

Bilan sur les principales pressions pesant sur les lagunes méditerranéennes et leurs liens avec l'état DCE



Fond sableux dans l'étang de Thau (2014), C. Perron, Ifremer

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	1
2. MATERIEL ET METHODES.....	2
2.1. DONNEES UTILISEES	2
2.2. ANALYSES STATISTIQUES DES DONNEES.....	5
3. RESULTATS.....	9
3.1. DISTINCTIONS DE LAGUNES	9
3.2. PROFILS ET CLASSIFICATIONS DES MASSES D’EAU LAGUNAIRES POLY-EUHALINES..	11
3.3. HIERARCHISATION DES PRESSIONS PESANT SUR LES LAGUNES POLY-EUHALINES	23
3.4. ANALYSE DES DONNEES POUR LES LAGUNES OLIGO-MESOHALINES	27
4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	30
BIBLIOGRAPHIE	33
ANNEXE 1. STATIONS ET CAMPAGNES PRISES EN COMPTE POUR LES DONNEES DE L’ETAT ECOLOGIQUE ET DE L’ETAT CHIMIQUE SUR LES MASSES D’EAU LAGUNAIRES MEDITERRANEENNES.....	35
ANNEXE 2. LIBELLE, SIGNIFICATION ET SOURCE DES DONNEES POUR CHAQUE VARIABLE PRISE EN COMPTE DANS LES ANALYSES.....	36
ANNEXE 3. INDICATEURS DE L’ETAT BIOLOGIQUE DU PHYTOPLANKTON ET DE L’ETAT PHYSICO-CHIMIQUE DES LAGUNES DES BASSINS RHONE MEDITERRANEE ET CORSE POUR LES PLANS DE GESTION DCE 2016-2021	38
ANNEXE 4. VALEURS DES VARIABLES COMPLEMENTAIRES : TAUX DE RENOUVELLEMENT, EFFICACITE DES ECHANGES AVEC LA MER, ECARTS MOYENS DE SALINITE LAGUNE/MER, APPORTS HORS BASSIN-VERSANT ET STOCKS SEDIMENTAIRES EN N ET P.....	40

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST-LER/LR 14-20 Diffusion : libre : ☐ restreinte : ☒ interdite : ☐		date de publication : Déc. 2014 nombre de pages : 46 bibliographie : Oui illustration(s) : Oui langue du rapport : F
Validé par : Emmanuelle Roque d'Orbcastel et Bruno Andral Adresse électronique : Emmanuelle.Roque@ifremer.fr ; bandral@ifremer.fr		
Titre : Bilan sur les principales pressions pesant sur les lagunes méditerranéennes et leurs liens avec l'état DCE.		
Rapport intermédiaire ☐ Rapport définitif ☒		
Rédacteurs : Derolez V., Cadoret M., Fiandrino A., Munaron D.		Destinataire : Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse
Résumé : L'objectif de cette étude est de mettre en évidence et de hiérarchiser les pressions anthropiques ayant le plus d'impact sur les éléments de qualité DCE sur les lagunes méditerranéennes et de consolider ainsi les liens état/pressions. Il s'agit également de mettre en évidence des groupes de masses d'eau homogènes en termes de pressions. Ce travail s'appuie sur les précédentes études menées sur le sujet (Battut, 2010 ; Bouchoucha <i>et al.</i> , 2010 ; Meinesz <i>et al.</i> , 2013) et vise à les compléter grâce : • à la mise en œuvre d'une approche descriptive multidimensionnelle qui permet de mettre en évidence les interactions entre les différentes métriques de pression et d'état et de regrouper les masses d'eau similaires, • à l'intégration de données de pression et d'état complémentaires : pressions hydromorphologiques (Aquascop, 2014), état biologique (campagnes DCE 2009 et 2012), contamination chimique de l'eau et du biote (PEPSLAG 2010, DCE 2012, RINBIO 2009 et RINBIO 2012), • à la mise en œuvre d'une méthode de hiérarchisation permettant de faire un tri parmi les 81 métriques analysées. Les analyses réalisées sur les variables hydromorphologiques permettent de consolider l'intérêt d'un découpage de la typologie des lagunes, du fait de la spécificité des masses d'eau oligohalines et mésohalines. Pour les lagunes poly-euhalines, les analyses mettent en évidence des groupes de masses d'eau différents selon l'ensemble de variables pris en compte. Les variables de pressions font ressortir un gradient de pressions anthropiques, auquel les rejets des stations d'épuration contribuent le plus fortement. Un gradient de « bon état » est par ailleurs mis en évidence par les indicateurs biologiques et physico-chimiques. Les indicateurs écologiques les plus fortement corrélées aux variables hydromorphologiques et de pression sont la turbidité, le NID, la composition des macrophytes et l'état du phytoplancton. L'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune ressort comme la variable la plus anti-corrélée aux variables d'état écologique. Ensuite, les pressions urbaines et les stocks sédimentaires de phosphore apparaissent fortement liés aux indicateurs d'état écologique. Les données de contamination chimique des moules permettent de distinguer un gradient de pollution organique et métallique, auquel contribuent fortement les concentrations en PCB, DDT, HAP, mercure et plomb. Les pressions urbaines et agricoles apparaissent comme les variables les plus corrélées aux concentrations de ces 5 contaminants dans le biote. En revanche, les analyses des données d'état chimique de l'eau évalué au travers d'échantillonneurs passifs illustrent les fortes disparités entre les résultats des campagnes 2010 et 2012 et mettent en évidence peu de liens avec les variables hydromorphologiques et de pressions.		
Mots-clés : lagunes, pressions anthropiques, état DCE.		

1. Contexte et objectifs

A l'heure de la révision du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et du Programme de Mesures (PDM) associé, la plupart des masses d'eau de transition lagunaires de la façade méditerranéenne ne sont pas en bon état au sens de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), comme l'ont montré les contrôles de surveillance et opérationnels effectués depuis 2006 (Andral *et al.*, 2010a et 2010b ; Sargian *et al.*, 2013a et 2013b). Les principales perturbations en cause sont l'eutrophisation, qui engendre le déclassement de l'état écologique et les apports de contaminants, qui causent le déclassement de l'état chimique.

La mise en œuvre de la DCE s'appuie sur un schéma Pressions-Etat-Réponse (« DPSIR », Figure 1) pour aborder les liens entre les pressions anthropiques et les impacts pesant sur l'état des milieux aquatiques. Les dernières approches de ces liens entre les pressions et l'état des lagunes ont abordé la problématique d'un point de vue univarié (liens entre flux de nutriments et état biologique, Meinesz *et al.* (2013)) ou n'ont pas permis de prendre en compte les données de contamination chimique et de caractéristiques morphologiques récemment acquises dans les analyses (Battut, 2010 ; Bouchoucha *et al.*, 2010).

Cette étude vise donc à compléter et mettre à jour les bases de données et à les exploiter avec des méthodes de statistique descriptive multidimensionnelle (analyses factorielles) permettant de dégager des groupes de masses d'eau soumis aux mêmes types de pression et de résumer l'information contenue dans les 37 variables de pression renseignées. Cette approche est complétée par une méthode de hiérarchisation permettant de mettre en évidence les pressions anthropiques ayant le plus d'impact sur les éléments de qualité DCE sur les lagunes méditerranéennes.

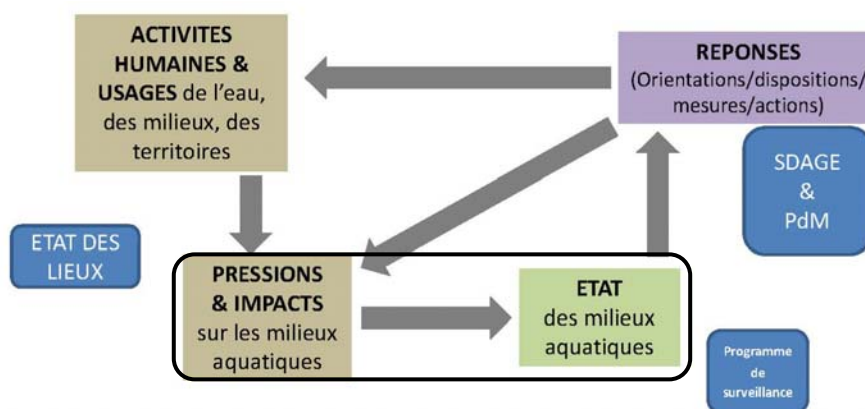


Figure 1. Schéma « DPSIR » des liens entre les forces motrices (« Driving Pressures » : activités humaines et usages), les pressions (« Pressure »), les impacts sur le milieu (« Impact »), l'état des milieux aquatiques (« State ») et les réponses apportées par la société (« Response »). Liens avec les outils de mise en œuvre opérationnelle de la DCE (cadres bleus) (© Agence de l'eau RMC).

2. Matériel et méthodes

2.1. Données utilisées

Les données utilisées dans le cadre de cette étude concernent la caractérisation de l'état écologique et de l'état chimique des lagunes méditerranéennes, leurs caractéristiques hydromorphologiques, ainsi que les pressions anthropiques pesant sur ces masses d'eau. L'ensemble des stations et des campagnes desquelles sont issues les données d'état sont décrites dans l'Annexe 1. **25 masses d'eau de transition lagunaires méditerranéennes** ont été prises en compte dans le cadre de cette étude. Les **81 variables utilisées** (15 variables d'état écologique, 29 variables d'état chimique, 14 variables hydromorphologiques, 23 variables de pression) sont détaillées dans l'Annexe 2.

2.1.1. Données sur l'état des masses d'eau

Au titre de la DCE, l'état d'une masse d'eau est la combinaison de son état écologique et de son état chimique (Figure 2). L'état écologique est évalué sur la base d'éléments de qualité biologique et de paramètres hydromorphologiques et physico-chimiques. Pour chaque élément de qualité biologique, sont déterminées des conditions de référence, qui correspondent aux caractéristiques des peuplements qui seraient obtenues dans un milieu soumis à très peu ou à l'absence de pressions humaines. L'état biologique est mesuré par l'écart aux conditions de référence, sous forme d'un ratio de qualité écologique (Ecological Quality Ratio, EQR, prenant des valeurs de 0 au pire, à 1 au mieux) :

$$\text{EQR} = \text{valeur de l'indicateur mesuré} / \text{valeur de l'indicateur dans les conditions de référence}$$

Le classement de l'état biologique est établi selon cinq classes, du très bon au mauvais. L'état chimique est bon ou mauvais, selon le respect des Normes de Qualité Environnementale (NQE), définies pour chacune des substances identifiées dans les Directives filles 2008/105/UE et 2013/39/UE. La règle du paramètre le plus déclassant s'applique pour l'état biologique et pour l'état chimique de la masse d'eau : un seul paramètre en-dessous (*resp.* au-dessus) des normes pouvant occasionner un classement inférieur à bon.



Figure 2. Schéma d'évaluation de l'état des masses d'eau au titre de la DCE.

a) Données sur l'état écologique (15 variables)

Les données biologiques prises en compte dans le cadre de cette étude concernent les EQR calculés sur les masses d'eau de transition lagunaires méditerranéennes lors des campagnes de contrôles DCE de 2009 et de 2012. Ils concernent **trois compartiments biologiques (le**

phytoplancton, les macrophytes et la macrofaune benthique) et l'état physico-chimique de la colonne d'eau (nutriments et turbidité).

Pour les compartiments « phytoplancton », « macrophytes » et « macrofaune benthique », les variables sont les indicateurs et les métriques qui les composent (EQR) (Annexe 2).

Pour les compartiments « macrophytes » et « macrofaune benthique », les valeurs des EQR correspondent à celles des rapports des campagnes DCE de 2009 (Andral *et al.*, 2010a et 2010b) et de 2012 (Sargian *et al.*, 2013a et 2013b) et sont obtenues selon les protocoles décrits dans le document de référence du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE, 2013).

Pour le compartiment « phytoplancton », les EQR sont calculés selon les nouvelles grilles décrites en Annexe 3 et intégrées au projet d'arrêté « Evaluation de l'état » en cours de révision.

Pour l'état physico-chimique de la colonne d'eau, les données sont intégrées sous forme de percentiles 90 des concentrations en nutriments (azote total et dissous, phosphore total et dissous) et de la turbidité (Annexe 3).

La méthode d'évaluation de l'état du compartiment « poissons » n'étant pas validée, les données concernant ce compartiment (Bouchoucha *et al.*, 2012) ne sont pas intégrées aux analyses.

b) Données sur l'état chimique (29 variables)

Les données d'évaluation de l'état chimique prises en compte dans le cadre de cette étude correspondent aux concentrations en contaminants dans l'eau, évaluées au moyen d'échantillonneurs passifs (16 variables), et aux concentrations mesurées dans la chair des moules (« biote ») (13 variables).

Les données de concentrations en contaminants dans l'eau ont été acquises dans le cadre de deux campagnes : la campagne « PEPSLAG » effectuée en 2010 (Munaron *et al.*, 2013) et la campagne DCE de 2012 (Sargian *et al.*, 2013a et 2013b). Les concentrations dans l'eau concernent **9 métaux, la caféine** (marqueur des activités anthropiques) **et 6 « familles » de contaminants** (les concentrations des contaminants de chaque famille étant sommées) : **herbicides, insecticides, fongicides, médicaments, alkylphénols et HAP** (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

Pour les contaminants mesurés dans le biote, les données ont été acquises dans le cadre des campagnes RINBIO de 2009 et de 2012 (Andral *et al.* 2010c ; Sargian *et al.*, 2013c). Les concentrations dans le biote concernent **9 métaux et 4 « familles » de contaminants** (les concentrations des contaminants de chaque famille étant sommées) : **HAP, DDT** (et ses métabolites), **lindanes** (γ HCH) **et PCB** (polychlorobiphényles).

2.1.2. Données sur les caractéristiques hydromorphologiques (14 variables)

Les données portant sur les caractéristiques hydromorphologiques des masses d'eau lagunaires méditerranéennes prises en compte dans cette étude sont issues des travaux d'Aquascop (2014) et de travaux d'Ifremer (Fiandrino *et al.*, 2012 ; Derolez *et al.*, 2012). Les variables concernent la **morphologie générale** (3 variables), la **morphologie des bordures** (4 variables) **et les caractéristiques de dynamique hydrologique des masses d'eau** (7 variables) (Annexe 2).

Parmi les variables décrivant la dynamique hydrologique, trois variables concernent la caractérisation des échanges avec la mer (valeurs disponibles en Annexe 4) :

- o **Le taux de renouvellement** : cet indicateur mesure le pourcentage d'eaux marines (normalisé par le volume total de la lagune) qui entre journalièrement dans la lagune et se mélange aux eaux saumâtres. Cet indicateur global fournit une première « classification » des écosystèmes fondée sur leur ouverture à la mer (Fiandrino *et al.*, 2012) ;
- o **L'efficacité des échanges avec la mer** : cet indicateur a été évalué qualitativement à dire d'expert en fonction du taux de renouvellement et du **volume de mélange** (Tableau 1)¹. Cette dernière variable correspond « au volume d'eau qui oscille entre la mer et la lagune, en admettant que ce volume entre dans la lagune sous forme d'eau de mer, se mélange parfaitement avec un volume équivalent d'eaux de la lagune, pour ressortir sous forme d'eaux saumâtres » (Fiandrino *et al.*, 2012) ;

Tableau 1. Evaluation du degré d'efficacité des échanges avec la mer en fonction du taux de renouvellement et de la zone de mélange.

Efficacité des échanges avec la mer			Taux de renouvellement		
			0 à 2 %	2 à 7 %	> 8%
			Faible	Moyen	Fort
Zone de mélange (% de la masse d'eau)	0 à 15 %	Faible	Faible	Faible	Moyen
	15 à 50 %	Moyen	Faible	Moyen	Moyen
	> 50 %	Important	Faible	Moyen	Important

- o **Les écarts moyens de salinité entre la mer et la lagune** : cette variable correspond à la moyenne annuelle des écarts absolus des salinités mesurées en lagune et en mer pour les années hydrologiques 2004-2005 à 2010-2011 (Derolez *et al.*, 2012). Les valeurs ont été moyennées à l'échelle des masses d'eau.

2.1.3. Données sur les pressions polluantes et directes sur le vivant (23 variables)

Les données de pressions polluantes (15 variables) et de pressions directes sur le vivant (8 variables) intégrées dans cette étude correspondent aux informations recueillies en 2010 et 2012 dans les rapports de J. Battut (2010), de M. Bouchoucha *et al.* (2010) et de C. Meinesz *et al.* (2013) (Annexe 3). Les données de pressions polluantes concernent **les rejets des stations d'épuration des eaux usées (STEU), des industries, les activités agricoles et les surfaces urbaines**. Les données de pressions directes sur le vivant concernent **les usages de pêche, de conchyliculture, de nautisme et les espèces invasives**.

En complément à ces données, deux variables ont été renseignées (valeurs disponibles en Annexe 4) :

- o **Les stocks sédimentaires en azote et phosphore** : ces stocks constituent une source interne de nutriments potentiellement remobilisables. Les stocks ont été calculés à partir des données de concentrations en azote et phosphore total dans les 5 premiers centimètres de sédiments (Ouisse *et al.*, 2013) ;

¹ Les indicateurs de taux de renouvellement et de volume de mélange ont été calculé pour 5 masses d'eau sur lesquelles le modèle hydrodynamique MARS-3D est appliqué (Thau, Bages-Sigean, l'ensemble du complexe des étangs Palavasiens et l'étang de l'Or) et estimés à dire d'experts pour les autres masses d'eau.

- o **L'importance des apports ne provenant pas du bassin-versant hydrologique naturel** : ces apports, le plus souvent issus de canaux en communication avec les lagunes, peuvent constituer une source majeure de contaminants. Ils ont été évalués qualitativement à dire d'experts (apports nuls, faibles, moyens ou forts).

2.2. Analyses statistiques des données

2.2.1. Traitements préalables

Pour les masses d'eau suivies au niveau de plusieurs stations et/ou de plusieurs lagunes (ex : cas des Palavasiens-Ouest et des Palavasiens-Est), les variables ont été agrégées spatialement (moyenne des données des stations).

Pour les compartiments « phytoplancton », « macrophytes » et « macrofaune benthique », les métriques sont intégrées dans les analyses factorielles en tant que variables actives. Les indicateurs (*resp.* EQR_{phy} , EQR_{mac} et M-AMBI), qui résultent de la combinaison des métriques, sont, de ce fait, intégrés en tant que variables illustratives².

Enfin, les 8 variables décrivant les pressions sur le vivant étant qualitatives (modalités, *cf.* Annexe 3), elles ne peuvent pas être pondérées par le volume des masses d'eau. Ces variables sont pourtant très liées à la taille des masses d'eau (ex : nombre de pêcheurs professionnels plus important dans les grandes lagunes). Elles ont donc été traitées en tant que variables illustratives dans les analyses factorielles afin de ne pas causer de biais à cause des lagunes de grande taille.

