



Adaptation des grilles DCE de qualité nutriments et phytoplancton (abondance et biomasse) pour les lagunes oligo et mésohalines

Patrick Grillas, Tour du Valat

Valérie Derolez, Ifremer-MARBEC

Béatrice Bec, Université de Montpellier-MARBEC

Marie-Claude Ximénès, Onema

Anaïs Giraud, AERMC

Février 2016

Les auteurs

Valérie Derolez
Ingénieur de recherche
vderolez@ifremer.fr
Ifremer LER/LR
Avenue Jean Monnet
CS30171
34203 Sète Cedex

Béatrice Bec
Enseignant-chercheur
Beatric.Bec@univ-montp2.fr
Laboratoire Ecologie des systèmes marins côtiers (ECOSYM)
UMR 5119 UM2-CNRS-IRD-IFREMER-UM1
Equipe "Efflorescences Toxiques et Diversité Algale"
Université Montpellier 2, Place E. Bataillon, Bât. 24, cc 093
34095 Montpellier cedex 05

Patrick Grillas
Directeur Général délégué au Programme
grillas@tourduvalat.org
Tour du Valat
Centre de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes
Le Sambuc – 13 200 Arles

Les correspondants

Onema : **Marie-Claude Ximénès**, Direction de l'action scientifique et technique, marie-claude.ximenes@onema.fr

Partenaire : **Anaïs Giraud**, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, délégation de Montpellier, Anaïs.GIRAUD@eurmc.fr

Droits d'usage :	<i>accès libre</i>
Couverture géographique :	Lagunes du littoral méditerranéen français
Niveau géographique :	Régional (PACA et LR)
Niveau de lecture :	Experts
Nature de la ressource :	Document

Sommaire

1. Introduction	5
1.1. Contexte	5
1.2. La problématique des indicateurs pour les lagunes oligo- [0,5-5[et mésahalines [5-18[.....	5
1.3. Objectifs	6
2. Méthodes	6
2.1. Les données disponibles	6
2.2. Evaluation de l'état des masses d'eau selon les grilles des lagunes poly et euhalines.....	8
2.2.1. Compartiment « phytoplancton » : état DCE du phytoplancton pour les lagunes polyhalines et euhalines (Derolez et al. 2015)	8
2.2.2. Compartiment « colonne d'eau » : état physico-chimique DCE	9
2.3. Analyse des concentrations en nutriments et phytoplancton	9
2.4. Recherche de seuils pour Chlo-a dans les lagunes oligo- et méso-halines	10
2.5. Recherche de seuils pour l'azote et le phosphore dans les lagunes oligo- et méso-halines.....	10
3. Résultats	11
3.1. Caractérisation des lagunes et de leur niveau trophique	11
3.1.1. La salinité	11
3.1.2. Nutriments.....	12
3.1.2.1. <i>Nutriments inorganiques dissous limitants</i>	16
3.1.2.2. <i>Limitation en azote et phosphore total</i>	17
3.1.3. Relations biomasse de chlorophylle et nutriments	18
3.1.4. Le phytoplancton.....	20
3.1.4.1. <i>Biomasse (Chlorophylle a)</i>	20
3.1.4.1. <i>Composition du phytoplancton</i>	20
3.1.4.2. <i>Evaluation du compartiment phytoplancton</i>	25
3.1.5. Conclusions sur le niveau trophique des lagunes oligo- et mésahalines.	25
3.2. Recherche de seuils pour Chlo-a dans les lagunes oligo- et méso-halines	26
3.2.1. Identification de valeurs de référence pour la chlo-a pour les lagunes oligo et mésohaline et de (éventuels) sites de référence.....	26
3.2.2. Comparaison des grilles d'évaluation pour le phytoplancton	28
3.2.3. Conclusions.....	32
3.3. Les grilles de nutriments.....	32
3.3.1. Recherche de seuils entre les variables biologiques et les variables physico-chimiques	33
3.3.2. Seuils pour l'azote.....	33
3.3.3. Seuils pour le phosphore	37
3.3.4. Conclusions.....	39
Références	40

Adaptation des grilles DCE de qualité nutriments et phytoplancton (abondance et biomasse) pour les lagunes oligo et mésohalines.

Grillas P., Derolez V., Bec B., Ximénès M.C. & Giraud A.

1. Introduction

1.1. Contexte

Dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) sur les lagunes méditerranéennes, des travaux sont menés depuis 2010 par Ifremer, la Tour du Valat et l'IRSTEA, visant à évaluer la pertinence des indicateurs macrophytes et macrofaune pour les lagunes oligohalines et mésohalines (salinité moyenne < 18 PSU) (Grillas & David 2010 ; Grillas et Derolez, 2012, Provost *et al.* 2012 ; Sanchez & Grillas 2014 ; Derolez *et al.* 2014 - financements Onema et AERM&C).

La question de la pertinence des métriques et des seuils de l'indicateur de l'élément de qualité biologique « phytoplancton » se pose également, du fait du caractère particulièrement confiné des lagunes oligo-mésohalines. Trois métriques sont à prendre en compte pour l'évaluation de l'état du phytoplancton dans le cadre de la DCE : l'abondance, la biomasse et la composition. A ce jour, l'indicateur phytoplancton appliqué pour les lagunes méditerranéennes françaises concerne la biomasse et l'abondance (MEDDE 2013).

1.2. La problématique des indicateurs pour les lagunes oligo- [0,5-5[et mésohalines [5-18[

Situées en aval des hydrosystèmes, les lagunes comme les estuaires sont caractérisées par des changements de salinité importants, des apports de matières et de nutriments par leur bassin versant et à des pressions de pâturage qui affectent la diversité, la structure et la dynamique temporelle du phytoplancton (Winder & Sommer 2012).

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est une des conséquences majeures de l'intensification des activités humaines. Les lagunes méditerranéennes sont largement soumises à l'eutrophisation conduisant à des perturbations importantes de la qualité de l'eau et de la structure et du fonctionnement des écosystèmes, notamment des peuplements floristiques et faunistiques (Menesguen 2001, Souchu *et al.* 2010). Les indicateurs de l'eutrophisation diffèrent entre les écosystèmes marins et continentaux (eau douce) par les variables utilisées pour la chimie des eaux et la composition spécifique du phytoplancton et par les seuils des classes de qualité pour la biomasse phytoplanctonique. Dans les écosystèmes marins les indicateurs d'eutrophisation les plus fréquemment utilisées sont les concentrations des formes minérales dissoutes du phosphore et de l'azote (DIN et DIP= PO₄) et en silicates ; les ratios entre ces éléments sont utilisés pour identifier les nutriments le plus probablement limitants Fisher *et al.* 1995, Justic *et al.* 1995). Dans les écosystèmes d'eau douce, ce sont l'azote total et le phosphore total qui sont considérés comme les meilleurs indicateurs de l'eutrophisation (Dodds 2003). Cependant, les relations entre les biomasses de phytoplancton, l'azote total et le phosphore total ont également été utilisées avec succès dans les eaux marines suggérant une réponse commune des écosystèmes marins et d'eau douce à l'eutrophisation (Souchu *et al.* 2010).

La gamme de salinité (0,5-18) correspond à une transition entre les milieux d'eau douce et les milieux salés avec des conséquences importantes pour l'organisation de tous les compartiments des

écosystèmes. La gamme 5-8 a été identifiée comme une zone critique (Khlebovich 1968, Kinne 1971) caractérisée par un minimum de richesse spécifique des organismes grands et benthiques et un maximum de richesse des peuplements des organismes petits et planctoniques (Telesh 2013).

L'importance des stress naturels dans la gamme oligo- à mésohaline rend difficile l'identification de stress additionnels, notamment les stress anthropiques et ceux résultants de l'eutrophisation (Elliott & Quintino 2007). Dans ce contexte nous faisons les hypothèses suivantes :

- l'abondance du phytoplancton est plus forte dans les eaux peu salées que dans les eaux douces et les lagunes salées (Harding *et al.* 2014) du fait (1) des différences dans la diversité et structure des écosystèmes et (2) de la turbidité souvent plus élevées dans les eaux saumâtres, limitant l'accès à la lumière (Sanchez & Grillas 2014).
- Les concentrations en nutriments sont naturellement plus fortes dans les eaux douces que dans les eaux marines (Sterner *et al.* 2008), notamment pour la Méditerranée qui est oligotrophe (Estrada 1996). Le niveau trophique dans les eaux saumâtres en conditions naturelles (« pristine ») devrait donc être intermédiaire entre celui des eaux douces et des eaux marines et proportionnel à leurs rapports de dilution. Ainsi les lagunes oligo et méso-halines, contenant une forte proportion d'eau douce, sont naturellement plus riches en nutriments que les lagunes eu- et polyhalines dont les eaux sont majoritairement d'origine marine.
- Comme dans les lacs d'eau douce (De Bortoli & Argillier, 2009) l'abondance du phytoplancton dans les eaux saumâtres est plus forte dans les eaux peu profondes (< 1m) que dans les eaux profondes.

1.3. Objectifs

L'objectif général de ce travail est d'adapter les grilles DCE de qualité nutriments et phytoplancton (abondance et biomasse) pour les lagunes oligo et mésohalines méditerranéennes.

Par la position intermédiaire entre les eaux marines et continentales (douces) la recherche d'indicateurs pour les lagunes oligo et mésohalines peut contribuer à assurer la continuité eaux douces/eaux marines dans l'application de DCE.

2. Méthodes

2.1. Les données disponibles

Les neuf lagunes concernées par le projet sont les lagunes oligo-halines, Campagnol, La Grand Palun (La Palissade), Crey et Scamandre et les lagunes méso-halines, Charnier, Bolmon, Bagnas, Marette et Vendres) du littoral français méditerranéen continental (Figure 1).

Les données sont celles acquises sur ces lagunes oligo-mésohalines françaises dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) de 2000-2013, des campagnes DCE (2006, 2009, 2012 et 2014) et des études menées de 2009 à 2013 en collaboration Tour du Valat - ECOSYM. Dans ces données, la lagune de la Marette est divisée en 2 sites : Marette Nord et Marette Sud. Les variables disponibles pour chaque station et date (Tableau 1) sont la température, la salinité, la concentration en oxygène dissous, l'écart à la saturation en oxygène dissous, la turbidité, les concentrations en nitrites, nitrates, ammonium, azote total dissous (minéral), en azote total, en ortho-phosphate et phosphate total, les densités de micro (<3µm) et nanophytoplancton (>3µm).

Pour chaque paramètre, une agrégation spatiale par lagune des données est réalisée en prenant pour chaque mois la moyenne des valeurs acquises sur les différentes stations de la masse d'eau.

Les données estivales sur la qualité de l'eau (juin-juillet et août seulement) ont été réparties en blocs de 6-7 ans (Tableau 1) lorsque les séries le permettaient. Sur ces blocs de données ont été calculées pour chaque variable diverses statistiques utilisées ensuite dans les analyses : les médianes, les moyennes arithmétiques, les moyennes géométriques pour chaque variable en supprimant les « outliers », ces derniers étant définis comme les valeurs s'écartant de plus de 2.5 fois l'écart-type de la moyenne et les percentiles 90 (voir plus bas).



