	1,386	0,1669
	ECO1:ECO2	0,726	0,7072
	ECO1:ECO3	1,617	0,0947
	ECO4:ECO2	2,055	0,0091
	ECO4:ECO3	1,924	0,0947
	ECO2:ECO3	1,094	0,3821

**** Les résultats significatifs des tests sont indiqués en gras (correction de Bonferroni : p <0,005).***

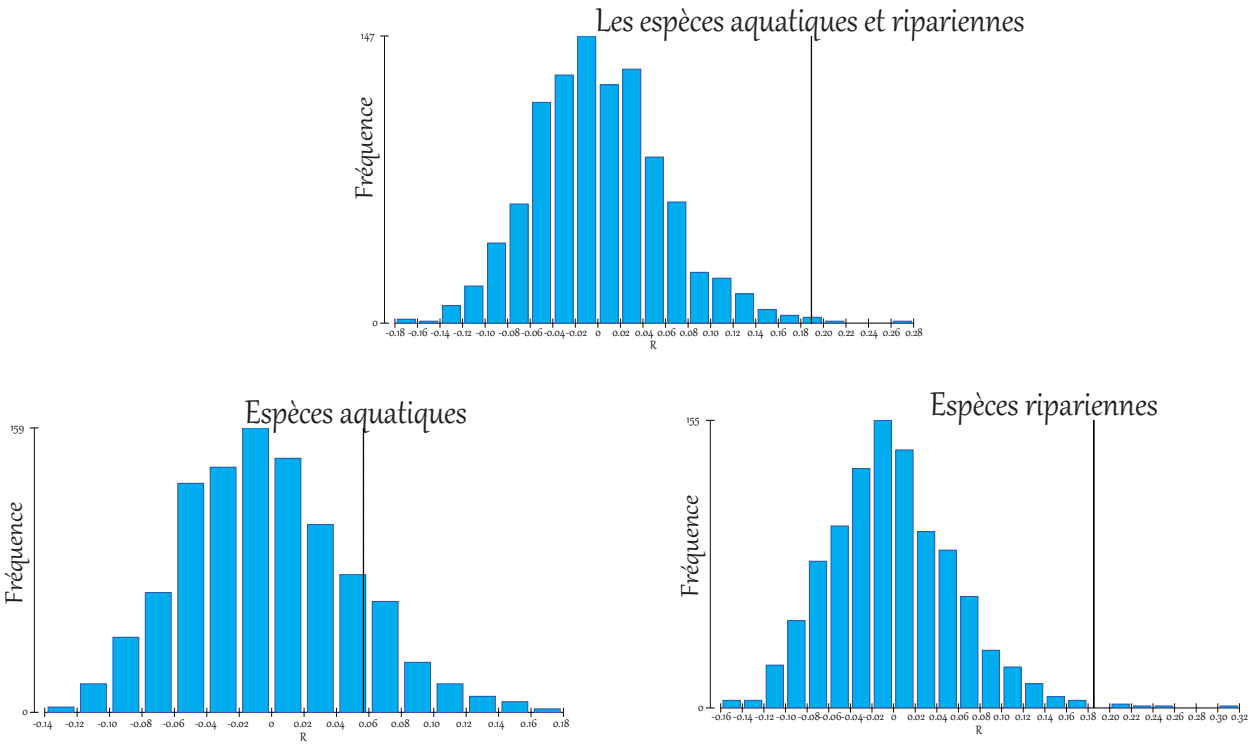


Figure 13: *Distributions des valeurs de R calculées par permutation (n = 999) et testant l'hypothèse d'une absence de différences significatives entre les communautés macrophytiques entre les hydroéco-régions du BHS. Les lignes verticales représentent les valeurs observées ou «réelles» de R.*

Tableau 9 : *Résultats de l'analyse canonique des correspondances (CCA)*

	[%]	Pseudo-F value	P value
Espèces ripariennes et aquatiques	3,58%	1,4	0,004
Espèces ripariennes	3,57%	1,3	0,002
Espèces aquatiques	5,08	1,8	0,002

Tableau 10 : *Les résultats de test de SIMPER (pourcentage de similarité) indiquant les espèces contribuant le plus (70%) à la dissimilarité entre ECO5 et ECO2.*

Taxon	Dissimilarité/ Déviation standard	Contribution à la dissimilarité (%)	Contribution à la dissimilarité cumulée (%)	Moyenne de Eco5	Moyenne de Eco2
SP206	2,378	2,578	2,578	0	0,667
SP181	2,378	2,578	5,156	0	0,667
SP57	2,128	2,307	7,463	0	0,667
SP109	1,968	2,133	9,596	0,667	0,111
SP140	1,913	2,073	11,67	0,111	0,667

Taxon	Dissimilarité/ Déviation standard	Contribution à la dissimilarité (%)	Contribution à la dissimilarité cumulée (%)	Moyenne de Eco5	Moyenne de Eco2
SP33	1,838	1,993	13,66	0,667	0,333
SP114	1,819	1,972	15,63	0,222	0,667
SP117	1,818	1,971	17,61	0	0,556
SP151	1,705	1,848	19,45	0	0,556
SP164	1,65	1,789	21,24	0,222	0,556
SP53	1,574	1,706	22,95	0	0,556
SP116	1,413	1,532	24,48	0,444	0,111
SP15	1,364	1,479	25,96	0,222	0,333
SP205	1,315	1,425	27,38	0,222	0,333
SP131	1,267	1,374	28,76	0,111	0,333
SP139	1,231	1,334	30,09	0,333	0,111
SP141	1,177	1,276	31,37	0	0,444
SP202	1,128	1,222	32,59	0,333	0
SP92	1,106	1,198	33,79	0,333	0,111
SP100	1,099	1,191	34,98	0,333	0,111
SP155	1,099	1,191	36,17	0,333	0,111
SP89	1,085	1,177	37,35	0,333	0
SP162	1,083	1,174	38,52	0,111	0,333
SP158	1,008	1,093	39,61	0,333	0
SP2	0,9926	1,076	40,69	0,333	0
SP136	0,99	1,073	41,76	0,111	0,333
SP94	0,9507	1,031	42,79	0,111	0,222
SP105	0,9296	1,008	43,8	0,111	0,222
SP157	0,9268	1,005	44,81	0	0,333
SP34	0,9024	0,9782	45,78	0	0,222
SP93	0,9024	0,9782	46,76	0	0,222
SP55	0,8875	0,962	47,72	0,111	0,222
SP12	0,8527	0,9243	48,65	0,222	0,111
SP148	0,8527	0,9243	49,57	0	0,222
SP88	0,8395	0,91	50,48	0,222	0,111
SP82	0,8114	0,8796	51,36	0,111	0,222
SP166	0,788	0,8542	52,22	0,111	0,111
SP112	0,7832	0,849	53,07	0	0,222
SP142	0,7742	0,8392	53,91	0,222	0,111
SP172	0,7716	0,8364	54,74	0,222	0
SP198	0,7511	0,8142	55,56	0,111	0,222
SP44	0,7502	0,8133	56,37	0,111	0,222
SP62	0,7495	0,8124	57,18	0,111	0,111
SP19	0,734	0,7956	57,98	0	0,222
SP28	0,734	0,7956	58,77	0	0,222
SP130	0,734	0,7956	59,57	0	0,222

Taxon	Dissimilarité/ Déviation standard	Contribution à la dissimilarité (%)	Contribution à la dissimilarité cumulée (%)	Moyenne de Eco5	Moyenne de Eco2
SP203	0,7216	0,7822	60,35	0	0,222
SP168	0,7132	0,7731	61,12	0,222	0
SP99	0,6872	0,7449	61,87	0,222	0
SP184	0,6872	0,7449	62,61	0,222	0
SP163	0,6705	0,7268	63,34	0	0,222
SP39	0,6705	0,7268	64,07	0	0,222
SP145	0,662	0,7176	64,78	0	0,222
SP110	0,6108	0,6621	65,45	0	0,222
SP49	0,6108	0,6621	66,11	0	0,222
SP81	0,609	0,6601	66,77	0,111	0,111
SP3	0,5972	0,6473	67,42	0,111	0,111
SP37	0,5953	0,6453	68,06	0,111	0,111
SP14	0,5867	0,6359	68,7	0,222	0
SP135	0,5787	0,6273	69,32	0,111	0,111
SP118	0,5701	0,618	69,94	0,222	0
SP21	0,5632	0,6105	70,55	0,111	0,111

3. Impact de la variation des paramètres physico-chimiques des eaux sur la répartition des macrophytes.

A. Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les variables environnementales et la distribution des macrophytes du BHS

Espèces ripariennes

Afin d'évaluer l'impact des variables environnementales (caractéristiques physico-chimiques des eaux) sur la distribution des espèces ripariennes, une analyse canonique des correspondances est effectuée. Dans cette analyse cinq variables environnementales (conductivité, DBO_5, PT, NO_2^- et NO_3^-.) ont été croisées avec l'occurrence des espèces ripariennes (116 espèces) dans quinze stations.

Le test de permutation de Monte-Carlo (999 permutations) révèle que la variabilité expliquée par tous les axes canoniques est très significative (pseudo-F = 1,2, P = 0,036) (**Fig. 14**). Avec le même test, le premier axe canonique est significatif (pseudo-F = 0,2, P = 0,03) et explique à lui seul 11% de la variabilité observée de la distribution des macrophytes ripariens et les facteurs abiotiques (**Tab. 11**). Cet axe est positivement corrélé au PT, conductivité, NO_3^- et NO_2^- et négativement corrélé avec DBO_5.

L'axe 2 participe à 10% de la variation de la corrélation testée. Il est fortement et positivement corrélé avec la conductivité et négativement corrélé avec PT, NO_2^- et NO_3^-.

L'axe 2 montre une structuration des espèces macrophytiques selon un gradient de résistance à la salinité. Ainsi on distingue:

- des espèces très sensibles à la salinité: come *Scorpiurus sp* (sp167), *Isatis tinctoria* (sp92), *Bromus tectorum* (sp21), *Lolium multiflorum* (sp100) et *Solanum lycopersicum* (sp171) ;
- des espèces ayant une faible résistance à la salinité comme *Portulaca oleracea* (sp145) et *Amaranthus retroflexus* (sp6) ;
- et des espèces ayant une grande capacité de résistance à la salinité comme *Tamarix aphylla* (sp179) et *Polycarpon tetraphyllum* (sp138).

Ces résultats sont concordants avec ceux de plusieurs études rapportant le degré de sensibilité de ces espèces à la salinité (Abusaief *et al.* 2013; Al-Tamimi 2017; Alsafari *et al.* 2019; Bilski et Foy 1988; Elwood 2013; Lin *et al.* 2018; Mahmood *et al.* 2016; Marañón 1998; Marcum et Pessarakli 2013; Xing *et al.* 2019).

Tableau 11 : *Résultats de la ACC appliquée aux espèces ripariennes et aux variables environnementales*

	Axe 1	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**
Valeurs propres	0,6272	0,5628	0,4493	0,3816
Variation expliquée (cumulative)	11,01	20,89	28,78	35,48
Corrélation pseudo-canonique	0,9793	0,9883	0,9944	0,9881
Variation ajustée expliquée (cumulative)	2751	52,19	71,89	88,63

Espèces aquatiques

Dans le but de rechercher la ou les variables environnementales qui peuvent influencer la répartition des peuplements macrophytiques aquatiques, une analyse canonique des correspondances (ACC) a été réalisée sur les données macrophytiques avec onze variables environnementales. Les onze variables environnementales (température de l'eau et de l'air, la turbidité, le pH, DBO_5, DCO, O_2 dissous, NTK, PT, NO_2^-, NO_3^-) ont été croisées avec l'occurrence des espèces aquatiques (26 espèces) dans quinze stations.

Le test de permutation de Monte-Carlo (999 permutations) révèle que la variabilité expliquée par tous les axes canoniques est significative (pseudo-F = 1,4, P = 0,028) mais le premier axe est non significatif (pseudo-F < 0,1, P = 0,366).

L'ordination indique que la variabilité expliquée par les deux premiers axes est de 26,64% (**Fig.**

15; Tab. 12). L'axe 2 est corrélé négativement avec O_2 dissous, le pH, NO_3^-, la température de l'air, et il est corrélé positivement avec la DBO_5, DCO, NTK, la température de l'eau, et la turbidité.

L'axe 2 sépare les espèces macrophytiques selon un gradient trophique :

- des espèces oligotrophiques et mésotrophiques : comme *Mentha pulegium* (Sp112), *Apium repens* (Sp14), *Nasturtium officinale* (Sp116), *Agrostis stolonifera* (Sp4), *Lythrum acutangulum* et Agrostis semiverticillata (Sp142) ;
- des espèces eutrophiques : comme *Phragmites australis* (Sp131) et *Potamogeton sp* (Sp148).

L'ordination indique aussi qu'une forte proportion des espèces occupent des endroits ayant des niveaux de turbidité bas. Cela s'explique par le fait que l'augmentation de la turbidité peut entraîner la disparition des macrophytes (Coops et Doef 1996; Simons *et al.* 1994; Steinman *et al.* 1997). La présence des espèces *Phragmites australis* (Sp131) et *Potamogeton sp* (Sp148) à des niveaux très élevés de turbidité s'explique par la capacité de certaines espèces à développer des mécanismes de résistance à ces conditions (Horppila *et al.* 2013; Van den Berg *et al.* 1999).

Tableau 12 : *Résultats de la ACC appliquée aux espèces aquatiques et aux variables environnementales*

	Axe 1	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**
Valeurs propres	0,5400	0,5347	0,4953	0,4061
Variation expliquée (cumulative)	13,39	26,64	38,92	48,99
Corrélation pseudo-canonique	0,9931	0,9967	0,9960	0,9897
Variation ajustée expliquée (cumulative)	16,06	31,96	46,70	58,78

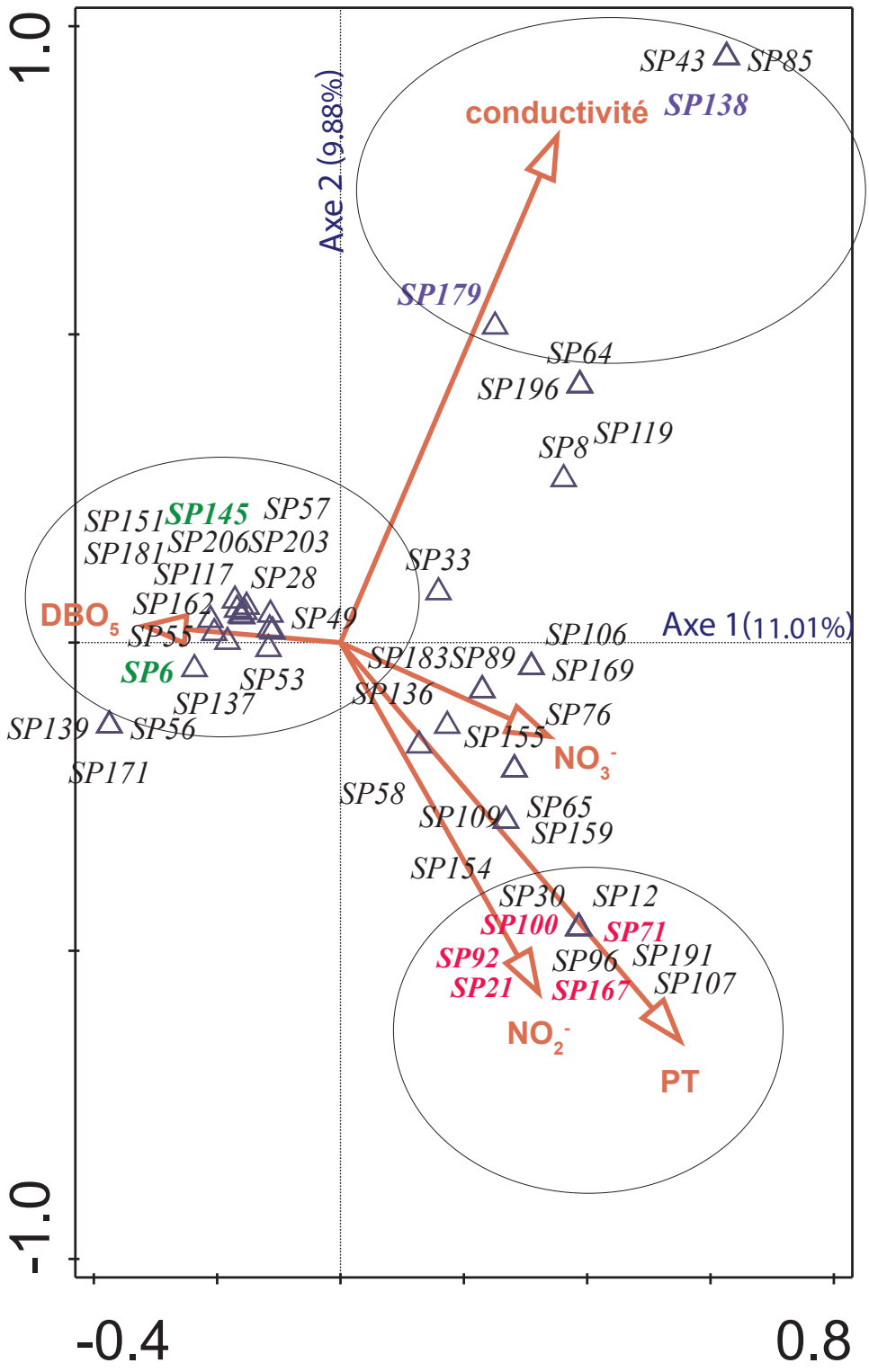


Figure 14: *Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces ripariennes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Seules les espèces avec une contribution supérieure à 5% dans la définition de l'ordination ont été représentées (48/116 espèces).*