2.2.2. Analyses factorielles et classifications

Des analyses factorielles (Analyses en Composantes Principales (ACP) dans le cas de variables quantitatives ou Analyses Factorielles de Données Mixtes (AFDM) dans le cas de données qualitatives et quantitatives³) ont été réalisées successivement pour les 5 ensembles de variables suivants, et pour deux campagnes en ce qui concerne l'état écologique et l'état chimique (Annexe 2) :

1. **caractéristiques hydromorphologiques,**
2. **pressions polluantes et directes sur le vivant,**
3. **état écologique (campagnes 2009 et 2012),**
4. **état chimique : concentrations dans le biote (campagnes 2009 et 2012),**
5. **état chimique : concentrations dans l'eau (campagnes 2010 et 2012).**

A chaque étape, les variables de l'ensemble analysé interviennent en tant que variables actives. Les variables des 4 autres ensembles apparaissent en tant que variables illustratives².

L'ACP et l'AFDM permettent de décrire un jeu de données, de le résumer et d'en réduire la dimensionnalité. Ces analyses permettent en effet de représenter un nombre important de variables dans un espace plus petit (souvent à 2 dimensions). Cette analyse est basée sur la recherche des axes principaux (combinaisons linéaires de variables) sur lesquels on observe la plus grande variabilité. Par la suite, l'ensemble des données est représenté dans ce nouveau repère. Les deux premiers axes de l'ACP sont orthogonaux, c'est-à-dire qu'ils représentent des

² Les variables illustratives n'influencent pas la construction des composantes principales de l'analyse. Elles aident à l'interprétation des dimensions de variabilité.

³ Analyses factorielles réalisées avec les fonctions PCA et FAMD de la librairie FactoMineR.

combinaisons indépendantes de variables. Ces méthodes fournissent plusieurs types de graphiques qui permettent :

- **de mettre en évidence les liens entre les variables de chaque ensemble** (« cercles des corrélations ») : les objectifs sont de résumer la matrice des corrélations (liaisons linéaires) et de chercher un petit nombre de variables synthétiques ;
- **de mettre en évidence les ressemblances entre les masses d'eau** (« graphiques des individus ») : l'objectif est de chercher les similarités entre les masses d'eau pour toutes les variables ;
- **de relier les masses d'eau à un « profil » du point de vue des variables actives** : l'objectif est de voir s'il est possible de caractériser des groupes de masses d'eau par des variables.

Une **classification hiérarchique**⁴ des données est ensuite réalisée pour chaque ensemble de variables afin **de faire des groupes homogènes de masses d'eau du point de vue des variables actives**. Pour la première étape, un dendrogramme est réalisé, permettant d'illustrer l'arrangement des groupes générés par la classification hiérarchique (qui maximise les similarités entre les données de chaque groupe). Un nombre de groupes optimal est déterminé graphiquement (découpage horizontal du dendrogramme) (Figure 3).

Enfin, **un test statistique (« V-test ») permet de dégager les variables (actives et illustratives) qui caractérisent chaque groupe** issu du dendrogramme. Les variables avec des valeurs-tests supérieures aux quantiles d'une loi normale centrée-réduite ($v\text{-test} > |1.96|$) sont des variables qui caractérisent le groupe. Plus la $v\text{-test}$ est grande (en valeur absolue) et plus la variable est significative pour décrire le groupe.

⁴ Classifications réalisées avec la fonction *HCPC* (Classification Hiérarchique sur Composantes principales) de la librairie FactoMineR du logiciel R. HCPC permet de réaliser une classification non supervisée des individus. Cette fonction combine les facteurs principaux, la classification hiérarchique et le partitionnement pour mieux visualiser et mettre l'accent sur les similarités entre individus.

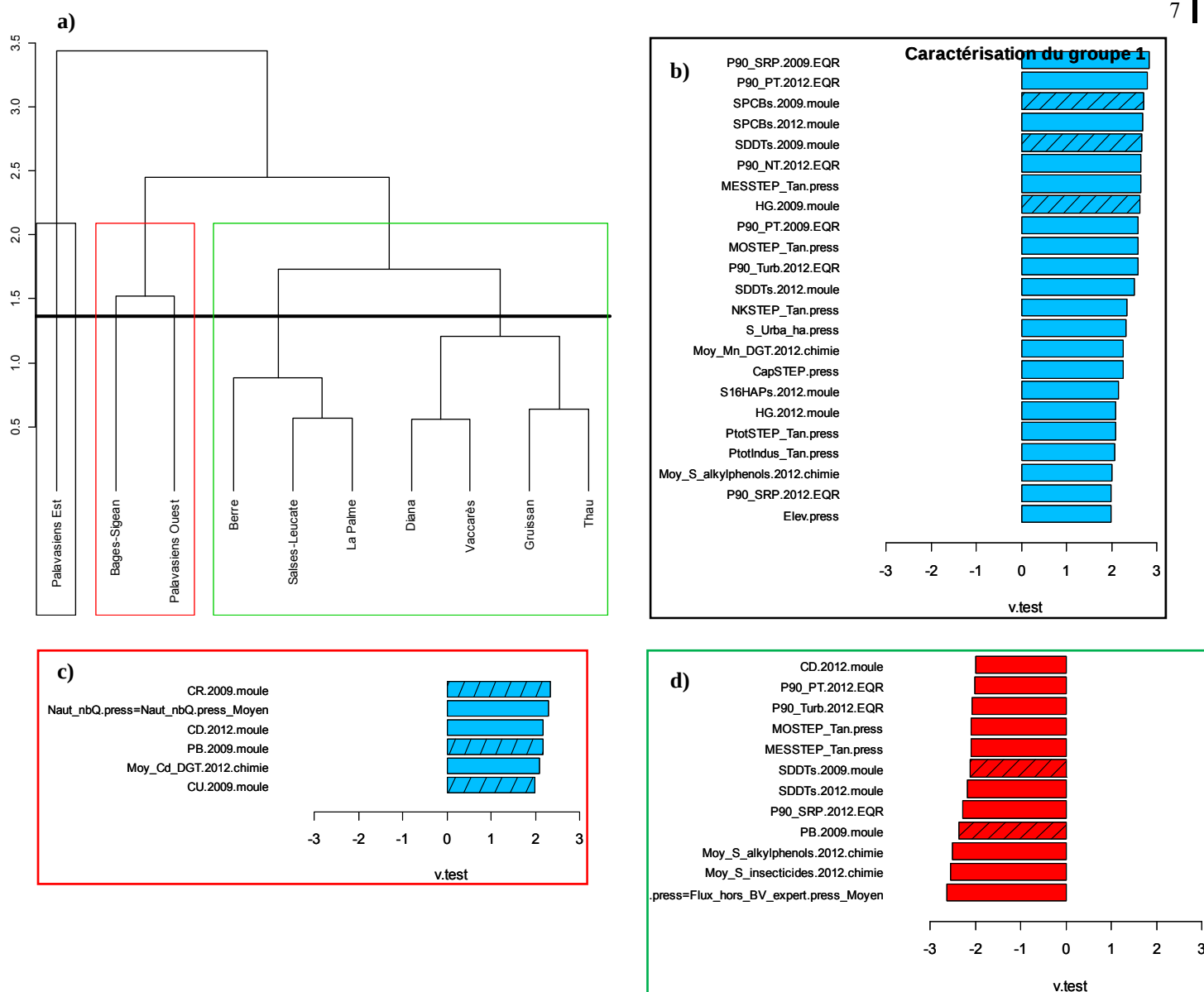


Figure 3. Exemple des variables de contamination chimique du biote (2009) des lagunes poly-euhalines : **a)** dendrogramme issu de la classification hiérarchique. Les cadres de couleur représentent les 3 groupes résultant du découpage graphique (ligne horizontale noire). **b)** valeurs-tests des variables significatives pour : **b)** le groupe 1, **c)** le groupe 2, **d)** le groupe 3. *En bleu : valeurs fortes. En rouge : valeurs faibles. En hachuré : variables actives (ici contamination du biote en 2009).*

2.2.3. Hiérarchisation des pressions

Dans le but de hiérarchiser les variables de pressions ayant les liens les plus importants avec les variables d'état des masses d'eau, les coefficients de corrélation de Pearson (coefficients de corrélation linéaire : $-1 \leq r_p \leq 1$) ont été calculés pour différentes combinaisons de variables et à différentes échelles :

- liens entre les variables d'état écologique d'une part, et les variables hydromorphologiques et de pressions, d'autre part :
 - o pour l'ensemble des variables d'état écologique,
 - o à l'échelle de chaque élément de qualité biologique (EQR phytoplancton, EQR macrophyte et EQR macrofaune benthique) ;
- liens entre les variables d'état chimique, d'une part, et les variables hydromorphologiques et de pressions, d'autre part :
 - o à l'échelle des variables d'état chimique mesuré dans l'eau,
 - o à l'échelle des variables d'état chimique mesuré dans le biote ;

Pour chacune de ces combinaisons, les variables ont été triées selon la valeur de la médiane des coefficients de corrélation (en valeurs absolues) obtenue sur l'ensemble des masses d'eau. A titre d'exemple, les variables d'état écologique sont triées selon la valeur médiane des coefficients de corrélation calculés avec les variables hydromorphologiques ; et inversement.

3. Résultats

3.1. Distinctions de lagunes

3.1.1. La lagune de Canet

La lagune de Canet est entourée d'un très grand bassin versant (faisant plus de 50 fois la surface de la lagune) qui apporte des quantités importantes de limons fins, sur lesquels le phosphore s'adsorbe (Ifremer, 2003). Les analyses statistiques, réalisées dans le cadre du RSL, sur les données acquises de 2001 à 2012 dans la colonne d'eau de 27 lagunes méditerranéennes, ont par ailleurs mis en évidence la particularité de l'étang de Canet, caractérisé par des teneurs très élevées en phosphore (Derolez *et al.*, 2013).

Les analyses factorielles réalisées en intégrant Canet au jeu de données font nettement ressortir cette masse d'eau. La particularité de l'étang de Canet se retrouve ainsi dans les données de pressions polluantes, très élevées par rapport aux autres masses d'eau, malgré la pondération par le volume des lagunes. Les concentrations en contaminants chimiques mesurés dans Canet en 2010 dans l'eau, en particulier en cuivre, pesticides et médicaments, sont également significativement plus élevées que celles des autres lagunes (Munaron *et al.*, 2013).

Du fait de ce caractère atypique, les données concernant la lagune de Canet ne sont pas prises en compte dans cette étude afin de ne pas biaiser les analyses factorielles et les classifications. **24 masses d'eau lagunaires sont donc prises en compte dans la suite de ce rapport.**

3.1.2. Les lagunes oligohalines et mésahalines

L'analyse factorielle (AFDM) réalisée sur les variables hydromorphologiques de l'ensemble des 24 masses d'eau lagunaires sépare les masses d'eau lagunaires oligohalines et mésahalines⁵ (salinité moyenne inférieure à 18) des lagunes polyhalines et euhalines (salinité moyenne supérieure à 18). La distinction de ces types halins se fait selon le premier axe de l'AFDM, qui explique 25,13 % de la variabilité des données hydromorphologiques (Figure 4). Les variables les plus corrélées à ce premier axe sont le degré de communication avec la mer, la surface et la profondeur des masses d'eau, ainsi que le pourcentage de bordures artificialisées. Cette distinction des masses d'eau oligo-mésahalines sur la base de critères morphologiques est également mise en évidence dans l'étude d'Aquascop (2014).

⁵ Les 7 masses d'eau « OMH » du jeu de données sont : Campagnol, Grand Bagnas, Vendres, Marette, Bolmon, Scamandre-Crey-Charnier et La Palissade.

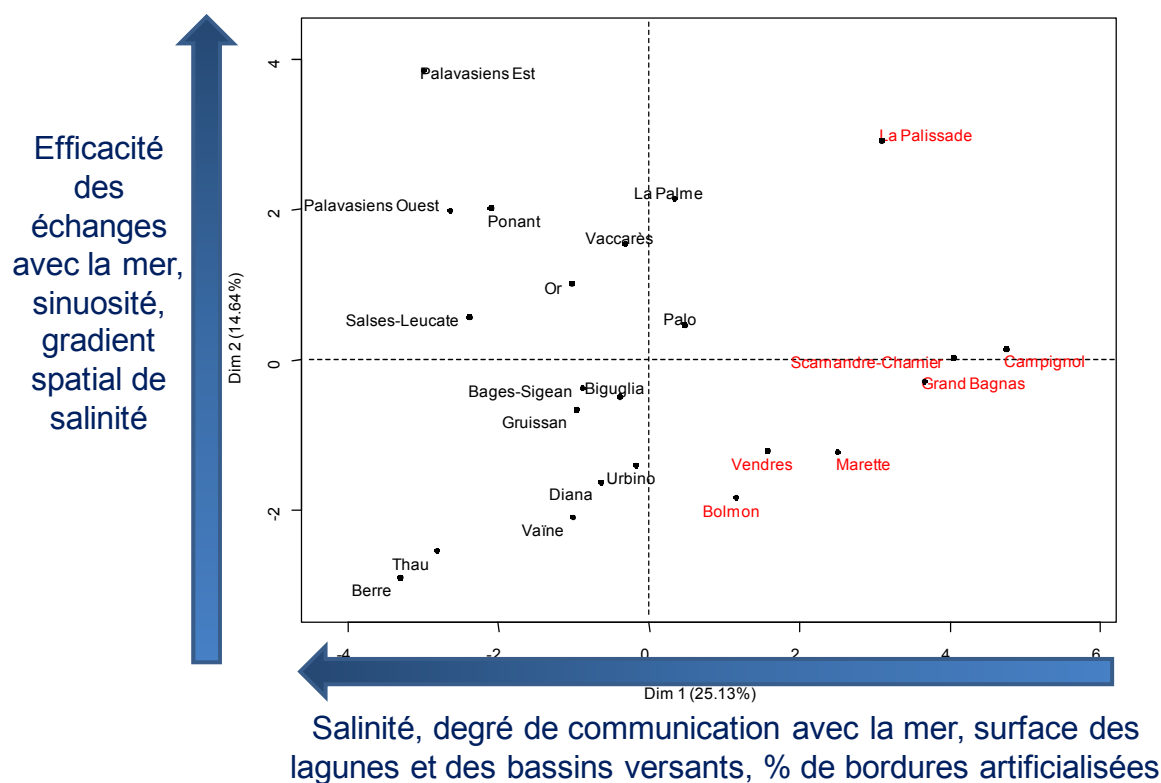


Figure 4. Graphique des individus issu de l'AFDM réalisée sur les variables hydromorphologiques des 24 masses d'eau lagunaires. En rouge : masses d'eau oligo-mésahalines. En noir : masses d'eau poly-euhalines. Les flèches bleues indiquent les variables les plus corrélées aux axes 1 et 2 (la direction donne le sens croissant des variables).

Par ailleurs, les méthodes et grilles de diagnostics appliquées dans le cadre de la DCE aux lagunes poly-euhalines se sont révélées peu adaptées aux lagunes oligo-mésahalines pour la macrofaune benthique (indicateur déclaré non pertinent, *cf.* Provost *et al.*, 2012) et les macrophytes (développement en cours d'un indicateur et de valeurs de référence spécifiques, *cf.* Sanchez & Grillas, 2014). La question de la pertinence des indicateurs et valeurs de référence relatifs au phytoplancton et à l'état physico-chimique de la colonne d'eau se pose également, en particulier du fait du caractère très confiné des lagunes oligo-mésahalines (travaux Onema/AERM&C en cours, 2014-2015).

La particularité hydromorphologique des lagunes oligo-mésahalines, couplée à la nécessité de développer des indicateurs écologiques et de définir des conditions de référence spécifiques pour ces masses d'eau, conduisent à faire évoluer la typologie des lagunes. Ainsi le projet d'arrêté DCE « évaluation de l'état » en cours de révision⁶ prévoit de scinder le type « lagunes méditerranéennes » en deux sous-types : lagunes oligo-mésahalines et poly-euhalines.

Pour les raisons évoquées ci-dessus, les masses d'eau oligo-mésahalines sont traitées séparément des autres masses d'eau et font l'objet d'analyses statistiques spécifiques (§ 3.4).

⁶ Mise à jour de l'« Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement ».

3.2. Profils et classifications des masses d'eau lagunaires poly-euhalines

3.2.1. Caractéristiques hydromorphologiques

Les données sur les caractéristiques hydromorphologiques des lagunes poly-euhalines concernent **14 variables et 16 masses d'eau**.

Les deux premiers axes issus de l'AFDM réalisée sur ces données morphologiques (quantitatives et qualitatives) expliquent 44.8 % de la variabilité. Le premier axe (24 % de la variabilité) est corrélé positivement aux pourcentages de bordures occupées par des berges naturelles, des marais et des zones humides (« bordures naturelles »), ainsi qu'au gradient spatial de salinité et aux écarts de salinité entre la mer et la lagune ; et négativement à la profondeur des masses d'eau. Le deuxième axe (20.8 % de la variabilité) est corrélé positivement à l'efficacité des échanges avec la mer, au taux de renouvellement, à l'artificialisation du lido et à la surface du bassin versant (Figure 5).