Figure 1. Localisation des lagunes oligo-mésahalines de la façade méditerranéenne.

Tableau 1. Données disponibles par lagune et découpage par séries d'années.

Lagune	Nom	Années	Données
Marette sud	MAS08	2003 - 2008	19
	MAS14	2009 - 2014	17
Marette nord	MAN08	2003 - 2008	18
	MAN14	2009 - 2014	17
Bagnas	BAN05	2000 - 2005	16
	BAN14	2006 - 2014	15
Bolmon	BOL13	2009 - 2013	9
	CAM01	1999 - 2001	7
Campagnol	CAM07	2002 - 2007	18
	CAM14	2008 - 2014	20
La Grand Palun	LPS13	2009 - 2013	9
Vendres	VEN06	2000 - 2006	19
	VEN14	2008 - 2014	18
Scamandre	SCM13	2013	3
Crey	CRY13	2013	3
Charnier	CHN13	2013	3

2.2. Evaluation de l'état des masses d'eau selon les grilles des lagunes poly et euhalines

2.2.1. Compartiment « phytoplancton » : état DCE du phytoplancton pour les lagunes polyhalines et euhalines (Derolez et al. 2015)

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité du compartiment biologique des masses d'eau de la DCE, le compartiment « phytoplancton » est suivi selon 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 paramètre, une agrégation temporelle (sur chaque période considérée) des données est réalisée en utilisant le percentile 90 calculé à partir des valeurs moyennes de chaque mois.

L'état biologique est mesuré par l'écart aux conditions de référence, sous forme d'un ratio de qualité écologique (Ecological Quality Ratio, EQR) calculé comme le ratio :

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

Le classement de l'état biologique est établi selon cinq classes, du très bon au mauvais.

La valeur de chaque métrique est transformée en valeur d'EQR, puis une agrégation des paramètres est effectuée pour obtenir l'état du phytoplancton de la masse d'eau.

- **transformation en EQR** : la valeur de chaque métrique est rapportée à la valeur de référence, définie à partir des données obtenues sur trois lagunes peu soumises à des pressions anthropiques (Leucate, La Palme, Ayrolle pour les lagunes polyhalines). L'EQR obtenu prend alors des valeurs comprises entre 0 (état dégradé) et 1 (état de référence);

- **agrégation des paramètres (Tableau 2):** la métrique d'abondance (EQRA) est obtenue en retenant le minimum des EQR des densités de nanophytoplancton et de picophytoplancton,
 - l'état du compartiment « phytoplancton » (EQRPHY) est obtenu en retenant la moyenne des métriques « abondance » (EQRA) et « biomasse » (EQRB).

Tableau 2. Grille de diagnostic DCE de l'état du phytoplancton des masses d'eau lagunaires : (a) seuils des métriques et valeurs de référence, (b) seuils des EQR.

(a)		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Référence
Abondance (nb cell./L(X 10 ⁶))	picophytoplancton		20	50	100	500	15
	nanophytoplancton		4	10	20	100	3
Biomasse (chlorophylle a en µg/L)			5	7	10	20	3.33
(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	0.1	

2.2.2. Compartiment « colonne d'eau » : état physico-chimique DCE

Le diagnostic de l'état physico-chimique de la colonne d'eau des masses d'eau lagunaires est établi à partir d'une grille à 4 paramètres : Nt, Pt, NID et PO₄³⁻ (Tableau 3). Afin de prendre en compte la variabilité interannuelle des paramètres physico-chimiques, une agrégation temporelle des données est effectuée en utilisant pour chacun des paramètres la valeur du percentile 90 (P90) calculé à partir des valeurs moyennes de chaque mois sur la période considérée (Derolez *et al.* 2015).

Une agrégation des 4 paramètres est effectuée pour obtenir l'état physico-chimique de la masse d'eau est obtenue en sélectionnant la note la plus déclassante des 4 paramètres de la grille (Derolez *et al.* 2015).

La grille de diagnostic ci-dessous est utilisée (Tableau 3) (J.O. 28/08/2015).

Tableau 3. Grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires

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

2.3. Analyse des concentrations en nutriments et phytoplancton

Les relations entre les concentrations des formes de l'azote et du phosphore ont été étudiées par des corrélations linéaires après transformation logarithmique. Les résultats ont été comparés à ceux de Souchu *et al.* (2010) sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes françaises.

La recherche de limitation par l'azote ou le phosphore a été faite sur les ratios molaires de ces éléments en suivant le critère de Guilford & Hecky (2000) pour l'azote total et le phosphore total et le critère de Justić *et al.* (1995) pour les formes dissoutes.

Suivant le critère proposé par Justić *et al.* (1995),

- l'azote inorganique est limitant lorsque $DIN < 1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; $DIN:DIP < 10$;
- le Phosphore inorganique est limitant lorsque $DIP < 0.1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; $DIN:DIP > 22$;

Suivant le critère proposé par Guilford & Hecky (2000):

- l'azote total est limitant lorsque $N_{\text{total}} : P_{\text{total}} < 20$;
- l'azote total et le phosphore total sont limitants lorsque $20 < N_{\text{total}} : P_{\text{total}} < 50$;
- le phosphore total est limitant lorsque $N_{\text{total}} : P_{\text{total}} > 50$

2.4. Recherche de seuils pour Chlo-a dans les lagunes oligo- et méso-halines

Les seuils d'évaluation de la qualité des eaux pour la chlorophylle dans les lagunes sont les mêmes quel que soit leur salinité ; ils sont faibles par rapport aux biomasses observées dans les eaux oligo- et méso-halines et dans les lacs. L'application dans les lagunes oligo- et méso-halines des mêmes seuils que dans les lagunes eu- et polyhalines est discutable du fait de la part prépondérante des eaux douces et des différences des seuils utilisés entre les eaux douces et les lagunes polyhalines ou la mer. La détermination de valeurs de référence pour la chlorophylle-a pour les lagunes oligo et méso-halines devrait se faire à partir de valeurs observées dans des lagunes de référence (non impactées). Aucun site de référence n'existe pour les lagunes oligo et mésohalines. En revanche, les jeux de données sur les lagunes eu- et polyhalines et sur les lacs d'eau douce disposent de sites de référence peu impactés ainsi que de sites très dégradés, ce qui a permis l'élaboration et la consolidation de grilles de diagnostic DCE. L'approche choisie pour les lagunes oligo-mésosalines a donc été de calculer des valeurs intermédiaires pour les seuils de chlorophylle en s'appuyant sur les taux de dilution en fonction des niveaux de salinité..

Pour le calcul des seuils pour la chlorophylle dans les lagunes oligo- et mésohalines deux références ont été utilisées, les lagunes eu- et polyhalines (cf. Tableau 3) et les lacs d'eau douce.

Dans les eaux douces, les seuils de qualité pour la biomasse phytoplanctonique sont dépendants de la profondeur des lacs (De Bartoli & Argillier, 2009) :

$$refChloro = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMoy})}$$

Cette relation est applicable pour les lacs ayant une profondeur moyenne au moins égale à 1m. Dans les lacs cette caractéristique tend à faire augmenter les seuils de références pour la chlorophylle-a.

La référence eau douce doit donc avoir une profondeur équivalente à celle des lagunes oligo- et mésohalines. A noter cependant que les lagunes oligo- et méso haline ne sont pas systématiquement moins profondes que les lagunes polyhalines Faute de données précises et homogènes sur la profondeur moyenne des lagunes l'équation de l'IRSTEA ($\log_{10}(\text{profondeur moyenne}) = 0.326 + 0.931 \cdot \log_{10}(\text{profondeur max})$) ; De Bortoli & Argillier 2008) reliant la profondeur maximale à la profondeur moyenne pour les lagunes oligo et mésohalines a été calculée en utilisant les profondeurs maximales observées sur le terrain.

2.5. Recherche de seuils pour l'azote et le phosphore dans les lagunes oligo- et méso-halines

Afin de définir les valeurs seuils en fonction de la biologie, la méthode suivie a été de rechercher les correspondances entre les valeurs-seuils des paramètres physico-chimiques et les valeurs-seuils des indicateurs biologiques et les variables physico-chimiques.

Deux étapes successives ont été réalisées. La première a été de rechercher les meilleurs modèles (les meilleures combinaisons de variables physico-chimiques) expliquant les variables biologie. La seconde a été d'identifier les valeurs seuils pour les variables physico-chimiques à partir de leurs valeurs pour les lagunes en état Bon ou Très bon (Danis et Roubeix 2014). Cette méthode nécessite une corrélation significative entre les valeurs d'EQR des indices biologiques et les valeurs de chaque variable physico-chimique.

L'analyse des relations entre les variables biologiques (EQRphyto, EQRa-nanophytoplancton, EQRa-picophytoplancton et EQRb-biomasse, « biomasse de chlorophylle+phaeophycine, la densité du nano et du pico-phytoplancton) et les conditions et physico-chimiques du milieu ont été testées par des modèles de régression linéaires généralisées pas à pas ascendante (GRM, STATISTICA avec un seuil d'entrée à $p < 0.05$). Les variables explicatives utilisées étaient les logarithmes₁₀, médianes et percentile 90 des variables profondeur, salinité, turbidité, saturation en oxygène, écart à la saturation en oxygène, et les différentes formes de l'azote et du phosphore (NH₄, NO₃, NO₂, NID, Ntotal, PO₄ et Ptotal).

Pour chaque valeur seuil des valeurs pour la biologie, les valeurs correspondantes pour les nutriments et leurs intervalles de confiance ont été calculées avec la fonction « prédiction » des régressions (Statistica). Les valeurs (log₁₀) des seuils ont ensuite été transformées en valeurs naturelles.

3. Résultats

3.1. Caractérisation des lagunes et de leur niveau trophique

3.1.1. La salinité

Quatre lagunes sont oligo-halines, Crey, la Grand Palun (La Palissade), Scamandre et Campignol cette dernière montrant parfois des salinités plus élevées (Tableau 4). Les lagunes de Charnier, Bagnas, Bolmon, Murette (nord et sud) et Vendres sont mésohalines. La plupart des lagunes connaissent des fluctuations de salinité chevauchant les deux classes (Annexe 1). La séparation en deux classes des lagunes oligo- et mésohalines pourrait rendre le classement de certaines d'entre-elles instable dans le temps.