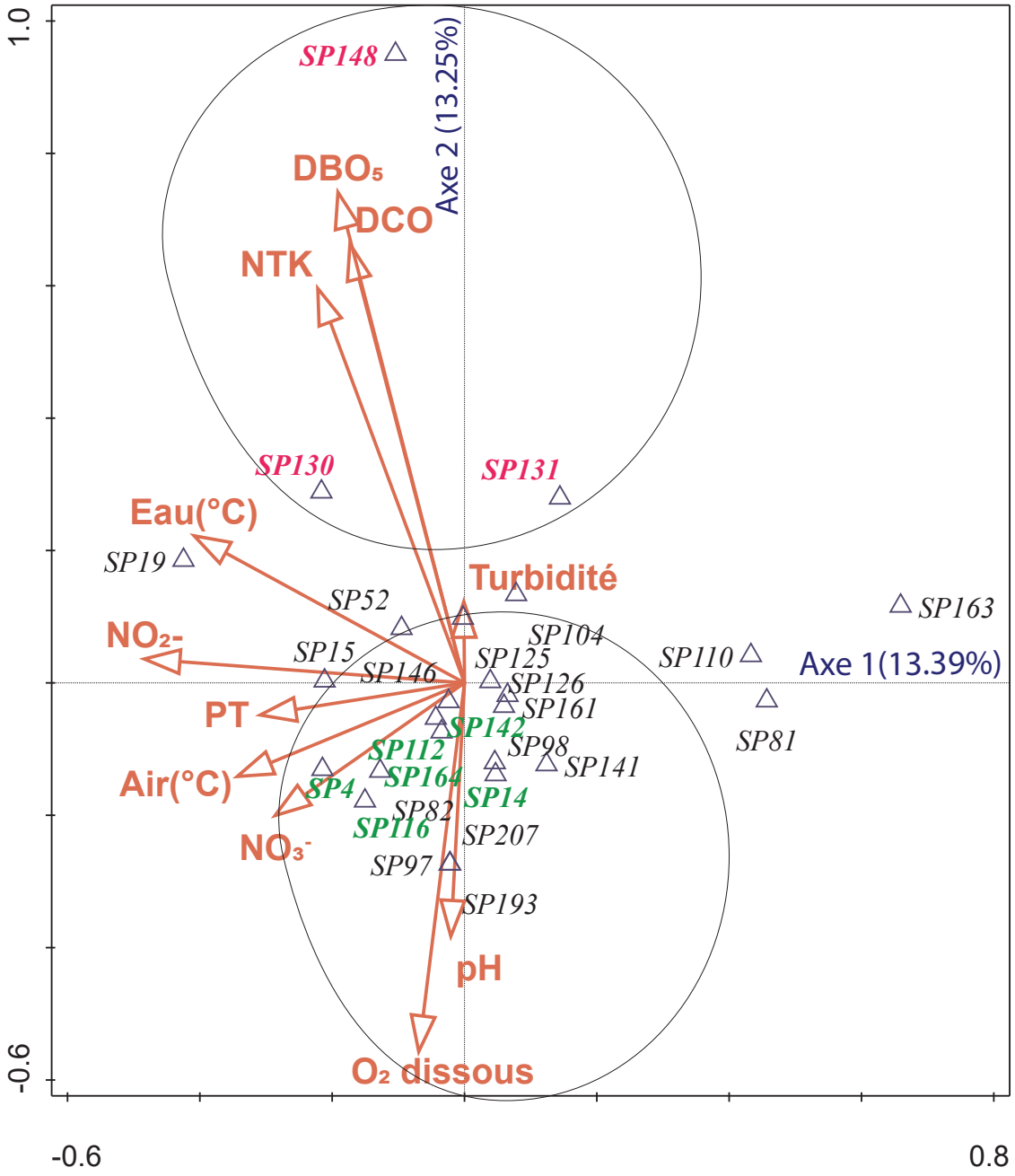


Figure 15: *Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces aquatiques (points) en fonction des variables environnementales (flèches).*

B. Classification des stations selon les paramètres physico-chimiques

La classification ascendante hiérarchique (CAH), appliquée aux variables physico-chimiques de l'eau, réunit quinze stations de la zone d'étude en groupes aussi homogènes que possibles sur la base de 24 variables physico-chimiques (**Fig. 16)** :

- le groupe (G1) englobe sept stations: S15, S5, S21, S25, S6, S18 et S19 ;

- le groupe (G2) englobe huit stations: S13, S23, S24, S26, S14, S20, S4, S17.

Le premier cluster (G1) est plus homogène que le deuxième (G2).

Afin d'identifier les composés impliqués dans cette classification, les données ont été analysées sous la forme de carte de chaleur (heatmap) illustrant la contribution des paramètres physico-chimiques des eaux aux différences observées. Cette analyse des données permet de mettre en évidence que le groupe (G2) comprend les stations les plus dégradées (ayant des niveaux très élevés de DBO_5, DCO, NTK, PT, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, HCO_3^-, PO_4^{3-}, CT, CF, et SF) et le groupe (G1) renferme les stations les moins dégradées.

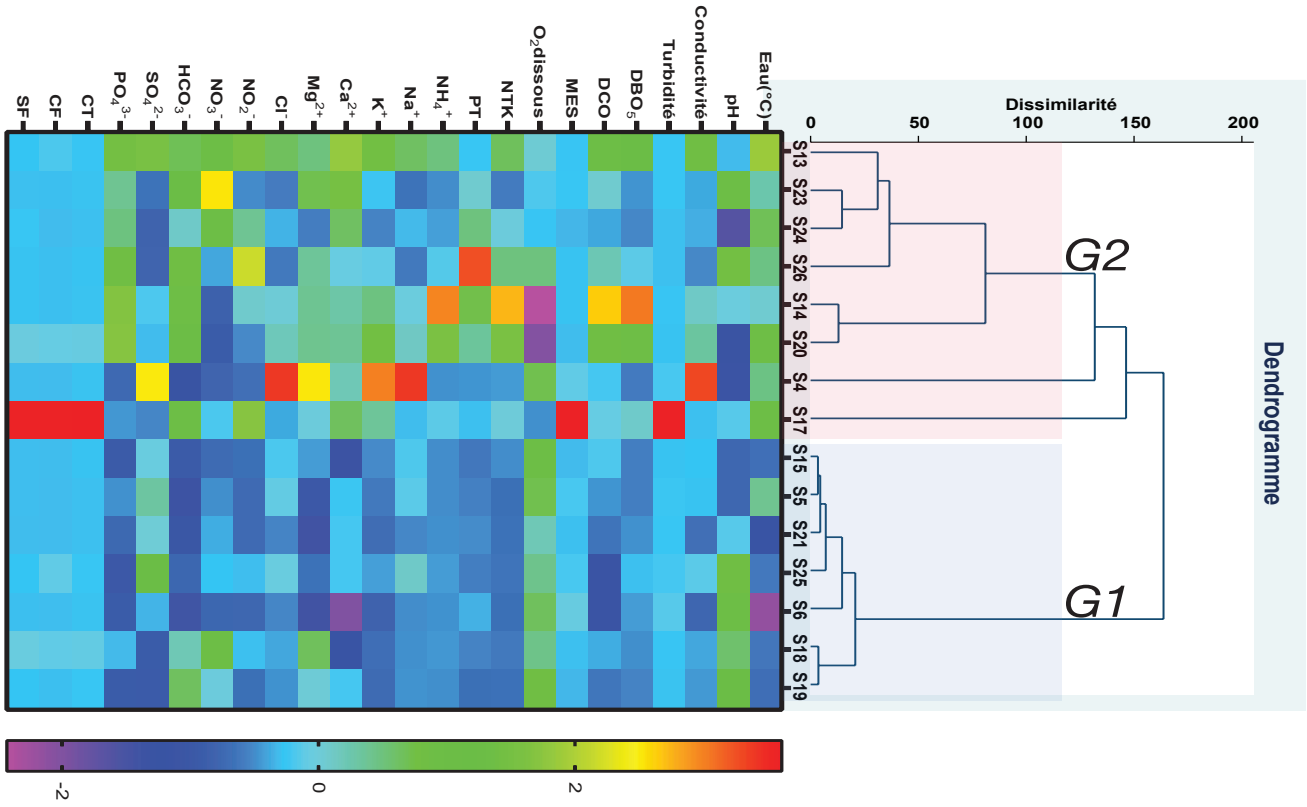


Figure 16: *Dendrogramme de la Classification Ascendante Hiérarchique des stations (méthode de Ward couplée à la distance euclidienne au carré) avec une carte thermique des valeurs centrées réduites.*

L'analyse en composantes principales (ACP) et la corrélation de Spearman nous permet d'explorer plus en profondeur la variabilité des paramètres physicochimiques et leurs corrélations et le degré de contamination qui existent dans les stations appartenant aux deux groupes G1 et G2.

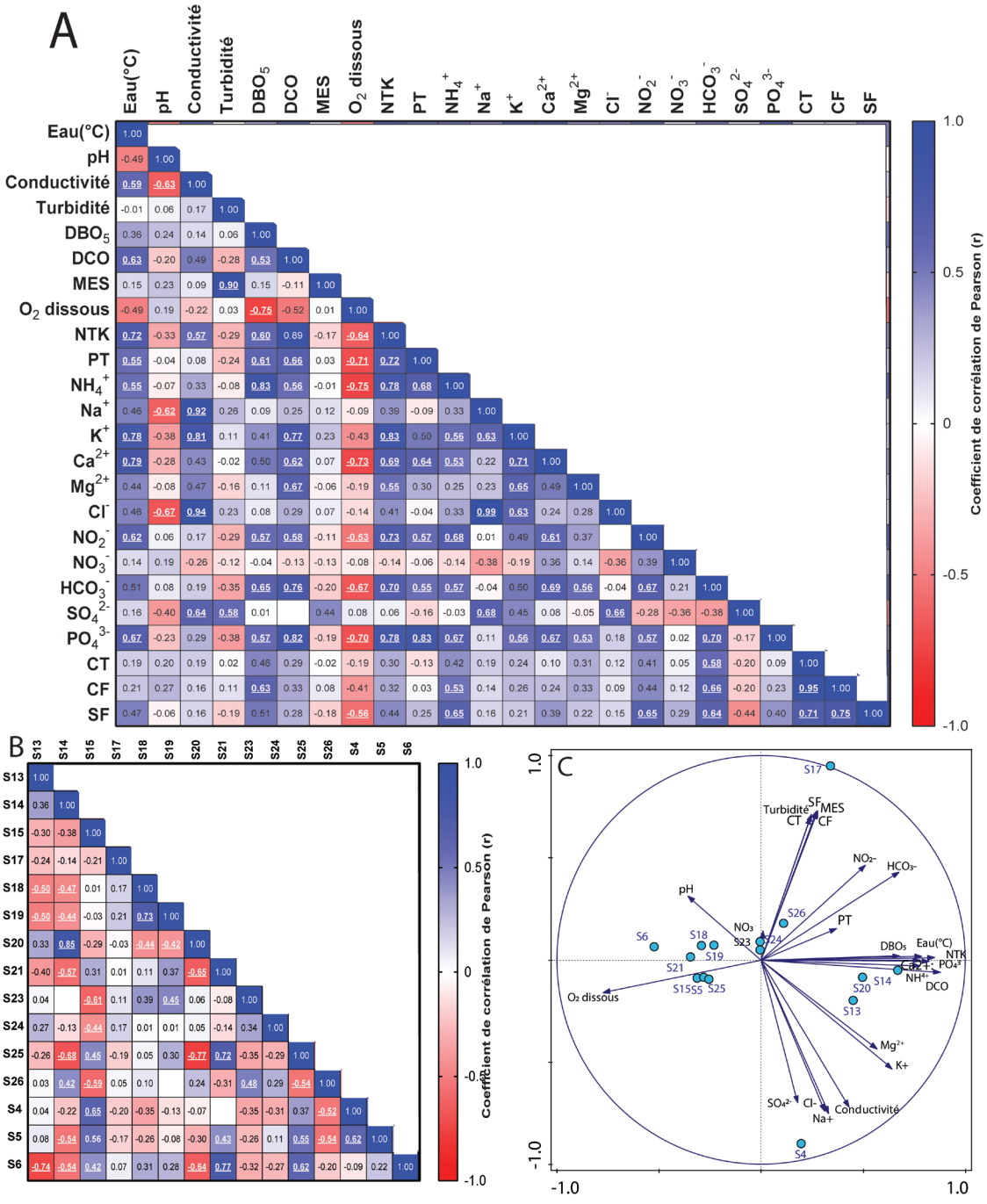


Figure 17: *Cartes de chaleur des matrices de corrélation: A) des caractéristiques physicochimiques des eaux de 15 stations de la zone d'étude . B) des caractéristiques physico-chimiques de différentes stations. C) Ordination des stations x variables physico-chimiques de l'eau par l'ACP. Les stations sont représentées en bleu et les variables physico-chimiques en vecteurs noires. Les axes 1 et 2 expliquent 55,35% de la variabilité de jeu de données (31,39% pour le premier axe et 23,96% pour le deuxième).*

D'après le diagramme de l'ACP et les cartes de chaleur des matrices de corrélation (**Fig. 17**), on remarque que les taux de DCO, DBO_5, NH_4^+, et PO_4^{3-}sont fortement et significativement associés entre eux et sont fortement et significativement inversement corrélés au taux de O_2 dissous.

L'ACP met en évidence deux pôles principaux de stations. Le niveau de contamination augmente en allant du pôle situé sur la partie gauche du premier axe vers le pôle situé sur la partie droite. Ainsi par exemple, les stations S13, S14 et S20 appartenant au groupe (G2) sont situées sur la partie positive du premier axe corroborant les fortes concentrations de PO_4^{3-}, NH_4^+, DCO, et DBO_5. Les stations situées sur la partie négative du premier axe réunissent les stations du groupe (G1) et dont les seuils de DCO, DBO_5, NH_4^+, NH_2^+, PO_4^{3-}, NO_2^-, PT, CF, CT, et SF sont très faibles et le seuil d'O_2 dissous est assez important. La forte dégradation des stations des groupes G2 peut être expliquée par le fait que certaines stations sont situées en aval de certaines villes telles que S14, S23, S24 et S26 qui se trouvent en aval du rejet du Fès, du Tahla, du Ain Taoujdate et du Sefrou, respectivement.

C. Comparaison de la richesse spécifique macrophytique entre les deux groupes de stations identifiés au BHS

La diversité des espèces de macrophytes est utilisée comme métrique par de nombreux systèmes d'évaluation (y compris par les organismes de réglementation nationaux serbes), où une diversité élevée indique de bonnes conditions écologiques (Vukov *et al.* 2018).

Alors qu' une étude récente menée par Vukov *et al.* (2018) indique qu'une couverture macrophytique élevée et une diversité d'espèces mettent en lumière un impact anthropique majeur (c'est-à-dire une pression) plutôt qu'un accroissement de la qualité écologique.

À l'opposé de ces deux directions de recherche, nos résultats n'ont pas montré une différence significative entre la diversité macrophytique et l'état écologique, bon ou mauvais des stations étudiées au niveau du BHS.

En effet, ANOSIM n'indique pas une claire différence entre les stations très impactées (G2) et peu impactées (G1) en matière de la composition en espèces aquatiques ($R = 0{,}01348$, $p = 0{,}4245$).

Le diagramme en violon montre qu'il n'y a pas de différence significative entre la variation du nombre d'espèces ripariennes et aquatiques entre G1 et G2 (**Fig. 18**), ce qui a été confirmé par le test de Student (toutes les espèces confondues: $t = 0{,}1639$, $p = 0{,}8723$; espèces ripariennes: $t = 0{,}4740$, $p = 0{,}6434$; espèces aquatiques: $t = 0{,}9869$, $p = 0{,}3417$). Ce test indique aussi qu'il n'y a pas de différence entre ces deux groupes ni au niveau du taux de rareté des espèces (la rareté des espèces est définie en se basant sur le travail de Fennane *et al.* (1998)) ($t = 0{,}3737$, $p = 0{,}7147$), ni au niveau du nombre de formations végétales par station (thérophytaie, hémicryptophytaie, parvo-

phanérophytaie, chaméphytaie, et magnophanérophytaie) (t=0,09452, p=0,9261).

Peut-être que la diversité des espèces se concentre quelque part entre le bon et le mauvais. Cela rejoint les observations de Huston (1979) affirmant qu'en termes de richesse en espèces, on s'attend généralement à ce que la plus grande richesse en espèces se produise à des niveaux de nutriments intermédiaires.

Avec des niveaux de nutriments élevés ou très faibles, la richesse en espèces devrait être inférieure car seuls les tolérants au stress (à faibles niveaux de nutriments) ou des espèces très compétitives (à niveaux de nutriments élevés) dominent la communauté (Bornette et Puijalon 2011).

L'enrichissement excessif des eaux en nutriments peut avoir un grand impact sur la formation des communautés macrophytiques. Les eaux contaminées auront tendance à favoriser l'abondance accrue d'espèces les plus tolérantes aux nutriments ce qui peut entraîner une perte globale de la diversité d'espèces macrophytiques (Trémolières *et al.* 2007).

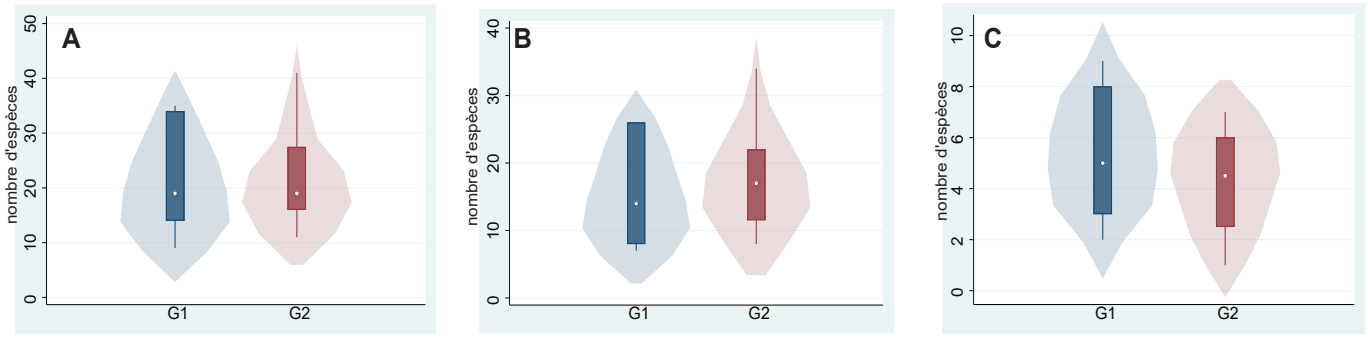


Figure 18: *Diagramme en violon de la distribution de toutes les espèces confondues (A), les espèces ripariennes (B) et les espèces aquatiques (C) en fonction des groupes G1 et G2. Le point blanc symbolise la moyenne du nombre d'espèces.*

III. La faisabilité de l'application ou de l'adaptation des indices trophiques méditerranéens au BHS et les limites de développement d'un indice trophique au BHS

1. Évaluation de la pertinence et la robustesse de l'utilisation des indices macrophytiques européens au niveau du BHS

A. Nombre des taxons contributifs

Un nombre limité d'espèces de macrophytes dans une masse d'eau peut potentiellement conduire à une détermination incorrecte des indices trophiques et donc à une décision environnementale erronée. Schaumburg *et al.* (2004) ont attiré l'attention sur le fait que l'absence de macrophytes sur un site n'est pas nécessairement due à la dégradation. Et ils ont souligné que dans le cas où il n'y a pas un nombre minimal d'espèces, l'évaluation écologique du cours d'eau par les macrophytes est impossible. Et ils ont ajouté que dans ce cas, le composant macrophyte doit être exclu complètement de la classification de l'élément de qualité.