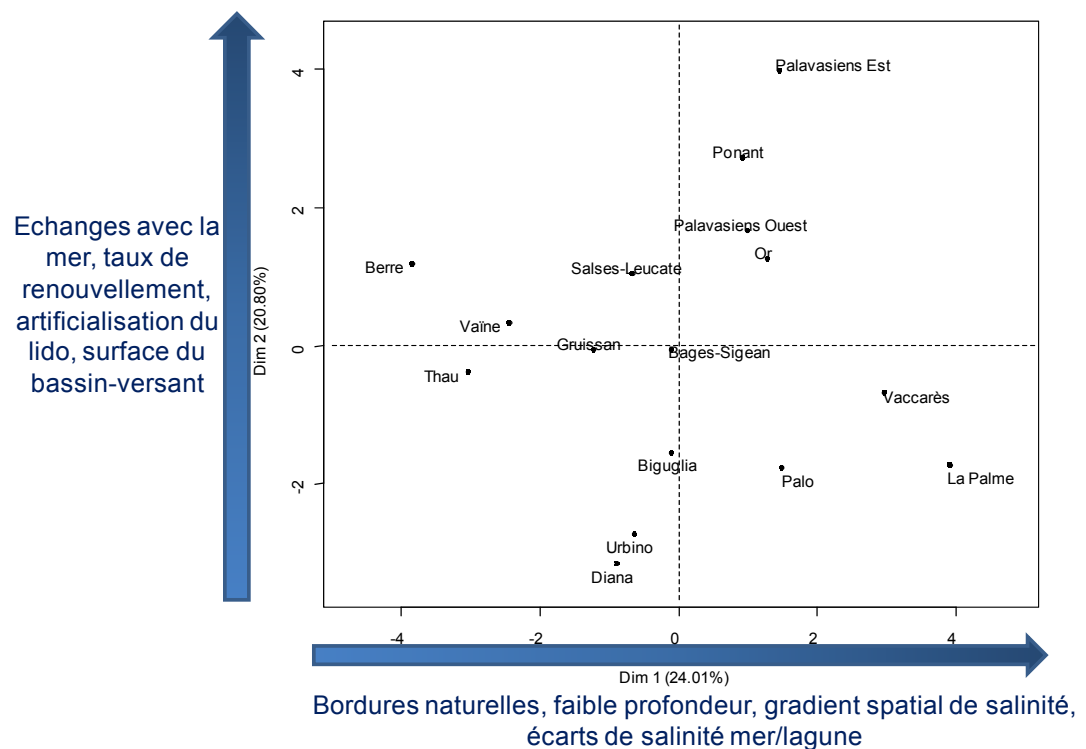


Figure 5. Graphique des individus issu de l'AFDM réalisée sur les variables hydromorphologiques des 16 masses d'eau poly-euhalines. Les flèches bleues indiquent les variables les plus corrélées aux axes 1 et 2 (la direction donne le sens croissant des variables).

Les variables « efficacité des échanges avec la mer » et « écarts moyens de salinité mer/lagune » semblent très peu liées car elles sont respectivement liées au premier et au deuxième axe de l'AFDM. La représentation de ces deux variables (Figure 6) confirme leur caractère indépendant. On voit ainsi que les lagunes de Thau et Diana ou de Berre et Bages-Sigean, sont caractérisées par un faible degré d'efficacité des échanges avec la mer (dû à un faible taux de renouvellement), mais par des écarts de salinité avec la mer très faibles (respectivement < 2 PSU et < 10 PSU). Du fait de cette faible efficacité des mélanges, on aurait pu s'attendre à des écarts de salinité avec la mer plus élevés pour ces lagunes. Mais malgré la taille importante de leurs bassins versants, elles sont caractérisées par des profondeurs et des volumes importants, permettant de diluer significativement les eaux douces reçues.

Les deux variables sont complémentaires pour caractériser la dynamique hydrologique des masses d'eau. Ainsi, la variable « échanges avec la mer », renseignée à dire d'experts, qualifie l'efficacité des mélanges des eaux lagunaires et marines. La variable « écarts de salinité mer/lagune » intègre quant à elle l'efficacité des échanges avec la mer mais également l'importance des apports d'eau douce et leur dilution dans la masse d'eau lagunaire.

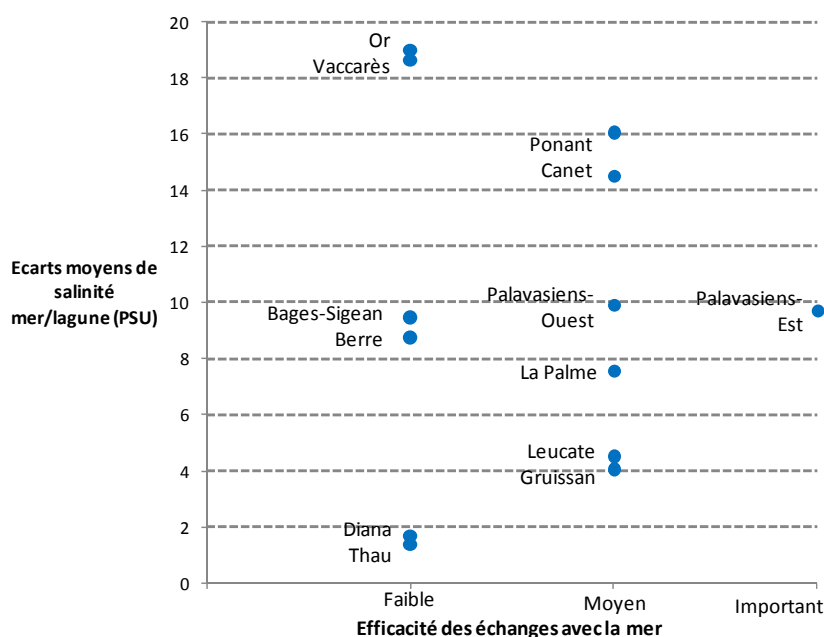


Figure 6. Représentation des écarts moyens de salinité entre la mer et la lagune en fonction du degré d'efficacité des échanges avec la mer. NB : l'efficacité des échanges avec la mer évaluée pour les Palavasiens-Est correspond à celle de l'étang Prévost et pour les Palavasiens-Ouest à celle d'Ingril.

La classification hiérarchique réalisée sur les données hydromorphologiques permet de distinguer quatre groupes de masses d'eau (Figure 7) :

- Diana, Urbino, Palo et Biguglia, les 4 lagunes corses, qui se distinguent des autres par un pourcentage important de berges naturelles ;
- Vaccarès et La Palme, dont les bordures sont occupées par une plus grande surface de marais et qui se caractérisent par un gradient spatial de salinité plus important ;
- Salses-Leucate, Or, Ponant, les Palavasiens-Est et les Palavasiens-Ouest, qui se distinguent par un taux de renouvellement moyen et un lido fortement artificialisé. Le V-test réalisé sur ce groupe met par ailleurs en évidence des pressions urbaines plus importantes (rejets et capacité des STEU, surfaces urbaines, rejets industriels de phosphore) ;
- Berre, Thau, Vaïne, Gruissan et Bages-Sigean, dont les berges sont très artificialisées et dont la plupart sont caractérisées par l'absence de lido (sauf Thau) et par une faible sinuosité des berges (sauf Bages-Sigean).

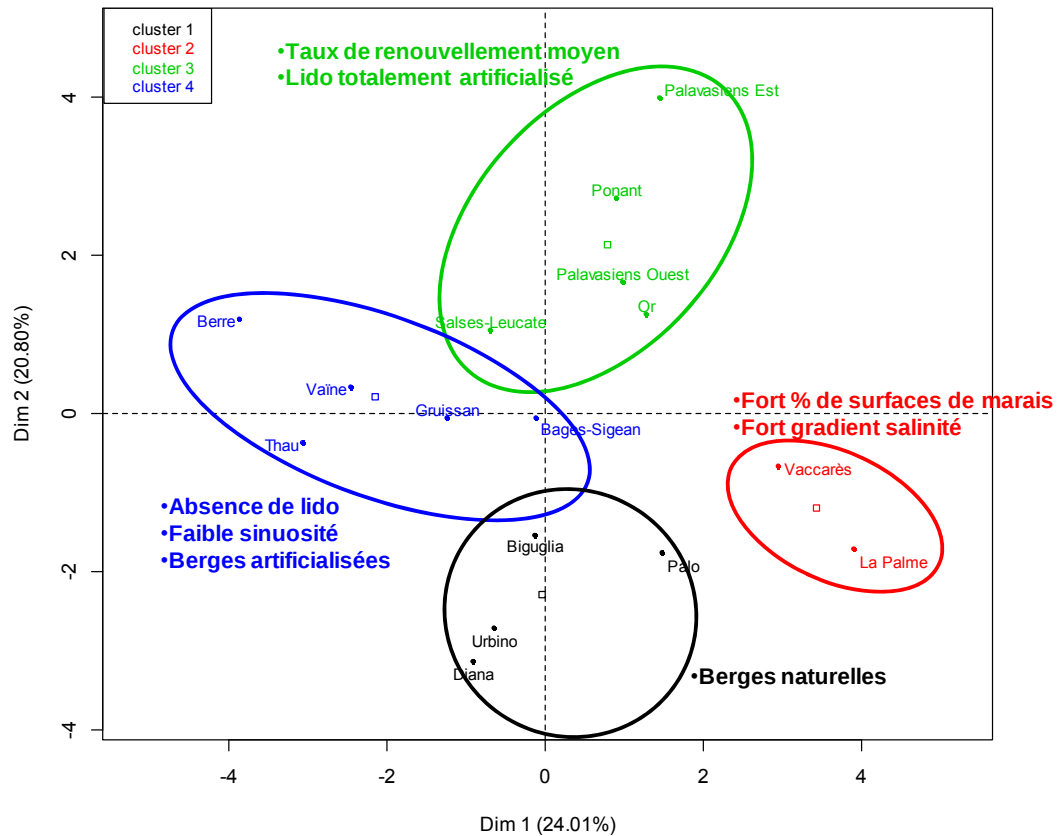


Figure 7. Représentation des 4 groupes de masses d'eau poly-euhalines issus de la classification hiérarchique réalisée sur les variables hydromorphologiques. Les variables caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiquées.

3.2.2. Pressions polluantes et pressions directes sur le vivant

Les données sur les pressions anthropiques des lagunes poly-euhalines concernent **17 masses d'eau**, **15 variables de pressions polluantes** (variables actives, pondérées par le volume des masses d'eau, sauf les stocks sédimentaires et les flux ne provenant pas des bassins versants – cf § 2.2.1) et **8 variables de pressions directes sur le vivant** (variables qualitatives illustratives).

Les deux premiers axes issus de l'ACP réalisée sur ces données de pressions polluantes expliquent 74.7 % de la variabilité (Figure 8-a). Le premier axe (53.59 % de la variabilité) est corrélé positivement à la quasi-totalité des variables de pressions (rejets urbains, agricoles, industriels et stock sédimentaire de phosphore), **mettant en évidence un gradient de pressions anthropiques. Les variables liées aux rejets des stations d'épuration contribuent le plus significativement à ce gradient.** Le deuxième axe n'explique que 11.9 % de la variabilité et est corrélé positivement aux rejets de matières en suspension des industries⁷.

⁷ Les rejets de MES des industries pris en compte dans la base de données des pressions polluantes sont évalués par des mesures ou par des déclarations des industries. Ces flux sont donc à considérer avec précaution (Meinesz *et al.*, 2013).

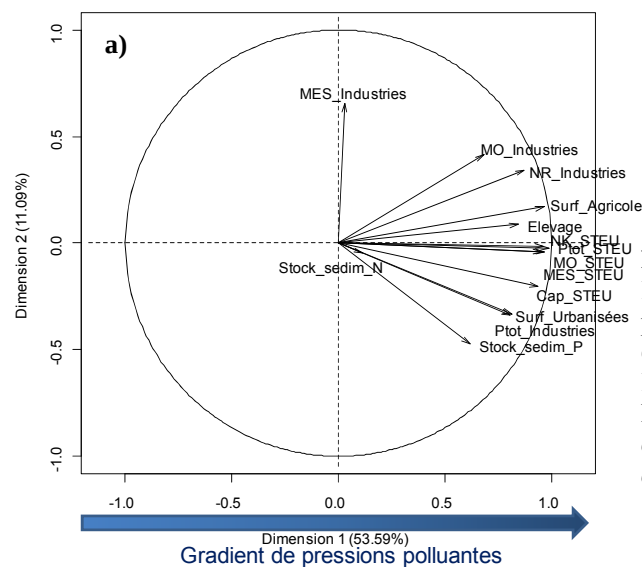
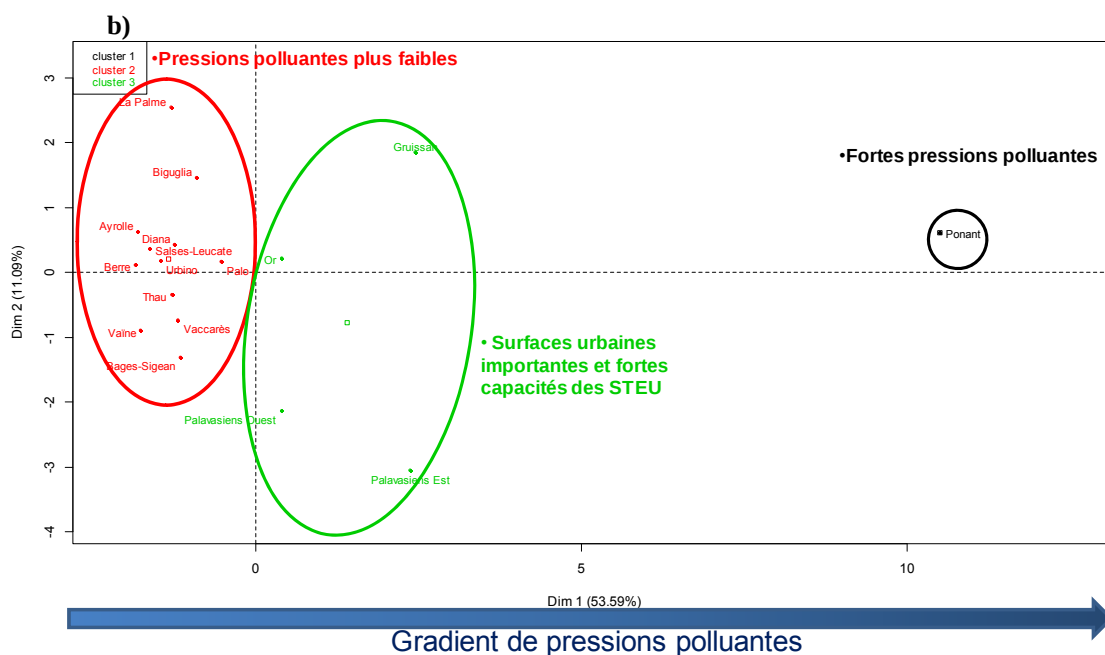


Figure 8. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données de pressions polluantes des 17 masses d'eau poly-euhalines. b) graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique. Les variables de pressions caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiquées.



La classification hiérarchique réalisée sur les données de pressions polluantes permet de mettre en évidence trois groupes de masses d'eau aux profils distincts (Figure 8-b) :

- Ponant, qui se distingue par des niveaux de pressions polluantes plus élevés que ceux observés sur les autres masses d'eau, et contribue fortement à l'axe 1 de l'ACP. Cet étang est caractérisé par un volume faible au regard de la taille de son bassin versant. Ce grand bassin versant (sous-bassin « Vidourle » du SDAGE Rhône Méditerranée et Corse), conduit probablement à une surévaluation des pressions polluantes, en l'absence de coefficient d'abattement des nutriments de l'amont à l'aval et de quantification précise de la part des apports du Vidourle qui se déversent réellement dans le Ponant (Meinesz *et al.*, 2013) ;
- Gruissan, Or, les Palavasiens-Est et les Palavasiens-Ouest, qui se distinguent par des surfaces urbaines plus importantes et des capacités plus élevées des STEU ;

- les autres masses d'eau, qui présentent des pressions polluantes faibles comparativement aux deux premiers groupes.

Le V-test réalisé sur ces groupes de masses d'eau met par ailleurs en évidence des niveaux de pollution en nutriments et en contaminants (DDT, HAP, PCB, Pb, Hg) plus élevés pour Ponant et le groupe de Gruissan, Or, les Palavasiens-Est et les Palavasiens-Ouest.

L'analyse factorielle effectuée sur les données de pressions directes sur le vivant (variables qualitatives illustratives), ne met pas en évidence de profil des masses d'eau poly-euhalines quant aux usages de pêche, conchyliculture, baignade ou nautisme.

3.2.3. Etat écologique

Pour la campagne DCE 2009, les données sur l'état écologique des lagunes poly-euhalines concernent **17 masses d'eau et 15 variables**.

Les deux premiers axes issus de l'ACP réalisée sur ces données d'état écologique expliquent 63.4 % de la variabilité (Figure 9-a). Le premier axe (51.1 % de la variabilité) est corrélé positivement aux variables d'état physico-chimique (nutriments et turbidité) et négativement à la plupart des métriques biologiques des trois compartiments, mettant en évidence **un gradient de « bon état écologique »**.

Le deuxième axe n'explique que 12.3 % de la variabilité et est corrélé positivement à la métrique de composition des macrophytes (EQR_{c_mac}) ainsi qu'à l'indicateur macrophytes EQR_{mac} . La variable de composition des macrophytes apparaît par ailleurs très peu corrélée aux concentrations en azote dans l'eau (P90_NID) et aux métriques de richesse et de diversité de la macrofaune benthique (flèches perpendiculaires sur la Figure 9-a)⁸.

Seules les métriques d'abondance des macrophytes (EQR_{a_mac}) et de composition de la macrofaune benthique (AMBI) contribuent très faiblement aux deux premiers axes et n'expliquent donc que très peu la variabilité des données d'état écologique.

Les masses d'eau poly-euhalines se répartissent bien le long du gradient de « bon état écologique » mis en évidence le long du premier axe de l'ACP. La classification hiérarchique réalisée sur ces données permet de distinguer deux groupes de masses d'eau selon leur état écologique (Figure 9-b). Le V-test montre que le groupe des masses d'eau en meilleur état (à l'inverse du second groupe) est caractérisé notamment par des surfaces urbaines et un nombre d'élevages plus faibles.

L'ACP réalisée sur les données d'état écologique acquises lors de la campagne DCE 2012 apporte des informations très similaires à l'ACP réalisées sur les données 2009, mettant en évidence le fait que **l'état écologique des masses d'eau poly-euhalines a peu évolué entre les deux campagnes**.

⁸ NB : les corrélations mises en évidence dans les ACP sont de type linéaire. La mise en évidence par une ACP de l'indépendance de deux variables n'empêche pas l'existence possible de relations non linéaires (ex : effets positifs puis négatifs, effets indirects,...).