Tableau 4. Salinité moyenne des lagunes par série d'années

Lagunes	Code	Moyenne	écart-type	Type salinité
Crey	CRY13	1.9	0.52	Oligohalines
Grand Palun	LPS13	2.9	1.87	
Scamandre	SCM13	2.9	0.22	
Campignol	CAM14	3.4	3.39	
	CAM01	3.6	3.13	
	CAM07	5	3.3	
Charnier	CHN13	5.9	1.94	Mesohalines
Bagnas	BAN1	6.7	2.03	
	BAN05	8.95	3.82	
Bolmon	BOL13	6.7	1.39	
	MAN14	8.1	2.17	
Murette N & S	MAS14	9.4	2.51	
	MAN08	11.6	2.73	
	MAS08	12.57	2.47	
Vendres	VEN06	17.7	9.12	
	VEN14	9.4	2.66	

3.1.2. Nutriments

L'état des masses d'eau évalué selon les grilles DCE des lagunes poly-euhalines sur les paramètres des nutriments est globalement mauvais notamment pour les concentrations d'azote total (NT) et de Phosphore total (PT, Tableau 5). Seules deux sites apparaissent en état moyen : Murette Sud et Murette nord pour la période 2009-2014 (MAS14 et MAN14).

Les concentrations en azote minéral dissous (NID) et en phosphore dissous (PO₄) sont très variables entre lagunes. Les parts dissoutes de l'azote et du phosphore sont relativement faibles (ratios NID/Nt et PO₄/Pt), une quantité importante des nutriments étant pendant l'été mobilisée par les végétaux pendant l'été. Les formes inorganiques de l'azote sont généralement très faibles (médiane NID/Nt= 2%) mais très variables entre lagunes (gamme 0.4 – 67%). Une seule lagune (Campagnol) montre un ratio supérieur à 15% (aux 3 périodes : CAM01, CAM 07 et CAM14 avec un ratio diminuant de 67 à 46%).

La part inorganique du phosphore est avec une grande variation entre lagunes (ratio PO₄/Pt) : médiane 6% ; gamme 1.2 – 87%). Les lagunes montrant un ratio supérieur à 15% sont Charnier (87%) et Campagnol (aux 3 périodes : CAM01, CAM 07 et CAM14 avec un ratio diminuant de 72 à 30%).

Tableau 5. Etat physico-chimique des masses d'eau selon les critères appliqués aux lagunes eu et polyhalines ; NID= azote minéral dissous, NT= azote total, PO₄³⁻= orthophosphate, PT= Phosphore total ; les valeurs correspondent aux Percentile 90 des concentrations observées.

Station	NID µmol/L	NT µmol/L	PO ₄ ³⁻ µmol/L	PT µmol/L	Etat
MAN14	9.13	90.95	0.11	2.26	Moyen
MAS14	10.24	80.45	0.16	3.08	Médiocre
LPS13	16.18	53.59	0.15	5.42	mauvais
MAN08	52.57	212.00	0.21	3.30	mauvais
SCM13	1.03	145.63	0.28	3.35	mauvais
CRY13	1.32	136.76	0.32	2.70	mauvais
VEN14	2.36	329.24	0.68	15.62	mauvais
BAN14	0.76	131.35	0.87	3.63	mauvais
MAS08	23.10	116.08	1.02	4.81	mauvais
BAN05	2.16	201.90	1.02	6.38	mauvais
CHN13	1.32	176.25	1.17	5.53	mauvais
CAM14	45.53	94.76	1.22	4.16	mauvais
CAM07	51.86	80.22	1.89	5.79	mauvais
VEN06	1.06	535.80	1.91	35.50	mauvais
BOL13	1.46	145.01	2.93	14.09	mauvais
CAM01	117.30	164.70	7.30	9.62	mauvais

Les concentrations relativement faibles d'azote et de phosphore inorganiques s'expliquent par les fortes biomasses végétales (phytoplancton et macrophytes) qui mobilisent l'essentiel des nutriments. Les concentrations en azote et phosphore minéral élevées pendant la période estivale sont interprétées

comme un excédent de nutriments par rapport à la biomasse végétale qui consomme ces nutriments. Ainsi les lagunes de Charnier et Campagnol montrent des concentrations relativement fortes de nutriments inorganiques suggérant que le phytoplancton et/ou les macrophytes n'ont pas été en mesure de consommer dans leur totalité. Ces deux lagunes diffèrent fortement dans leurs biomasses de phytoplancton (Figure 2, Tableau 5).

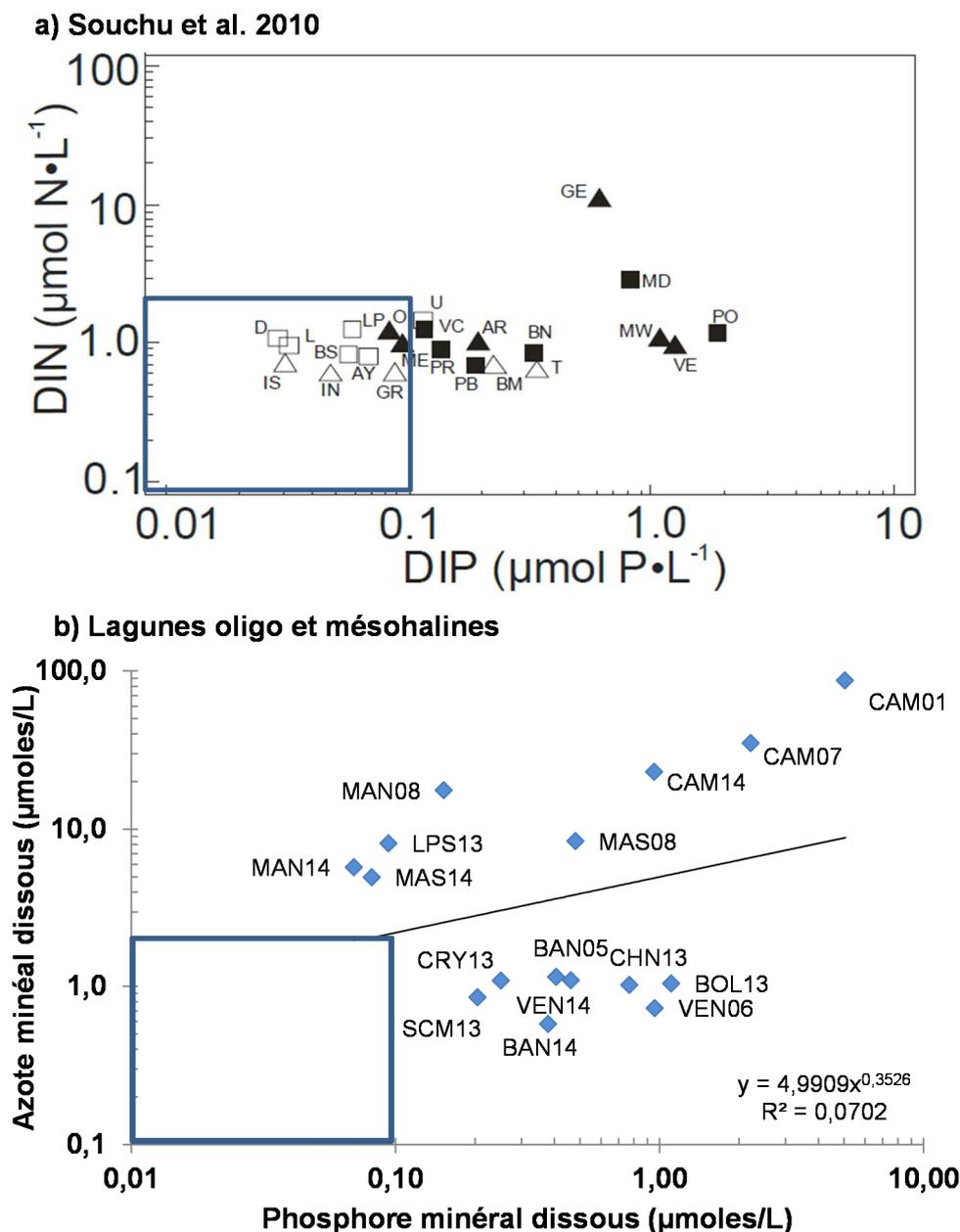


Figure 2a, b. Relation entre les concentrations en azote minéral dissous (NID) et en phosphore minéral dissous (DIP) pour a) les lagunes du Languedoc-Roussillon et de Corse (Souchu *et al.* 2010 : lagunes oligotrophes (carrés blancs), mésotrophes (triangles blancs), eutrophes (carré noir) hypertrophes (triangle noir)) et b) les lagunes oligo- et méso-halines (ce travail) (coefficient de régression linéaire $R = 0.867$, $p = 0.0019$) ; le rectangle sur les deux figures illustre la gamme des faibles valeurs de phosphore et azote inorganique qui ne sont pas représentées parmi les lagunes oligo- et mésohalines mais présentes dans les lagunes salées..

A Campagnol, la forte biomasse macro-algale mobilise une partie importante des nutriments ; la diminution dans le temps (CAM01 à CAM14) de la part relative des formes inorganiques d'azote et du

phosphore correspond à une amélioration de la situation trophique de cette lagune, qui reste cependant à des niveaux très élevés. Dans le Charnier, la turbidité souvent élevée de l'eau (moyenne 2015 : 83mg/l), résultant de la remise en suspension du sédiment, pourrait limiter la production du phytoplancton.

Avec un minimum de 0.36 $\mu\text{mol/l}$ (Bagnas) et un maximum de 82 $\mu\text{mol/L}$ à Campagnol, les teneurs en azote minéral dissous dans les lagunes oligo- et mésahalines paraissent sensiblement plus hétérogènes et globalement plus élevées que dans les lagunes plus salées (>18NTU, Souchu *et al.* 2010) (Figure 5). De même avec des valeurs comprises entre 0.06 et 4.30 $\mu\text{moles/L}$, les concentrations en phosphore dissous présentent des valeurs un peu plus fortes que dans les lagunes salées. La figure 5 montre que les gammes des concentrations en azote et phosphore inorganique dans les lagunes oligo- et mésahalines sont tronquées vers les faibles valeurs par rapport aux lagunes poly et euhalines. Ainsi, aucune lagune oligo ou mésohaline ne montre de concentration en azote minéral inférieure à 2 $\mu\text{mol/L}$ ni de concentration en phosphore inorganique inférieure à 0.10 $\mu\text{mol/}$ (Figure 2a,b).

Les concentrations de NID et PO_4 sont significativement linéairement corrélées (Figure 2a, GLM $R_{\text{multiple}}= 0.7148$; $F= 14.62$; $p= 0.0019$) cependant cette corrélation dépend essentiellement de la lagune de Campagnol pour les 3 périodes considérées qui présente des concentrations en azote minéral très élevées (29 - 82 $\mu\text{moles/l}$). En omettant Campagnol, aucune relation significative n'est trouvée ($R= 0.23$, $p>0.20$) entre les concentrations d'azote et phosphore inorganique (comme pour les lagunes eu- et polyhalines, Figure 2a).

Les concentrations en azote total et phosphore total dans les lagunes oligo- et mésahalines (Figure 3) sont comparable pour les valeurs fortes aux données des lagunes eu- et polyhalines (Figure 3a,b). Comme pour les formes minérales dissoutes, les données pour les lagunes oligo- et mésahalines diffèrent de celles sur les lagunes salées par l'absence de faibles valeurs de nutriments. Ainsi, contrairement aux lagunes salées, aucune lagune oligo- et mésohaline ne montre de concentration en azote total inférieure à 60 $\mu\text{moles/l}$ ou de concentration en phosphore total inférieure à 2 $\mu\text{moles/l}$ (Figure 3).