Les auteurs des méthodes à base de macrophytes définissent le nombre minimum d'espèces indicatives comme étant cinq, améliorant ainsi l'évaluation appropriée de l'état écologique (Szoszkiewicz *et al.* 2010).

Selon François Delmas (2008), la pertinence de la réponse des indices macrophytiques dépend des nombres d'espèces contributives (une richesse floristique suffisante) : plus de 3 à 5 taxons contributifs : réponse représentative ; au moins 10 taxons contributifs : robustesse mieux stabilisée.

Budka (2018) a souligné aussi qu'une étude fiable sur les macrophytes nécessite l'incidence d'au moins neuf espèces indicatrices, mais le nombre de bioindicateurs peut être inférieur s'il s'agit des plus sensibles, c'est-à-dire principalement des espèces sténobiotiques.

Dans une étude très récente, Jusik et Staniszewski (2019) ont déclaré qu'un petit nombre d'espèces (< 5) pourrait empêcher une évaluation précise de l'état écologique de la rivière.

D'après la **Fig. 19**, il s'avère qu'on ne peut pas appliquer l'IBMR, le BMS et le FMI, en se basant sur leurs listes de référence respectives, dans la plupart des stations du BHS. En effet, le nombre minimal des taxons contributifs (= 5) n'est franchi que dans trois cas :

- IBMR dans S29 (*Agrostis stolonifera*, *Helosciadium nodiflorum*, *Lemna gibba*, *Potamogeton nodosus*, *Typha angustifolia*) ;
- FMI dans S19 (*Equisetum ramosissimum*, *Lemna gibba*, *Nasturtium officinale*, *Scrophularia auriculata* et *Zannichellia palustris*) et S30 (*Helosciadium nodiflorum*, *Lemna gibba*, *Nasturtium officinale*, *Rumex conglomeratus*, *Scrophularia auriculata*).

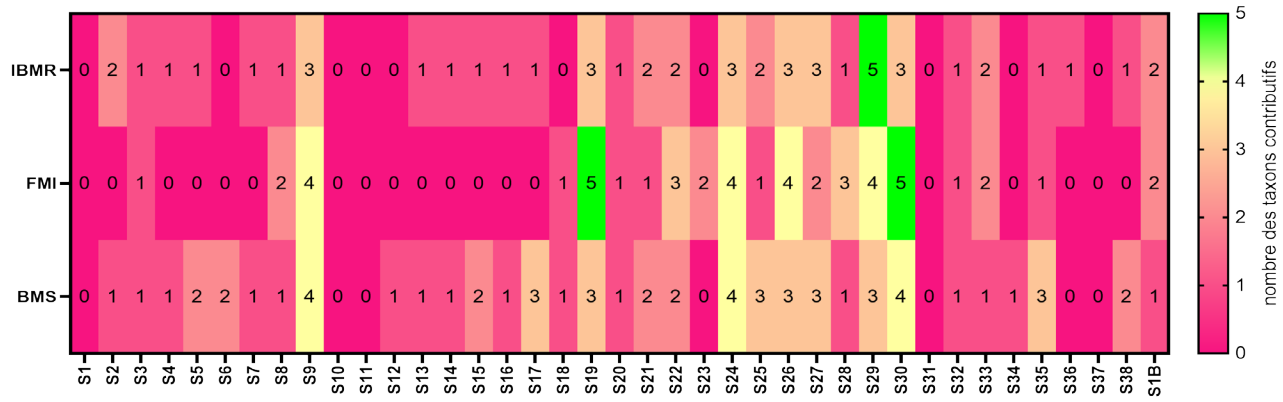


Figure 19: *Carte thermique des nombres des taxons contributifs des indices FMI, BMS et IBMR présents dans chaque station.*

Notre travail de terrain et notre analyse ont révélé qu'un nombre limité (23 espèces indicatrices) de macrophytes enregistrés dans le BHS sont utilisés comme bioindicateurs de la surveillance biologique pour l'évaluation de l'état écologique des rivières dans les pays euro-méditerranéens (**Tab. 13**).

Quatorze espèces sont utilisées dans IBMR, treize espèces dans BMS et FMI. Ce nombre limité d'espèces indicatrices ne représente que 6,76% de toutes les espèces indicatrices utilisées dans l'indice français (IBMR), 10,48% dans l'indice portugais (FMI) et 12,38% dans l'indice espagnol (BMS).

Si on étend notre analyse à d'autres indices européens :

- l'indice britannique : le classement trophique moyen (The Mean Trophic Rank – MTR) , il n'y a que dix espèces du BHS ayant une valeur d'indicatrice MTR : *Berula erecta*, *Elodea canadensis*, *Helosciadium nodiflorum*, *Hygrohypnum luridum*, *Lemna gibba*, *Nasturtium officinale*, *Phragmites australis*, *Potamogeton pectinatus*, *Typha angustifolia*, *Zannichellia palustris*.
- l'indice allemand : indice trophique des macrophytes (Trophic Index of Macrophytes – TIM), il n'y a que huit espèces du BHS qui ont une valeur d'indicatrice TIM : *Berula erecta*, *Elodea canadensis*, *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton pectinatus*, *Veronica beccabunga*, *Zannichellia palustris*.

Toutes ces espèces sont incluses dans les indices euro-méditerranéens, en particulier dans l'indice français.

Nasturtium officinale est l'une des espèces les plus couramment utilisées dans les indices des pays européens (MTR, TIM, IBMR, FMI et BMS) et se trouve au niveau du BHS.

Tableau 13 : *Liste des taxons aquatiques du BHS inclus dans les indices IBMR, BMS et FMI ainsi que leurs cotes spécifiques (CSi et Qi) et leurs coefficients de sténoécie (Ei).*

	IBMR		BMS	FMI	
	CSi	Ei	Qi	Csi	Ei
Agrostis stolonifera	10	1		12	2
Arundo donax			1		
Berula erecta	14	2			
Elodea canadensis	10	2	1		
Epilobium hirsutum			2	4	1
Equisetum ramosissimum				18	3
Helosciadium nodiflorum	10	1	3	4	1
Hygrohypnum luridum	19	3			
Lemna gibba	5	3	2	8	2
Ludwigia palustris			5		
Mentha aquatica	12	1	3	12	2
Mentha longifolia				18	3
Mentha pulegium			4		
Nasturtium officinale	11	1	2	8	2
Phragmites australis	9	2	1		
Potamogeton nodosus	4	3	3		
Potamogeton pectinatus	2	2		8	3
Ranunculus bulbosus			4		
Rumex conglomeratus				8	2
Scrophularia auriculata				4	1
Typha angustifolia	6	2			
Veronica beccabunga	10	1	3	12	3
Zannichellia palustris	5	1		16	3

D'après l'indice IBMR, le BHS comporte des espèces :

- de grande amplitude (Ei = 1): *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Agrostis stolonifera*, *Helosciadium nodiflorum*, *Veronica beccabunga*, *Zannichellia palustris* ;
- d'amplitude très limitée (Ei = 3): *Hygrohypnum luridum*, *Lemna gibba*, *Potamogeton nodosus*.

En outre, certaines espèces indiquent des conditions hypertrophiques (par exemple *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton nodosus*, CSi = 2–4) et d'autres indiquent des conditions oligotrophes (par exemple, *Hygrohypnum luridum*, CSi = 19).

Sur la base de l'indice BMS, les espèces associées à une conductivité élevée et à un enrichissement en nutriments (Qi = 1) sont *Elodea canadensis*, *Phragmites australis*, *Arundo donax*.

L'indice du FMI révèle que le BHS abrite des espèces :

- de grande amplitude (Ei = 1) (*Epilobium hirsutum*, *Helosciadium nodiflorum*, *Scrophularia auriculata*) ;

- d'amplitude très limitée (Ei = 3): *Equisetum ramosissimum*, *Mentha longifolia*, *Veronica beccabunga*, *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris*.

En outre, certaines espèces indiquent des conditions hypertrophiques (par exemple *Epilobium hirsutum*, *Helosciadium nodiflorum*, *Scrophularia auriculata* , CSi = 4) et d'autres indiquent des conditions oligotrophiques (*Equisetum ramosissimum*, *Mentha longifolia* , CSi = 18).

B. Étude de la variabilité du pouvoir bioindicateur des macrophytes dans les indices euro-méditerranéens

Diversité botanique des taxons utilisés dans les indices euro-méditerranéens

La différence la plus évidente entre les trois systèmes d'indicateurs est le nombre de taxons indicateurs inclus : IBMR (226), FMI (124), BMS (105) et TIM (49).

331 espèces répertoriées dans les indices euro-méditerranéens (IBMR, BMS et FMI) appartiennent à 98 familles, 66 ordres et 24 classes. Les familles les plus diversifiées sont les suivantes : Potamogetonaceae, Cyperaceae, Ranunculaceae, Amblystegiace, Typhaceae, Plantaginaceae, Characeae, Poaceae, Hydrocharitaceae, Apiaceae, Juncaceae (**Fig. 20**). Les genres les plus utilisés sont : Potamogeton (19 espèces), (9), Fissidens (8), Juncus (8), Carex (7), Callitriche (7), Chara (6), Equisetum (5), Montia (5) et Najas (5). Ces indices incluent certaines espèces de Chromista, Bacteria et Fungi.

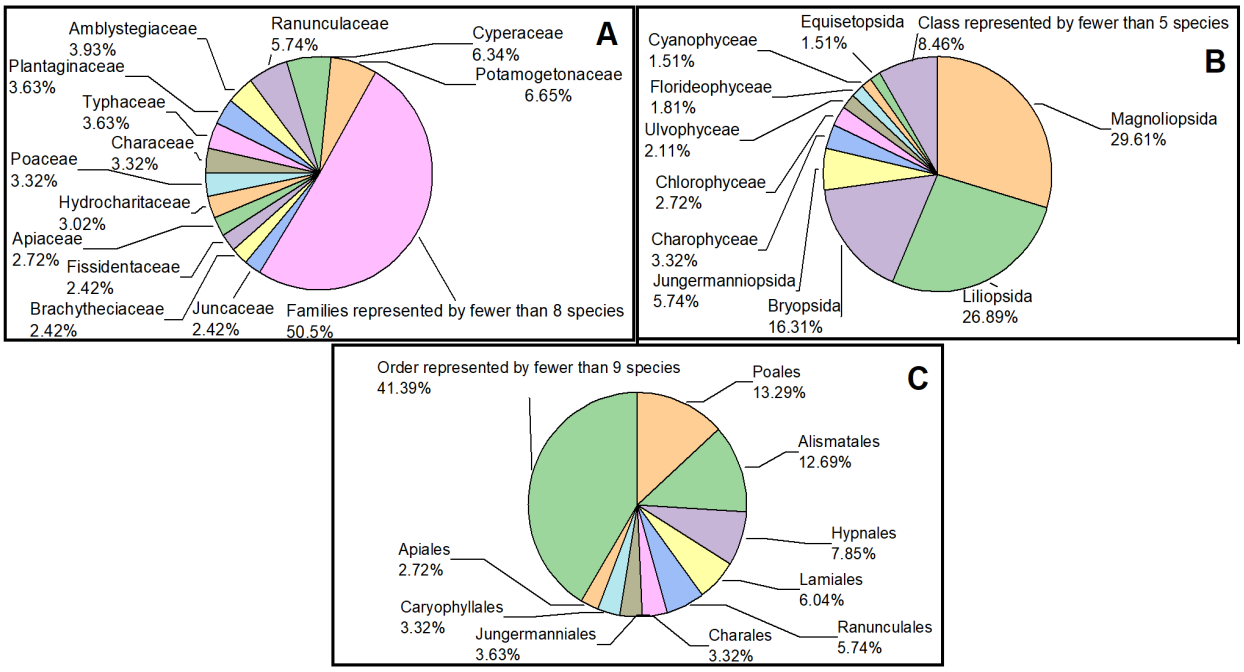


Figure 20: *Les familles (A), les classes (B) et les ordres d'espèces de macrophytes (C) incluses dans les indices trophiques méditerranéens: IBMR, FMI et BMS.*

Comparaisons entre les indices euro-méditerranéens en terme de taxons communs et de leur niveaux de pouvoir indicateur

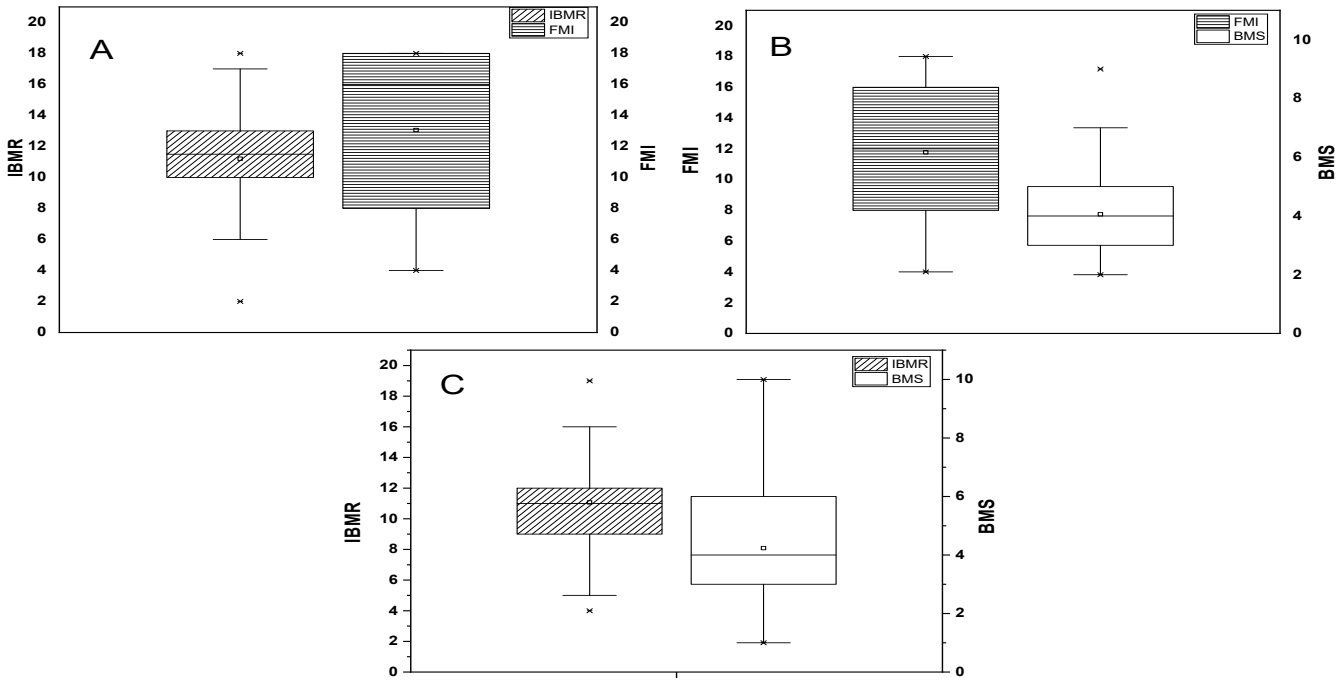


Figure 21: *Tracés en boîte des valeurs du pouvoir indicateur des espèces incluses dans A) (IBMR) et (FMI), B) (FMI) et (BMS), C) (FMI) et (BMS).*

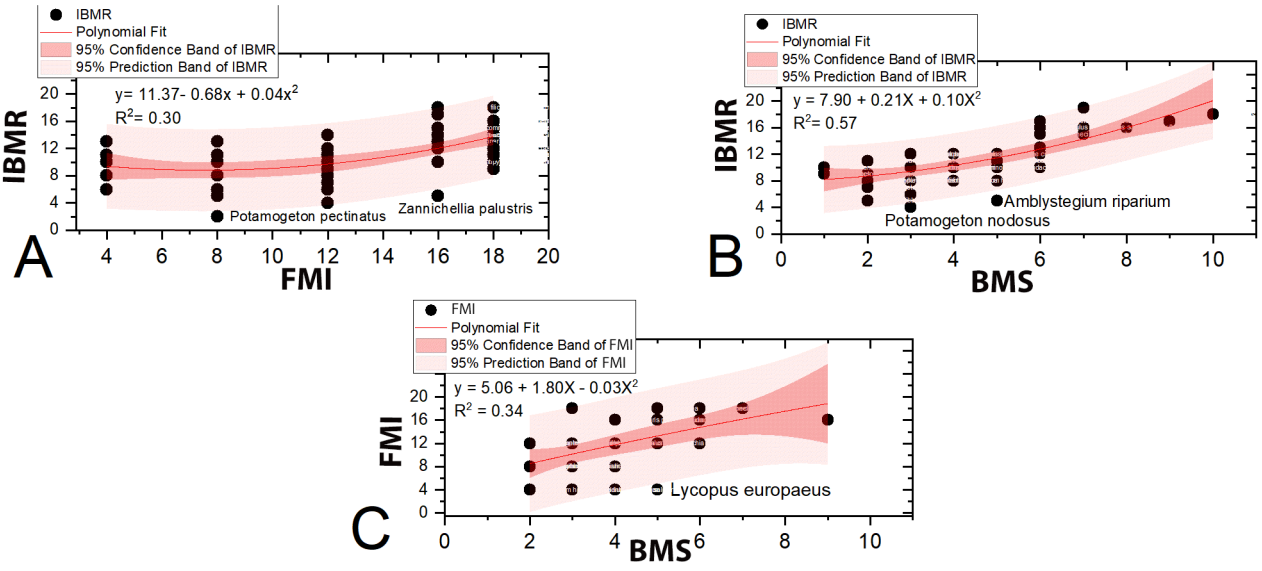


Figure 22: *Régression polynomiale des valeurs indicatrices des espèces selon les indices : A) IBMR et FMI, B) IBMR et BMS, C) FMI et BMS.*

La comparaison des listes de références des différents indices euro-méditérranéens montre que les taxons indicateurs retenus comme contributifs au calcul de ces indices sont assez différents. En effet, l'inclusion ou l'exclusion d'une espèce dans n'importe quel indice dépend de plusieurs critères parmi lesquels on peut citer le degré d'incidence ou de recouvrement de l'espèce dans la région où l'indice a été établi. En outre, les valeurs indicatrices de ces taxons selon ces indices ne sont pas stables :

IBMR comparé au FMI

La comparaison des listes de références des indices IBMR et FMI montre qu'ils comportent, au total, 68 espèces communes. La moitié de ces espèces ont une valeur FMI comprise entre 16 et 18 (**Fig. 21**). Les valeurs indicatrices sont significativement corrélées ($p = 0{,}000$, $R^2 = 0{,}30$) (**Fig. 22**). Les valeurs indicatrices de deux espèces s'éloignent de la courbe de régression (*Zannichellia palustris*, *Potamogeton pectinatus*) avec dans les deux cas, des valeurs IBMR inférieures à celles du FMI.