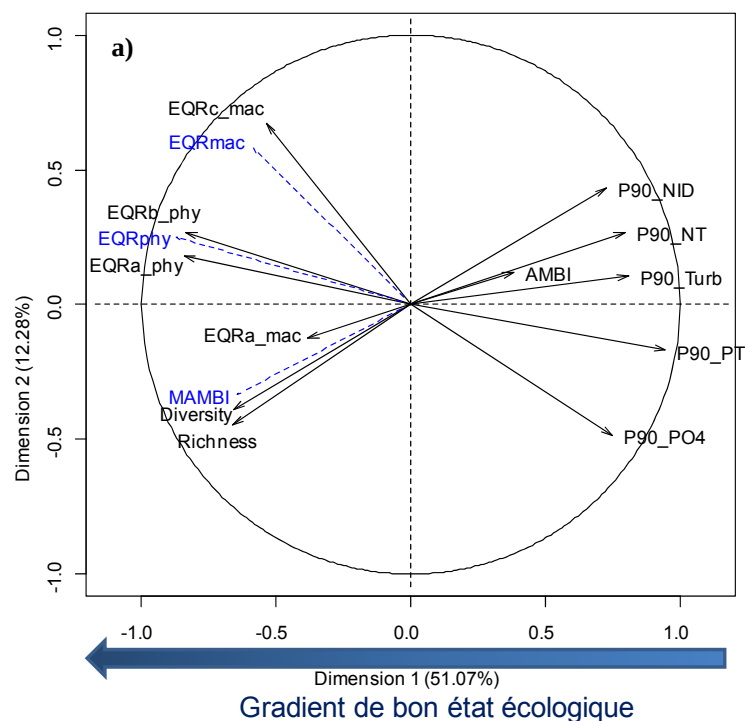
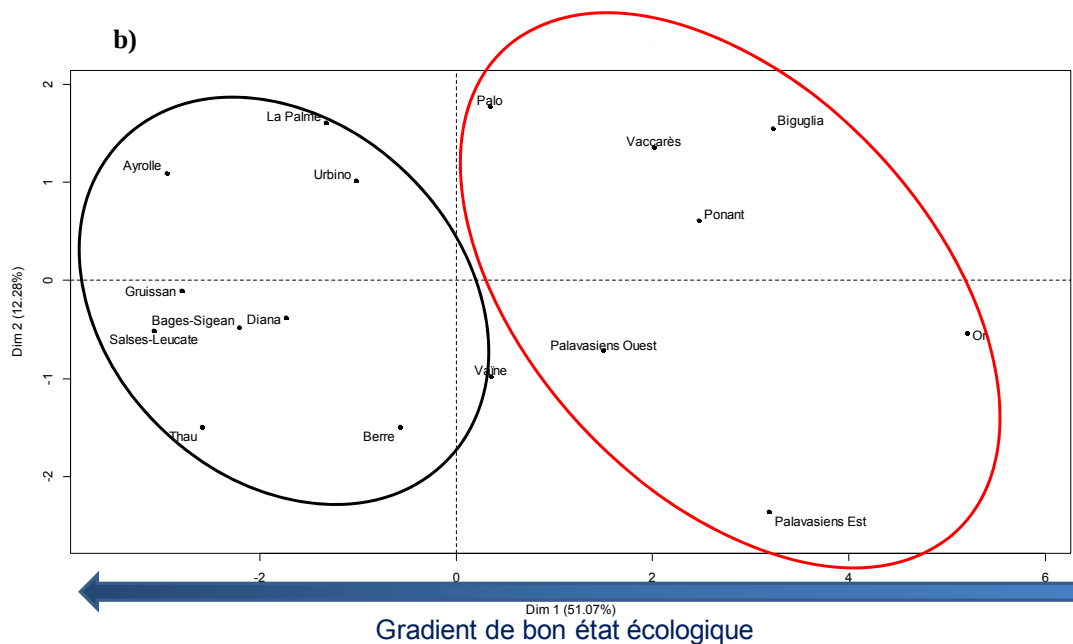


Figure 9. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données d'état écologique 2009 des 17 masses d'eau poly-euhalines. En bleu : variables illustratives. b) graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique.



3.2.4. Etat chimique

a) Concentrations dans le biote

Les données sur l'état chimique évalué dans le biote (moules) des lagunes poly-euhalines concernent **13 contaminants ou familles de contaminants sur 10 masses d'eau en 2009 et 12 contaminants sur 12 masses d'eau en 2012.**

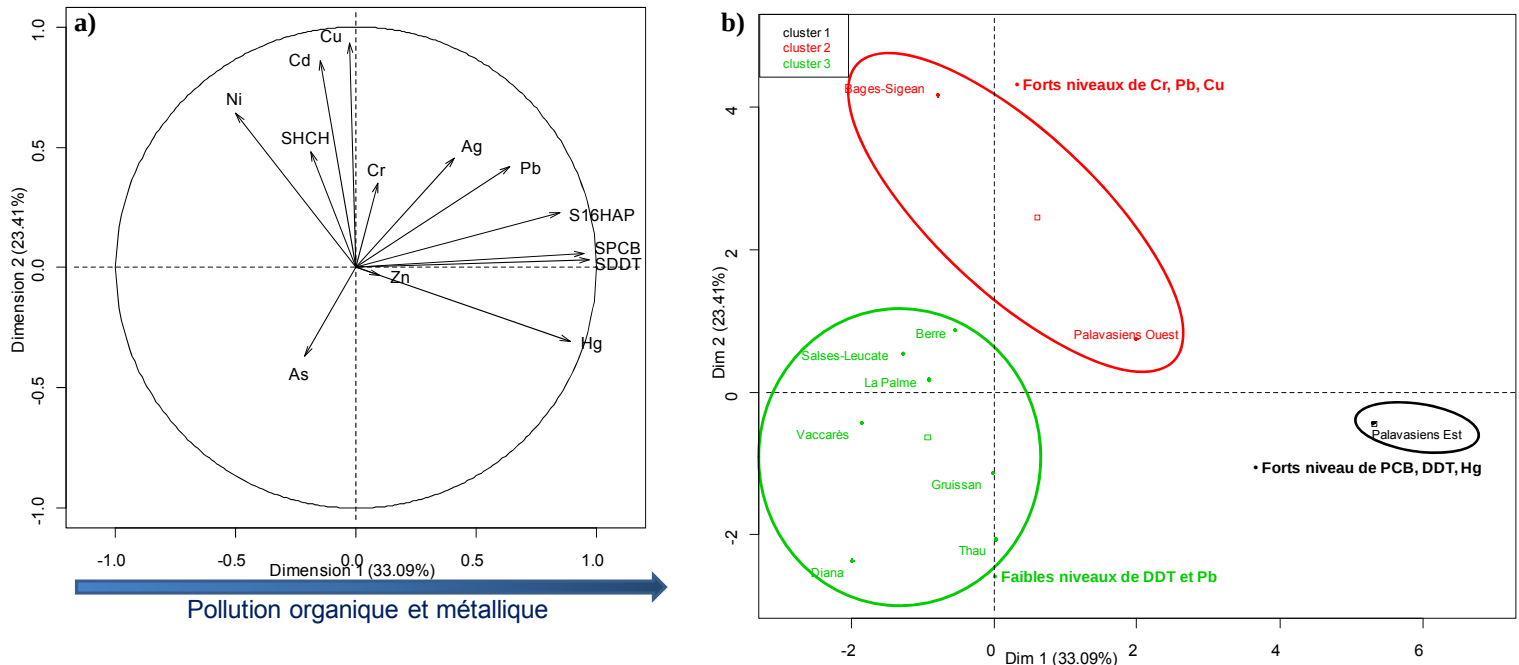


Figure 10. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données d'état chimique 2009 dans le biote des 10 masses d'eau poly-euhalines. b) graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique. Les contaminants caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiqués.

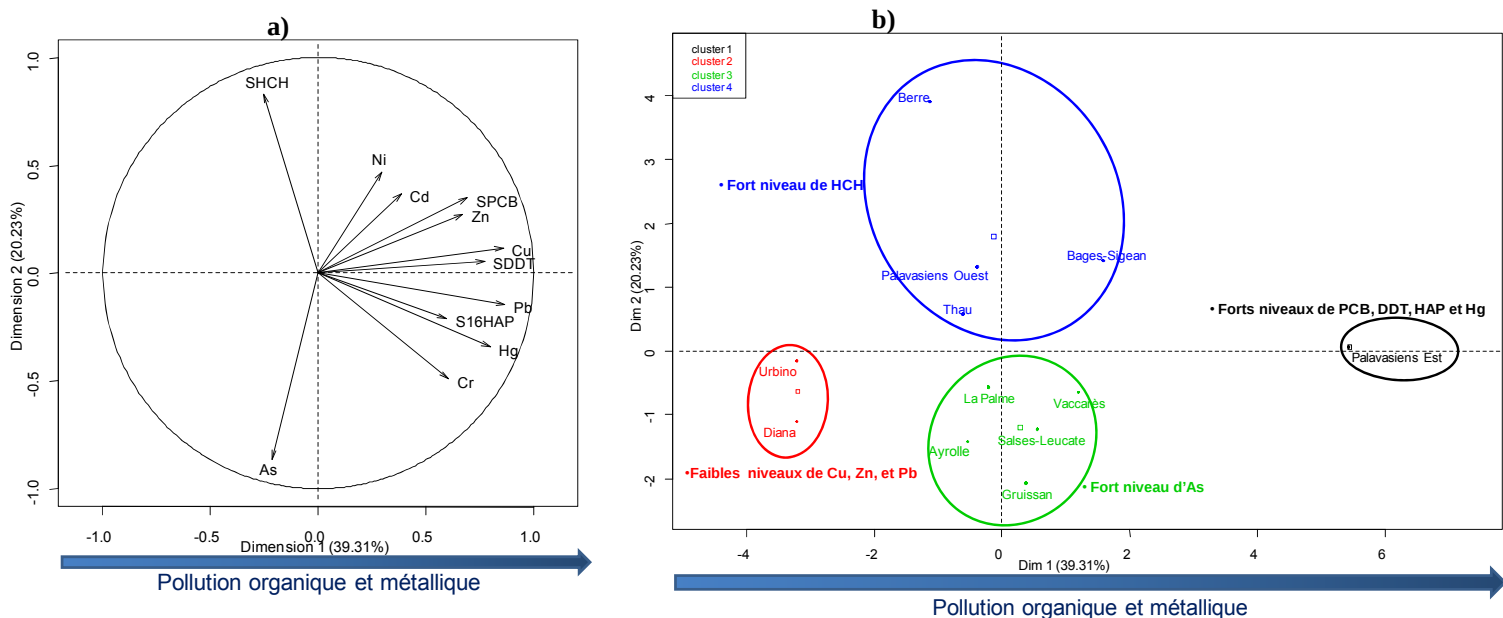


Figure 11. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données d'état chimique 2012 dans le biote des 12 masses d'eau poly-euhalines. b) graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique. Les contaminants caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiqués.

Les deux premiers axes issus de l'ACP réalisée sur les données 2009 expliquent 56.5 % de la variabilité (Figure 10-a). Le premier axe (33.1 % de la variabilité) est corrélé positivement aux concentrations en contaminants organiques très hydrophobes (SPCB, S16HAP, SDDT), ainsi qu'aux concentrations en mercure (Hg) et plomb (Pb). Le deuxième axe explique 23.4 % de la

variabilité, il est corrélé positivement principalement aux métaux lourds cuivre (Cu), cadmium (Cd), et nickel (Ni).

La classification hiérarchique réalisée sur les données « biote » de 2009 permet de distinguer trois groupes de masses d'eau (Figure 10-b) :

- Les Palavasiens-Est (étangs du Grec et du Prévost), qui se distinguent par des concentrations plus importantes en mercure et en contaminants organiques (PCB, DDT) et contribuent fortement à l'axe 1 de l'ACP ;
- Bages-Sigean et les Palavasiens-Ouest, qui se caractérisent par des niveaux plus élevés en chrome, plomb et cuivre ;
- les autres masses d'eau, qui se différencient par des niveaux en DDT et en plomb moindres que ceux des deux premiers groupes.

L'ACP réalisée sur les données 2012 apporte des résultats relativement similaires à ceux de l'ACP des données 2009, indiquant que l'état chimique des moules analysées a peu évolué entre les deux campagnes.

Les deux premiers axes de l'ACP 2012 expliquent 59.5 % de la variabilité (Figure 11-a). Le premier axe (39.3 % de la variabilité) est corrélé positivement aux concentrations en contaminants organiques (PCB, DDT et HAP), comme pour les données 2009, ainsi qu'à l'ensemble des concentrations en métaux lourds, constituant ainsi **un gradient de pollution organique et métallique**. Le deuxième axe explique 23.4 % de la variabilité et se distingue de l'ACP 2009 car il est corrélé positivement aux lindanes (SHCH) et négativement à l'arsenic (As) de façon plus marquée.

La classification hiérarchique réalisée sur les données « biote » de 2012 permet de distinguer quatre groupes de masses d'eau (Figure 11-b) :

- Les Palavasiens-Est, qui, comme en 2009, se distinguent par des concentrations plus importantes en Hg et en contaminants organiques (PCB, DDT et HAP). Par ailleurs, le v-test met en évidence des pressions anthropiques plus importantes pour cette masse d'eau (rejets urbains, agricoles et industriels) ;
- Bages-Sigean, les Palavasiens-Ouest, Thau et Berre, qui se caractérisent par des niveaux plus élevés en lindane, alors que Bages-Sigean et les Palavasiens-Ouest étaient caractérisés par 3 métaux lourds en 2009 ;
- Gruissan, Ayrolle, Salses-Leucate, La Palme et Vaccarès, qui se différencient par des concentrations plus élevées en arsenic ;
- Diana et Urbino, qui se caractérisent par des concentrations plus faibles en cuivre, zinc et plomb.

Les trois masses d'eau qui ressortent des analyses à la fois sur les données 2009 et les données 2012 (Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest et Bages-Sigean), se distinguent à cause de niveaux plus élevés de pollution organique (PCB, DDT, lindanes et HAP) et de pollution métallique (Hg, Cr, Pb, Cu). Les concentrations plus élevées des contaminants organiques tels que PCB, le DDT, les lindanes et le HAP, hydrophobes et rémanents, dont l'utilisation est interdite depuis plus de quinze ans, pourraient résulter de pollutions historiques liées à des pressions

urbaines anciennes. Ces niveaux sont restés cependant inférieurs aux NQE pour les deux campagnes (Andral *et al.*, 2010c ; Sargian *et al.*, 2013c).

Enfin, la distinction du fait de niveaux plus élevés en arsenic en 2012, de cinq masses d'eau (Gruissan, Ayrolle, Salses-Leucate, La Palme et Vaccarès), caractérisées pour la plupart par un bon état écologique et des pressions de pollutions faibles est difficile à expliquer. L'arsenic est en effet présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il peut également être lié aux rejets des mines, de l'industrie du verre ou à la combustion du charbon (Andral *et al.*, 2013c). Les concentrations d'arsenic mesurées dans ces masses d'eau restent par ailleurs en-dessous des NQE.

b) Concentrations dans l'eau

Les données sur l'état chimique évalué dans l'eau des lagunes poly-euhalines concernent **16 contaminants ou familles de contaminants sur 15 masses d'eau en 2010 et 14 contaminants sur 14 masses d'eau en 2012**.

Les deux premiers axes issus de l'ACP réalisée sur les données 2010 expliquent 46.9 % de la variabilité (Figure 12-a). Le premier axe (26.7 % de la variabilité) est corrélé fortement positivement aux concentrations en cuivre, nickel, chrome, herbicides et fongicides. Ce premier axe se dégage de l'ACP essentiellement du fait des niveaux élevés mesurés dans l'étang du Vaccarès. Le deuxième axe explique 20.2 % de la variabilité, il est corrélé positivement principalement aux concentrations en argent et zinc et négativement aux teneurs en médicaments et caféine.

La classification hiérarchique réalisée sur les données de 2010 permet d'isoler deux masses d'eau et de distinguer deux groupes de masses d'eau (Figure 12-b) :

- Vaccarès, qui se distingue nettement par des concentrations plus importantes en cuivre, chrome, nickel, fongicides et alkylphénols et contribue fortement à l'axe 1 de l'ACP ;
- Berre, qui se différencie par des niveaux plus élevés en manganèse, cobalt et argent ;
- Palo, Diana, Urbino, Biguglia, La Palme et Vaïne, qui se caractérisent par des niveaux plus élevés en zinc, mais des teneurs en alkylphénols moindres ;
- Les Palavasiens-Est et Ouest, Thau, Salses-Leucate, Or, Bages-Sigean et Ponant, qui se différencient par des concentrations en médicaments plus importantes, mais par des niveaux moindres de chrome et zinc. Par ailleurs, le V-test met en évidence des pressions urbaines plus fortes dans ce groupe (rejets industriels de phosphore et capacité des STEU).

Seuls les niveaux plus élevés de cuivre mis en évidence dans l'étang du Vaccarès par ces analyses dépassent la NQE.

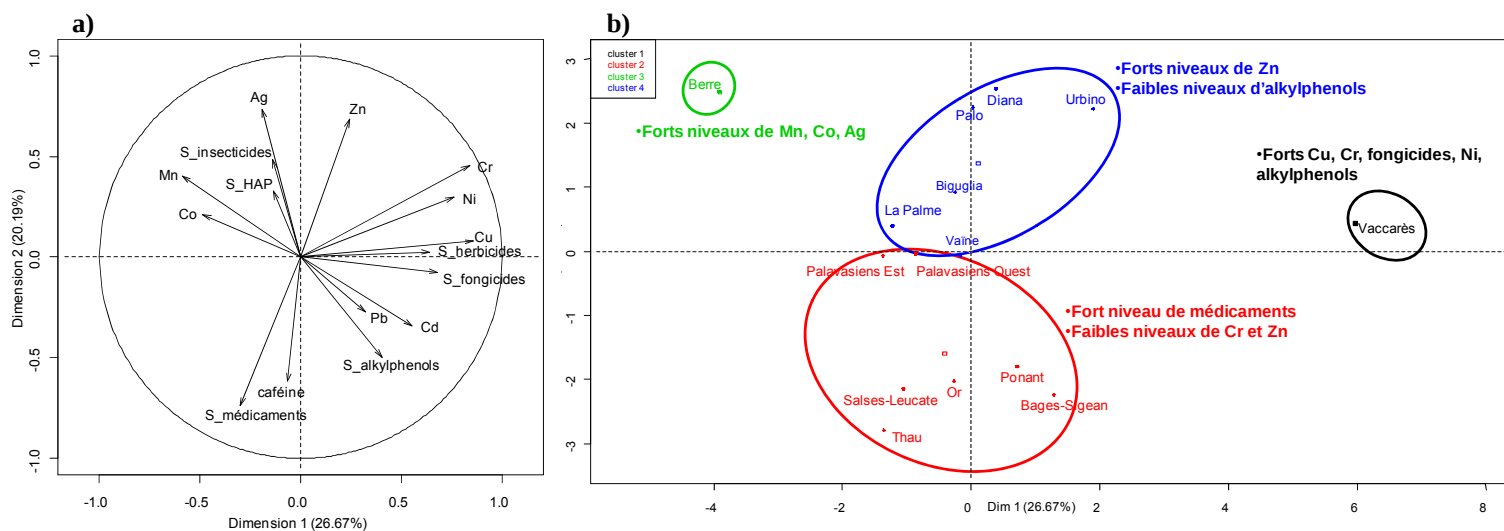


Figure 12. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données 2010 d'état chimique dans l'eau des 15 masses d'eau poly-euhalines. **b)** graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique. Les contaminants caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiqués.