Les concentrations en azote total et phosphore total (Figure 3a) sont significativement corrélées ($R= 0.9145$; $P< 10^{-6}$). Le ratio NT/PT est compris entre 16 et 47 : il est faible (<20) pour Bolmon, Vendres La Grand-Palun (La Palissade) et Campagnol et élevé (>40) pour Murette, Bagnas, Scamandre et Crey. Aucune relation significative n'a été trouvée entre le rapport Azote total / Phosphore total et la salinité ($R=0.06$; $p= 0.798$) (diffère de Souchu *et al.* 2010). La corrélation entre NT et PT s'éloigne du Redfield ratio (NT= 16PT) lorsque les concentrations en nutriments diminuent mais avec une dispersion plus grande que chez Souchu *et al.* 2010.

Les comparaisons entre les lagunes oligo- et mésahalines avec les lagunes salées montrent à la fois des différences et des similitudes dans les ratios entre les formes de l'azote et du phosphore (Souchu *et al.* 2010). Les fortes corrélations entre les formes totales de l'azote et du phosphore est similaire pour toutes les lagunes (Figure 3) et avec les eaux douces (Souchu *et al.* 2010). Néanmoins, il n'existe pas dans l'ensemble des lagunes oligo- et mésahalines françaises de situations aussi oligotrophes que celles rencontrées dans les lagunes plus salées. L'interprétation de ce résultat est double : d'une part les eaux des lagunes oligo- et mésahalines sont majoritairement douces et donc avec des concentrations en nutriments plus élevées que dans les eaux marines méditerranéennes très oligotrophes. D'autre part beaucoup de ces lagunes oligo- et mésahalines sont dans des contextes d'apports excessifs du bassin versant pour des causes principalement agricoles (par ex ; Scamandre) ou urbaines (par ex : Bolmon). Les lagunes oligo- et mésahalines contiennent des eaux avec des concentrations sensiblement plus fortes en azote sous les formes minérales et totales. Les excès d'apports de nutriments sont mis en évidence par l'importance des concentrations des formes minérales de l'azote et du phosphore (Figure 2). Il n'existe pas pour ces lagunes d'écosystèmes de référence (soumis à très peu de pressions anthropiques, tel que défini dans la DCE), celle se situant dans le contexte le plus naturel (la Grand Palun de La Palissade) étant principalement alimentée par le Rhône.

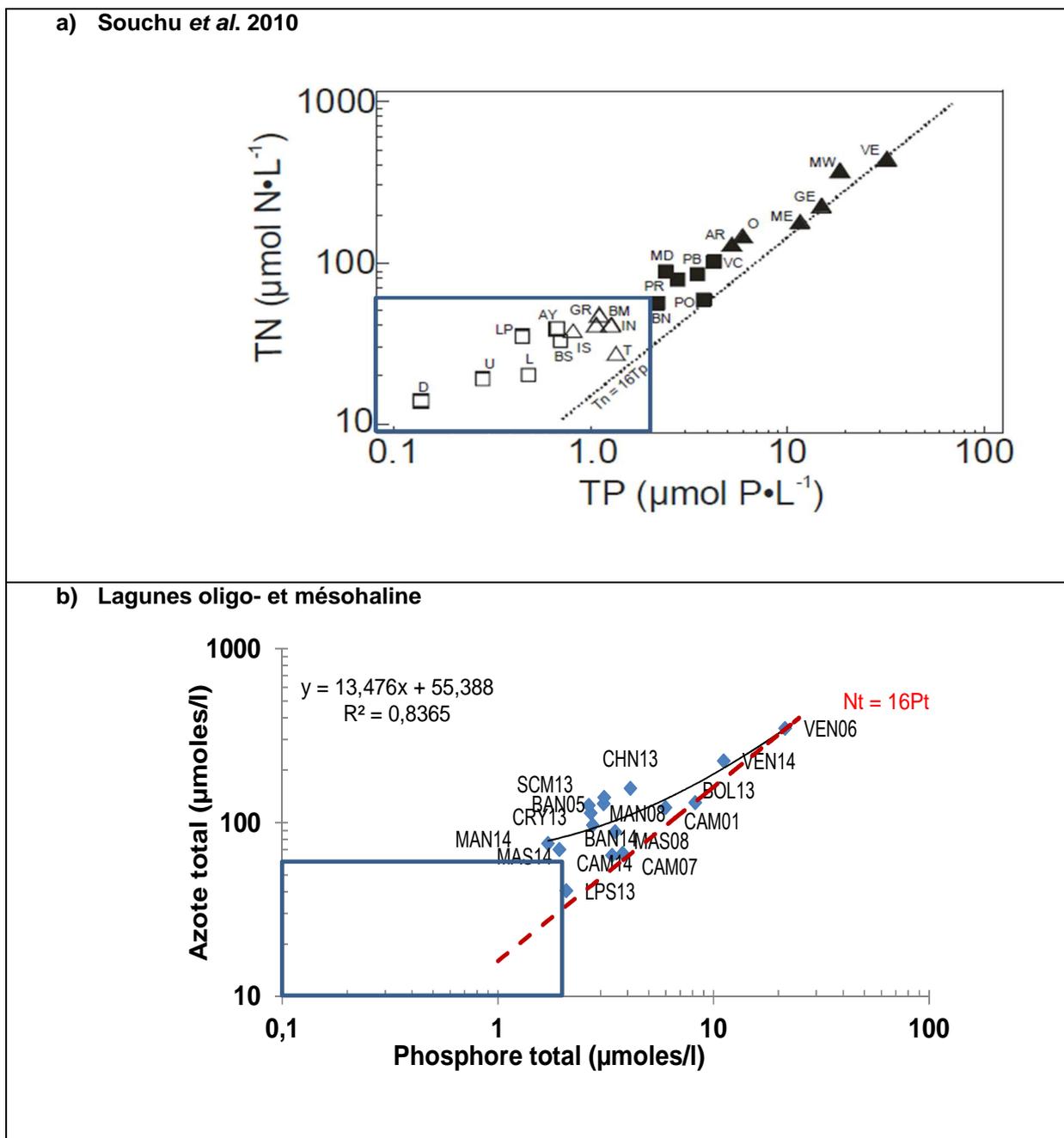


Figure 3a, b. Relation entre les concentrations en Phosphore total et Azote total (a) dans les lagunes du Languedoc Roussillon et de Corse (Souchu *et al.* 2010) et b) dans les lagunes oligo et mésosalines (ce travail) ; les carrés clairs correspondent aux lagunes oligotrophes, les triangles clairs aux mésotrophes, les carrés noirs aux eutrophes et les triangles noirs aux lagunes hypereutrophes; les deux figures présentent une ligne de ratio (Redfield ratio) : $N_{total} = 16P_{total}$ (en moles ; le rectangle sur les deux figurent illustre la gamme des faibles valeurs de phosphore et azote total qui ne sont pas représentées parmi les lagunes oligo- et mésosalines mais présentes dans les lagunes salées.

Les ratios entre les concentrations d'azote et de phosphore dans les lagunes oligo- et mésosalines tendent à converger vers ceux observés dans les lagunes plus salées lorsque les niveaux trophiques sont plus élevés. C'est particulièrement le cas pour les formes totales des nutriments (Figure 3). Dans ces conditions, le phytoplancton est le principal producteur primaire et constitue le principal stock de nutriments sous forme organique. Le ratio N/P correspond dans ce cas au ratio de Redfield (Souchu *et al.* 2010). Lorsque les concentrations en nutriments sont plus faibles, les producteurs primaires sont

plus diversifiés et les stocks d'azote et de phosphore sont sous des formes organiques avec des ratios souvent plus élevés (Hopkinson & Vallino 2005).

3.1.2.1. Nutriments inorganiques dissous limitants

Le ratio Azote inorganique dissous sur Phosphore inorganique dissous (Justić *et al.* 1995) varie très largement (facteur 300) entre 0.3 (Charnier= 0.27 ; Vendres06= 0.95 ; Bagnas14= 2.37 ; et Bagnas05 = 3.11) et 82 (Marette Nord 14= 81.9 ; La Grand Palun= 48.5). La valeur très faible de Charnier pourrait être liée au très faible nombre de donnée disponible pour cette lagune.

Tableau 6. Rapports de l'azote et du phosphate minéral dissous dans les lagunes oligo- et mésohalines (calculés sur les médianes); selon les critères de Justić *et al.* (1995), VEN06 et 14, BAN14 et 05, SCAM13 et CHN13 sont limitées en azote et CRY13 et BOL13 sont très proches du seuil ; MAS14 et MAN14 sont limitées en phosphate inorganique dissous et LPS13 et MAN08 très proches du seuil.

Lagunes	Code	Moyenne	écart-type	Type salinité
Crey	CRY13	1.9	0.52	Oligohalines
Grand Palun	LPS13	2.9	1.87	
Scamandre	SCM13	2.9	0.22	
Campagnol	CAM14	3.4	3.39	
	CAM01	3.6	3.13	
	CAM07	5	3.3	
Charnier	CHN13	5.9	1.94	
Bagnas	BAN14	6.7	2.03	
	BAN05	8.95	3.82	
Bolmon	BOL13	6.7	1.39	
Marette N & S	MAN14	8.1	2.17	
	MAS14	9.4	2.51	
	MAN08	11.6	2.73	
	MAS08	12.57	2.47	
Vendres	VEN06	17.7	9.12	
	VEN14	9.4	2.66	

Selon ces critères, les lagunes de Vendres, Bagnas, et Scamandre seraient limitées en azote inorganique dissous (et Crey et Bolmon très proche des valeurs seuils). Les lagunes de Marette Nord et Sud (en 2014) seraient limitées en phosphore et La Grand Palun à la Palissade et Marette Nord en 2008 très proches du seuil (Tableau 6, Figure 4). Les autres lagunes-périodes ne montrent pas de limitation pour l'azote ou le phosphore inorganique.

La concentration en chlorophylle-a est significativement (mais faiblement) corrélée au ratio NID/PO4 (R= 0.533 ; p= 0.041).

La limitation en phosphore dissous a été trouvée pour les lagunes oligotrophes en France Méditerranéenne (Souchu *et al.* 2010) pour des lagunes au Brésil (Souza *et al.* 2003 et en Floride (Murrell *et al.* 2006, Johnson *et al.* 2006). La limitation en azote dissous ne deviendrait apparente qu'au-delà d'un certain niveau d'eutrophisation (Souchu *et al.* 2010). Selon ce critère la Marette (nord et sud)

en 2014 apparaît comme la moins eutrophisée suivie pas la Murette nord en 2008 et la Grand Palun de La palissade. Ces lagunes apparaissent néanmoins avec une évaluation Médiocre à Mauvais selon les critères de la DCE pour les lagunes poly et euhalines (Tableau 5) avec comme principal critère dégradant l'azote minéral dissous pour Murette 2014 (Médiocre), et le Phosphore total pour La Palissade (Médiocre pour l'azote minéral dissous et Mauvais pour le phosphore total) et Murette nord en 2008 (Mauvais pour azote minéral dissous et le phosphore total).