Un total de 158 taxons ont seulement une valeur indicatrice pour l'IBMR, mais pas une valeur indicatrice pour l'FMI, tandis que 56 taxons ont seulement une valeur d'indicatrice pour l'FMI mais pas pour l'IBMR.

IBMR comparé à BMS

Un total de 47 taxons est inclus dans IBMR et BMS. Les valeurs indicatrices sont significativement corrélées ($p = 0{,}000$, $R^2 = 0{,}57$) (**Fig. 22**). Deux espèces diffèrent de la courbe de régression. Dans les deux cas, la valeur IBMR est inférieure à celle du BMS (*Amblystegium riparium*, *Potamogeton nodosus*).

Un total de 179 taxons ont seulement un IBMR, mais pas une valeur indicatrice de BMS, tandis que 58 taxons ont seulement une valeur indicatrice du BMS mais pas IBMR.

FMI comparé au BMS

Au total, 35 espèces sont incluses dans les listes de référence à la fois du FMI et du BMS. Les valeurs indicatrices sont significativement corrélées ($p = 0{,}000$, $R^2 = 0{,}34$). La valeur indicatrice d'une seule espèce est éloignée de la courbe de régression (*Lycopus europaeus*) avec une valeur indicatrice pour le FMI est inférieure à celle pour le BMS.

89 taxons ont une valeur indicatrice uniquement pour le FMI, mais pas pour le BMS, tandis que 70 taxons ont uniquement une valeur d'indicatrice pour le BMS mais pas pour le FMI.

Discussion:

Les comparaisons présentées ci-dessus montrent que le FMI et le BMS ont le moins de taxons communs (35 taxons communs contre 47 entre IBMR et BMS et 68 entre IBMR et FMI).

Dans les indices TIM et IBMR, l'attribution des valeurs trophiques a été basée sur des études empiriques (corrélation entre l'occurrence des espèces et les paramètres d'impact), des données de la littérature et sur l'opinion d'experts. Dans les indices BMS et FMI, les valeurs trophiques ont été déterminées uniquement par des études empiriques.

IBMR et BMS sont modérément corrélés ($R^2 = 0,57$). La plus faible corrélation se produit entre IBMR et FMI ($R^2 = 0,30$).

En France (où c'est l'IBMR qui est adopté), *Zannichellia palustris* et *Potamogeton pectinatus* ont des valeurs indicatrices plus eutrophes qu'en Espagne (FMI). *Zannichellia palustris* est couramment associé à des conditions riches en nutriments (Vukov *et al.* 2018), ce qui est le cas aussi de *Potamogeton pectinatus*.

Si on étend la comparaison à d'autres pays europpéens non-méditérranéens, on trouve par exemple qu'en Allemagne (Indice trophique des macrophytes – TIM (Schneider et Melzer 2003)) et en Pologne (Indice macrophyte des rivières – MIR), *Zannichellia palustris* et *Potamogeton pectinatus* sont utilisés comme indicateurs des conditions eutrophes. Cependant, au Royaume-Uni (classement trophique moyen – MTR) (Dawson *et al.* 1999)), ces espèces sont considérées comme tolérantes à l'eutrophisation ou cosmopolites.

Potamogeton nodosus, *Amblystegium riparium* et *Lycopus europaeus* ont plus des valeurs indicatrices oligotrophes au Portugal (BMS) qu'en France (IBMR) et en Espagne (FMI) (**Fig. 22**).

En Pologne (MIR), *Potamogeton nodosus* a tendance à être utilisé pour désigner des conditions eutrophiques. En Allemagne (TIM), il est utilisé comme indicateur des conditions eutrophes à polytrophiques, ce qui est cohérent avec les valeurs indicatrices eutrophes de BMS, IBMR et FMI. Il est donc probable que *Potamogeton nodosus* présente une amplitude écologique plus large. Par exemple, en Zambie (Système de classement trophique des macrophytes zambiens – ZMTR) (Kennedy *et al.* 2016), cette espèce est considérée comme une espèce ubiquiste, présente dans des conditions oligotrophes à eutrophes.

Amblystegium riparium est décrit comme tolérant à l'eutrophisation ou cosmopolite dans ses exigences. Il est donc probable que cette espèce ait une amplitude écologique plus large.

En définitive, tous ces exemples et ces comparaisons entre indices euro-méditérranéens illustrent clairement leurs corrélations faibles à modérées, les différences significatives entres leurs listes

macrophytiques de référence, et entre les valeurs indicatrices de leurs taxons communs. Ces différences entre indices ont été imposées par la nécessité de leur contextualisation aux caractéristiques climatiques, hydromorphologiques, écologiques et botaniques de chaque unité de masse d'eau homogène (pays, bassin ou cours d'eau).

2. Limites et difficultés de développement d'un indice trophique au BHS

A. Niveau taxonomique d'identification des macrophytes

L'identification des macrophytes, surtout au niveau de genre, est quelque chose relativement facile (Maggioni *et al.* 2009; Standen *et al.* 2018). Mais l'identification des macrophytes jusqu'à l'espèce n'est pas toujours évidente et exige parfois des compétences taxonomiques très élevées (Ecke 2018). Ce qui est le cas dans notre travail où on s'est arrêté pour certains taxons au niveau genre (15,86%).

Ce problème d'identification a largement influencé l'établissement de plusieurs indices macrophytiques (Ecke 2018).

Parmi les indices utilisant des niveaux taxonomiques élevés, on trouve :

Indice de vegetación acuática (IVAM), Macroscopic Aquatic Vegetation Index (MAVI) (Alcaraz *et al.* 2006) et Indice de macrófitos (IM) (Suárez *et al.* 2005) qui utilisent famille, genre, et ordre. Plusieurs indices utilisent l'espèce et le genre comme : Macrophyte Index Scheme (MIS) (Caffrey 1985) et Macrophyte Index for Rivers (MIR) (Szoszkiewicz *et al.* 2006).

Mais, selon le concept de niche écologique, chaque espèce est adaptée à une combinaison individuelle de conditions environnementales (Hutchinson 1957; Devictor *et al.* 2010). Étant donné que les pressions anthropiques affectent des conditions particulières, leur impact est mieux indiqué par la surveillance au niveau des espèces (Mueller *et al.* 2013; Lenat et Resh 2001).

En plus d'une capacité bioindicative suffisante, les partisans des niveaux taxonomiques élevés préconisent une réduction du risque de mauvaise détermination (et donc de classification erronée de l'état écologique), une moindre expertise requise et, en définitive, une réduction des coûts de la biosurveillance.

B. Forme de vie

Au BHS, tout comme pour les cours d'eau méditerranéens, le nombre limité d'espèces aquatiques et le grand nombre d'espèces riveraines sont tous deux liés à des contraintes climatiques, des débits éphémères (pas de débit en été) ou intermittents, la variabilité interannuelle des régimes de précipi-

tations (Anna *et al.* 2009; Ferreira et Moreira 1999) et aux perturbations induites par l'homme de la quantité d'eau traversant le système (Amoros *et al.* 2000).
Cela pose certaines difficultés pour développer des indices à base de macrophytes aquatiques. D'autre part, les normes européennes pour les méthodes basées sur les macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface (de Normalisation 2003) ne comprennent que les espèces aquatiques (hélophytes et hydrophytes), qui sont utilisées pour leur réponse directe à l'eutrophisation (Birk *et al.* 2012; Poikane *et al.* 2011; Portielje *et al.* 2014) ; et excluent les espèces riveraines. Par exemple, un indice de macrophytes contenant des hygrophytes et des espèces terrestres a été refusé pour l'utilisation dans la directive-cadre sur l'eau (DCE) par l'Institut national portugais de l'eau (Aguiar *et al.* 2009).

En outre, certaines études tendent également à omettre les hélophytes (Coops *et al.* 1994; Partanen et Hellsten 2005; Partanen *et al.* 2009). Cela est dû au fait qu'ils sont supposés réagir plus directement aux caractéristiques du sol, à l'exposition au vent, aux fluctuations du niveau de l'eau, au creusement des fossés dans le bassin versant ou à la gestion du rives ce qui réduit leur valeur perçue en tant qu'indicateurs de l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs (Alahuhta *et al.* 2012; Kanninen *et al.* 2013; Kolada *et al.* 2014; Penning *et al.* 2008). Les résultats et les conclusions rapportés sont en contraste : par exemple, les conclusion tirées par (Alahuhta *et al.* 2012; Alahuhta *et al.* 2013; Kolada 2016) apportent leur soutien à la prise en compte des hélophytes dans la bio-évaluation, alors que ceux de (Dudley *et al.* 2013) et (Kanninen *et al.* 2013) soulignent leurs relations plus faibles avec les pressions de l'eutrophisation.

Dans le même temps, certains chercheurs ont défendu l'idée d'inclusion des espèces riveraines (hygrophytes et espèces terrestres) dans les rivières méditerranéennes, soulignant que ces espèces pourraient indiquer le régime hydrologique et probablement aussi le statut nutritionnel des dépôts sédimentaires dans le chenal du cours d'eau avant séchage (Dodkins *et al.* 2012). Maggioni *et al.* (2009) ont toutefois indiqué que les espèces de macrophytes riveraines sont plus sensibles aux caractères édaphiques, structuraux et microclimatiques (humidité et typologie du sol, température, salinité, etc.) qu'aux niveaux trophiques des eaux.

C. Nombre de taxons

Le nombre de taxons utilisés dans différents indices basés sur des indicateurs varie considérablement. Par exemple, l'indice trophique des macrophytes (Schneider et Melzer 2003) n'utilise que 49 espèces, alors que l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) (Haury *et al.* 2006) en

utilise 207. Mais, il y a également une tendance générale à l'augmentation du nombre de taxons utilisés dans les indices pour la simple raison que les indices avec plus de taxons ont de meilleures performances (Boon et Raven 2012). Par exemple, de nos jours, la méthode LEAFPACS (Willby *et al.* 2012), utilisée pour l'évaluation des macrophytes dans les rivières britanniques, utilise 275 taxons, alors que l'ancien système MTR (Holmes *et al.* 1999) n'utilisait que 120 taxons.

3. Conclusion

Au terme de cette présentation des conditions déterminantes minimales requises pour l'élaboration d'un indice macrophytique trophique fiable il apparait que dans le cas du BHS, si on se contente d'utiliser uniquement les hydrophytes et /ou hélophytes, on va avoir un indice dont la performance est insatisfaisante. Et si on veut dépasser ce problème de nombre en ajoutant les espèces riveraines on va avoir un indice dont la fiabilité est notoirement amoindrie.

Partie IV- Discussion générale, conclusion et perspectives

I. Les communautés des macrophytes (indices écologiques) comme outil de biosurveillance de la qualité des eaux de surface.

Les résultats de recherche obtenus dans ce travail montrent que l'amplitude écologique et l'optimum des espèces macrophytiques varient d'une écorégion méditerranéenne à l'autre et que les taxons indicateurs diffèrent d'un pays à l'autre.

La comparaison de la liste des macrophytes du BHS, élaborée avec ceux des indices euro-méditerranéens, a révélé le faible niveau de similitude entre les espèces de la communauté du BHS et la liste de référence floristique de l'indice français (IBMR), de l'indice portugais (FMI) et de l'indice espagnol (BMS). De plus, il existe un nombre limité d'espèces aquatiques au BHS (31 espèces), ce qui est en accord avec les recherches précédentes (Benamar et Maissour 2014).

Le nombre élevé d'espèces aquatiques en France et le faible nombre d'espèces aquatiques dans le BHS par rapport aux pays euro-méditerranéens peuvent être attribués à la transition climatique du climat tempéré de l'Europe centrale au climat aride de l'Afrique du Nord (Giorgi et Lionello 2008). Ces conditions afro-méditerranéennes affectent profondément les débits des cours d'eau (mélange de rivières pérennes et intermittentes) et la présence d'espèces aquatiques.

L'ensemble de ces données, issues de l'observation et de l'analyse, démontre l'inadéquation de l'approche des indices trophiques basés sur les macrophytes, avec les conditions du BHS, en particulier et avec celles de la région afro-méditerranéenne, en général. Ainsi, ces résultats ne peuvent corroborer les conclusions des rares travaux tendant à supporter l'idée de la possibilité de l'application des indices euro-méditerranéens dans d'autres régions du monde, en général, et au Maroc en particulier ; bien au contraire ils paraissent en démontrer l'inexactitude.

À titre d'exemple Saloua *et al.* (2017) avaient conclu que l'IBMR, tel qu'il est normalisé en France, est applicable et de manière significative dans le contexte des rivières marocaines, à la suite d'une étude très limitée dans le temps et l'espace (13 stations du BHS), et n'accordant pas l'importance requise aux facteurs contextuels déterminants de la définition de ce type d'indices .

L'une des alternatives aux indices trophiques, envisageable dans le contexte du BHS (et par extension à d'autres régions du Maroc), serait de développer un indice basé sur l'approche des indices biotiques prenant en compte également les espèces riveraines.

L'approche des indices biotiques, développée à l'origine par (Karr et Dudley 1981), est une méthode largement utilisée pour évaluer les pressions anthropiques sur les écosystèmes aquatiques et

de zones humides :

Floristic Quality Assessment Index (FQAI) (Lopez et Siobhan Fennessy 2002), Integrity Biotic Index (IBI) (Miller *et al.* 2006), Iberian Multi metric Plant Index (IMPI) (Ferreira *et al.* 2005), Index of Plant Community Integrity (IPCI) (DeKeyser *et al.* 2003), Index of biotic integrity in Itanhaém (MIBI-ITA) (Umetsu *et al.* 2018), Plant Index of Biotic Integrity (PIBI) (Simon *et al.* 2001), Plant-based index of biotic integrity (PIBI) (PIBI(M)) (Moges *et al.* 2016), Riparian Forest Quality index (QBR) (Munné *et al.* 2003), Riparian Quality Index (RQI) (Del Tánago *et al.* 2006; González Del Tánago et García de Jalón 2006), Vegetation Index of Biotic Integrity (VIBI) (Mack 2007), et Vegetation-based index of biotic integrity (VIBI(Y)) (Yang *et al.* 2018).

Parmi les caractéristiques potentielles de la végétation aquatique (métriques candidates) pouvant être sensibles aux perturbations du système au niveau du BHS, on peut noter : diversité, habitat des espèces, cycle de vie, forme de vie, ressources nutritionnelles, structure riveraine et tolérance des espèces.

Les travaux futurs nécessiteront la sélection du site (masse d'eau) de référence et la sélection de variables mesurables appropriées au contexte du BHS.

Les sites de référence fournissent les informations de base pour détecter l'écart d'une métrique par rapport à une condition naturelle ou la moins perturbée. Par ailleurs, nous devons évaluer la capacité de chaque métrique candidate potentielle à distinguer les sites de référence (non perturbés ou les moins perturbés) des sites endommagés (modérément ou fortement perturbés). Seules les métriques montrant une différence significative entre les sites de référence et les sites altérés seront sélectionnées comme métriques (Yang *et al.* 2018). L'étape suivante consiste à affecter des coefficients de pondérations aux principales métriques sélectionnées.

II. Des niveaux des communautés aux niveaux des cellules et des molécules comme outil de biosurveillance de la qualité des eaux

L'autre alternative en perspective, qui peut compléter la précédente et ne pas l'exclure, est de s'adresser à un niveau infra-organisme, par l'utilisation des molécules biomarqueurs qui peuvent caractériser ces organismes -les macrophytes en l'occurrence- et refléter les conditions écologiques de la masse d'eau qui les abrite.

1. Avantages

L'utilisation des biomarqueurs de macrophytes et leur pouvoir de bioaccumulation dans les stratégies de contrôle de la pollution chimique présente plusieurs avantages par rapport à la surveillance physico-chimique et aux indices écologiques et offre des signaux d'alerte précoce des conditions environnementales permettant de prendre des mesures préventives avant que les dommages écologiques ne se produisent. Les variations dans la structure des communautés de macrophytes ne sont ni fiables ni efficaces en tant qu'outil de prévention, car elles reflètent les réactions des macrophytes lorsque l'altération des masses d'eau s'est déjà produite.

En outre, la bioaccumulation et les biomarqueurs de macrophytes peuvent être très prometteurs pour l'évaluation de l'état écologique potentiel des eaux de surface, dans les cas où les conditions de référence, essentielles au développement des indices écologiques, sont difficiles à caractériser (Palma *et al.* 2016), comme dans le cas de la région méditerranéenne. En fait, la détermination des conditions de référence dans la région méditerranéenne est très difficile en raison de la grande variabilité des conditions hydromorphologiques (Maissour et Benamar 2019; Palma *et al.* 2016).