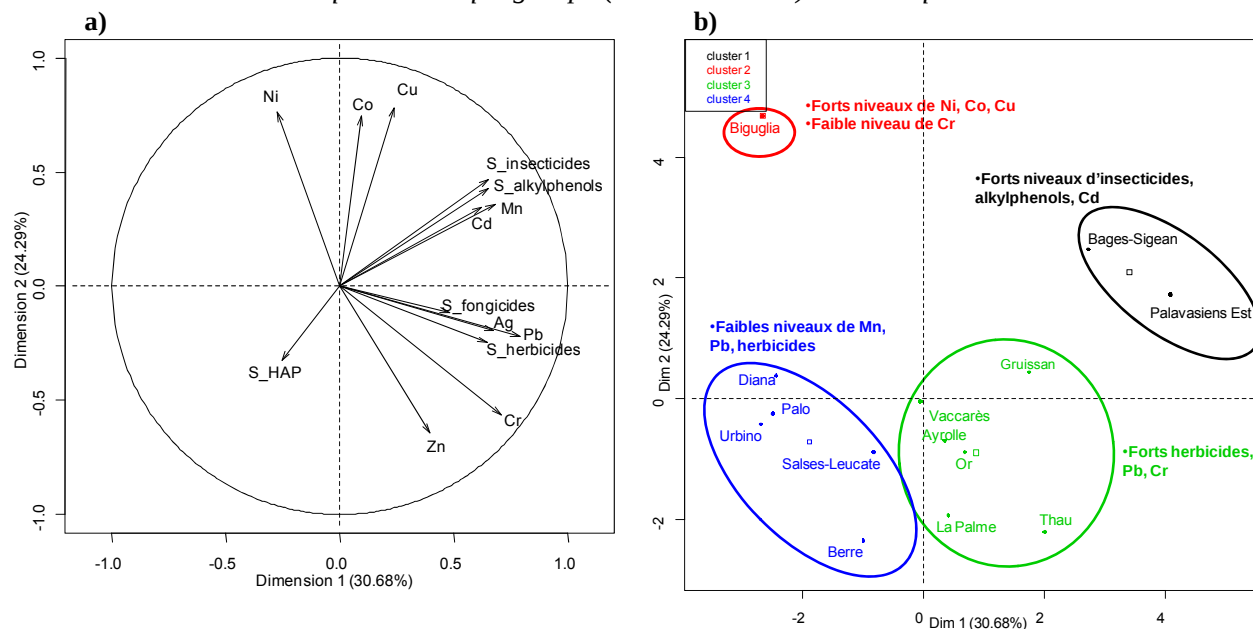


Figure 13. a) cercle des corrélations de l'ACP sur les données 2012 d'état chimique dans l'eau des 14 masses d'eau poly-euhalines. **b)** graphique des individus de l'ACP et groupes issus de la classification hiérarchique. Les contaminants caractéristiques de chaque groupe (issues du V-test) sont indiqués.

Les deux premiers axes issus de l'ACP réalisée sur les données 2012 expliquent 55 % de la variabilité (Figure 13-a). Le premier axe (30.7 % de la variabilité) est corrélé fortement positivement à deux groupes de variables (corrélées entre elles) : d'une part, les concentrations en alkylphénols, insecticides, cadmium et manganèse ; d'autre part, les concentrations en herbicides, argent et plomb.

Le deuxième axe explique 24.3 % de la variabilité, il est corrélé positivement principalement aux concentrations en nickel, cobalt et chrome et négativement aux teneurs en zinc.

La classification hiérarchique réalisée sur les données de 2012 permet d'isoler une masse d'eau et trois groupes de masses d'eau (Figure 13-b) :

- Biguglia, qui se distingue nettement par des concentrations plus importantes en nickel, cobalt et cuivre, et contribue fortement à l'axe 2 de l'ACP ;
- Bages-Sigean et les Palavasiens-Est, qui se différencient par des niveaux plus élevés en insecticides, alkyphénols et cadmium. Par ailleurs, le V-test met en évidence des pressions urbaines plus forte dans ce groupe (rejets et capacité des STEU et rejets industriels de phosphore) ;
- Vaccarès, Gruissan, Ayrolle, Or, La Palme et Thau, qui se différencient par des concentrations en herbicides, plomb et chrome plus importantes ;
- Palo, Diana, Urbino, Berre et Salses-Leucate, qui se caractérisent par des niveaux moindres en manganèse, plomb et herbicides.

Les concentrations plus élevées en alkyphénols mises en évidence par cette classification pour Bages-Sigean et les Palavasiens-Est dépassent la NQE (4-nonylphénol).

Les résultats des analyses des données d'état chimique de l'eau illustrent les disparités importantes entre les résultats des campagnes 2010 et 2012. Les corrélations entre contaminants observées pour une campagne ne sont pas vérifiées pour l'autre campagne, ne permettent pas de dégager de gradient vis-à-vis des contaminations chimiques. Cependant, la comparaison des analyses factorielles et des classifications réalisées sur les données des deux campagnes est délicate du fait d'un nombre de masses d'eau différent entre les deux campagnes et de l'absence en 2012 d'analyses des concentrations en médicaments et en caféine (contaminants très liés à l'axe 2 de l'ACP de 2010).

Enfin, les V-tests réalisés sur chacun de ces groupes ne mettent que très rarement en évidence de liens avec les concentrations mesurées dans le biote (variables non significatives dans la caractérisation des groupes). Seul l'étang de Bages-Sigean se différencie par ses niveaux plus élevés en cadmium et le Vaccarès pour ces niveaux plus élevés en fongicides à la fois dans le biote et l'eau.

Le Tableau 2 résume les principaux résultats issus des analyses factorielles et des classifications effectuées successivement sur les cinq ensembles de variables. Les groupes de masses d'eau homogènes du point de vue de chaque ensemble de variables sont listés, ainsi que les variables contribuant le plus à la variabilité (inertie) des données (variables les plus corrélées aux deux premiers axes des analyses factorielles). **Seuls les étangs palavasiens (Est et Ouest) et l'étang de l'Or d'une part, et Diana et Urbino, d'autre part, appartiennent à des groupes identiques du point de vue des variables hydromorphologiques, de pressions polluantes, d'état biologique et d'état chimique. La Palme et Ayrolle appartiennent quant à elles aux mêmes groupes pour ce qui concerne les variables de pressions polluantes, d'état biologique et d'état chimique.**

Tableau 2. Principaux résultats issus des analyses factorielles et des classifications. *Les masses d'eau se retrouvant dans les mêmes groupes du point de vue de plusieurs ensembles de variables apparaissent en couleur.*

	Groupes de masses d'eau similaires	Principaux résultats et variables mises en évidence
Hydromorphologie	• Diana, Urbino, Palo, Biguglia • Vaccarès, La Palme • Leucate, Ponant, Or, Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest • Berre, Thau, Vaïne, Gruissan, Bages-Sigean	• Consolidation du découpage en deux types : lagunes oligo-mésahalines et lagunes poly-euhalines • Métriques expliquant le plus la variabilité des lagunes poly-euhalines : bordures naturelles, profondeur, gradient spatial de salinité, écarts de salinité mer/lagune, efficacité des échanges avec la mer, taux de renouvellement, artificialisation du lido, surface du bassin versant.
Pressions polluantes	• Ponant • Gruissan, Or, Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest • Biguglia, Diana, Urbino, Palo, La Palme, Ayrolle, Vaccarès, Berre, Thau, Leucate, Vaïne, Bages-Sigean	• Gradient de pressions polluantes : importance de la pression des STEU (rejets (N, Pt, MO, MES) et capacités), surfaces agricoles et élevages, surfaces urbanisées, rejets industriels (N, Pt, MO) et stock sédimentaire de P.
Etat écologique 2009	• Or, Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest, Ponant, Biguglia, Palo, Vaccarès • Vaïne, Berre, Diana, Urbino, Ayrolle, La Palme, Bages-Sigean, Gruissan, Leucate, Thau	• Gradient de bon état écologique : nutriments et turbidité vs $EQR_{\text{phytoplancton}}$, $EQR_{\text{macrophytes}}$, diversité et richesse de la macrofaune benthique. • AMBI et $EQR_{\text{a macrophytes}}$ peu discriminants.
Etat chimique dans le biote	• 2009 : - o Palavasiens-Est - o Palavasiens-Ouest, Bages-Sigean - o Leucate, Berre, La Palme, Vaccarès, Gruissan, Thau, Diana • 2012 : - o Palavasiens-Est - o Palavasiens-Ouest, Bages-Sigean, Thau, Berre - o Gruissan, Ayrolle, La Palme, Vaccarès, Leucate - o Diana, Urbino	• Gradient de pollution organique et métallique : (PCB, DDT, HAP, Hg, Pb, Cu), (lindane vs As). • Peu d'évolutions des résultats entre les campagnes 2009 et 2012. • Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest et Bages-Sigean plus contaminés en PCB, DDT, lindane, HAP, Hg, Cr, Pb et Cu.
Etat chimique dans l'eau	• 2010 : - o Vaccarès - o Berre - o Palo, Diana, Urbino, Biguglia, La Palme, Vaïne - o Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest, Or, Thau, Bages-Sigean, Leucate, Ponant • 2012 : - o Biguglia - o Palavasiens-Est, Bages-Sigean - o Gruissan, Ayrolle, La Palme, Vaccarès, Or, Thau - o Palo, Diana, Urbino, Berre, Leucate	• 2010 - contaminants expliquant le plus de variabilité : (Cu, Ni, Cr, herbicides, fongicides), (Ag, Zn vs médicaments, caféine). • 2012 - contaminants expliquant le plus de variabilité : (alkylphénols, insecticides, Cd, Mn), (herbicides, Ag, Pb), (Ni, Co, Cr vs Zn). • Disparités importantes entre les résultats des campagnes 2010 et 2012

3.3. Hiérarchisation des pressions pesant sur les lagunes poly-euhalines

Les corrélations entre les variables de pressions directes sur le vivant (variables qualitatives) et les variables d'état écologique sont ponctuelles et difficilement interprétables et ne permettent pas de hiérarchiser les pressions les plus significatives. Ainsi, seuls les résultats concernant les variables de pressions polluantes quantitatives sont traitées dans cette partie.

3.3.1. Liens entre l'état écologique et les variables hydromorphologiques et de pression

a) Liens avec l'ensemble des EQR

La Figure 14 permet de mettre en évidence les variables quantitatives hydromorphologiques et de pression les plus corrélées aux variables d'état écologique obtenues en 2009⁹. **Les variables correspondant aux pressions urbaines** (capacité et rejets des STEU, rejets industriels de phosphore, surfaces urbaines) **et aux stocks sédimentaires de phosphore sont les plus fortement corrélées négativement aux variables d'état écologique** (corrélations négatives pour l'état biologique ($-0.71 \leq r_p \leq -0.2$) et positives pour les variables physico-chimiques ($0.26 \leq r_p \leq 0.9$)). **L'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune ressort comme la variable la plus négativement corrélée aux variables d'état écologique**. Cette variable hydromorphologique, qui intègre l'efficacité des échanges avec la mer mais également les apports d'eau douce et leur dilution dans la masse d'eau lagunaire (§ 3.2.1), semble bien « résumer » les pressions d'apports pouvant impacter l'état écologique des masses d'eau (*i.e.* plus l'écart de salinité est important, plus les apports d'eau douce du bassin versant sont importants). Les variables quantitatives présentant les niveaux médians les plus faibles de corrélation avec les variables d'état écologique sont les rejets industriels (en matières organiques, MES et azote) et les autres variables hydromorphologiques.

Les variables d'état écologique les plus fortement corrélées aux variables hydromorphologiques et de pression sont la turbidité, la composition des macrophytes, les teneurs en NID et l'état du phytoplancton. La composition de la macrofaune benthique (AMBI) est quant à elle la variable d'état la moins corrélée aux variables hydromorphologiques et de pression.

⁹ Les données d'état écologique de 2009 et de 2012 donnant des résultats très similaires, celles de 2009 ont été privilégiées car elles incluent la macrofaune benthique, non suivie en 2012.

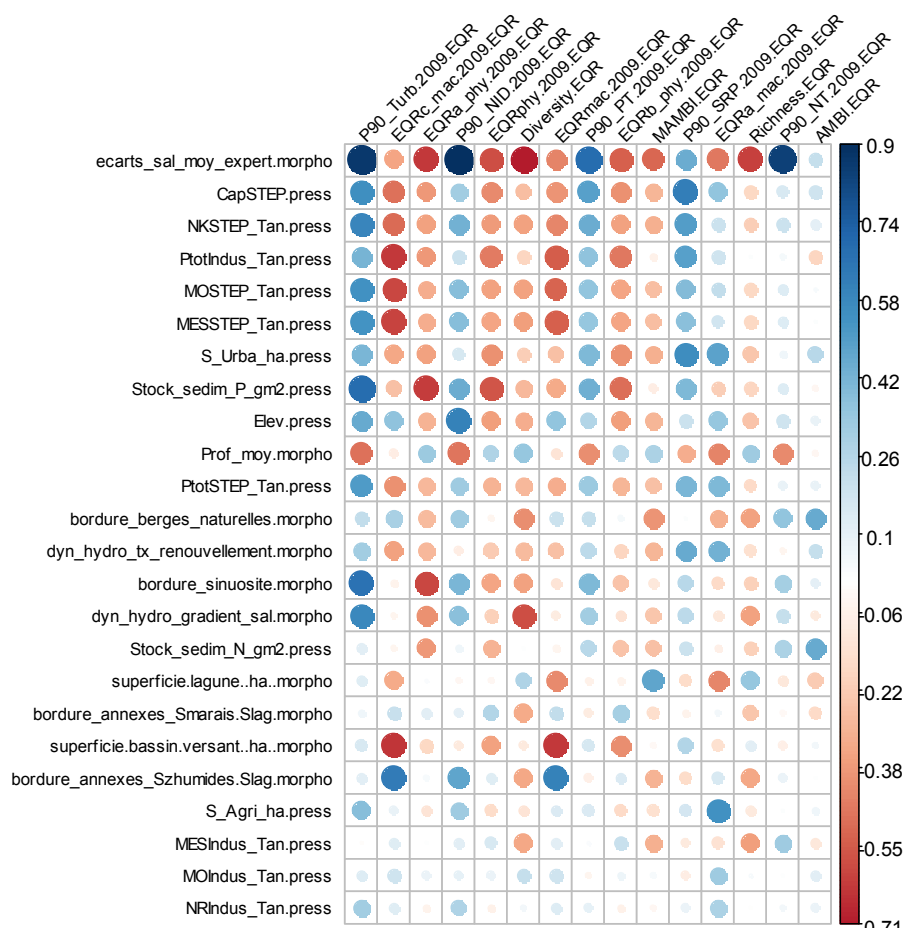


Figure 14. Représentation des liens entre les variables quantitatives hydromorphologiques et de pression (en lignes) et les variables d'état écologique (en colonnes). La signification des codes des variables est donnée en Annexe 2. Les variables de pressions (resp. d'état) sont triées de la plus importante en haut (resp. à gauche) à la moins importante en bas (resp. à droite), en fonction de la médiane des valeurs absolues des coefficients de corrélation de Pearson (échelle à droite : en bleu = corrélation positive, en rouge = corrélation négative, en blanc = pas de corrélation).

b) Liens avec chaque élément de qualité biologique

Pour le compartiment phytoplancton, l'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune, le stock sédimentaire de phosphore et les variables liées aux pressions urbaines (rejets industriels de phosphore, capacité et rejets des STEU et surfaces urbaines) sont les plus fortement corrélées négativement aux EQR ($-0.63 \leq r_p \leq -0.4$) (Figure 15-a).

Pour le compartiment des macrophytes, la superficie du bassin versant, les variables liées aux pressions urbaines (rejets industriels de phosphore et rejets des STEU) et l'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune sont les plus fortement corrélés négativement aux EQR ($-0.65 \leq r_p \leq -0.4$) (Figure 15-b). La couverture par les zones humides est par ailleurs fortement corrélée positivement aux EQR ($r_p \geq 0.8$). La métrique de composition, qui définit essentiellement l'indicateur macrophytes, est plus fortement corrélée aux pressions que la métrique d'abondance.

Pour le compartiment de la macrofaune benthique, l'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune est fortement corrélé négativement aux métriques de diversité et de richesse spécifique ($r_p \leq$

-0.6) (Figure 15-c). La métrique de composition (AMBI) est en revanche très peu corrélée aux variables de pressions.

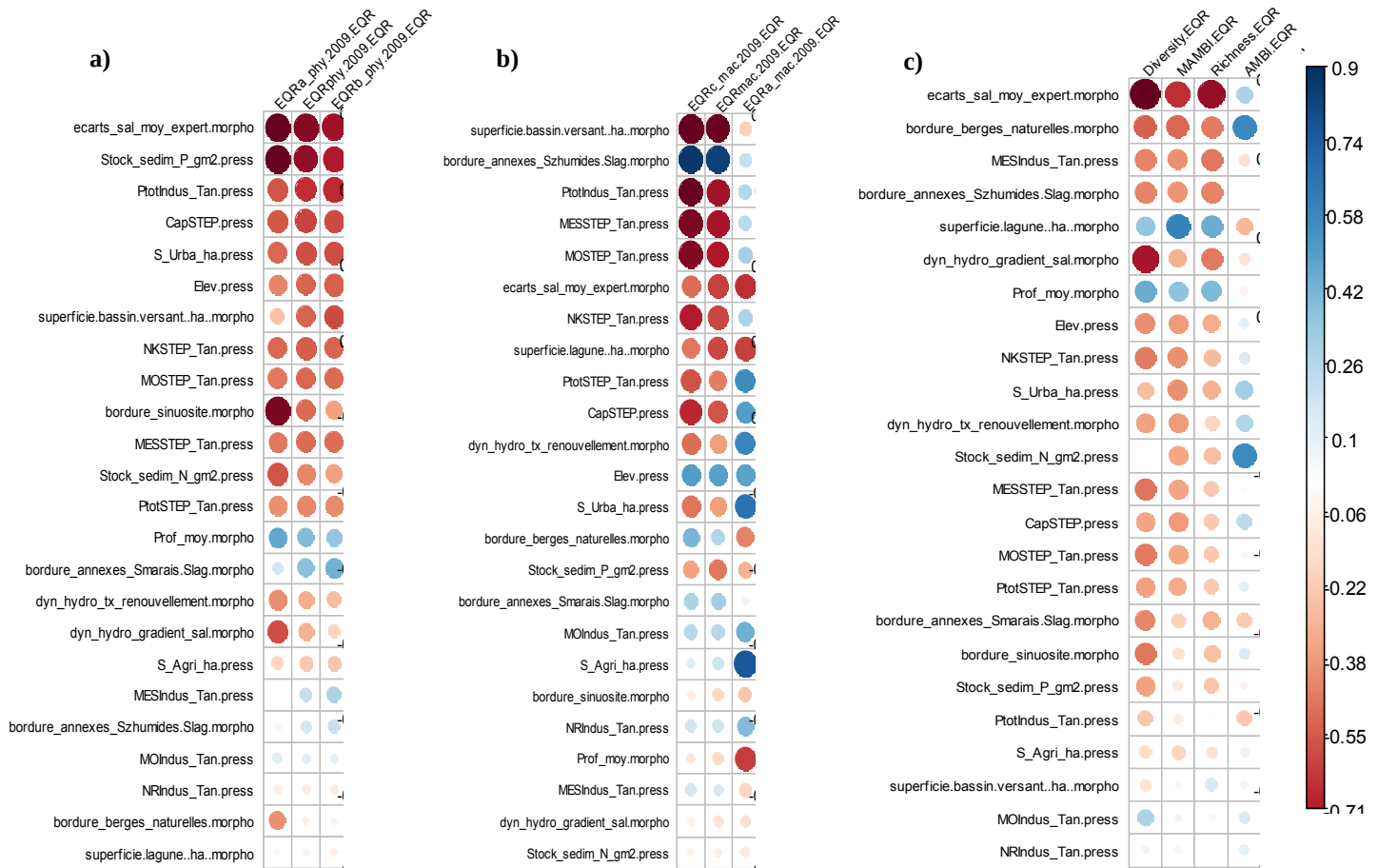


Figure 15. Représentation des liens entre les variables quantitatives hydromorphologiques et de pression (en lignes) et les variables d'état écologique (en colonnes) pour : **a)** le phytoplancton, **b)** les macrophytes, **c)** la macrofaune benthique. Les variables de pressions (resp. d'état) sont triées de la plus importante en haut (resp. à gauche) à la moins importante en bas (resp. à droite), en fonction de la médiane des valeurs absolues des coefficients de corrélation de Pearson (échelle à droite : en bleu = corrélation positive, en rouge = corrélation négative, en blanc = pas de corrélation).