La salinité ne montre aucune corrélation avec les concentrations en azote et phosphore dissous ni avec le ratio entre ces éléments.

3.1.2.2. Limitation en azote et phosphore total

Le ratio Azote total sur Phosphore total varie entre 16 (Bolmon= 15.8 ; et Vendres 06= 16.1) et 47 (Crey= 47.5 ; Scamandre= 44.6) soit un facteur 3 (100 fois plus faible que le ratio des formes minérales dissoutes).

Selon le critère proposé par Guilford & Hecky (2000), aucune lagune oligo ou mésohaline n'est limitée par le phosphore total et 4 lagunes sont limitées par l'azote total (ou très proches du seuil): Bolmon, Campagnol (toutes périodes), Vendres (toutes périodes) et La Grand Palun (LPS13) (Figure 4). Ces lagunes correspondent à une très large gamme d'eutrophisation.

Ces résultats pour les lagunes oligo et méso-halines diffèrent sensiblement de ceux de Souchu *et al.* (2010) qui trouvaient une relation entre le niveau d'eutrophisation des lagunes avec une limitation croissante en azote total. De plus ces auteurs trouvaient une forte corrélation entre les ratios des formes minérales dissoutes et totales de l'azote et du phosphore alors qu'aucune corrélation n'est trouvée sur les lagunes oligo- et méso-halines ($\log_{10}N_{tot}:P_{tot} = -0.0248 * \log_{10}N_{ID}:P_{ID}$; $R^2 = 0.0087$; $p > 0.05$). Ces différences peuvent s'expliquer par un niveau trophique globalement plus élevé pour les lagunes oligo- et méso-halines et l'absence de lagunes très oligotrophes.

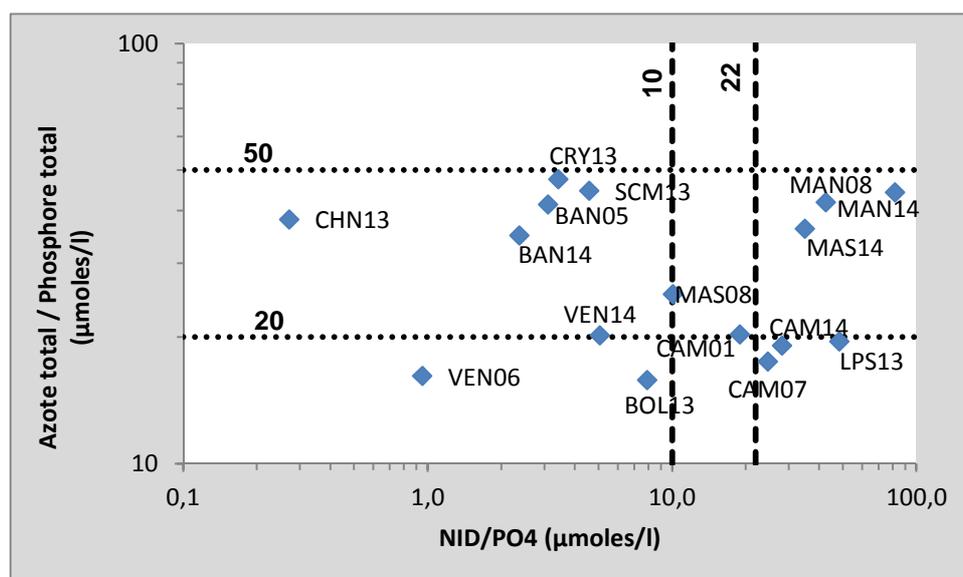


Figure 4.: Relation entre les ratios des formes inorganiques dissoutes (NID/PID) et totales (Ntot/Ptot) de l'azote et du phosphore dans les lagunes oligo et mésohalines. Les lignes en pointillé et en tiré servent à différencier les limitations par le phosphore ou l'azote et sont correspondent respectivement au ratio de Guilford and Hecky (2000) pour les nutriments totaux (lignes horizontales en pointillé) et au ratio de Justic *et al.* (1995) pour les nutriments inorganiques (lignes verticales en tirés).

3.1.3. Relations biomasse de chlorophylle et nutriments

La biomasse de chlorophylle (log10) en été ne montre pas de relation significative avec les teneurs (log10) en phosphore minéral (orthophosphate) ($R = 0.0097$; $p = 0.9726$) et une faible relation négative avec les teneurs en azote minéral ($r = 0.5583$; $p = 0.0305$). Ainsi aucune limitation par les formes minérales de l'azote et du phosphore n'est apparente. La biomasse de chlorophylle est significativement et plus fortement corrélée avec les formes totales de l'azote ($r = 0.7569$; $p = 0.00109$) et du phosphore ($R = 0.5965$; $p = 0.0189$) (Figure 5). La biomasse de chlorophylle est globalement plus fortement corrélée avec l'azote qu'avec le phosphore et une régression multiple pas-à-pas ne retient que l'azote total comme variable dépendante. Les concentrations (log10) en azote total et phosphore total sont fortement corrélées ($R = 0.8011$; $p = 0.0003$).

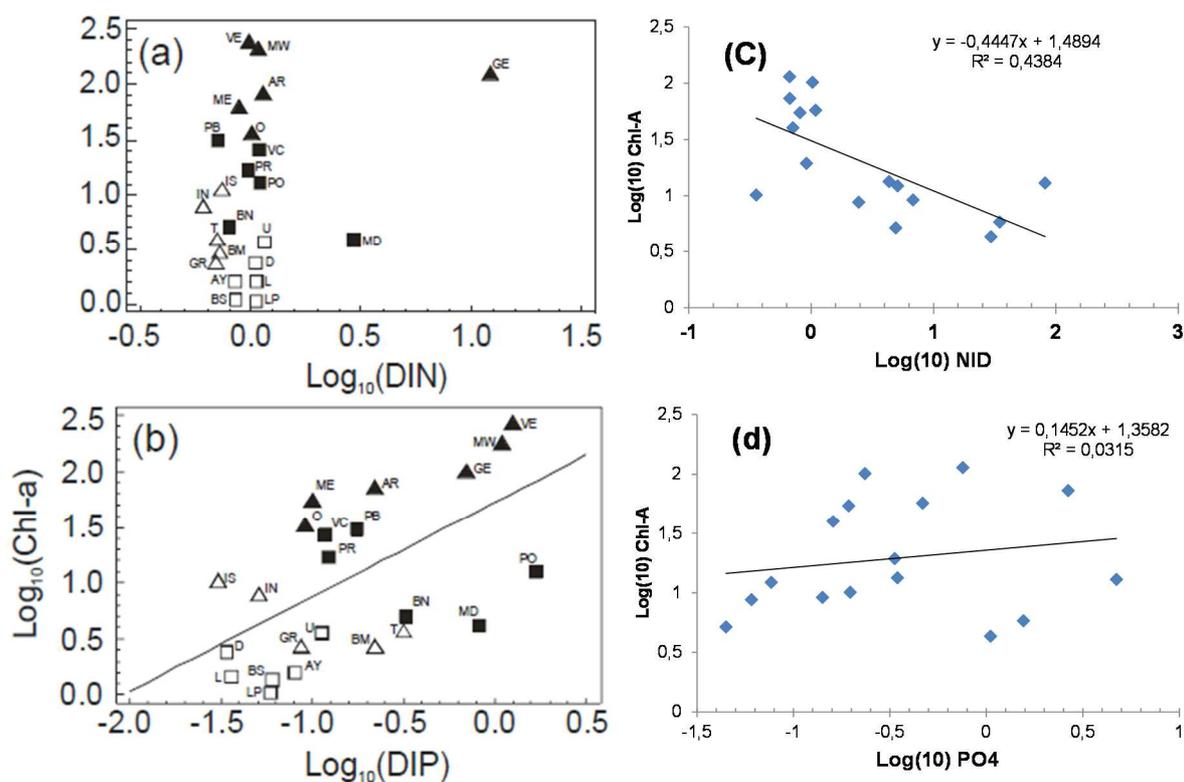


Figure 5. Relations entre la biomasse de chlorophylle-a et l'azote inorganique dissous et le phosphore inorganique dissous dans l'eau ; à gauche de Souchu *et al.* 2010 a) relation entre la biomasse de chlorophylle-a et l'azote inorganique dissous (DIN) ; b) relation entre la biomasse de chlorophylle-a et le phosphore inorganique dissous (DIP), à droite, ce travail c) relation entre la biomasse de chlorophylle-a et l'azote inorganique dissous (NID) ; b) relation entre la biomasse de chlorophylle-a et le phosphore inorganique dissous (PO4).

Les relations entre les concentrations des formes minérales de l'azote et du phosphore et la biomasse de chlorophylle diffèrent des résultats de Souchu *et al.* 2010. En effet, avec une gamme de

concentrations en azote inorganique dissous sensiblement plus large vers les fortes valeurs que celle de Souchu *et al.* (2010) (Figure 5), une relation significative est trouvée pour les lagunes oligo et mesohalines dans ce travail. Inversement, avec une gamme de concentrations plus étroite que dans Souchu *et al.* (absence de valeurs très faibles), aucune relation significative n'est trouvée entre les concentrations d'orthophosphate et de chlorophylle-a (Figure 5b). Ces différences sont à pondérer d'une part du fait de l'absence de lagunes oligotrophes pour les lagunes oligo- et mésosalines par rapport aux lagunes plus salées (figurés blancs sur les Figures 8a et 8b) et des faibles niveaux de corrélation.