2. Limites

Certaines limitations doivent être soigneusement prises en compte lors de l'interprétation des données de biomarqueurs. La sensibilité de macrophytes aux contaminants dépend de la concentration et du type de contaminants, de la durée d'exposition et des espèces de macrophytes impliquées :

A. Période d'exposition

Plusieurs études montrent que les réponses des biomarqueurs de macrophytes peuvent varier en fonction de la période d'exposition aux contaminants. Par exemple, (Pereira *et al.* 2018) ont signalé que la période d'exposition avait des effets prononcés sur la dose limite provoquant la chlorose, en particulier à des concentrations élevées. Cependant, les recherches sur les biomarqueurs de macrophytes consistent généralement à des expositions à court terme.

B. Formes, propriétés (dimension moléculaire, revêtement de surface, structure…) et concentrations de contaminants

Plusieurs études ont montré que les biomarqueurs de macrophytes sont influencés par les formes et les propriétés des xénobiotiques (structure, dimension moléculaire, revêtement de surface….) (Pereira *et al.* 2018; Souza *et al.* 2019; Van Koetsem *et al.* 2016).

Par exemple, (Pereira *et al.* 2018) ont rapporté que les nanoparticules d'argent produisaient des effets moins perceptibles que Ag^{+} à des concentrations similaires et ont attribué ce résultat aux dynamiques des réactions et les modes d'action différents de ces formes d'argent.

En plus de cela, des recherches ont montré que l'effet des contaminants sur le métabolisme et les processus physiologiques des macrophytes dépend de leur concentration.

Par exemple, (Souza *et al.* 2019) ont constaté que de faibles concentrations des nanoparticules d'oxyde de fer (FeO NPs) augmentaient les concentrations de Chl a et de Chl b et que des concentrations élevées de ces nanoparticules réduisaient les concentrations de Chl a et de Chl b de façon proportionnelle à la dose. En outre, (Greco *et al.* 2019) ont signalé qu'un gène de la métallothionéine (MET) n'était régulé positivement qu'à des concentrations élevées de Cd et de Cu, et à de faibles concentrations de Cu.

C. Interaction entre contaminants

Les cadres actuels d'évaluation des risques environnementales dans le monde ne prennent pas en compte la toxicité des mélanges de métaux (Nys *et al.* 2018). De nombreuses recherches ont été consacrées à l'étude de l'effet des contaminants sur les paramètres biochimiques des macrophytes, alors que les effets des mélanges sont négligés de nombreuses fois (Aravind et Prasad 2003; Maleva *et al.* 2012 ; Martinez *et al.* 2019; Radić *et al.* 2019). Cependant, dans l'environnement, plusieurs contaminants coexistent.

Les mélanges complexes de produits contaminants peuvent produire la somme des effets individuels attendus (effets additifs), renforcer l'effet d'autres contaminants et exercer un effet plus important que prévu (effets synergiques) ou réduire l'effet des autres (effets antagonistes ou atténuants). Dans une étude principalement consacrée à l'analyse du mécanisme par lequel le Zn antagonise la toxicité du Cd chez *Ceratophyllum demersum*, (Aravind et Prasad 2003) ont rapporté que l'activité des enzymes antioxydantes SOD, CAT, APX et GPX a montré une très forte augmentation chez les espèces traitées par Cd + Zn par rapport à celle chez les espèces traitées au Cd ou au Zn seul. Cependant, dans une étude visant à évaluer l'écotoxicité d'expositions sur des mélanges uniques et binaires de nickel (Ni) et de zinc (Zn), (Martinez *et al.* 2019) ont révélé que l'exposition aux Ni et de Zn sous forme de mélanges binaires chez *Lemna gibba* induisait des activités enzymatiques inférieures (CAT, GPX, APX) que ceux appliqués individuellement.

Les interactions antagonistes pourraient être liées à la compétition entre les contaminants pour la liaison aux enzymes, comme suggéré par (Versieren *et al.* 2017). Cependant, en général, les mécanismes qui sont à la base des effets synergiques/additifs /antagonistes des contaminants sur les macrophytes restent largement inconnus et une grande attention devrait être accordée à l'identifi-

cation de ces mécanismes.

D. Spécificité

Comme nous pouvons le voir à partir des exemples de biomarqueurs de macrophytes cités ci-dessus, de nombreux biomarqueurs de macrophytes manquent souvent de spécificité. Cette constatation est conforme à celle de (Ziegler *et al.* 2019).

E. Macrophytes

La sensibilité des macrophytes aux contaminants dépend des espèces de macrophytes et de leurs parties spécifiques impliquées (feuilles, racines…) :

- Espèces de macrophytes : la réponse des macrophytes aux contaminants dépend essentiellement du type d'espèce étudié. Par exemple, plusieurs études ont montré différents effets du Cu sur les niveaux d'expression de la MT chez les macrophytes: la MT pourrait être régulée positivement (Contreras-Porcia *et al.* 2011; Giordani *et al.* 2000; Greco *et al.* 2019; Laporte *et al.* 2016), négativement ou non affectée (Gonzalez-Mendoza *et al.* 2007), en fonction des espèces de macrophytes, de la concentration et du moment d'exposition, ainsi que du type de MT.

Les recherches écotoxicologiques et environnementales sur les macrophytes principalement se sont focalisées sur l'utilisation d'espèces de la famille des Lemnaceae en tant qu'organismes modèles, en raison de leur large répartition, de leur petite taille, de leur taux de multiplication élevé et de leur croissance rapide, leur courte durée de vie, leur accumulation sélective de certains produits chimiques et leur sensibilité aux changements environnementaux (Lemon et Posluszny 2000; Lemon *et al.* 2001; Lewis 1995; Radić *et al.* 2013). Cependant, beaucoup d'autres macrophytes n'ont pas reçu la même attention.

- Parties spécifiques de macrophytes (feuilles, racines, tiges…) : il devient de plus en plus évident que la réponse des macrophytes varie non seulement d'une espèce à l'autre, mais également d'une partie à une autre. (de Campos *et al.* 2019) ont rapporté que les niveaux d'O_2.− étaient plus élevés dans les feuilles que dans les racines de *Pistia stratiotes* et que des variations des niveaux de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) n'étaient détectées que dans les racines de ce macrophyte exposé aux concentrations élevées d'arsenic. Cependant, les études sur les biomarqueurs de macrophytes portent généralement sur les espèces toutes entières ; il existe peu de données disponibles sur la réponse au stress dans les différentes parties des macrophytes.

F. Nombre de biomarqueurs à considérer

Il est à noter qu'aucun biomarqueur ne peut constituer en soi une solution suffisante. Un biomarqueur à lui seul ne permet pas toujours d'évaluer avec précision le risque d'un contaminant non reconnu, mais il est essentiel de disposer de plusieurs biomarqueurs pour évaluer avec précision ce risque (Ferrat *et al.* 2003; Wang *et al.* 2010). Cependant, l'interprétation individuelle des biomarqueurs est complexe en raison des différentes tendances observées pour chacun d'eux. Par conséquent, les indices de réponse des biomarqueurs intégrés (IBR) pourraient constituer un outil précieux pour intégrer et interpréter les réponses de différents biomarqueurs (Bertrand *et al.* 2019). Dans une nouvelle étude menée par Bertrand *et al.* (2019), il a été démontré que le IBR, associé à l'analyse chimique, pouvait être considéré comme un outil prometteur pour la gestion environnementale des écosystèmes aquatiques.

Selon Bertrand *et al.* (2018), pour calculer l'IBR, la valeur moyenne (Xi), la moyenne générale (mi) et l'écart type (SDi) de chaque biomarqueur à chaque exposition devraient être calculés. La valeur Xi est ensuite normalisée pour obtenir Yi, où Yi = (Xi - mi) / SDi. Alors, Zi = Yi ou Zi = -Yi selon l'effet biologique correspondant, respectivement à l'activation ou à l'inhibition. La valeur minimale (mini) de Zi pour chaque biomarqueur est obtenue pour chaque exposition. Enfin, le score S est calculé comme suit: Si = Zi + | mini |, où | mini | est la valeur absolue. L'IBR pour chaque condition est calculé via la formule suivante :

$$IBR = S_1 * \frac{S_2}{2} + S_2 * \frac{S_3}{2} + \ldots + S_{n-1} * \frac{S_n}{2} + S_n * \frac{S1}{2}$$

dans laquelle le score obtenu pour chaque biomarqueur (Si) est multiplié par le score du prochain biomarqueur (S_{i+1}), disposé suivant un ensemble, divisant chaque calcul par 2 et additionnant toutes les valeurs.

G. Facteurs de confusion

Il est très intéressant de prendre en compte certains facteurs de confusion (facteurs abiotiques et biotiques) lors de l'interprétation des données de biomarqueurs de macrophytes :

- Facteurs confondants abiotiques : tels que le stress dû à la chaleur et au froid, la profondeur de l'eau et l'irradiation. Il a été démontré que les rayonnements gamma augmentent les ROS, la peroxydation des lipides, les dommages de l'ADN, le taux de GSH et réduisent le contenu en chlorophylle chez *L. minor* (Xie *et al.* 2019). En outre, (Putut Rakhmad *et al.* 2019; Wu *et al.* 2019) ont montré que le stress thermique affecte la production de protéines de choc thermique (HSPs) chez *Thalassia hemprichii* et *Ulva prolifera* et Ji *et al.* (2018) ont mis en évidence que la profondeur de

l'eau a une incidence sur les activités de SOD, POD et CAT à *Vallisneria spiralis*.

- Facteurs de confusion biotiques (interactions biotiques) : les interactions inter et intra-spécifiques (concurrence, par exemple) des macrophytes pourraient avoir un impact sur la réponse des biomarqueurs. Par exemple, Zhao *et al.* (2017) ont découvert que les activités des enzymes antioxydantes augmentaient chez les espèces *Lemna aequinoctialis* et *S. polyrhiza* mises en co-culture beaucoup plus que dans le cas de cultures isolées.

III. Conclusion

L'objectif principal de la présente thèse était de déterminer les limites et les possibilités de l'appli¬-cation des indices macrophytes européens au niveau du BHS.

Ce travail nous a permis de mettre en évidence les grandes limites et les obstacles qui empêchent l'application des indices trophiques euro-méditerranéens au niveau du BHS. En effet, la preuve a été apportée que l'amplitude écologique et l'optimum des espèces varient d'une écorégion méditerranéenne à une autre, et que les taxons indicateurs diffèrent d'un pays à l'autre. En plus, il y a au BHS un nombre limité d'espèces reconnues comme bio-indicateurs et un nombre limité d'espèces aquatiques.

Donc, il semble plus approprié de développer un indice basé sur l'approche de l'intégrité biotique. On peut aussi exploiter le pouvoir de la bioaccumulation des macrophytes et la variation de certains biomarqueurs, tels que les marqueurs de détoxication (phytochélatines, métallothionéines), les marqueurs de dommages génétiques (biomarqueurs cytogénétiques, variations épigénétiques), les marqueurs de l'activité photosynthétique (fluorescence de la chlorophylle, contenu du pigment photosynthétique), et les marqueurs du stress oxydatif (ROS, peroxydation lipidique, composants de la défense antioxydante enzymatiques et non enzymatiques) pour évaluer et prévenir l'impact des contaminants de l'eau.

L'intégration des macrophytes en tant qu'outil dans les programmes de surveillance dans notre contexte doit être faite par le biais de la surveillance active. La surveillance passive des macrophytes fait référence aux macrophytes échantillonnés au sein des populations locales, alors que celle qui est active implique l'exposition de certains macrophytes sélectionnés sur des sites à évaluer pendant une période donnée. La surveillance active des macrophytes limite les effets biotiques et abiotiques susceptibles de fausser et éventuellement biaiser l'interprétation des résultats.

La biosurveillance de la qualité des eaux de surface à base de macrophytes nécessite une approche intégrée incluant le niveau des communautés (indices écologiques), ainsi que le niveau de cellules et de molécules (biomarqueurs).

En outre, ce travail nous a permis aussi de :

- Mettre en évidence l'importance de l'intégration de la télédétection dans les indices macrophytiques.
- Etablir une Base de données illustrée par des photos, en tant qu'outil d'aide à la reconnaissance des macrophytes par les techniciens -non spécialistes en botanique- en charge du suivi sur le terrain. C'est également un outil très important pour les écologistes, les botanistes, les phytothérapeutes et tous les chercheurs qui trouvent des difficultés d'identification des macrophytes ou bien ceux qui sont intéressés par les structures et dynamismes des communautés végétales.
- Apporter une contribution significative à l'établissement des systèmes de phytoremédiation des eaux de surface par le biais des macrophytes en identifiant les espèces qui sont adaptées aux conditions du BHS.

Références

ABHS (2015) Inventaire du degré de pollution des ressources en eau dans le bassin du Sebou. 14 pp.

Abou-Hamdan H, Haury J, Hebrard J-P, Dandelot S, Cazaubon A (2005) Macrophytic communities inhabiting the Huveaune (South-East France), a river subject to natural and anthropic disturbances. Hydrobiologia 551: 161-170. doi:10.1007/s10750-005-4458-x

Abusaief HMAAR, Husien DA, Al Naby A, Mahmod M, Al Salam A (2013) Salinity tolerance of the flora halophytes to coastal habitat of Jarjr-oma in Libya. Nature and Science 11: 29-45

Adam E, Mutanga O, Rugege DJWE, Management (2010) Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. 18: 281-296

Aguiar FC, Ferreira MT, 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/ Archiv für Hydrobiologie 175: 249-267

Ahayoun K, Douira A, Fennane M, Ouazzani Touhami A (2007) Inventaire des Bryophytes de l'Herbier «RAB» de l'Institut Scientifique (Rabat, Maroc). Rabat : Institut Scientifique, Universite Mohammed V - Agdal, 71-89 pp.

Ahmadian N, Ghasemi S, Wigneron J-P, Zölitz R (2016) Comprehensive study of the biophysical parameters of agricultural crops based on assessing Landsat 8 OLI and Landsat 7 ETM+ vegetation indices. GIScience Remote Sensing 53: 337-359

Al-Tamimi RA (2017) IMPACT OF SOIL SALINIZATION ON NATURAL VEGETATION AND LAND DETERIORATION. Iraqi Journal of Agricultural Sciences 48: 52-59

Alahuhta J, Kanninen A, Hellsten S, Vuori K-M, Kuoppala M, Hämäläinen H (2013) Environmental and spatial correlates of community composition, richness and status of boreal lake macrophytes. Ecological Indicators 32: 172-181

Alahuhta J, Kanninen A, Vuori K-M (2012) Response of macrophyte communities and status metrics to natural gradients and land use in boreal lakes. Aquatic Botany 103: 106-114

Alaibakhsh M, Emelyanova I, Barron O, Khiadani M, Warren G (2017a) Large-scale regional delineation of riparian vegetation in the arid and semi-arid Pilbara region, WA. J Hydrological Processes 31: 4269-4281

Alaibakhsh M, Emelyanova I, Barron O, Sims N, Khiadani M, Mohyeddin AP (2017b) Delineation of riparian vegetation from Landsat multi-temporal imagery using PCA. J Hydrological Processes 31: 800-810

Alcaraz M, Luis J, Navarro-Llácer C, de las Heras Ibánez J (2006) Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: a comparación con otros índices bióticos. Limnetica 25: 821-

838

Ali M, Hassan S, Shaheen A-S (2011) Impact of riparian trees shade on aquatic plant abundance in conservation islands. Acta Botanica Croatica 70: 245-258. doi:https://doi.org/10.2478/v10184-010-0012-7

Almaroai YA, Usman ARA, Ahmad M, Kim K-R, Vithanage M, Sik Ok Y (2013) Role of chelating agents on release kinetics of metals and their uptake by maize from chromated copper arsenate-contaminated soil. Environmental Technology 34: 747-755. doi:10.1080/09593330.2012.715757

Alsafari SA, Galal HK, Bafeel SO (2019) GROWTH AND ANATOMY OF TOMATO (SOLANUM LYCOPERSICUM MILL.) CULTIVARS MARMANDE AND ORIA UNDER SALINITY STRESS. Pakistan Journal of Botany 51: 1199-1207. doi:10.30848/pjb2019-4(16)

Amoros C, Bornette G, Henry CP (2000) A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. Environmental Management 25: 211-227

Amoros C, Bornette G (1999) Antagonistic and cumulative effects of connectivity: a predictive model based on aquatic vegetation in riverine wetlands. J Large Rivers: 311-327

Anderson M (2005) PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 35 pp.

Anna A, Yorgos C, Konstantinos P, Maria L (2009) Do intermittent and ephemeral Mediterranean rivers belong to the same river type? Aquatic Ecology 43: 465-476

Aravind P, Prasad MNV (2003) Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* L.: a free floating freshwater macrophyte. Plant Physiology and Biochemistry 41: 391-397. doi:https://doi.org/10.1016/S0981-9428(03)00035-4

Arber A (1920) Water plants : a study of aquatic angiosperms. University Press, Cambridge [England], 462 pp.

Asea AA, Almasoud NN, Krishnan S, Kaur P (2015) Heat Shock Protein-Based Therapies. Springer, 341 pp.