3.3.2. Liens entre l'état chimique et les variables hydromorphologiques et de pression

a) Liens avec l'état chimique du biote

Pour les données des campagnes 2009 et 2012, des corrélations fortes entre les pressions urbaines (capacité et rejets des STEU, rejets industriels de phosphore) ou agricoles (nombre d'élevages) et les concentrations dans le biote de DDT, plomb, mercure, PCB et HAP sont mises en évidence (resp. $0.5 \leq r_p \leq 0.97$ et $0.4 \leq r_p \leq 0.91$) (Figure 16).

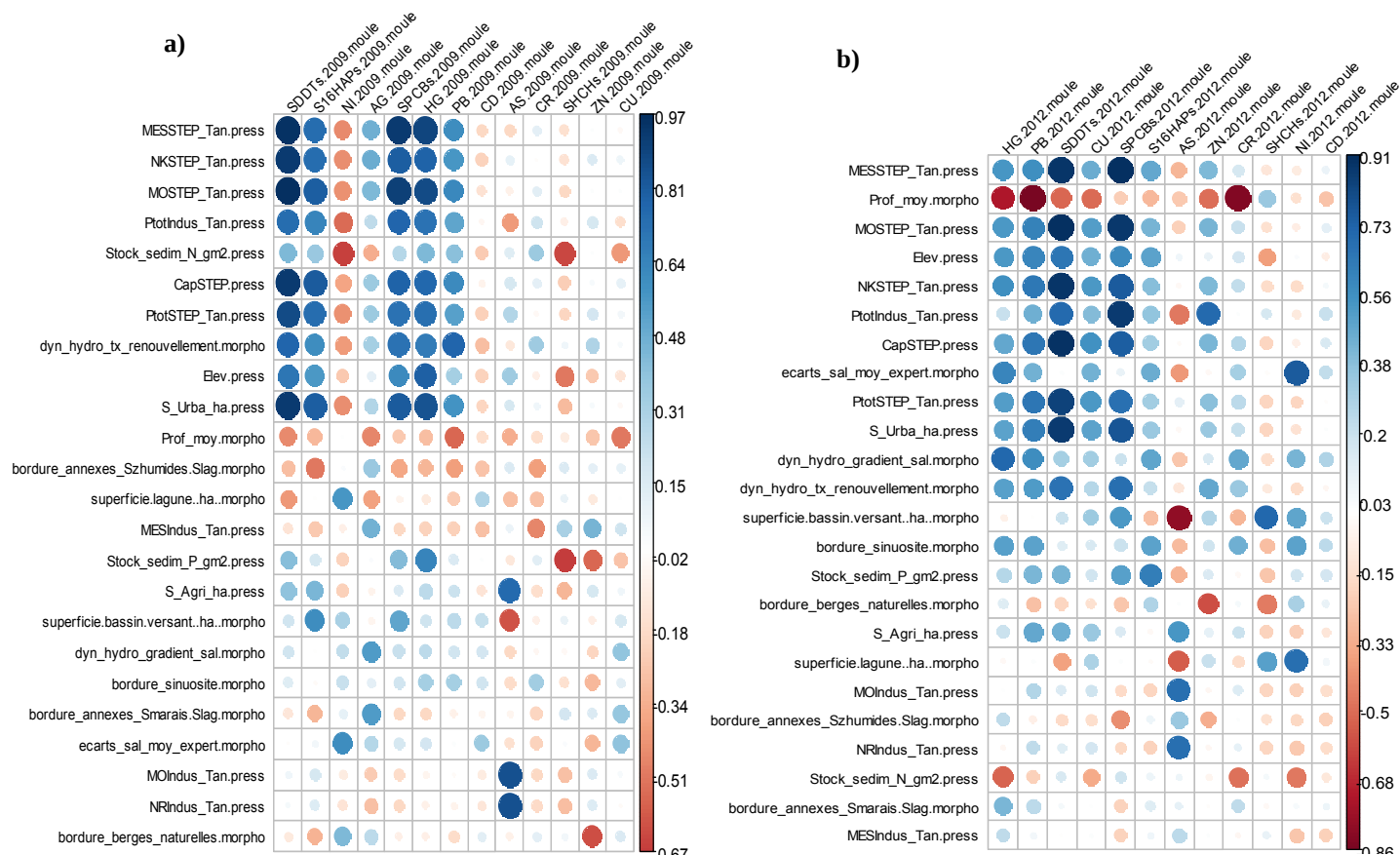


Figure 16. Représentation des liens entre les variables quantitatives hydromorphologiques et de pression (en lignes) et les variables d'état chimique mesuré dans le biote (en colonnes) pour : **a)** les données 2009, **b)** les données 2012. Les variables de pressions (resp. d'état) sont triées de la plus importante en haut (resp. à gauche) à la moins importante en bas (resp. à droite), en fonction de la médiane des valeurs absolues des coefficients de corrélation de Pearson (échelle à droite : en bleu = corrélation positive, en rouge = corrélation négative, en blanc = pas de corrélation).

b) Liens avec l'état chimique de la colonne d'eau

Pour les données de la campagne 2010, seules les concentrations en plomb dans l'eau sont fortement corrélées positivement aux variables de pressions ($0.5 \leq r_p \leq 0.96$) (Figure 17-a). Les autres contaminants présentent ponctuellement des corrélations fortes avec certaines variables de pression, mais parfois difficiles à interpréter et sans schéma commun. Les données de la campagne 2012 permettent en revanche d'identifier des corrélations fortes entre la pression des STEU et la plupart des concentrations en métaux lourds et en alkylphénols dans l'eau ($0.3 \leq r_p \leq 0.78$) (Figure 17-b).

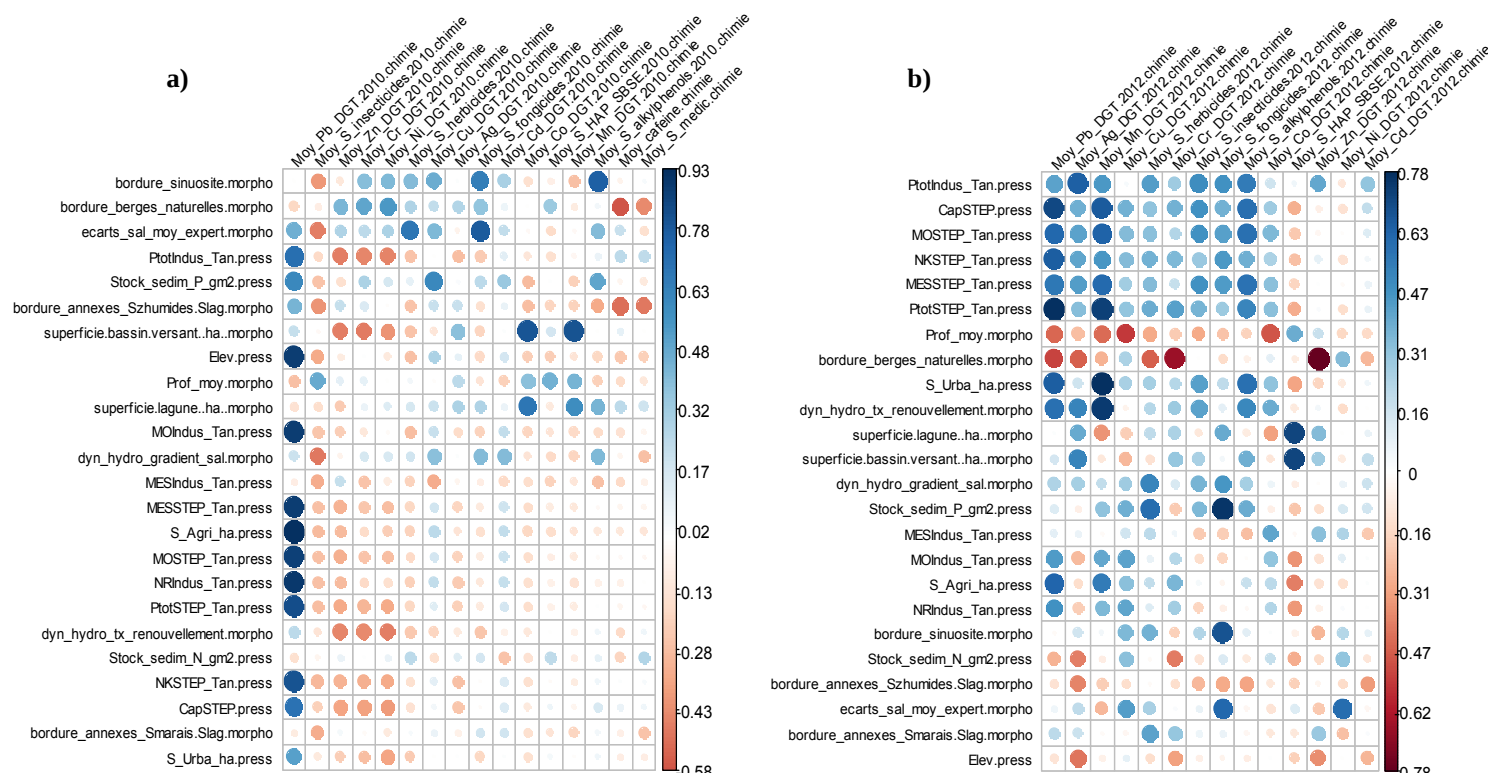


Figure 17. Représentation des liens entre les variables quantitatives hydromorphologiques et de pression (en lignes) et les variables d'état chimique mesurées dans l'eau (en colonnes) pour : **a)** les données 2010, **b)** les données 2012. Les variables de pressions (resp. d'état) sont triées de la plus importante en haut (resp. à gauche) à la moins importante en bas (resp. à droite), en fonction de la médiane des valeurs absolues des coefficients de corrélation de Pearson (échelle à droite : en bleu = corrélation positive, en rouge = corrélation négative, en blanc = pas de corrélation).

3.4. Analyse des données pour les lagunes oligo-mésohalines

Les méthodes et grilles de diagnostics appliquées actuellement dans le cadre de la DCE aux lagunes oligo-mésohalines étant en cours de consolidation et s'étant révélées peu pertinentes, en particulier pour les compartiments macrophytes et macrofaune benthique, seules les analyses factorielles concernant les variables hydromorphologiques, de pression et d'état chimique de l'eau sont présentées dans la Figure 18 et la Figure 19.

Les ACP réalisées sur ces trois jeux de données font ressortir :

- Campagnol, qui se différencie du point de vue hydromorphologique (bassin versant et surfaces de marais plus importants, gradient spatial de salinité), des pressions polluantes (surfaces urbaines et agricoles plus grandes, rejets industriels) et des contaminants chimiques (teneurs en pesticides, caféine, Cu et Cd plus importantes) ;
- La Palissade, qui se distingue du point de vue hydromorphologique (bordures sinueuses et taux de renouvellement plus élevé), des pressions des STEU ;
- Bolmon, qui se caractérise par des teneurs en HAP, alkylphénols et en argent plus élevées.

Du fait du faible nombre de masses d'eau oligo-mésohalines (7), du caractère provisoire des EQR et des particularités de masses d'eau mises en évidence par les ACP, l'analyse des corrélations entre pressions et état écologique et chimique s'avère peu pertinente.

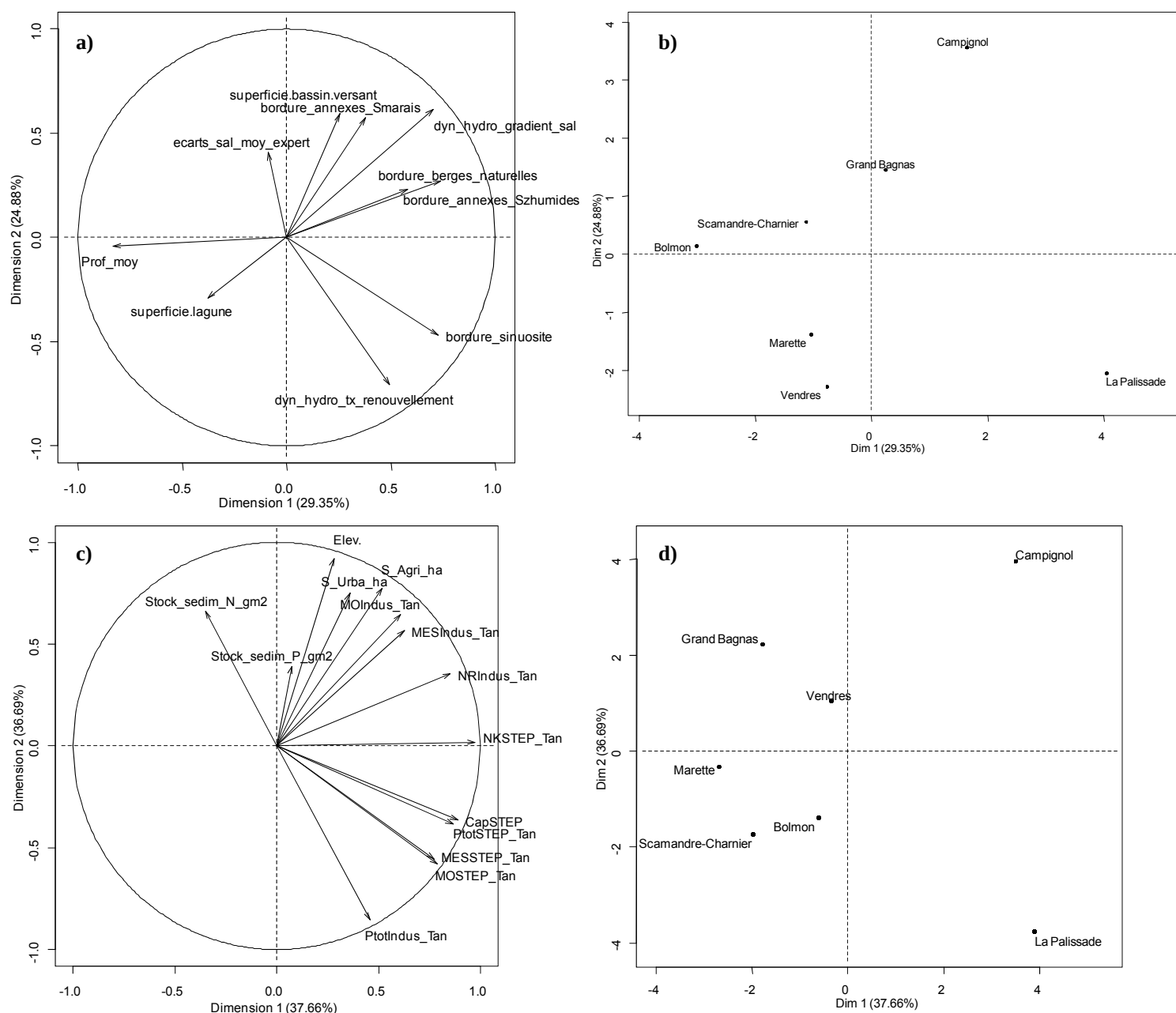


Figure 18. Cercle des corrélations **(a)** et graphique des individus **(b)** issus de l'ACP sur les variables hydromorphologiques des 7 masses d'eau oligo-mésahalines. Cercle des corrélations **(c)** et graphique des individus **(d)** issus de l'ACP sur les données de pressions polluantes des 7 masses d'eau oligo-mésahalines.

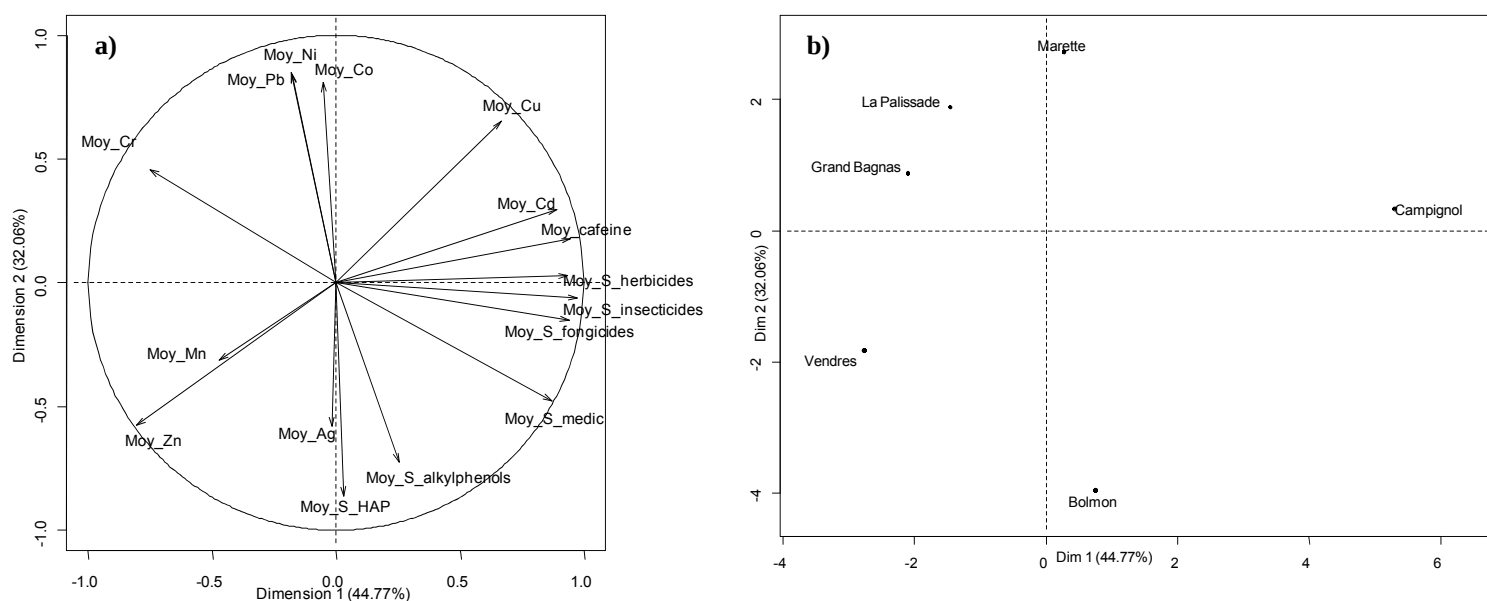


Figure 19. Cercle des corrélations (a) et graphique des individus (b) issus de l'ACP sur les données de contamination chimique de l'eau acquises en 2010 sur 6 masses d'eau oligo-mésohalines.