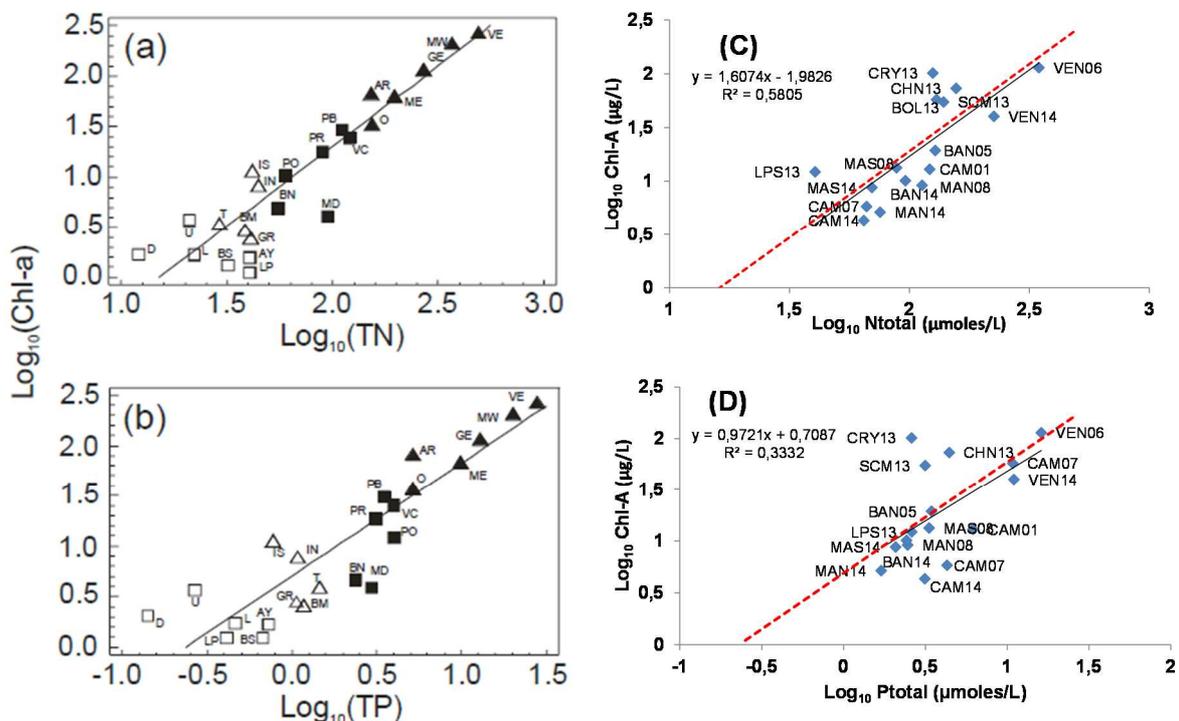


Figure 6. Relations entre la biomasse de chlorophylle-a et l'azote et le phosphore total dans l'eau ; à gauche de Souchu *et al.* 2010, à droite, ce travail ; les droites en pointillé rouge (figures de droite) correspondent à celles des figures de gauche (Souchu *et al.*, 2010).

Les corrélations entre l'abondance de la chlorophylle-a et celle respectivement de l'azote total et du phosphore total (Figure 6) sont très proches de celles trouvées par Souchu *et al.* 2010. Les gammes de concentration en azote total et phosphore total pour les lagunes oligo et mésosalines sont cependant tronquées vers le bas mettant en évidence l'absence de lagunes avec des concentrations faibles. Ainsi les gammes rencontrées dans les lagunes oligo- et méso halines correspondent à des situations eutrophes à hyper-eutrophes dans Souchu *et al.* 2010. La corrélation entre le phosphore total et la biomasse de chlorophylle ont été également trouvées par de nombreux auteurs en eau douce comme dans les eaux marines (cf. *in* Souchu *et al.* 2010 : Sagert *et al.* 2008 ; Gikas *et al.* 2006, Prairie *et al.* 1989, Champion & Currie 2000, Smith 2006).

La dispersion plus grande des points autour des droites de régression pourrait être liée à une plus grande diversité d'organismes autotrophes, utilisant les nutriments. Les macrophytes (magniolophytes et macroalgues) dont l'abondance et la composition spécifique sont très variables entre lagunes et dans le temps pourraient contribuer à expliquer cette dispersion.

3.1.4. Le phytoplancton

3.1.4.1. Biomasse (Chlorophylle a)

Pour la plupart des lagunes pendant les périodes considérées, les concentrations (P90) en chlorophylle-a (Figure 7) sont supérieures à 40 µg/l, ce qui correspond à un classement « mauvais » selon la grille d'évaluation des lagunes eu- et polyhalines. Les biomasses de phytoplancton sont particulièrement élevées (>70 µg/l) dans lagunes de Scamandre, Crey, Charnier Bolmon, Vendres (06 et 14) et Bagnas (05). Les concentrations en chlorophylle-a sont supérieures à 20 µg/l (médiocre) pour 3 lagunes : Marette Sud (MAS14), Campignol (CAM14) et La Palissade (LPS13); supérieures à 10 µg/l (moyen) pour Campignol (CAM07) et une seule lagune est en bon état (Chlorophylle-a <7 µg/l); Marette Nord (MAN14) La concentration en chlorophylle-a ne montre aucune relation significative avec la salinité.

3.1.4.1. Composition du phytoplancton

Les densités de nanophytoplancton (Figure 7a) étaient assez faibles (<10 millions cellules/L) pour Campignol (CAM08 et CAM14) correspondant à un état Bon selon la grille pour les lagunes eu- et polyhalines. Les densités de nanophytoplancton pour Marette Nord (MAN08) et Marette Sud (MAS08 et MAS14) correspondent à un état Moyen (<20 millions cellules/L). Les autres lagunes correspondent à un état Médiocre (<100 millions cellules/L) ou Mauvais (<500 millions cellules/L : Scamandre (SCM13), Bolmon (BOL13) et Vendres (VEN14).

Les densités de picophytoplancton (Figure 7b) montrent une large gamme depuis Scamandre (4.6 millions de cellules/L jusqu'à Vendres (VEN08 >17000 millions de cellules/L). Deux lagunes sont en état Très bon pour ce critère (Scamandre et Crey) et deux en état Bon à Moyen selon les périodes considérées (Campignol et Bagnas). La Palissade est en état Moyen. Marette Nord et Marette sud sont en état Moyen à Médiocre selon les périodes considérées, et Charnier en état Médiocre. Bolmon et Vendres sont en état Mauvais.

Le classement des lagunes pour la biomasse de phytoplancton (chlorophylle a, Figure 7c) est plus mauvais que pour le nano ou le picophytoplancton. Une lagune seulement est classée en état Bon (Marette Nord, MAS14) et une en état Moyen (Campignol, CAM08). Trois lagunes sont classées en état Médiocre (Campignol, CAM14, La Palissade LPS13 et Marette Sud MAS14) et les autres en état Mauvais.

Les densités du nano- et du picophytoplancton ne sont pas corrélées ($R= 0.288$, $p= 0.279$) bien que les deux classes de phytoplancton augmentent avec la biomasse de chlorophylle-a. La densité (\log_{10}) du nano-phytoplancton est positivement corrélée à la concentration en Chlorophylle-a (\log_{10}) (Figure 8a ; $R= 0.745$, $n= 16$, $p< 0.001$) mais seulement marginalement corrélée ($p= 0.08$) à celle du picophytoplancton (Figure 3b). La médiane de la densité du picophytoplancton est significativement corrélée à la biomasse de chlorophylle-a (\log_{10}) ($R= 0.593$, $n= 16$, $p= 0.015$).

La densité du nanophytoplancton est mieux corrélée à la biomasse de chlorophylle-a (Figure 7a,b) suggérant que le nanophytoplancton y est plus important en biomasse que le picophytoplancton (qui est globalement à plus forte densité, Figure 7c). La densité du nanophytoplancton explique 42% de la variance totale de la chlorophylle et l'ajout de la variable densité du picophytoplancton n'améliore que

marginale cette corrélation ($R^2_{\text{multiple}} = 0.49$; GLM Statistica). D'autres organismes autotrophes contribuent à la biomasse de chlorophylle-a (Bec 2005) y compris le microphytobentos qui peut être remis en suspension par les effets du vent et des vagues (Denis *et al.* 1996, Bell & Kalff 2001).

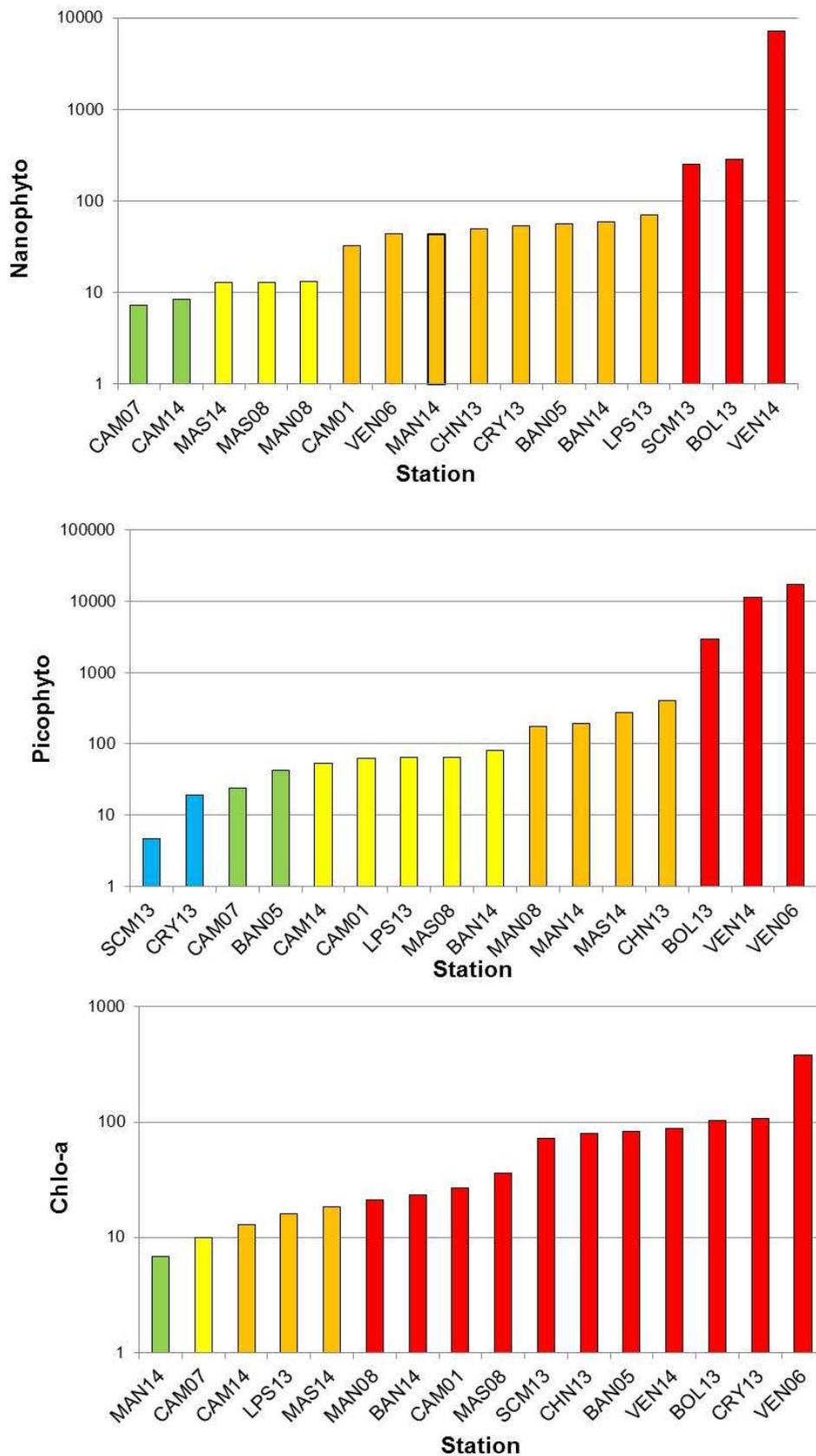


Figure 7. Caractéristiques du phytoplancton dans les lagunes oligo-et mésohalines ; (a) Concentration en chlorophylle-a;(b) Densité de nanophytoplancton et (c) densité de picophytoplancton ; les valeurs correspondent au percentile 90 et la couleur à l'état évalué par la grille des lagunes eu- et polyhalines.