Baattrup-Pedersen A, Göthe E, Riis T, Andersen DK, Larsen SE (2017) A new paradigm for biomonitoring: an example building on the Danish Stream Plant Index. J Methods in Ecology and Evolution 8: 297-307

Baattrup-Pedersen A, Riis T (1999) Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. J Freshwater Biology 42: 375-385

Barko J, Adams M, Clesceri N (1986) Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. Journal of Aquatic Plant Management 24: 1-10

Barko J, Hardin D, Matthews M (1982) Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. Canadian Journal of botany 60: 877-887

Basile A, Sorbo S, Cardi M, Lentini M, Castiglia D, Cianciullo P, Conte B, Loppi S, Esposito S (2015) Effects of heavy metals on ultrastructure and Hsp70 induction in *Lemna minor* L. exposed to water along the Sarno River, Italy. Ecotoxicology and Environmental Safety 114: 93-101. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.009

Benamar S, Maissour A (2014) Contextualisation du Référentiel floristique pour l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs de l'état des cours d'eau du bassin hydraulique du sebou au Maroc. Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement 1: 68-71

Bernez I, Daniel H, Haury J, Ferreira MT (2004) Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. River Research Applications 20: 43-59

Bernez I, Haury J, Ferreira MT (2002) Downstream effects of a hydroelectric reservoir on aquatic plant assemblages. The Scientific World Journal 2: 740-750

Bertrand L, Monferrán MV, Mouneyrac C, Amé MV (2018) Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. Chemosphere 206: 265-277. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.002

Bertrand L, Monferrán MV, Valdés ME, Amé MV (2019) Usefulness of a freshwater macrophyte (*Potamogeton pusillus*) for an environmental risk assessment in a multi-source contaminated basin. Chemosphere 222: 1003-1016. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.018

Bierkens J, Maes J, Plaetse FV (1998) Dose-dependent induction of heat shock protein 70 synthesis in Raphidocelis subcapitata following exposure to different classes of environmental pollutants. Environmental Pollution 101: 91-97. doi:https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00010-4

Bierkens JGEA (2000) Applications and pitfalls of stress-proteins in biomonitoring. Toxicology 153: 61-72. doi:https://doi.org/10.1016/S0300-483X(00)00304-8

Bilski JJ, Foy CD (1988) Differential tolerances of weed species to aluminum, manganese and salinity. Journal of Plant Nutrition 11: 93-105. doi:10.1080/01904168809363787

Birk S, Bonne W, Borja A, Brucet S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, Van De Bund W, Zampoukas N, Hering D (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. Ecological Indicators 18: 31-41

Blanch S, Walker K (1998) Littoral plant life history strategies and water regime gradients in the River Murray, South Australia. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 26: 1814-1820

Blaschke T (2010) Object based image analysis for remote sensing. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 65: 2-16

Bonanno G, Borg JA, Di Martino V (2017) Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. Science of the total environment 576: 796-806. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.171

Boon P, Raven P (2012) River conservation and management. John Wiley & Sons, 412 pp.

Bornette G, Amoros C, Lamouroux N (1998) Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. Freshwater biology 39: 267-283

Bornette G, Amoros CJ (1991) Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. Journal of Vegetation Science 2: 497-512

Bornette G, Puijalon S (2011) Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. Aquatic

Sciences 73: 1-14

Braak CJ, Looman CW (1986) Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. Plant Ecology 65: 3-11

Brabec K, Szoszkiewicz K (2006) Macrophytes and diatoms—major results and conclusions from the STAR project. The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. Springer, 175-178

Bravard J-P, Amoros C, Pautou G (1986) Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system: a methodological and predictive approach applied to a section of the Upper Rhône River, France. Oikos: 92-111

Buapet P, Mohammadi NS, Pernice M, Kumar M, Kuzhiumparambil U, Ralph PJ (2019) Excess copper promotes photoinhibition and modulates the expression of antioxidant-related genes in *Zostera muelleri*. Aquatic Toxicology 207: 91-100. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.12.005

Bubíková K, Hrivnák R (2018) Relationships of macrophyte species richness and environment in different water body types in the Central European region. In: Annales de Limnologie-International Journal of Limnology. EDP Sciences, 35 pp.

Budka A (2018) Determining the change point for the error in the Macrophyte Index for Rivers. Biometrical Letters 55: 215-232

Butcher RW (1933) Studies on the ecology of rivers: I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. The Journal of Ecology: 58-91

Caffrey J (1985) A scheme for the assessment of water quality using aquatic macrophytes as indicators. J Life Sci R Dubl Soc 5: 105-111

Canty MJ (2014) Image analysis, classification and change detection in remote sensing: with algorithms for ENVI/IDL and Python. Crc Press, 458 pp.

Cao J, Ruan H (2015) Responses of the submerged macrophyte *Vallisneria natans* to elevated CO2 and temperature. Aquatic Biology 23: 119-127

Cao T, Xie P, Ni L, Wu A, Zhang M, Wu S, Smolders A (2007) The role of NH+ 4 toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* in lakes of the Yangtze River basin, China. Marine and Freshwater Research 58: 581-587

Carlson TN, Ripley DA (1997) On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. Remote Sensing of Environment 62: 241-252

Carpenter SR, Lodge DM (1986) Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquatic Botany 26: 341-370

Chaib O, Arhoune B, Achour S, Moreau-Guigon E, Alliot F, Chevreuil M, Fakir S, Arabi I, Oumokhtar B, Bouchra O (2019) Occurrence and Seasonal Variation of Antibiotics in Fez- Morocco Surface Water. American journal of environmental sciences 15: 127-136. doi:10.3844/ajessp.2019.127.136

Chambers P, Lacoul P, Murphy K, Thomaz S (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. Hydrobiologia 595: 9-26

Chambers P, Prepas E (1990) Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. Freshwater biology 23: 541-550

Chatenet P, Froissard D, Cook-Moreau J, Hourdin P, Ghestem A, Botineau M, Haury J (2006) Populations of *Myriophyllum alterniflorum* L. as bioindicators of pollution

in acidic to neutral rivers in the Limousin region. Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management. Springer, 61-65

Clarke E, Baldwin AH (2002) Responses of wetland plants to ammonia and water level. Ecological Engineering 18: 257-264

Clarke K (1988) Detecting change in benthic community structure. In: Proceedings XIVth International Biometric Conference, Namur: Invited Papers. Société Adophe Quélét, Gemblous, Belgium, 131-142 pp.

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

Clements FE (1920) Plant indicators: the relation of plant communities to process and practice. Carnegie Institution of Washington, Washington, 602 pp.

Cobbett CS (2000) Phytochelatins and Their Roles in Heavy Metal Detoxification. Plant Physiology 123: 825. doi:10.1104/pp.123.3.825

Combroux I, Bornette G (2004) Effects of two types of disturbance on seed-bank and their relationship with established vegetation. Journal of Vegetation Science 15: 13-20

Congalton RG, Birch K, Jones R, Schriever J (2002) Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. Computers and Electronics in Agriculture 37: 113-126

Connors LM, Kiviat E, Groffman PM, Ostfeld RS (2000) Muskrat (Ondatra zibethicus) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh. The American Midland Naturalist 143: 53-64

Contreras-Porcia L, Dennett G, González A, Vergara E, Medina C, Correa JA, Moenne A (2011) Identification of copper-induced genes in the marine alga Ulva compressa (Chlorophyta). Marine biotechnology 13: 544-556

Cook CD, Gut BJ, Rix EM, Schneller J (1974) Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. Springer Science & Business Media, 561 pp.

Coops H, Doef RW (1996) Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. Hydrobiologia 340: 115-120. doi:10.1007/BF00012742

Coops H, Geilen N, van der Velde G (1994) Distribution and growth of the helophyte species *Phragmites australis* and Scirpus lacustris in water depth gradients in relation to wave exposure. Aquatic Botany 48: 273-284

Coudreuse J, Haury J, Bardat J, Rebillard J (2005) Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques: clé d'identification pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Macrophytiques en Rivière. Agence de l'eau Adour-Garonne:

Cronk JK, Fennessy MS (2016) Wetland plants: biology and ecology. CRC press, 462 pp.

Dajoz R (1996) Précis d'écologie: 2e et 3e cycles universitaires. Dunod, 551 pp.

Daniel H, Bernez I, Haury J (2006) Relationships between macrophytic vegetation and physical features of river habitats: the need for a morphological approach. Macrophytes in aquatic ecosystems: From biology to management. Springer, 11-17

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: 183-191

Daubenmire RF (1947) Plants and Environment: A Textbook of Plant and Ecology. John Wiley and Sons, London: Chapman and Hall, 422 pp.

Dawson FH, Newman JR, Gravelle MJ (1999) Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes: evaluation of the Mean Trophic Rank. Environment Agency, 178 pp.

de Campos FV, de Oliveira JA, da Silva AA, Ribeiro C, dos Santos Farnese F (2019) Phytoremediation of arsenite-contaminated environments: is *Pistia stratiotes* L. a useful tool? Ecological Indicators 104: 794-801. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.048

De Jalon DG, Sanchez P, Camargo JA (1994) Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Regulated Rivers: Research and Management 9: 253-261

de Normalisation CE (2003) Water quality–Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers. European Standard EN 13946: 2003

Declerck S, Vandekerkhove J, Johansson L, Muylaert K, Conde-Porcuna J, Van Der Gucht K, Perez-Martinez C, Lauridsen T, Schwenk K, Zwart G (2005) Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. Ecology 86: 1905-1915

DeKeyser ES, Kirby DR, Ell MJ (2003) An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. Ecological Indicators 3: 119-133

DEL TÁNAGO MG, DE JALÓN DG (2006) Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. Ingeniería Civil 143: 97-108

Demars BO, Trémolières M (2009a) Aquatic macrophytes as bioindicators of carbon dioxide in groundwater fed rivers. Science of the total environment 407: 4752-4763

Demars BOL, Trémolières M (2009b) Aquatic macrophytes as bioindicators of carbon dioxide in groundwater fed rivers. Science of the total environment 407: 4752-4763. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.017

den Hartog C, Segal S (1964) A new classification of the water-plant communities. Acta botanica neerlandica 13: 367-393

Denny M (1988) Biology and the mechanics of the wave-swept environment. Princeton University Press, 329 pp.

Denny P (1985) The ecology and management of African wetland vegetation. A botanical account of African swamps and shallow waterbodies. Springer Netherlands, 344 pp.

Devictor V, Clavel J, Julliard R, Lavergne S, Mouillot D, Thuiller W, Venail P, Villeger S, Mouquet N (2010) Defining and measuring ecological specialization. Journal of Applied Ecology 47: 15-25

Dinali R, Ebrahiminezhad A, Manley-Harris M, Ghasemi Y, Berenjian A (2017) Iron oxide nanoparticles in modern microbiology and biotechnology. Critical Reviews in Microbiology 43: 493-507. doi:10.1080/1040841X.2016.1267708

Dodkins I, Aguiar F, Rivaes R, Albuquerque A, Rodríguez-González P, Ferreira MT (2012) Measuring ecological change of aquatic macrophytes in Mediterranean rivers. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters 42: 95-107

Dra A, El Gaidoumi A, Tanji K, Chaouni Benabdallah A, Taleb A, Kherbeche A (2019) Characterization and Quantification of Heavy Metals in Oued Sebou Sediments. Scientific World Journal 2019. doi:10.1155/2019/7496576

Dudley B, Dunbar M, Penning E, Kolada A, Hellsten S, Oggioni A, Bertrin V, Ecke F, Søndergaard M (2013) Measurements of uncertainty in macrophyte metrics used to assess European lake water quality. Hydrobiologia 704: 179-191

Dumont ER, Larue C, Pujol B, Lamaze T, Elger A (2019) Environmental variations mediate duckweed (*Lemna minor* L.) sensitivity to copper exposure through phenotypic plasticity. Environmental Science and Pollution Research 26: 14106-14115

Dvořak J, Best EP (1982) Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands. Springer, 115-126

Dwivedi B, Pandey G (2002) Physico-chemical factors and algal diversity of two ponds (girija kund and maqubara pond), Faizabad, India. Pollution Research 21: 361-370

Ecke F (2018) The added value of bryophytes and macroalgae in ecological assessment of lakes. Ecological Indicators 85: 487-492. doi:10.1016/j.ecolind.2017.10.069

Elwood H (2013) Integrated Management of Downy Brome (Bromus Tectorum L.) Infested Rangeland. 83 pp.

Ernst W, Marquenie-van der Werff M (1978) Aquatic angiosperms as indicators of copper contamination. Archiv für Hydrobiologie 83: 356-366

Européenne U (2000) Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. J Off Comm Europ: 0001-0073

Eusebio Malheiro AC, Jahns P, Hussner A (2013) CO2 availability rather than light and temperature determines growth and phenotypical responses in submerged *Myriophyllum aquaticum*. Aquatic Botany 110: 31-37. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.05.001

Farias DR, Hurd CL, Eriksen RS, Macleod CK (2018) Macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin 128: 175-184. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.023

Fennane M, Ibn Tattou M, Mathez J, Ouyahya A, El Oualidi J (1999) Flore pratique du Maroc. Manuel de détermination des plantes vasculaires Vol 1. Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae (Lauraceae–Neuradaceae). 558 pp.

Fennane M, Tattou MI, Ouyahya A, El Oualidi J (2007) Flore pratique du Maroc Manuel de détermination des plantes vasculaires : Vol. 2. Angiospermae (Leguminosae - Lentibulariaceae). 636 pp.

Fennane M, Tattou MI, Raimondo FM, Valdés B, Panormitanum HM (1998) Catalogue des plantes vasculaires rares, menacées ou endémiques du Maroc. Herbarium Mediterraneum Panormitanum, 243 pp.

Ferraro A, Scremin-Dias E (2018) Structural features of species of Asteraceae that arouse discussions about adaptation to seasonally dry environments of the Neotropics. Acta Botanica Brasilica 32: 113-127

Ferrat L, Pergent-Martini C, Roméo M (2003) Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. Aquatic Toxicology 65: 187-204. doi:https://doi.org/10.1016/S0166-445X(03)00133-4

Ferreira JPR, Hassemer G, Trevisan R (2017) Aquatic macrophyte flora of coastal lakes in Santa Catarina, southern Brazil. Iheringia Série Botânica 72: 409-419

Ferreira M, Moreira I (1999) River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants. Springer, 101-107

Ferreira MT, Rodríguez-González PM, Aguiar FC, Albuquerque A (2005) Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index. Ecological Indicators 5: 137-149. doi:10.1016/j.ecolind.2005.01.001

Flor-Arnau N, Real M, González G, Sánchez JC, Moreno JL, Solà C, Munné A (2015) Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. Limnetica 34: 95-114

François Delmas CC, Michel Coste, Alain Dutartre, Christophe Laplace-Treyture, Juliette Rosebery, Sebastien Boutry, Marius Bottin, Martial Ferreo (2008) Bio-indicateurs végétaux des cours d'eau : Etat d'avancement des méthodes d'évaluation de l'Etat Ecologique. Séminaire AQUAREF - Les approches hydrobiologiques pour la DCE et le continuum eaux douces - eaux littorales, Cemagref, ANTONY, 30 pp.

Franklin P, Dunbar M, Whitehead P (2008) Flow controls on lowland river macrophytes: a review. Science of the total environment 400: 369-378

Gapeeva M, Dolotov A, Chemeris E (2010) Prospects of using mosses (*Fontinalis antipyretica* Hedw. and Pylaisia polyantha (Hedw.) Bruch et al.) as indicators of environmental contamination with heavy metals. Russian Journal of Ecology 41: 28-31

Garroutte EL, Hansen AJ, Lawrence RL (2016) Using NDVI and EVI to map spatiotemporal variation in the biomass and quality of forage for migratory elk in the Greater Yellowstone Ecosystem. Remote Sensing 8: 404

Geest GV, Wolters H, Roozen F, Coops H, Roijackers R, Buijse A, Scheffer M (2005) Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. Hydrobiologia 539: 239-248

Gessner F (1955) Hydrobotanik: die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser. Deutscher Verlag der Wissenschaften, 517 pp.

Giordani T, Natali L, Maserti BE, Taddei S, Cavallini A (2000) Characterization and Expression of DNA Sequences Encoding Putative Type-II Metallothioneins in the seagrass *Posidonia oceanica*. Plant Physiology 123: 1571. doi:10.1104/pp.123.4.1571

Giorgetti L, Talouizte H, Merzouki M, Caltavuturo L, Geri C, Frassinetti S (2011) Genotoxicity evaluation of effluents from textile industries of the region Fez-Boulmane, Morocco: A case study. Ecotoxicology and Environmental Safety 74: 2275-2283. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.08.002

Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. Global and planetary change 63: 90-104

Goetz SJ (2006) Remote sensing of riparian buffers: past progress and future prospects 1. Journal of the American Water Resources Association 42: 133-143

Gonzalez-Mendoza D, Moreno AQ, Zapata-Perez O (2007) Coordinated responses of phytochelatin synthase and metallothionein genes in black mangrove, Avicennia germinans, exposed to cadmium and copper. Aquatic Toxicology 83: 306-314. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.05.005

González del Tánago M, García de Jalón D (2006) Attributes for assessing the environmen-

tal quality of riparian zones. Limnetica 25: 389-402

Gonzalez Sagrario MdlA, Balseiro E (2010) The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. Freshwater biology 55: 2153-2166

Gordon RB (1940) The primeval forest types of southwestern New York. 102 pp.

Greco M, Chiappetta A, Bruno L, Bitonti MB (2011) In *Posidonia oceanica* cadmium induces changes in DNA methylation and chromatin patterning. Journal of Experimental Botany 63: 695-709. doi:10.1093/jxb/err313

Greco M, Chiappetta A, Bruno L, Bitonti MB (2013) Effects of light deficiency on genome methylation in *Posidonia oceanica*. Marine Ecology Progress Series 473: 103-114

Greco M, Sáez CA, Contreras RA, Rodríguez-Rojas F, Bitonti MB, Brown MT (2019) Cadmium and/or copper excess induce interdependent metal accumulation, DNA methylation, induction of metal chelators and antioxidant defences in the seagrass Zostera marina. Chemosphere 224: 111-119. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.123

Grinberga L (2010) Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. Hydrobiologia 656: 233-241. doi:10.1007/s10750-010-0432-3

Guo J, Dai X, Xu W, Ma M (2008) Overexpressing GSH1 and AsPCS1 simultaneously increases the tolerance and accumulation of cadmium and arsenic in Arabidopsis thaliana. Chemosphere 72: 1020-1026. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.018

Gupta SD (2010) Reactive oxygen species and antioxidants in higher plants. CRC Press, 362 pp.

Hall JL (2002) Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. Journal of Experimental Botany 53: 1-11. doi:10.1093/jexbot/53.366.1

Hamel S, Garel M, Festa-Bianchet M, Gaillard JM, Côté SD (2009) Spring Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) predicts annual variation in timing of peak faecal crude protein in mountain ungulates. Journal of Applied Ecology 46: 582-589

Hansen MC, Loveland TR (2012) A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. Remote Sensing of Environment 122: 66-74

Haslam S (1978) River Plants: The Macrophytic Vegetation of Watercourses. Cambridge University Press Cambridge, 396 pp.