4. Discussion et conclusions

Cette étude a permis de compléter les travaux précédents (Battut, 2010 ; Bouchoucha *et al.*, 2010 ; Meinesz *et al.*, 2013) grâce à la **prise en compte simultanée de toutes les métriques intervenant à ce jour dans la classification de l'état des lagunes méditerranéennes au titre de la DCE (état biologique et chimique, paramètres de soutien physico-chimiques et hydromorphologiques)**. Des variables ont été ajoutées afin de mieux caractériser les pressions internes (stocks sédimentaires de nutriments) et les apports provenant des canaux, ainsi que le degré des échanges avec la mer. Par ailleurs, la mise en œuvre d'analyses factorielles, complémentaires aux analyses statistiques utilisées précédemment, a permis de mettre en évidence les interactions entre les différentes métriques de pression et d'état et de regrouper les masses d'eau similaires. Ces éléments sur les pressions significatives et sur les groupes de masses d'eau homogènes pourront contribuer au programme de mesures du SDAGE et au programme de surveillance mis en œuvre sur les lagunes méditerranéennes.

- **Limites de l'étude par rapport au jeu de données analysé**

Les analyses statistiques ont été mises en œuvre sur un nombre réduit de lagunes (10 à 17 masses d'eau poly-euhalines, 6 à 7 masses d'eau oligo-mésohalines), rendant dans certains cas les tests peu puissants (difficulté à mettre en évidence des liaisons significatives) et les explications difficiles pour les analyses visant à hiérarchiser les pressions (ex : état chimique).

Certaines variables hydromorphologiques et de pressions sont assorties d'incertitudes importantes, liées au mode de collecte de la donnée (ex : niveaux de rejets industriels déclarés par les entreprises une fois tous les trois ans (Meinesz *et al.*, 2013), estimation à dire d'experts des pressions sur le vivant), ce qui conduit à interpréter les résultats avec précaution pour ces variables.

Enfin, en l'absence de coefficients d'abattement des apports en fonction de la distance à la lagune (*ie.* rejets de STEU ou d'industries situés très en amont, surfaces urbaines et agricoles importantes) les charges polluantes affectées aux masses d'eau ne peuvent être considérées qu'en tant qu'estimations des apports réels. De plus, les limites des bassins versants de certaines masses d'eau (Ponant, Gruissan, La Palissade) sont à préciser pour améliorer l'évaluation des pressions polluantes les affectant.

Malgré ces réserves, les résultats de cette étude permettent de dégager des profils de masses d'eau vis-à-vis de l'état écologique, des caractéristiques hydromorphologiques et des pressions et de faire un tri parmi les 81 métriques analysées.

- **Apports de l'étude sur la typologie et les liens entre état écologique et pressions**

Les analyses réalisées sur les variables hydromorphologiques ont permis de consolider l'intérêt d'un découpage de la typologie des lagunes, du fait de la spécificité des masses d'eau oligohalines et mésohalines. Du fait du faible nombre de masses d'eau oligo-mésohalines et du caractère provisoire de leurs indicateurs écologiques, l'analyse des liens entre pressions et état écologique et chimique sera à consolider à l'avenir pour ce type de masses d'eau.

Pour les lagunes poly-euhalines, les analyses factorielles et les classifications mettent en évidence des groupes de masses d'eau différents selon l'ensemble de variables pris en compte. **Seules quelques masses d'eau appartiennent à des groupes identiques du point de vue de plusieurs ensembles de variables : i) les Palavasiens (Est et Ouest) et l'étang de l'Or ; ii) Diana et Urbino ; iii) La Palme et Ayrolle.**

Les variables de pressions font ressortir un gradient de pressions anthropiques, constitué par la quasi-totalité des variables de pressions polluantes, qui sont bien corrélées entre elles. Les rejets des stations d'épuration contribuent le plus fortement à ce gradient. Un gradient de « bon état » est par ailleurs mis en évidence par les indicateurs biologiques et physico-chimiques.

Les analyses de corrélations réalisées par la suite permettent de mettre en évidence et de hiérarchiser les variables les plus liées entre elles. **Ainsi, les indicateurs écologiques les plus fortement corrélés aux variables hydromorphologiques et de pression sont la turbidité, la concentration en NID, la composition des macrophytes et l'état du phytoplancton. L'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune ressort comme la variable la plus anti-corrélée aux variables d'état écologique.** Cette variable hydromorphologique, qui intègre l'efficacité des échanges avec la mer, les apports d'eau douce et leur dilution dans la masse d'eau lagunaire, semble bien « résumer » les pressions d'apports pouvant impacter l'état écologique des masses d'eau. Ensuite, les pressions urbaines et les stocks sédimentaires de phosphore apparaissent fortement liés aux indicateurs d'état écologique.

A l'opposé, la composition de la macrofaune benthique (AMBI) apparaît comme la variable d'état écologique la moins corrélée aux variables hydromorphologiques et de pression. Les variables quantitatives présentant les plus faibles corrélations avec les variables d'état écologique sont les rejets industriels et les autres variables hydromorphologiques.

- **Apport de l'étude sur les profils de contamination chimique**

Les données de contamination chimique des moules acquises en 2009 et 2012 permettent de distinguer un gradient de pollution organique et métallique, auquel contribuent fortement les concentrations en PCB, DDT, HAP, mercure et plomb. Trois masses d'eau ressortent des analyses pour les deux campagnes d'acquisition (Palavasiens-Est, Palavasiens-Ouest et Bages-Sigean) à cause de concentrations plus élevées en ces polluants, toutefois inférieures aux normes de qualité environnementales (NQE). Par ailleurs, les pressions urbaines et agricoles apparaissent comme les variables les plus corrélées aux concentrations de ces 5 contaminants dans le biote.

En revanche, les analyses des données d'état chimique de l'eau, évalué au travers d'échantillonneurs passifs, illustrent des disparités entre les résultats des campagnes 2010 et 2012. Certaines masses d'eau, se distinguant dans les analyses statistiques par des concentrations élevées en certains contaminants, sont caractérisées par des dépassements des NQE (cuivre en 2010, alkylphénols en 2012). Ces différences pourraient être liées à la variabilité temporelle de la contamination, due probablement aux variations hydroclimatiques et hydrodynamiques, mais également aux usages des contaminants sur les bassins versants. Par ailleurs, il n'est pas possible actuellement de savoir si la contamination provient de sources internes (sédimentaires) et/ou externes (bassin versant) aux lagunes. Les concentrations en contaminants mesurées dans l'eau apparaissent comme très peu corrélées aux variables hydromorphologiques et de pressions. Enfin, il semble que les variables de pressions relatives à l'agriculture disponibles pour cette étude (surface agricole et nombre d'unités gros bovins) ne soient pas suffisamment précises ou représentatives des pollutions agricoles pour pouvoir mettre en évidence un lien avec les niveaux de contamination des eaux lagunaires.

Un travail de compilation et de confrontation des données historiques et un état de l'art est à mener pour dégager des premières pistes sur les liens entre contamination du compartiment sédimentaire et contamination de la colonne d'eau. D'autre part, le suivi sur deux masses d'eau contrastées et aux bassins versants représentatifs des usages agricoles et urbains des lagunes méditerranéennes, de la contamination *via* des échantillonneurs passifs, à une fréquence mensuelle pendant une année, devrait permettre d'apporter des éléments sur les niveaux de variations des concentrations dans l'eau.

L'avantage de ce travail est qu'il s'appuie sur le traitement d'un jeu de données acquises de façon homogène sur 25 masses d'eau, intégrant toutes les métriques de classification de l'état des lagunes méditerranéennes au titre de la DCE. En perspective à ce travail, qui a permis de hiérarchiser les principales pressions pesant sur l'état des lagunes, la mesure directe des flux d'eaux, de nutriments et de contaminants arrivant par les principaux cours d'eau des bassins versants permettrait de confronter les estimations des niveaux de rejets à des mesures réelles sur des lagunes couvrant un gradient de pollution. L'étude des liens entre l'état écologique et les pressions nécessite par ailleurs de poursuivre les travaux de recherche sur les processus de restauration et sur les transferts de matière entre bassin versant, lagune et mer et entre compartiments de la lagune. Enfin, les incertitudes assorties aux indicateurs d'état écologique et chimique sont à préciser pour améliorer leur prise en compte dans le processus de mise en œuvre opérationnelle de la DCE.

Bibliographie

- Andral B., Sargian P., Boissery P., Giraud A., Dutrieux E., Schvartz T., Thorin S., Bouchoucha M., Derolez V., Gonzalez J.L., Laugier T., Miralles F., Munaron D., Sargian P., Sartoretto S., Tomasino C., Amouroux J.-M., Labrune C., Markovic L., Thibaut T. (2010a). Directive Cadre Eau. Contrôles de surveillance/opérationnel. District « Rhône et côtières méditerranéens ». Campagne DCE 2009. 129 p.
- Andral B., Sargian P., Boissery P., Giraud A., Dutrieux E., Schvartz T., Thorin S. Andral B., Bouchoucha M., Derolez V., Gonzalez J.L., Laugier T., Miralles F., Munaron D., Sargian P., Sartoretto S., Tomasino C., Chery A., Lejeune P., Pelaprat C., Gobert S., Goffart A., Markovic L., Thibaut T., Blaufune A. (2010b). Directive Cadre Eau. Directive Cadre Eau. Contrôles de surveillance/opérationnel. District « Corse ». Campagne DCE 2009. 99 p.
- Andral B., Tomasino C., Ravel C., Emery E., Brochen M., Ganzin N., Henry M. (2010c). Réseau Intégrateurs Biologiques. RINBIO 2009. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2009. 88 p.
- Aquascope (2014). Descripteurs hydromorphologiques des lagunes littorales des bassins Rhône Méditerranée et Corse. Rapport final. 145 p.
- Baehr A., Derolez V., Fiandrino A., Le Fur I., Malet N., Messiaen G., Munaron D., Oheix J., Ouisse V., Roque d'orbcastel E., Bec B. (2013). Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon. 279 p.
- Battut J. (2010). Définition d'une base de données « Pressions » sur les lagunes Méditerranéennes et relation avec les indicateurs de qualité de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport de stage de Master 2 BGAE, spécialité EFDD. 65 p.
- Bouchoucha M., Battut J., Laugier T., Derolez V. (2010). Définition d'une base de données des pressions sur les lagunes méditerranéennes françaises. Convention Onema/Ifremer 73 p.
- Bouchoucha M., Aliaume C., Baldi Y., Lebel I., Abdallah Y., Thieulle L., Sofianos A., Courrat A., Lepage M. (2012). Suivi des peuplements ichtyologiques dans les eaux de transition du bassin Rhône-Méditerranée et Corse. Campagne 2010-2011. 104 p.
- Derolez V., Leurion A., Fiandrino A. (2012). Directive Cadre Eau. Estimation du degré d'échange avec la mer pour les lagunes du bassin Rhône Méditerranée & Corse. 36 p.
- Derolez V., Ouisse V., Fiandrino A., Munaron D., Bissery C., Kloareg M. (2013). Analyse statistique des données du RSL. Etude des trajectoires écologiques des lagunes entre 2001 et 2012. 39 p.
- Fiandrino A., Giraud A., Robin S., Pinatel C. (2012). Validation d'une méthode d'estimation des volumes d'eau échangés entre la mer et les lagunes. 100 p.
- Giraud A., Derolez V. (2014). Evaluation de l'état des lagunes des bassins Rhône Méditerranée et Corse pour les plans de gestion 2016-2021. Note de synthèse. 28 p.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2013). Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (eaux côtières et eaux de transition) en vue de la mise à jour des états des lieux. 128 p.
- Meinesz C., Bouchoucha M., Derolez V. (2013). Base de données « pressions sur les lagunes méditerranéennes ». Analyse des liens état – pression. RST.ODE/LER-PAC/13-11. 69 p.

Munaron D., Hubert M., Gonzalez J.-L., Tapie N., Budzinski H., Guyomarch J., Andral B. (2013). PEPS'LAG : Projet Echantillonneurs Passifs pour la Surveillance de la contamination chimique des LAGunes méditerranéennes. 79 p.

Ouisse V., Fiandrino A., de Wit R., Malet N. (2013). Restauration des écosystèmes lagunaires : évaluation du rôle du sédiment et des herbiers à phanérogames. Rapport final du Contrat n° 2012 1835. 42 p.

Provost C., Gevrey M., Argillier C. (2012). La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ? Irstea, Aix en Provence, 37 p.

Sanchez A.E., Grillas P. (2014). Mise au point d'un indicateur macrophytes DCE compatible pour les lagunes oligo et mésohalines. 80 p.

Sargian P., Andral B., Derolez V. *et al.* (2013a). Réseaux de surveillance DCE - Campagne 2012 – District « Rhône et côtiers méditerranéens ». 132 p.

Sargian P., Andral B., Derolez V. *et al.* (2013b). Réseaux de surveillance DCE – Campagne 2012 – District « Corse ». 109 p.

Sargian P., Andral B., Tomasino C. (2013c). Réseau Intégrateurs Biologiques. RINBIO 2012. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2012. 92 p.

Annexe 1. Stations et campagnes prises en compte pour les données de l'état écologique et de l'état chimique sur les masses d'eau lagunaires méditerranéennes

Code masse d'eau	Nom masse d'eau	Etat écologique								Etat chimique			
		Phytoplancton		Macrophytes		Macrofaune benthique		Colonne d'eau		Eau (échantillonneurs passifs)		Moules (biote)	
		campagnes	stations RSL/DCE	années de diagnostic	nombre de stations	campagnes	stations DCE	campagnes	stations RSL/DCE	campagnes	stations PEPSLAG/DCE	campagnes	stations RINBIO/DCE
FRDT01	Canet	2009 et 2012	CNS	2009 et 2012	15	2009	CNS	2009 et 2012	CNS	2010	CNS		
FRDT02	Salses-Leucate	2009 et 2012	LEN, LES	2009 et 2012	38	2009	LEN, LES	2009 et 2012	LEN, LES	2010 et 2012	LEN, LES (uniquement données DGT pour LES en 2012)	2009 et 2012	Salses, Leucate (2009) ; Leucate (2012)
FRDT03	La Palme	2009 et 2012	LAP	2007 et 2010	12	2009	LAP	2009 et 2012	LAP	2010 et 2012	LAP	2009 et 2012	La Palme
FRDT04	Bages-Sigean	2009 et 2012	BGM, BGN, BGS	2007 et 2010	36	2009	BGM, BGN, BGS	2009 et 2012	BGM, BGN, BGS	2010 et 2012	BGS, BGN, BGM ; BGS, BGN (2012)	2009 et 2012	Bages Nord, Bages Sud, (+ Bages grau en 2009)
FRDT05a	Ayrolle	2009 et 2012	AYR	2007 et 2010	14			2009 et 2012	AYR	2012	AYR	2012	Ayrolle
FRDT05b	Campagnol	2009 et 2012	CAM	2007 et 2010	4	2009	CAM	2009 et 2012	CAM	2010	CAM		
FRDT06a	Gruissan	2009 et 2012	GRU	2007 et 2010	3	2009	GRU	2009 et 2012	GRU	2012	GRU	2012	Gruissan
FRDT08	Vendres	2009 et 2012	VDR	2010	10	2009	VDR	2009 et 2012	VDR	2010	VDR		
FRDT09	Grand Bagnas	2009 et 2012	BAN	2010	4	2009	BAN	2009 et 2012	BAN	2010 et 2012	BAN		
FRDT10	Thau	2009 et 2012	TES, TWS	2008 et 2011	36	2009	TES, TWS	2009 et 2012	TES, TWS	2010 et 2012	THN, THS, TAN (2010) ; THN et THS (2012)	2009 et 2012	Thau nord, Thau sud
FRDT11a	Or	2009 et 2012	ORE, ORW	2007 et 2010	15	2009	ORE, ORW	2009 et 2012	ORE, ORW	2010 et 2012	ORE, ORW		
FRDT11b	Palavasiens est	2009 et 2012	PRE, MEW	2009 et 2012	23	2009	PRE, MEW	2009 et 2012	PRE, MEW	2010 et 2012	PRE, MEW	2009 et 2012	Prévost (en 2009), Prévost est et Grec (en 2009 et 2012), Méjean ouest (en 2012)
FRDT11c	Palavasiens ouest	2009 et 2012	PBE, VIC	2008 et 2011	23	2009	PBE, VIC	2009 et 2012	PBE, VIC	2010	INN, VIC, PBE	2009 et 2012	Ingril Nord, Vic
FRDT12	Ponant	2009 et 2012	PONS	2010	7	2009	PONS	2009 et 2012	PONS	2010	PON		
FRDT13e	Marette	2009 et 2012	MARS, MARN	2007 et 2011	6	2009	MARS,	2009 et 2012	MARS, MARN	2010	MAR		
FRDT13h	Scamandre-Charnier			2010	20	2009	SCA, CREY						
FRDT14a	Complexe Vaccarès	2009 et 2012	VCS	2009 et 2012	55	2009	VCS	2009 et 2012	VCS	2010 et 2012	VCS	2009 et 2012	Vaccarès (2009) ; Monroe Vaccarès (2012)
FRDT14c	La Palissade	2009 et 2012	PLS	2010	5	2009	PLS	2009	PLS	2010	LPS		
FRDT15a	Berre	2009 et 2012	BRS	2009		2009	Berre Nord, Berre Sud	2009 et 2012	BRS	2010 et 2012	BRS	2009 et 2012	Berre Ranquet, Berre Arc, (+ Berre centre, Berre La Mède en 2009)
FRDT15b	Vaine	2009 et 2012	VAI	2009		2009	VAI	2009 et 2012	VAI	2010	VAI		
FRDT15c	Bolmon	2009 et 2012	BOL	2010	12	2009	BOL	2009	BOL	2010	BOL		
FRET01	Biguglia	2009 et 2012	BIS, BIN	2009 et 2012	15	2009	BIG	2009	BIS, BIN	2010 et 2012	BIN, BIS (2010) ; BIS (2012)		
FRET02	Diana	2009 et 2012	DIA	2009 et 2012	10	2009	DIA	2009 et 2012	DIA	2010 et 2012	DIA	2009 et 2012	Diana
FRET03	Urbino	2009 et 2012	URB	2009 et 2012	13	2009	URB	2009 et 2012	URB	2010 et 2012	URB	2012	Urbino
FRET04	Palo	2009 et 2012	PAL	2009 et 2012	3	2009	PAL	2009 et 2012	PAL	2010 et 2012	PAL		