L'abondance et les formes dominantes du phytoplancton sont étroitement liées aux apports d'azote et de phosphore (Bec 2005) et à la diversité et aux types biologiques (formes de croissance) des consommateurs de ces nutriments. Les macrophytes enracinés prélèvent préférentiellement leurs nutriments dans l'eau du sédiment (Carignan 1982, Duarte 1995) et sont favorisés par des faibles concentrations de nutriments. Les macroalgues et le phytoplancton dominant à des niveaux élevés d'eutrophisation lorsque la compétition pour la lumière est plus importante que pour les nutriments (Duarte 1995). Le picophytoplancton du fait de sa très petite taille et donc d'un ratio surface/volume élevé est très efficace pour acquérir des nutriments présents en faible concentration (Raven 1986, Bec 2005). D'autres facteurs favorisent le picophytoplancton comme les fortes intensités lumineuses, la salinité forte ou la température (Kirk 1994, Bec 2005, Agawin *et al.* 2000). Ainsi le picophytoplancton serait caractéristique des milieux oligo- mésotrophes, chauds (>26°C) et peu turbides. Son abondance paraît donc logiquement plus faible dans les lagunes oligo- et mésohalines où les salinités sont faibles et dont le niveau trophique est souvent élevé (et parmi lesquelles on ne trouve pas de lagunes très oligotrophes, cf. Figure 5 et 6).

Par suite, l'analyse des densités du picophytoplancton ne paraît pas une priorité dans les lagunes oligo- et mésohalines ; cependant ce paramètre avec le nanophytoplancton pourrait être retenu pour l'évaluation de la dynamique à long terme et de l'amélioration des niveaux trophiques dans les lagunes.

Les valeurs du rapport $\log_{10}\text{pico} / \log_{10}\text{nano}$ phytoplancton montrent peu d'écart entre stations mais de grands écarts intra-site. Ces écarts intra-sites sont particulièrement importants pour Vendres 06 et Campagnol 07 et dans une moindre mesure Murette, Bagnas et Bolmon. Ils sont minimaux pour La Palissade. Cette variable apparaît donc comme peu discriminante entre lagunes.

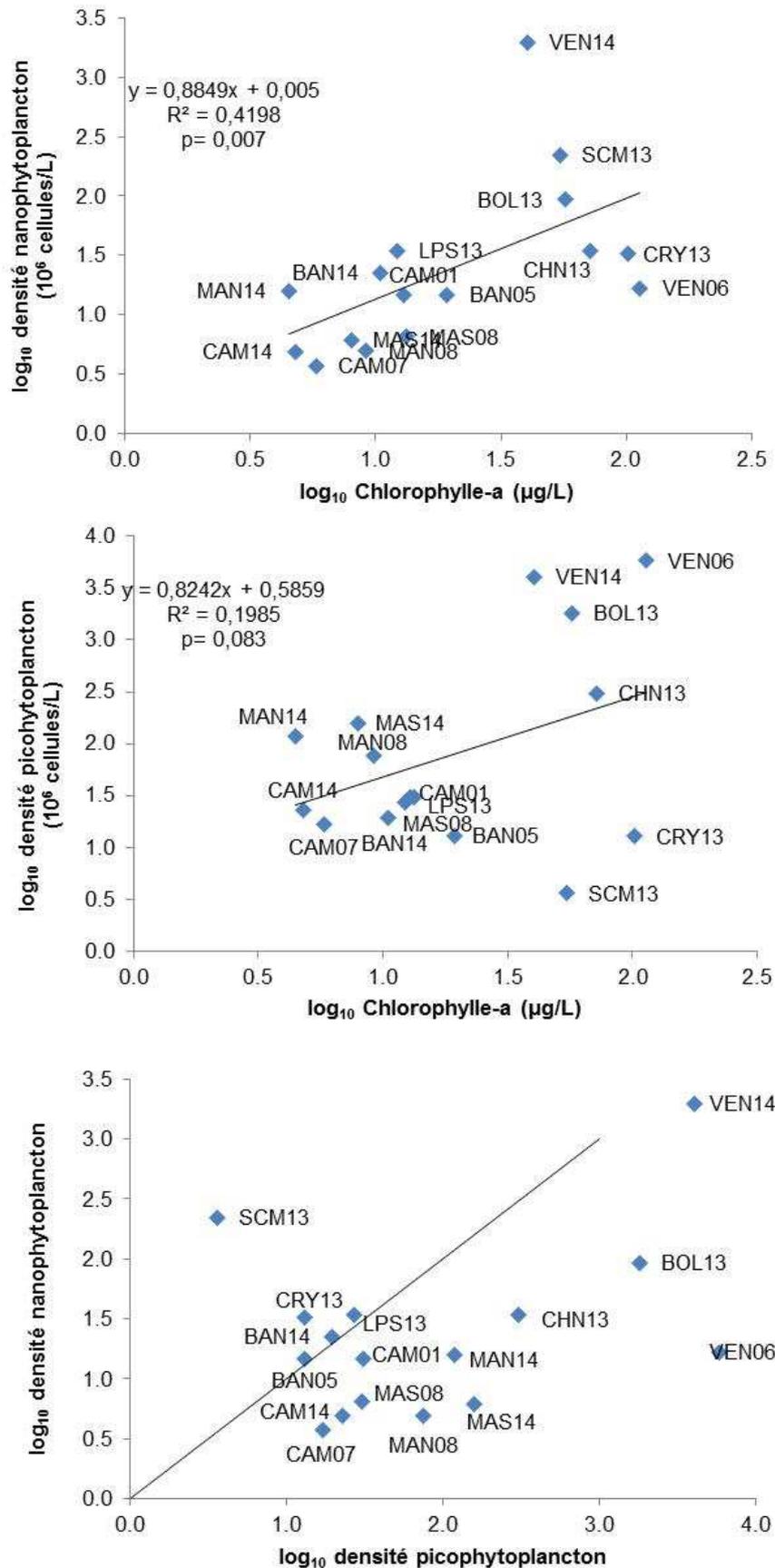


Figure 8. Relation entre la biomasse de chlorophylle-a et a) la densité de nano-phytoplancton ; b) la densité de picophytoplancton et c) entre la densité de nano- et picophytoplancton (la droite représente l'égalité des densités).

3.1.4.2. Evaluation du compartiment phytoplancton

Les classements (Tableau 7) selon les grilles des lagunes poly-euhalines par les EQR calculés pour les densités de cellules de nano- et pico-phytoplancton et la biomasse de chlorophylle-a donnent des résultats assez sensiblement différents. Le critère EQR picophytoplancton est le moins dégradant avec deux lagunes en « Très bon » et deux en « Mauvais » (Bolmon et Vendres 06 et 14). Par le critère EQR nanophytoplancton deux lagunes sont classées en « Bon » et trois en « Mauvais » (Scamandre et Vendres 14 et Bolmon). Le critère EQR_A biomasse est le plus dégradant avec onze lagunes en état « Mauvais » et seulement une en « Bon ».

Tableau 7. Classement de qualité des eaux en fonction données transformées en EQR_{PHY} (EQR Phytoplancton) calculé comme la moyenne arithmétique des EQR_A abondance et EQR_B biomasse ; le détail des calculs des EQR est dans Derolez *et al.* 2015.

Station	EQR _A abondance		EQR _B biomasse	EQR _{PHY}
	Nanophyt.	Picophyto		
CAM07	0.416	0.630	0.335	0.375
MAN14	0.069	0.076	0.488	0.278
CAM14	0.360	0.287	0.259	0.273
MAS08	0.230	0.234	0.123	0.177
MAN08	0.225	0.084	0.181	0.133
MAS14	0.236	0.055	0.208	0.132
BAN14	0.051	0.189	0.156	0.103
LPS13	0.043	0.237	0.142	0.092
CAM01	0.093	0.241	0.092	0.092
BAN05	0.053	0.360	0.046	0.050
CRY13	0.056	0.795	0.024	0.040
CHN13	0.060	0.037	0.038	0.037
SCM13	0.012	1.000	0.040	0.026
VEN14	0.000	0.001	0.042	0.021
BOL13	0.010	0.005	0.031	0.018
VEN06	0.069	0.001	0.009	0.005

Le classement final pour le phytoplancton (EQR_{PHY}) (Tableau 7) ne donne aucune lagune en état « Très bon » ou « Bon » et trois seulement en état « Moyen » (Campagnol 07 et 14, Murette Nord 14). Globalement les lagunes de Campagnol et Murette apparaissent comme les mieux classées pour le critère phytoplancton (EQR_{PHY}). Inversement, Bolmon, Vendres et les trois lagunes de Crey Charnier et Scamandre (ces dernières toutefois échantillonnées à une seule date) montrent le plus mauvais classement pour le phytoplancton.

3.1.5. Conclusions sur le niveau trophique des lagunes oligo- et mésahalines.

Les lagunes oligo- et mésahalines montrent des niveaux trophiques élevés pour le phosphore et plus particulièrement pour l'azote. Deux causes principales peuvent expliquer leur situation trophique, d'une part la part importante des eaux douces naturellement plus riches en nutriments que la Méditerranée et d'autre part les apports anthropiques du bassin versant parfois importants. Ces deux causes ne peuvent être totalement séparées du fait de l'absence de lagunes de référence (non perturbées). Par comparaison avec la gamme de niveaux d'eutrophisation observée dans les lagunes plus salées, il n'y a pas de lagunes oligo- ou mésahalines avec de faibles concentrations en nutriments.

Les relations entre les biomasses de phytoplancton et les nutriments sont très proches de celles trouvées pour les lagunes plus salées lorsque l'on prend en compte l'absence de lagunes oligotrophes oligo- ou mésosalines. Les ratios N/P plus élevés dans les lagunes oligo- et mésosalines que dans les lagunes plus salées pourraient être expliqués par la plus grande diversité des organismes autotrophes lorsque la salinité est plus faible (notamment diversité des macrophytes). De même cette diversité pourrait expliquer la dispersion plus importante des points dans les régressions entre la biomasse de chlorophylle-a et les formes totales de l'azote et du phosphore.

La dominance du nanophytoplancton dans les lagunes oligo- et mésosalines est interprétée comme la conséquence de niveaux trophiques élevés,

3.2. Recherche de seuils pour Chlo-a dans les lagunes oligo- et méso-halines

3.2.1. Identification de valeurs de référence pour la chlo-a pour les lagunes oligo et mésosaline et de (éventuels) sites de référence

La moyenne des profondeurs mesurées sur le terrain au cours des prélèvements en 2013 (eau, sédiment et macrophytes) ont également été calculées (Tableau 8).