Hassinen VH, Tervahauta AI, Schat H, Kärenlampi SO (2011) Plant metallothioneins – metal chelators with ROS scavenging activity? Plant Biology 13: 225-232. doi:10.1111/j.1438-8677.2010.00398.x

Haury J, Peltre M-C, Trémolières M, Barbe J, Thiébaut G, Bernez I, Daniel H, Chatenet P, Haan-Archipof G, Muller S (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. Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management. Springer, 153-158

Hayzoun H, Garnier C, Durrieu G, Lenoble V, Le Poupon C, Angeletti B, Ouammou A, Mounier S (2015) Organic carbon, and major and trace element dynamic and fate in a large river subjected to poorly-regulated urban and industrial pressures (Sebou

River, Morocco). Science of the total environment 502: 296-308. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.014

Heikkinen R, Leikola N, Fronzek S, Lampinen R, Toivonen H (2009) Predicting distribution patterns and recent northward range shift of an invasive aquatic plant: *Elodea canadensis* in Europe. Biorisk 2: 1-32. doi:https://doi.org/10.3897/biorisk.2.4

Hejný S (1960) ökologische Charakteristik der Wasser-und Sumpfpflanzen in den slowakischen Tiefebenen (Donau-und Theissgebiet). Verlag der slowakischen Akademie der Wissenschaften, 487 pp.

Hirata K, Tsuji N, Miyamoto K (2005) Biosynthetic regulation of phytochelatins, heavy metal-binding peptides. Journal of Bioscience and Bioengineering 100: 593-599. doi:https://doi.org/10.1263/jbb.100.593

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–Environment Agency of England&Wales. Bristol, UK:

HOLMES NTH, WHITTON BA (1977) Macrophytic vegetation of the River Swale, Yorkshire. 7: 545-558. doi:10.1111/j.1365-2427.1977.tb01706.x

Holt EA, Miller SW (2011) Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. Nature Education Knowledge 3(10): 8

Horppila J, Kaitaranta J, Joensuu L, Nurminen L (2013) Influence of emergent macrophyte (*Phragmites australis*) density on water turbulence and erosion of organic-rich sediment. Journal of Hydrodynamics 25: 288-293. doi:10.1016/S1001-6058(13)60365-0

Hrivnák R, Oťaheľová H, Jarolímek I (2006) Diversity of aquatic macrophytes in relation to environmental factors in the Slatina river (Slovakia). Biologia 61: 413-419

Hrivnák R, Oťaheľová H, Valachovič M (2009) Macrophyte distribution and ecological status of the Turiec river (Slovakia): changes after seven years. Archives of Biological Science Belgrade 61 (2): 297-306. doi:10.2298/ABS0901297H

Hu D, Cheng M, Hu K, Zhang W, Yang Y, Xu Q (2019) Evaluation of cobalt hyperaccumulation and tolerance potential of the duckweed (*Lemna minor* L.). Ecotoxicology and Environmental Safety 179: 79-87. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.058

Huete A (1988) A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). Remote Sensing of Environment 25: 295-309. doi:10.1016/0034-4257(88)90106-X.

Huston M (1979) A general hypothesis of species diversity. The American Naturalist 113: 81-101

Hutchinson G (1957) Concluding remarks: Cold Sprig Harbor Symposia on Quantitative Biology. In: Cold Sprig Harbor Symposia on Quantitative Biology: Yale University New Haven. 66-77 pp.

Hutchinson GE (1975) A treatise on limnology: limnological botany. John Wiley & Sons, 660 pp.

İlsever M, Ünsalan C (2012) Two-dimensional change detection methods: Remote sensing applications. Springer Science & Business Media, 72 pp.

Ireland HE, Harding SJ, Bonwick GA, Jones M, Smith CJ, Williams JHH (2004) Evaluation of heat shock protein 70 as a biomarker of environmental stress in Fucus serratus and *Lemna minor*. Biomarkers 9: 139-155. doi:10.1080/13547500410001732610

Jalal FN, Sanalkumar M (2012) Hydrology and Water Quality Assessment of Achencovil River in Relation to Pilgrimage Season. International Journal of Scientific and Re-

search Publications 2: 1-5.

James WF, Barko JW, Eakin HL (2004) Impacts of sediment dewatering and rehydration on sediment nitrogen concentration and macrophyte growth. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 538-546

Jampeetong A, Brix H (2009) Effects of NH4+ concentration on growth, morphology and NH4+ uptake kinetics of *Salvinia natans*. Ecological Engineering 35: 695-702

Janauer GA, Schmidt-Mumm U, Schmidt B (2010) Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. Ecological Engineering 36: 1138-1145. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.05.002

Janauer G (2001) Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? Journal of Limnology: 33-38

Jaskulak M, Grobelak A (2019) Chapter 6 - Cadmium Phytotoxicity—Biomarkers. In: Hasanuzzaman M, Vara Prasad MN, Nahar K (Eds) Cadmium Tolerance in Plants. Academic Press, 177-191. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815794-7.00006-0

Jeffries M, Mills D (1990) Freshwater ecology: principles and applications. Belhaven Press, 285 pp.

Ji Y, Yao ZD, Zhang J, Wang XR, Luo JX, Xiao LY, Zhang SF (2018) Integrated biomarker responses of the submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* via hydrological processes from Lake Poyang, China. Royal Society Open Science 5. doi:10.1098/rsos.180729

Johansen K, Arroyo LA, Phinn S, Witte CJPE, Sensing R (2010) Comparison of geo-object based and pixel-based change detection of riparian environments using high spatial resolution multi-spectral imagery. 76: 123-136

Jordan CF (1969) Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. Ecology 50: 663-666

Jusik S, Staniszewski R (2019) Shading of river channels as an important factor reducing macrophyte biodiversity. Polish Journal of Environmental Studies 28: 1215-1222. doi:10.15244/pjoes/81559.

Kanninen A, Hellsten S, Hämäläinen H (2013) Comparing stressor-specific indices and general measures of taxonomic composition for assessing the status of boreal lacustrine macrophyte communities. Ecological Indicators 27: 29-43

Kantrud HA, Millar JB, van der Valk AG (1989) Vegetation of wetlands of the prairie pothole region. Northern prairie wetlands: 132-187

Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management 5: 55-68. doi:10.1007/BF01866609

Ke Y, Im J, Lee J, Gong H, Ryu Y (2015) Characteristics of Landsat 8 OLI-derived NDVI by comparison with multiple satellite sensors and in-situ observations. Remote Sensing of Environment 164: 298-313

Keddy P, Fraser LH (2000) Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: the role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. Lakes and Reservoirs: Research and Management 5: 177-185

Kennedy MP, Lang P, Grimaldo JT, Martins SV, Bruce A, Lowe S, Dallas H, Davidson TA, Sichingabula H, Briggs J (2016) The Zambian Macrophyte Trophic Ranking sche-

me, ZMTR: A new biomonitoring protocol to assess the trophic status of tropical southern African rivers. Aquatic Botany 131: 15-27

Klemas V (2014) Remote sensing of riparian and wetland buffers: an overview. Journal of Coastal Research 30: 869-880

Koch EW (2001) Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. Estuaries and Coasts 24: 1-17

Koehl M (1984) How do benthic organisms withstand moving water? American Zoologist 24: 57-70

Kolada A (2016) The use of helophytes in assessing eutrophication of temperate lowland lakes: Added value? Aquatic Botany 129: 44-54

Kolada A, Willby N, Dudley B, Nõges P, Søndergaard M, Hellsten S, Mjelde M, Penning E, van Geest G, Bertrin V (2014) The applicability of macrophyte compositional metrics for assessing eutrophication in European lakes. Ecological Indicators 45: 407-415

Kõrs A, Vilbaste S, Käiro K, Pall P, Piirsoo K, Truu J, Viik M (2012) Temporal changes in the composition of macrophyte communities and environmental factors governing the distribution of aquatic plants in an unregulated lowland river (Emajõgi, Estonia). Boreal environment research 17: 460–472

Kuhar U, Germ M, Gaberščik A, Urbanič G (2011) Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters 41: 235-243

Kumar M, Bijo AJ, Baghel RS, Reddy CRK, Jha B (2012) Selenium and spermine alleviate cadmium induced toxicity in the red seaweed *Gracilaria dura* by regulating antioxidants and DNA methylation. Plant Physiology and Biochemistry 51: 129-138. doi:https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2011.10.016

Kurilenko V, Osmolovskaya N (2007) Bioindication role of higher plants in the diagnostics of aquatic ecosystems: Case study of small water bodies in St. Petersburg. Water Resources 34: 718-724

Lacoul P, Freedman B (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environmental Reviews 14: 89-136

Ladislas S, El-Mufleh A, Gérente C, Chazarenc F, Andrès Y, Béchet B (2012) Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. Water, air, and soil pollution 223: 877-888

Landucci F, Tichý L, Šumberová K, Chytrý M (2015) Formalized classification of species-poor vegetation: a proposal of a consistent protocol for aquatic vegetation. Journal of Vegetation Science 26: 791-803

Laporte D, Valdés N, González A, Sáez CA, Zúñiga A, Navarrete A, Meneses C, Moenne A (2016) Copper-induced overexpression of genes encoding antioxidant system enzymes and metallothioneins involve the activation of CaMs, CDPKs and MEK1/2 in the marine alga Ulva compressa. Aquatic Toxicology 177: 433-440. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.06.017

Lemon GD, Posluszny U (2000) Comparative Shoot Development and Evolution in the Lemnaceae. International Journal of Plant Sciences 161: 733-748. doi:10.1086/314298

Lemon GD, Posluszny U, Husband BC (2001) Potential and realized rates of vegetative

reproduction in *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, and Wolffia borealis. Aquatic Botany 70: 79-87. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00131-5

Lenat DR, Resh VH (2001) Taxonomy and stream ecology—the benefits of genus-and species-level identifications. Journal of the North American Benthological Society 20: 287-298

Lewis MA (1995) Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: A review. Environmental Pollution 87: 319-336. doi:https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)P4164-J

Lewis S, Donkin ME, Depledge MH (2001) Hsp70 expression in Enteromorpha intestinalis (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. Aquatic Toxicology 51: 277-291. doi:https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00119-3

Lewis S, Handy R, Cordi B, Billinghurst Z, Depledge M (1999) Stress proteins (HSP's): methods of detection and their use as an environmental biomarker. Ecotoxicology 8: 351-368

Lin JX, Hua XY, Peng XY, Dong BL, Yan XF (2018) Germination Responses of Ryegrass (Annual vs. Perennial) Seed to the Interactive Effects of Temperature and Salt-Alkali Stress. Frontiers in Plant Science 9: 10. doi:10.3389/fpls.2018.01458

Litav M, Lehrer Y (1978) The effects of ammonium in water on Potamogeton lucens. Aquatic Botany 5: 127-138

Liu HQ, Huete A (1995) A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 33: 457-465

Lodge DM, Lorman JG (1987) Reductions in submersed macrophyte biomass and species richness by the crayfish Orconectes rusticus. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44: 591-597

Lopez RD, Siobhan Fennessy M (2002) Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. Ecological Applications 12: 487-497

Maberly S, Madsen T (1998) Affinity for CO2 in relation to the ability of freshwater macrophytes to use HCO–3. Functional Ecology 12: 99-106

Maberly S, Spence D (1983) Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. The Journal of Ecology: 705-724

Maberly SC, Berthelot SA, Stott AW, Gontero B (2015) Adaptation by macrophytes to inorganic carbon down a river with naturally variable concentrations of CO2. Journal of Plant Physiology 172: 120-127

Mack JJ (2007) Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. Ecological Indicators 7: 864-881

Madsen JD, Chambers PA, James WF, Koch EW, Westlake DF (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. Hydrobiologia 444: 71-84

Madsen TV, Maberly SC, Bowes G (1996) Photosynthetic acclimation of submersed angiosperms to CO2 and HCO−3. Aquatic Botany 53: 15-30. doi:https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)01009-2

Mäemets H, Freiberg L (2007) Coverage and depth limit of macrophytes as tools for classification of lakes. In: Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology. 124-140 pp.

Maggioni LA, Fontaneto D, Bocchi S, Gomarasca S (2009) Evaluation of water quality and ecological system conditions through macrophytes. Desalination 246: 190-201

Mahmood K, Chughtai MI, Awan AR, Waheed RA (2016) BIOMASS PRODUCTION OF SOME SALT TOLERANT TREE SPECIES GROWN IN DIFFERENT ECOLOGICAL ZONES OF PAKISTAN. Pakistan Journal of Botany 48: 89-96

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. doi:10.3897/biorisk.14.30319 %J BioRisk

Maleva M, Nekrasova G, Borisova G, Chukina N, Ushakova O (2012) Effect of heavy metals on photosynthetic apparatus and antioxidant status of Elodea. Russian Journal of Plant Physiology 59: 190-197

Mallegowda P, Rengaian G, Krishnan J, Niphadkar M (2015) Assessing habitat quality of forest-corridors through NDVI analysis in dry tropical forests of south India: Implications for conservation. Remote Sensing 7: 1619-1639

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

Marañón T (1998) Soil seed bank and community dynamics in an annual-dominated Mediterranean salt-marsh. Journal of Vegetation Science 9: 371-378. doi:10.2307/3237101

Marcum KB, Pessarakli M (2013) Relative Salinity Tolerance of 35 *Lolium sp*p. Cultivars for Urban Landscape and Forage Use. In: Shahid SA, Abdelfattah MA, Taha FK (Eds) Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation: Innovative Thinking and Use of Marginal Soil and Water Resources in Irrigated Agriculture. Springer Netherlands, Dordrecht, 397-403. doi:10.1007/978-94-007-5684-7_27

Martín J, Luque-Larena JJ, López P (2005) Factors affecting escape behavior of Iberian green frogs (Rana perezi). Canadian Journal of Zoology 83: 1189-1194

Martinez R, Sáenz M, Alberdi J, Di Marzio W (2019) Comparative ecotoxicity of single and binary mixtures exposures of nickel and zinc on growth and biomarkers of *Lemna gibba*. Ecotoxicology: 1-12

Mechora S, Kuhar U, Germ M (2010) Environmental assessment and macrophytes of watercourses Bloščica and Cerkniščica. Acta Biol Slov 53: 33-43

Miller SJ, Wardrop DH, Mahaney WM, Brooks RP (2006) A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. Ecological Indicators 6: 290-312

Moges A, Beyene A, Kelbessa E, Mereta S, Ambelu A (2016) Development of a multimetric plant-based index of biotic integrity for assessing the ecological state of forested, urban and agricultural natural wetlands of Jimma Highlands, Ethiopia. Ecological Indicators 71: 208-217

Mueller M, Pander J, Geist J (2013) Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: Effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. Freshwater Science 32: 762-778. doi:10.1899/12-212.1

Mulhouse JM, De Steven D, Lide RF, Sharitz RR (2005) Effects of dominant species on vegetation change in Carolina bay wetlands following a multi-year drought. The Journal of the Torrey Botanical Society: 411-420

Munné A, Prat N, Sola C, Bonada N, Rieradevall M (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 147-163

Nagler PL, Glenn EP, Huete AR (2001) Assessment of spectral vegetation indices for riparian vegetation in the Colorado River delta, Mexico. Journal of Arid Environments 49: 91-110

Nekrasova G, Ronzhina D, Maleva M, P'yankov V (2003) Photosynthetic metabolism and activity of carboxylating enzymes in emergent, floating, and submersed leaves of hydrophytes. Russian Journal of Plant Physiology 50: 57-67

Nys C, Van Regenmortel T, Janssen CR, Oorts K, Smolders E, De Schamphelaere KAC (2018) A framework for ecological risk assessment of metal mixtures in aquatic systems. Environmental Toxicology and Chemistry 37: 623-642. doi:10.1002/etc.4039

Oťaheľová H, Valachovicˇ M, Hrivnák R (2007) The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic plants along the Danube River corridor (Slovakia). Limnologica 37: 290-302. doi:https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.07.003

Otsu N (1979) A threshold selection method from gray-level histograms, IEEE T. Syst. Man Cyb., 9, 62–66. pp.

Pajević S, Borišev M, Rončević S, Vukov D, Igić R (2008) Heavy metal accumulation of Danube river aquatic plants—indication of chemical contamination. Central European Journal of Biology 3: 285-294

Pal R, Rai JPN (2010) Phytochelatins: Peptides Involved in Heavy Metal Detoxification. Applied Biochemistry and Biotechnology 160: 945-963. doi:10.1007/s12010-009-8565-4

Palma P, Ledo L, Alvarenga P (2016) Ecotoxicological endpoints, are they useful tools to support ecological status assessment in strongly modified water bodies? Science of the total environment 541: 119-129. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.014

Partanen S, Hellsten S (2005) Changes of emergent aquatic macrophyte cover in seven large boreal lakes in Finland with special reference to water level regulation. Fennia-International Journal of Geography 183: 57-79

Partanen S, Luoto M, Hellsten S (2009) Habitat level determinants of emergent macrophyte occurrence, extension and change in two large boreal lakes in Finland. Aquatic Botany 90: 261-268

Pedralli G (1990) Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. Estudos de Biologia 26: 5-24

Penning WE, Dudley B, Mjelde M, Hellsten S, Hanganu J, Kolada A, van den Berg M, Poikane S, Phillips G, Willby N (2008) Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. Aquatic Ecology 42: 253-264

Pereira SPP, Jesus F, Aguiar S, de Oliveira R, Fernandes M, Ranville J, Nogueira AJA (2018) Phytotoxicity of silver nanoparticles to *Lemna minor*: Surface coating and exposure period-related effects. Science of the total environment 618: 1389-1399. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.275

Pérez DJ, Menone ML, Tognetti JA, Lukaszewicz G (2019) AZOXYSTROBIN INDUCES

CHROMOSOMAL ABERRATIONS IN ROOTS OF THE HYDROPHYTE *Bidens laevis* L. Revista Internacional de Contaminación Ambiental; Vol 35, Núm 3 (2019). doi:10.20937/RICA.2019.35.03.03

Pip E, Robinson G (1984) A comparison of algal periphyton composition on eleven species of submerged macrophytes. Hydrobiological bulletin 18: 109-118

Poikane S, van den Berg M, Hellsten S, de Hoyos C, Ortiz-Casas J, Pall K, Portielje R, Phillips G, Solheim AL, Tierney D (2011) Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European Water Framework Directive: aims, achievements and further challenges. Procedia Environmental Sciences 9: 153-168

Portielje R, Bertrin V, Denys L, Grinberga L, Karottki I, Kolada A, Krasovskienė J, Leiputé G, Maemets H, Ott I (2014) Central Baltic Lake Macrophyte ecological assessment methods: Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. 126 pp.