Annexe 2. Libellé, signification et source des données pour chaque variable prise en compte dans les analyses

Ensemble de variables	Compartiment		Libellés des variables (indicateurs ou métriques)	Signification (en gris : variables qualitatives)	Campagne	Source des données	
Etat écologique	Phytoplancton		EQRphy***	Indicateur phytoplancton	DCE 2009 et DCE 2012 : données intégrées sur 6 années (2004 à 2009 et 2007 à 2012)	Andral et al. (2010a et 2010b) ; Sargian et al. (2013a et 2013b) - EQR calculés selon les nouvelles grilles (annexe 3)	
			EQRa	Métrique d'abondance			
			EQRb	Métrique de biomasse			
	Macrophytes		EQRmac***	Indicateur macrophyte	DCE 2009 (données 2007 à 2009) et DCE 2012 (données 2010 à 2012)	Andral et al. (2010a et 2010b) ; Sargian et al. (2013a et 2013b)	
			EQRa	Métrique d'abondance			
			EQRc	Métrique de composition			
	Macrofaune benthique		M-AMBI***	Indicateur macrofaune benthique	DCE 2009	Andral et al. (2010a et 2010b)	
			H'	Métrique de diversité (Shannon)			
			s	Métrique de richesse spécifique			
			AMBI	Métrique de composition (groupes de polluo-sensibilité)			
	Colonne d'eau	Nutriments	P90 NT	Azote total	DCE 2009 et DCE 2012 : données intégrées sur 6 années (2004 à 2009 et 2007 à 2012)	Derolez V., Giraud A. (2014) ; Baehr et al. (2013) - P90 calculés selon les nouvelles grilles (annexe 3)	
			P90 PT	Phosphore total			
			P90 NiD	Azote inorganique dissous			
			P90 PO4	Phosphore inorganique dissous			
			P90 turbidité	Turbidité			
Etat chimique / eau	Eau (échantillonneurs passifs)	POCIS	S_medicaments	Somme des concentrations en 17 médicaments	PEPSLAG 2010	Munaron et al. (2013)	
			caféine	Caféine			
			S_herbicides	Somme des concentrations en 47 herbicides			
			S_insecticides	Somme des concentrations en 15 insecticides			
			S_fongicides	Somme des concentrations en 3 fongicides			
			S_alkylphenols	Somme des concentrations en 6 alkylphénols			
		SBSE	S_HAP	Somme des concentrations en HAP	PEPSLAG 2010 et DCE 2012	Munaron et al. (2013) ; Sargian et al. (2013a et 2013b)	
		DGT	Ag	Argent			
			Co	Cobalt			
			Mn	Manganèse			
			Pb	Plomb			
			Zn	Zinc			
			Cu	Cuivre			
			Ni	Nickel			
			Cd	Cadmium			
			Cr	Chrome			
	Etat chimique / moules		Moules		Ag	Argent	DCE 2009
		S_HAP			Somme des concentrations en 16 HAP		
		Pb			Plomb	DCE 2009 et DCE 2012	Andral et al. (2010c) ; Sargian et al. (2013c)
		Zn			Zinc		
		Cu			Cuivre		
		Ni			Nickel		
Cd	Cadmium						
Cr	Chrome						
Hg	Mercuré						
As	Arsenic						
S_DDT	Somme des concentrations en DDT						
S_HCH	Somme des concentrations en Lindane						
S_PCB	Somme des concentrations en PCB						

Ensemble de variables	Compartiment		Libellés des variables (indicateurs ou métriques)	Signification (en gris : variables qualitatives)	Campagne	Source des données
Pressions polluantes et directes sur le vivant	Pressions polluantes	Rejets des stations d'épuration	CapSTEP*	Capacité des stations d'épuration (eq hab)	Données AERM&C 2010, Corine Land Cover 2006 et Recensement Général Agricole 2010	Meinesz et al. (2012)
			MOSTEP_Tan*			
			MESSTEP_Tan*	Rejets annuels en Matière Organique (MO), Matières en Suspension (MES), Azote Kjeldahl (NK) et Phosphore total (Ptot) des stations d'épuration (T/an)		
			NKSTEP_Tan*			
			PtotSTEP_Tan*			
		Rejets des industries	MOIndus_Tan*	Rejets annuels en Matière Organique (MO), Matières en Suspension (MES), Azote (NR) et Phosphore total (Ptot)des activités industrielles non raccordées au réseau d'assainissement		
			MESIndus_Tan*			
			NRIndus_Tan*			
			PtotIndus_Tan*			
		Agriculture	S_Agri_ha*	Surface agricole totale (ha)		
			Elev*	Nombre total d'Unités Gros Bovins (UGB)		
		Urbanisation	S_Urba_ha*	Somme des surfaces imperméables (ha)		
	Stocks sédimentaires de nutriments	Stock_sedim_N_gm2**	Stock sédimentaire d'azote total (g/m²)	Données RSL 2002 à 2012, GIPREB et Réserve Nationale de Camargue	Ouisse et al. (2012)	
		Stock_sedim_P_gm2**	Stock sédimentaire de phosphore total (g/m²)			
	Apports hors bassin versant	Flux_hors_BV_expert	Importance des apports ne provenant pas du bassin-versant hydrologique naturel (0 : nuls ; 1 : faibles ; 2 : moyens ; 3 : forts)	Avis d'experts Ifremer / AERM&C		
	Pressions directes sur le vivant	Pêche	PechPro_nbQ***	Estimation du nombre de pêcheurs professionnels sur la lagune (0 à 20="Peu" ; 21 à 40="Moyen" ; 41 à 150="Fort")	Données d'enquête auprès des gestionnaires, CRCM et orthophotographies	Battut (2010) ; Meinesz et al. (2012)
			PechRecre***	Réglementation appliquée sur la masse d'eau (1 : autorisée ; 0 : non autorisée)		
		Conchyliculture	Prod_TanQ***	Production moyenne par an de coquillages (en T/an : 0 =Absence ; 1 à 600=Moyen ; 601 à 20 000=Fort)		
			ConchSurf_Q***	Proportion de surface de la masse d'eau utilisée par les tables (<10% ; 0%-10%,10%-20%)		
		Espèces invasives	Esplnva***	Estimation qualitative du degré de la pression par masse d'eau (note de 0 à 3)		
		Nautisme	Naut_nbQ***	Nombre d'anneaux présents sur les ports de la masse d'eau (0="Absence";1 à 1 000="Moyen" ; 1001 à 10 000="Fort")		
			Glisse***	Estimation qualitative du degré de la pression par masse d'eau (note de 0 à 3)		
			Baign_nbQ***	Présence ou non de plages officielles dans la masse d'eau ("Absence" ; "Présence")		
Caractéristiques hydromorphologiques	Dynamique hydrologique	comm_mer	Nature de la communication avec la mer (temporaire, absente, permanente)	Données 2013	Aquascop (2014)	
		artif_lido	Nature et degré d'artificialisation du lido (absence de lido ; lido naturel ; lido partiellement artificialisé ; lido totalement artificialisé)			
		gradient_sal	Ecart de salinité mesuré entre deux stations extrêmes de la masse d'eau			
		type_sal	Type halin (oligohalin ; mésohalin, polyhalin ; euhalin)			
		tx_renouvellement	Taux de renouvellement journalier de la masse d'eau, évalué par des mesures, de la modélisation ou à dire d'experts (%)	Fiandrino et al. (2012) + avis d'experts Ifremer / AERM&C		
		echanges_mer_expert	Estimation du degré d'échanges avec la mer, fonction du taux de renouvellement et du volume de mélange (NA ; nul ; faible ; moyen ; important)			
	ecarts_sal_moy_expert	Moyenne annuelle des écarts absolus des salinités mesurées en lagune et en mer pour les années hydrologiques 2004-2005 à 2010-2011	Quadrige², FILMED et Gipreb : années 2004 à 2011	Derolez et al. (2012)		
	Morphologie générale	superficie.lagune..ha.	Surface de la masse d'eau (ha)	Données de J. Battut (2010) et 2013	Aquascop (2014)	
		superficie.bassin.versant..ha	Surface du bassin versant hydrologique naturel (ha)			
		Prof_moy	Profondeur moyenne (m)			
	Morphologie de bordure	berges_naturelles	Pourcentage de berges naturelles en bordure de la masse d'eau (%)			
		sinuosite	Sinuosité de la bordure de la masse d'eau (indice de 0 à 8)			
		annexes_Smarais.Slag	Surface des marais annexes rapportée à la surface de la masse d'eau			
		annexes_Szhumides.Slag	Surface des zones humides annexes rapportée à la surface de la masse d'eau			

*division par le volume de la masse d'eau.

** médiane des valeurs des stations de chaque masse d'eau, sur les 5 premiers cm de sédiments, avec une densité constante de 1 200 kg/m³.

*** variables intégrées en tant que variables illustratives dans les analyses factorielles.

Annexe 3. Indicateurs de l'état biologique du phytoplancton et de l'état physico-chimique des lagunes des bassins Rhône Méditerranée et Corse pour les plans de gestion DCE 2016-2021

Le bilan méthodologique réalisé sur quatorze années acquises dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) (Baehr *et al.*, 2013) a permis de proposer des ajustements des grilles de diagnostic des masses d'eau lagunaires. Ces ajustements concernent en particulier l'évaluation, au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), de l'état biologique du compartiment « phytoplancton » et de l'état physico-chimique de la colonne d'eau (nutriments) (Giraud et Derolez, 2014). Ils sont inscrits dans l'arrêté « évaluation de l'état »¹⁰ en cours de révision, qui sera mis en œuvre dès 2015.

- **Indicateur « phytoplancton »**

L'indicateur phytoplancton est composé des deux métriques « biomasse » et « abondance » :

- biomasse phytoplanctonique (concentration de chlorophylle *a* en µg/L),
- abondance phytoplanctonique (nombre de cellules/L x 10⁶) :
 - densité de nanophytoplancton (> 3 µm),
 - densité de picophytoplancton (< 3 µm).

Pour chaque masse d'eau lagunaire, la donnée prise en compte pour chacune des métriques correspond à la valeur du percentile 90 calculé à partir des données des stations de la lagune, sur une période de 6 étés consécutifs (durée des plans de gestion DCE)¹¹.

La valeur de chaque métrique est rapportée à la valeur de référence, définie à dire d'experts à partir des données obtenues sur trois lagunes peu soumises à des pressions anthropiques (Leucate, La Palme, Ayrolle). La métrique obtenue (EQR = ratio de qualité écologique) prend alors des valeurs comprises entre 0 (état dégradé) et 1 (état de référence).

La métrique d'abondance (EQR_A) est obtenue en retenant le minimum des EQR des densités de nanophytoplancton et de picophytoplancton. L'état du compartiment « phytoplancton » (EQR_{PHY}) est obtenu en retenant la moyenne des métriques « abondance » et « biomasse » (EQR_A et EQR_B) (Tableau 3).

Tableau 3. Grille de diagnostic du phytoplancton pluriannuel des masses d'eau lagunaires pour la DCE : (a) seuils des métriques et valeurs de référence ; (b) seuils des EQR.

(a)		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais	Référence
abondance (nb cell. / L (x10 ⁶))	picophytoplancton		20		50		100		500		15
	nanophytoplancton		4		10		20		100		3
biomasse (chlorophylle <i>a</i> en µg/L)			5		7		10		20		3.33

¹⁰ Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

¹¹ Au contraire de la valeur maximale, le percentile 90 (P90) permet d'ôter du jeu de données les valeurs extrêmes qui pourraient être dues à des efflorescences phytoplanctoniques ponctuelles.

(b)		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
EQR _A abondance	picophytoplancton		0.75		0.3		0.15		0.03	
	nanophytoplancton		0.75		0.3		0.15		0.03	
EQR _B biomasse			0.67		0.48		0.33		0.17	
EQR _{PHY}			0.71		0.39		0.24		0.10	

• Physico-chimie de la colonne d'eau

Le diagnostic de l'état physico-chimique de la colonne d'eau des masses d'eau lagunaires est établi à partir d'une grille simplifiée à 4 paramètres : azote total (N_t), phosphore total (P_t), azote inorganique dissout (NID) et orthophosphates (PO₄³⁻) (Tableau 4).

Pour l'évaluation de la qualité physico-chimique au titre de la DCE, seuls les seuils très bon, bon et moyen sont nécessaires. Les autres permettent de mesurer l'effet des mesures mises en place pour les masses d'eau les plus dégradées (indicateur « précoce » des évolutions de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation).

L'état de la colonne d'eau est évalué en agrégeant les données acquises pendant les étés des 6 dernières années (calcul d'un percentile 90 pour chaque paramètre) et en sélectionnant la note la plus déclassante des 4 paramètres de la grille, comme le préconise la DCE.

L'évaluation sur la base de 6 années permet d'intégrer la variabilité interannuelle de la qualité physico-chimique de l'eau, au même titre que ce qui est fait pour l'évaluation de la qualité du phytoplancton. *NB : pour les diagnostics effectués lors des campagnes DCE de 2009 et de 2012, l'évaluation a été effectuée uniquement à partir de données acquises pendant l'année la plus récente (Andral et al., 2010a et 2010b ; Sargian et al., 2013a et 2013b).*

Tableau 4. Grille de diagnostic pluriannuel de la qualité physico-chimique des masses d'eau lagunaires pour la DCE.

Paramètre	Unité	Etat								
		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[PO ₄ ³⁻]	µmol / l		0,3		1		1,5		4	
[NID]	µmol / l		2		6		10		20	
[NT]	µmol / l		50		75		100		120	
[PT]	µmol / l		2		3		4		5	

Annexe 4. Valeurs des variables complémentaires : taux de renouvellement, efficacité des échanges avec la mer, écarts moyens de salinité lagune/mer, apports hors bassin-versant et stocks sédimentaires en N et P.

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Variable	Taux de renouvellement*		Zone de mélange*		Efficacité des échanges avec la mer	Écarts moyens de salinité lagune/mer (PSU)	Importance des apports ne provenant pas du bassin-versant naturel	Stocks sédimentaires en azote total (N) et en phosphore total (P) (en g/m ²)**	
		Libellé de la variable	Taux_renouvellement_expert (%)	Taux_renouvellement_expert_quali	Zone_melange_expert (%)	Zone_melange_expert_quali	Echanges_mer_expert	ecarts_sal_moy_expert	Flux_hors_BV_expert	Stock_sedim_N_g_m2	Stock_sedim_P_g_m2
FRDT01	Canet		5	Moyen	70	Importante	Moyen	14.53	nuls	51.3	19.8
FRDT02	Salses-Leucate		5	Moyen	60	Importante	Moyen	4.50	faibles	45.8	8.2
FRDT03	La Palme		8	Fort	30	Moyenne	Moyen	9.93	nuls	22.8	8.7
FRDT04	Bages-Sigean		1.5	Faible	15	Faible	Faible	9.45	moyens	49.0	12.3
FRDT05a	Ayrolle		NA	NA	80	Importante	NA	2.53	nuls	23.2	8.6
FRDT05b	Campagnol		0	Nul	80	Importante	Nul	NA	forts	65.6	15.7
FRDT06a	Gruissan		5	Moyen	70	Importante	Moyen	4.05	faibles	73.3	10.3
FRDT08	Vendres		0.5	Faible	5	Faible	Faible	28.44	forts	99.6	17.9
FRDT09	Grand Bagnas		0	Nul	0	Nul	Nul	30.18	forts	85.0	25.7
FRDT10	Thau		2	Faible	30	Moyenne	Faible	1.42	faibles	98.1	14.8
FRDT11a	Or		2	Faible	80	Importante	Faible	19.02	faibles	89.7	11.6
FRDT11b	Palavasiens Est***		0-20	Nul-Fort	90-70	Importante	Important	9.75	moyens	72.2	17.7
FRDT11c	Palavasiens Ouest***		0-20	Nul-Fort	40-5	Faible-Moyenne	Moyen	7.60	moyens	81.8	14.1
FRDT12	Ponant		15	Fort	30	Moyenne	Moyen	16.03	nuls	58.3	19.5
FRDT13e	Marette		0	Faible	30	Moyenne	Faible	26.13	moyens	110.0	12.8
FRDT13h	Scamandre- Charnier		0	Nul	0	Nul	Nul	33.56	moyens	5.0	8.4
FRDT14a	Vaccarès		NA	Faible	50-60	Moyenne-Importante	Faible	18.67	faibles	40.8	18.3
FRDT14c	La Palissade		NA	NA	NA	Nul	NA	28.84	moyens	0.0	16.6
FRDT15a	Berre		0.75	Faible	35	Moyenne	Faible	8.73	forts	44.9	9.4
FRDT15b	Vaine		NA	NA	70	Importante	NA	NA	moyens	5.3	8.9
FRDT15c	Bolmon		0	Nul	0	Nul	Nul	NA	faibles	8.0	17.4
FRET01	Biguglia		2	Faible	15	Faible	Faible	NA	nuls	105.7	11.4
FRET02	Diana		1	Faible	80	Importante	Faible	1.71	nuls	64.3	12.7
FRET03	Urbino		1	Faible	30	Moyenne	Faible	NA	nuls	124.3	11.7
FRET04	Palo		1	Faible	15	Faible	Faible	NA	nuls	NA	NA

* en bleu : valeurs calculées avec le modèle Mars-3D. En blanc : valeurs évaluées à dire d'experts.

** médiane des valeurs des stations de chaque masse d'eau, sur les 5 premiers cm de sédiments, avec une densité constante de 1 200 kg/m³.

*** Palavasiens Est : stations MEW (Méjean Ouest) et PRE (Prévost Est). Palavasiens Ouest : stations VIC et PBE (Pierre-Blanche).