Project (2009) An inventory of nanotechnology-based consumer products currently on the market. http://www.nanotechproject.org/cpi/

Przyborowski Ł, Łoboda AM, Bialik RJ (2018) Experimental Investigations of Interactions between Sand Wave Movements, Flow Structure, and Individual Aquatic Plants in Natural Rivers: A Case Study of Potamogeton Pectinatus L. Water 10: 1166

Putut Rakhmad P, Sucipto H, Yosephine Sri Wulan M, Hery P (2019) Gene expression of antioxidant enzymes and heat shock proteins in tropical seagrass *Thalassia hemprichii* under heat Stress. TAIWANIA 64: 117-123. doi:10.6165/tai.2019.64.117

Rada F, Azócar A, García-Núñez C (2019) Plant functional diversity in tropical Andean páramos. Plant Ecology & Diversity: 1-15. doi:10.1080/17550874.2019.1674396

Radić S, Domijan A-M, Glavaš Ljubimir K, Maldini K, Ivešić M, Peharec Štefanić P, Krivohlavek A (2019) Toxicity of nanosilver and fumonisin B1 and their interactions on duckweed (*Lemna minor* L.). Chemosphere 229: 86-93. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.004

Radić S, Gregorović G, Stipaničev D, Cvjetko P, Šrut M, Vujčić V, Oreščanin V, Vinko Klobučar GI (2013) Assessment of surface water in the vicinity of fertilizer factory using fish and plants. Ecotoxicology and Environmental Safety 96: 32-40. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.023

Rainbow PS, Phillips DJH (1993) Cosmopolitan biomonitors of trace metals. Marine Pollution Bulletin 26: 593-601. doi:https://doi.org/10.1016/0025-326X(93)90497-8

Rau S, Miersch J, Neumann D, Weber E, Krauss GJ (2007) Biochemical responses of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* to Cd, Cu, Pb and Zn determined by chlorophyll fluorescence and protein levels. Environmental and Experimental Botany 59: 299-306. doi:https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.03.001

Rejmankova E (2011) Invited Review Paper: The role of macrophytes in wetland ecosystems. Journal of Ecology and field biology 34: 333-344

Ren Y, Liu Y, Chen H, Li G, Zhang X, Zhao JIE (2012) Type 4 metallothionein genes are involved in regulating Zn ion accumulation in late embryo and in controlling early seedling growth in Arabidopsis. Plant, Cell & Environment 35: 770-789. doi:10.1111/j.1365-3040.2011.02450.x

Riedler B, Pernkopf L, Strasser T, Lang S, Smith G (2015) A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. Inter-

national Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 37: 114-123

Riis T, Hawes I (2002) Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. Aquatic Botany 74: 133-148

Riis T, Sand-Jensen K, Vestergaard O (2000) Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. Aquatic Botany 66: 255-272

Robledo D, Freile-Pelegrín Y (2005) Seasonal variation in photosynthesis and biochemical composition of Caulerpa spp.(Bryopsidales, Chlorophyta) from the Gulf of Mexico. Phycologia 44: 312-319. doi:10.2216/0031-8884(2005)44[312:SVIPAB]2.0.CO;2

RODIER J, LEGUBE B, MERLET N, Mialocq J-C, Leroy P, Houssin M, Lavison G, Bechemin C, Vincent M (2009) L'Analyse de l'eau. 1600 pp.

Ronzhina D, Nekrasova G, P'yankov V (2004) Comparative characterization of the pigment complex in emergent, floating, and submerged leaves of hydrophytes. Russian Journal of Plant Physiology 51: 21-27

Rørslett B (1988) Aquatic weed problems in a hydroelectric river: the R. Otra, Norway. Regulated Rivers: Research and Management 2: 25-37

Rouse Jr JW, Haas R, Schell J, Deering D (1974) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, NASA-SP-351. In: Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Washington, United States, 309–317 pp.

Sagrario G, De LosÁngeles M, Balseiro E, Ituarte R, Spivak E (2009) Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. Freshwater biology 54: 1042-1053. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02152.x

Saloua B, Abdelilah R, Lahsen C, Soumaya H, Elhassan A (2017) Evaluation of Biological Water Quality by Biological Macrophytic Index in River: Application on the Watershed of Beht River. European Scientific Journal 13: 217-224

Sánchez-Botero J, Leitão R, Caramaschi E, Garcez D (2007) The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas Lagoon, Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia 19: 143-153

Sand-Jensen K (1989) Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. Aquatic Botany 34: 5-25. doi:https://doi.org/10.1016/0304-3770(89)90048-X

Sastroutomo SS (1981) Turion formation, dormancy and germination of curly pondweed, Potamogeton crispus L. Aquatic Botany 10: 161-173

Sastroutomo SS (1980) Environmental control of turion formation in curly pondweed (Potamogeton crispus). Physiologia Plantarum 49: 261-264

Schaumburg J, Schranz C, Foerster J, Gutowski A, Hofmann G, Meilinger P, Schneider S, Schmedtje U (2004) Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica 34: 283-301. doi:10.1016/S0075-9511(04)80002-1

Scheffer M, Hosper S, Meijer M, Moss B, Jeppesen E (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in ecology and evolution 8: 275-279

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: 49-67

Schneider S (2007) Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. Limnologica 37: 281-289. doi:10.1016/j.limno.2007.05.001

Schutten J (2005) Biomechanical limitations on macrophytes in shallow lakes. Instituut voor Biodiversiteit en Ecosysteemdynamica (IBED), 155 pp.

Sculthorpe CD (1967) Biology of aquatic vascular plants. 610 pp.

Sender J (2016) The effect of riparian forest shade on the structural characteristics of macrophytes in a mid-forest lake. Applied Ecology and Environmental Research 14: 249-261. doi:10.15666/aeer/1403_249261

Sergio E, Cobianchi RC, Sorbo S, Conte B, Basile A (2007) Ultrastructural alterations and HSP 70 induction in Elodea ca-nadensisMichx. exposed to heavy metals. Caryologia 60: 115-120. doi:10.1080/00087114.2007.10589557

Sharma SS, Dietz K-J (2006) The significance of amino acids and amino acid-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress. Journal of Experimental Botany 57: 711-726. doi:10.1093/jxb/erj073

Sheldon RB, Boylen CW (1977) Maximum depth inhabited by aquatic vascular plants. American Midland Naturalist: 248-254

Simon TP, Stewart PM, Rothrock PE (2001) Development of multimetric indices of biotic integrity for riverine and palustrine wetland plant communities along Southern Lake Michigan. Aquatic Ecosystem Health and Management 4: 293-309

Simons J, Ohm M, Daalder R, Boers P, Rip W (1994) Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: recovery of a characean community, dominated by Chara connivens. Hydrobiologia 275: 243-253. doi:10.1007/BF00026715

Singh R, Mathur P (2005) Investigation of physico-chemical characteristics of freshwater reservoir of Ajmer city Rajasthan. Indian J Environ Sci 19: 179-186

Smolders A, Lucassen E, Roelofs J (2002) The isoetid environment: biogeochemistry and threats. Aquatic Botany 73: 325-350

Souza LRR, Bernardes LE, Barbetta MFS, da Veiga MAMS (2019) Iron oxide nanoparticle phytotoxicity to the aquatic plant *Lemna minor*: effect on reactive oxygen species (ROS) production and chlorophyll a/chlorophyll b ratio. Environmental Science and Pollution Research 26: 24121-24131. doi:10.1007/s11356-019-05713-x

Standen KM, Chambers PA, Culp JM (2018) Arrowhead (Sagittaria cuneata) as a bioindicator of nitrogen and phosphorus for prairie streams and wetlands. Wetlands Ecology and Management 26: 331-343

Stansfield JH, Perrow MR, Tench LD, Jowitt AJ, Taylor AA (1997) Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. Shallow Lakes' 95. Springer, 229-240

Steffen K, Leuschner C, Müller U, Wiegleb G, Becker T (2014) Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. Aquatic Botany 113: 46-55

Steinman AD, Meeker RH, Rodusky AJ, Davis WP, Hwang S-J (1997) Ecological properties of charophytes in a large subtropical lake. Journal of the North American Benthological Society 16: 781-793

Stewart RE, Kantrud HA (1972) Vegetation of prairie potholes, North Dakota, in relation to quality of water and other environmental factors. US Government Printing Office, 35 pp.

Strasser T, Lang S (2015) Object-based class modelling for multi-scale riparian forest habitat mapping. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 37: 29-37

Stroh CL, De Steven D, Guntenspergen GR (2008) Effect of climate fluctuations on long-term vegetation dynamics in Carolina Bay wetlands. Wetlands 28: 17-27

Su P-H, Li H-M (2008) Arabidopsis stromal 70-kD heat shock proteins are essential for plant development and important for thermotolerance of germinating seeds. Plant Physiology 146: 1231-1241. doi:10.1104/pp.107.114496

Suárez M, Mellado A, Sánchez-Montoya M, Vidal-Abarca M (2005) Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. Limnetica 24: 305-318

Sun TY, Gottschalk F, Hungerbühler K, Nowack B (2014) Comprehensive probabilistic modelling of environmental emissions of engineered nanomaterials. Environmental Pollution 185: 69-76. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.004

Sutherland WJ (2006) Ecological census techniques: a handbook. Cambridge university press, 432 pp.

Szoszkiewicz K, Budka A, Pietruczuk K, Kayzer D, Gebler D (2016) Is the macrophyte diversification along the trophic gradient distinct enough for river monitoring? Environmental monitoring and assessment 189: 1-14. doi:10.1007/s10661-016-5710-8

Szoszkiewicz K, Zbierska J, Jusik S, Zgola TJBWN, Poznan (2010) Metodyka badan terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu rzek [Macrophyte survey manual for the purpose of river monitoring]. 80 pp.

Szoszkiewicz K, Zbierska J, Jusik S, Zgoła TJTIOŚ, Warszawa, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn (2006) Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. 57 pp.

Szoszkiewicz K, Zbierska J, Staniszewski R, Jusik S (2009) The variability of macrophyte metrics used in river monitoring. Oceanological and Hydrobiological Studies 38: 117-126. doi:10.2478/v10009-009-0049-x

Takolander A, Leskinen E, Cabeza M (2017) Synergistic effects of extreme temperature and low salinity on foundational macroalga *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 495: 110-118. doi:https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.07.001

Tank SK, Chippa R (2013) Analysis of Water Quality of Halena Block in Bharatpur Area. International Journal of Scientific and Research Publications 3: 1-6

ter Braak CJ, Smilauer P (1998) CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry, 352 pp.

Tian F, Brandt M, Liu YY, Rasmussen K, Fensholt R (2017) Mapping gains and losses in woody vegetation across global tropical drylands. Global Change Biology 23: 1748-

1760

Titus JE (1992) Submersed macrophyte growth at low pH. Oecologia 92: 391-398

Tkalec M, Prebeg T, Roje V, Pevalek-Kozlina B, Ljubešić N (2008) Cadmium-induced responses in duckweed *Lemna minor* L. Acta Physiologiae Plantarum 30: 881-890

Tomczyk P, Wiatkowski M, Gruss Ł (2019) Application of Macrophytes to the Assessment and Classification of Ecological Status above and below the Barrage with Hydroelectric Buildings. Water 11: 1028

Trémolières M, Combroux I, Herrmann A, Nobelis P (2007) Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 43: 233-244. doi:10.1051/limn:2007002

Tremp H, Kohler A (1995) The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. Acta Botanica Gallica 142: 541-550

Tucker CJ, Garratt MW (1977) Leaf optical system modeled as a stochastic process. Applied Optics 16: 635-642

Tucker CJ (1979) Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment 8: 127-150

Umetsu CA, Aguiar FC, Ferreira MT, Cancian LF, Camargo AFM (2018) Addressing bioassessment of tropical rivers using macrophytes: The case of Itanhaém Basin, São Paulo, Brazil. Aquatic Botany 150: 53-63. doi:10.1016/j.aquabot.2018.07.004

Vadstrup M, Madsen TOMV (1995) Growth limitation of submerged aquatic macrophytes by inorganic carbon. Freshwater biology 34: 411-419. doi:10.1111/j.1365-2427.1995.tb00899.x

Valdés B (2002) Catalogue des plantes vasculaires du nord du Maroc, incluant des clés d'identification. Editorial CSIC-CSIC Press, 1008 pp.

Van den Berg MS, Scheffer M, Van Nes E, Coops H (1999) Dynamics and stability of *Chara sp*. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. Hydrobiologia 408: 335-342. doi:10.1023/A:1017074211970

Van Koetsem F, Xiao Y, Luo Z, Du Laing G (2016) Impact of water composition on association of Ag and CeO 2 nanoparticles with aquatic macrophyte *Elodea canadensis*. Environmental Science and Pollution Research 23: 5277-5287

Versieren L, Evers S, AbdElgawad H, Asard H, Smolders E (2017) Mixture toxicity of copper, cadmium, and zinc to barley seedlings is not explained by antioxidant and oxidative stress biomarkers. Environmental Toxicology and Chemistry 36: 220-230

Vogel S (1996) Life in moving fluids: the physical biology of flow. Princeton University Press, 467 pp.

Vukov D, Ilić M, Ćuk M, Igić R, Janauer GA (2017) The relationship between habitat factors and aquatic macrophyte assemblages in the Danube River in Serbia. Archives of Biological Sciences 69 (3): 427-437

Vukov D, Ilić M, Ćuk M, Radulović S, Igić R, Janauer GA (2018) Combined effects of physical environmental conditions and anthropogenic alterations are associated with macrophyte habitat fragmentation in rivers-Study of the Danube in Serbia. Science of the total environment 634: 780-790

Wang C, Tian Y, Wang X, Geng J, Jiang J, Yu H, Wang C (2010) Lead-contaminated soil induced oxidative stress, defense response and its indicative biomarkers in roots of Vicia faba seedlings. Ecotoxicology 19: 1130-1139

Warming E (1909) Oecology of plants : an introduction to the study of plant-communities. Clarendon Press, Oxford, 422 pp.

Weaver JE, Clements FE (1929) Plant ecology. McGraw-Hill Book Company, New York; London, 601 pp.

Wersal RM, Madsen JD (2013) Influences of light intensity variations on growth characteristics of *Myriophyllum aquaticum*. Journal of Freshwater Ecology 28: 147-164

Wetzel R (1975) PA Limnology. WB Saunders Comp., Philadelphia, USA, 743 pp.

Willby N, Pitt J-A, Phillips G (2012) The ecological classification of UK lakes using aquatic macrophytes. 220 pp.

Wilson K (2002) Impacts of the invasive rusty crayfish(Orconectes rusticus) in northern Wisconsin lakes. Dissertation Abstracts International Part B: Science and Engineering 63: 1662

Wu C, Zheng C, Ji G, Jiang P (2019) Synergistic effects of HSE and LTR elements from hsp70 gene promoter of *Ulva prolifera* (Ulvophyceae, Chlorophyta) upon temperature induction1. Journal of Phycology 55: 738-743. doi:10.1111/jpy.12854

WWF (2011) Guide pratique pour le suivi et l'évaluation de la qualité écologique des eaux de surface. Cas du Sebou. 52 pp.

Xie L, Solhaug KA, Song Y, Brede DA, Lind OC, Salbu B, Tollefsen KE (2019) Modes of action and adverse effects of gamma radiation in an aquatic macrophyte *Lemna minor*. Science of the total environment 680: 23-34. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.016

Xie Y, Sha Z, Yu MJJope (2008) Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. 1: 9-23

Xing JC, Dong J, Wang MW, Liu C, Zhao BQ, Wen ZG, Zhu XM, Ding HR, Zhao XH, Hong LZ (2019) Effects of NaCl stress on growth of *Portulaca oleracea* and underlying mechanisms. Brazilian Journal of Botany 42: 217-226. doi:10.1007/s40415-019-00526-1

Xu J, Zhu Y, Ge Q, Li Y, Sun J, Zhang Y, Liu X (2012) Comparative physiological responses of Solanum nigrum and Solanum torvum to cadmium stress. New Phytologist 196: 125-138. doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04236.x

Yadav SK (2010) Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. South African Journal of Botany 76: 167-179. doi:https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007

Yan X, Yu D, Li Y-K (2006) The effects of elevated CO2 on clonal growth and nutrient content of submerge plant Vallisneria spinulosa. Chemosphere 62: 595-601. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.06.018

Yang W, You Q, Fang N, Xu L, Zhou Y, Wu N, Ni C, Liu Y, Liu G, Yang T (2018) Assessment of wetland health status of Poyang Lake using vegetation-based indices of biotic integrity. Ecological Indicators 90: 79-89

Yang X (2007) Integrated use of remote sensing and geographic information systems in riparian vegetation delineation and mapping. International Journal of Remote Sensing

28: 353-370

Yasar A, Farooq T, Tabinda AB, Sohail MT, Mahfooz Y, Malik A (2019) Macrophytes as potential indicator of heavy metals in river water. Desalination and Water Treatment 142: 272-278. doi:10.5004/dwt.2019.23433

Zhang H, Lang Z, Zhu J-K (2018) Dynamics and function of DNA methylation in plants. Nature Reviews Molecular Cell Biology 19: 489-506. doi:10.1038/s41580-018-0016-z

Zhang S, Shan X-q (2001) Speciation of rare earth elements in soil and accumulation by wheat with rare earth fertilizer application. Environmental Pollution 112: 395-405. doi:https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00143-3

Zhao Z, Shi H, Kang X, Liu C, Chen L, Liang X, Jin L (2017) Inter- and intra-specific competition of duckweed under multiple heavy metal contaminated water. Aquatic Toxicology 192: 216-223. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.09.023

Zhou Q, Zhang J, Fu J, Shi J, Jiang G (2008) Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. Analytica Chimica Acta 606: 135-150. doi:https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018

Ziegler P, Sree KS, Appenroth K-J (2019) Duckweed biomarkers for identifying toxic water contaminants? Environmental Science and Pollution Research 26: 14797-14822. doi:10.1007/s11356-018-3427-7