Tableau 8. Profondeur des lagunes oligo et mésosalines

	Prof. Moyenne mesurée (m)	Prof. Max mesurée (m)	Pmoyenne calc (IRSTEA)
Bagnas	0,56	0,66	0,3
Marette N	0,63	0,77	0,4
Marette S	0,52	0,75	0,4
Campagnol	0,71	0,86	0,4
Vendres	0,48	0,83	0,4
Bolmon	1,43	1,65	0,8
Grand Palun (LPS)	0,60	0,92	0,4
Scamandre	1,35	1,46	0,7
Crey	0,94	1,18	0,6
Charnier	1,06	1,12	0,5

Les profondeurs moyennes des lagunes oligo et mésosalines sont souvent inférieures à 1m pour des profondeurs maximales comprises entre 0.66 et 1.35m (Tableau 8). Les moyennes des profondeurs mesurées sur le terrain sont systématiquement plus élevées mais les points de mesure des stations de la DCE sont très peu nombreux et évitent les bordures des lagunes. Les deux approches convergent pour des valeurs inférieures ou proches de 1m soit la valeur la plus faible pour le calcul de la biomasse phytoplanctonique ; la profondeur de 1m est donc retenue pour les calculs de la référence « eau douce » (Tableau 9).

Les seuils de qualité des masses d'eau pour le phytoplancton diffèrent entre les eaux douces et les eaux marines ou lagunaires. Les seuils pour la biomasse sont plus élevés en eau douce que pour les lagunes (Tableau 9) et les critères de composition sont différents (cf. Arrêté du J.O. du 28/08/2015).

Le calcul des seuils a été réalisé par une pondération des seuils pour les lacs d'eaux douces (1m) et les lagunes eu- et polyhalines en fonction des proportions respectives des eaux douces et des eaux poly-halines (en ne considérant qu'une classe du fait des fluctuations importantes de salinité (cf. Tableau 4). Pour ces dernières la valeur de salinité de référence a été le milieu de la classe de salinité soit une valeur de 24PSU (Tableau +10). Ainsi les taux de dilution des eaux oligo-halines est de 12.5% d'eau poly-euhaline (salinité 24) et 87.5% d'eau douce et pour les eaux méso-halines de 54.17% d'eau poly-euhaline et 45.83% d'eau douce.

Cette pondération conduit à une plus grande progressivité des seuils de qualité entre les eaux douces et salées. Les écarts entre les seuils pour les lagunes polyhalines et pour les lagunes oligo- et mésohalines sont croissants pour les classes plus dégradées (Tableau 13). La valeur de référence pour la biomasse de chlorophylle a été calculée comme précédemment.

Tableau 9. Comparaison des seuils de qualité pour la chlorophylle-a dans les lagunes méditerranéennes et les eaux douces.

Chlorophylle-a (µg/l)	Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais	Référence
Lagunes		5		7		10		20		3,33
lacs (1m)		11		20		37		70		

Tableau 10. Calcul des seuils de qualité pour la chlorophylle-a par pondération par la salinité ; les valeurs de référence pour les eaux douces (pour une profondeur moyenne de 1m) et les lagunes poly et euhalines encadrent les valeurs de seuils calculés pour les lagunes oligo- et - mésohalines (en gras); les proportions d'eau douce et d'eau polyhaline pour chaque salinité sont données à droite (ratio volume). Les valeurs sont arrondies à l'entier le plus proche.

	Salinité (milieu classes)	TB/B	B/Mo	Mo/Me	Me/Ma	ratio volume	
Doux (1m)	0	10,6	20	37,4	70,2	poly	doux
Oligo-méso halin	9	9	15	27	51	0,375	0,625
Polyhalin	24	5	7	10	20		

La grille d'évaluation pour les lagunes oligo- et mésohalines a été modifiée (Tableau 11) en utilisant ces seuils et en modifiant la valeur de référence à 6µg/L (faute d'écosystème de référence, en appliquant une règle de proportionnalité avec le seuil de l'état Très bon,). Les seuils pour le nano- et pour le picophytoplancton n'ont pas été modifiés faute d'éléments suffisants, notamment d'une équivalence pour les lacs d'eau douce.

Tableau 11. Grille d'évaluation proposée pour le phytoplancton pour les lagunes oligo- et mésohalines

Lagunes oligo-méso halines		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Référence
Abondance (nb cell./L(X 10 ⁶))	picophyto	20	50	100	500	15	
	nanophyto	4	10	20	100	3	
Biomasse (oligo-méso)		9	15	27	51	6.00	
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	
EQR _A abondance	picophyto	0.75	0.3	0.15	0.03		
	nanophyto	0.75	0.3	0.15	0.03		
EQR _B biomasse (oligo-méso)		0.00	0.00	0.00	0.00		
EQR _{PHY}		0.38	0.15	0.08	0.015		

Ces seuils (Tableau 12) restent inférieurs aux valeurs de référence de biomasse de chlorophylle-a le long du gradient de salinité de l'estuaire de Chesapeake (Harding *et al.* 2014). Cet estuaire aux Etats-Unis est un des très rares exemples d'une analyse des biomasses de phytoplancton dans l'espace, le long d'un gradient de salinité très développé et dans le temps, permettant de séparer les effets dilution des effets des pressions anthropiques.

Tableau 12. Comparaison des valeurs de références pour la biomasse de phytoplancton pour les lagunes méditerranéennes poly et euhalines (DCE) avec les valeurs proposées pour les lagunes oligo et mésohalines et avec les valeurs de référence le long d'un gradient de salinité dans la baie de Chesapeake (Harding *et al.* 2014)

µg/l Chlo-a	Chesapeake Bay	Lagunes
Polyhalin	4,52	3,33 (DCE)
Mésohalin	7,7	6,00
Oligohalin	9,47	

3.2.2. Comparaison des grilles d'évaluation pour le phytoplancton

L'application de la grille d'évaluation pour les lagunes oligo- et mésohalines améliore la valeur de EQR_B et donc le classement final des lagunes EQR_{PHY} (Tableau 13). Ce sont surtout les lagunes les moins dégradées qui connaissent une amélioration de leur classement final (EQR_{PHY}). En effet aucune lagune notée en mauvais état par les critères des lagunes poly-euhalines ne voit son classement modifié.

Les principales améliorations concernent :

- Campagnol (CAM07 et CAM14) et Murette nord (MAN14) qui passe de l'état Moyen à Bon
- Murette Sud (MAS08 et MAS14) qui passent de Moyen à Bon
- La Grand Palun de LA Palissade qui passe de Mauvais à Moyen
- Campagnol (CAM01) qui passe de Mauvais à Médiocre.

Tableau 13. Comparaison du classement des lagunes avec les critères pour les lagunes eu- et polyhaline et ceux pour les lagunes oligo- et mésosalines

Station	Critère lagune eu-polyhalines				Lagunes oligo- et mésosalines	
	EQR _A abondance		EQR _B biomasse	EQR _{PHY}	EQR _B biomasse	EQR _{PHY}
	Nanophyt.	Picophyto				
CAM07	0.42	0.63	0.34	0.38	0.60	0.51
MAN14	0.07	0.08	0.49	0.28	0.88	0.47
CAM14	0.36	0.29	0.26	0.27	0.47	0.38
MAS08	0.23	0.23	0.12	0.18	0.17	0.20
MAN08	0.23	0.08	0.18	0.13	0.28	0.18
MAS14	0.24	0.05	0.21	0.13	0.33	0.19
BAN14	0.05	0.19	0.16	0.10	0.26	0.15
LPS13	0.04	0.24	0.14	0.09	0.38	0.21
CAM01	0.09	0.24	0.09	0.09	0.22	0.16
BAN05	0.05	0.36	0.05	0.05	0.07	0.06
CRY13	0.06	0.80	0.02	0.04	0.06	0.06
CHN13	0.06	0.04	0.04	0.04	0.08	0.06
SCM13	0.01	1.00	0.04	0.03	0.08	0.05
VEN14	0.00	0.00	0.04	0.02	0.07	0.03
BOL13	0.01	0.01	0.03	0.02	0.04	0.02
VEN06	0.07	0.00	0.01	0.00	0.02	0.01

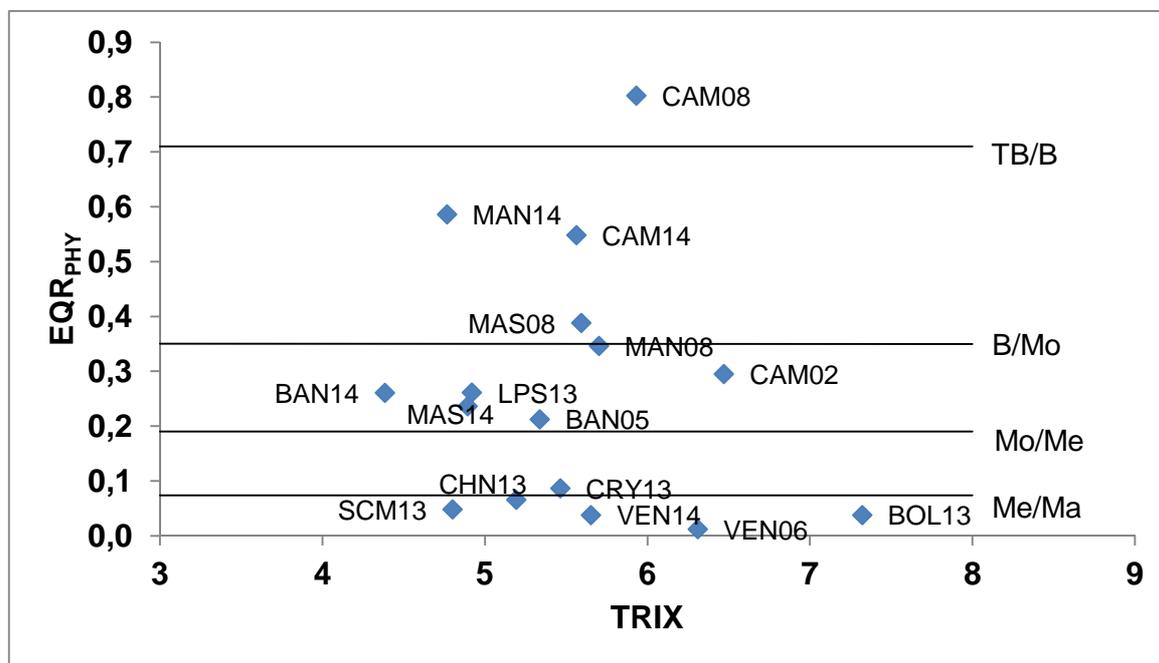


Figure 9. Relation entre EQR_{phytoplancton} et la variable TRIX ; ces deux variables ne sont pas significativement corrélées.

L'évaluation du classement final des lagunes est délicate à faire compte tenu de l'absence d'un indicateur de pression satisfaisant pour ces lagunes. La valeur finale de EQR_{PHY} ne montre pas de

corrélation significative avec l'indicateur TRIX (Spearman $R= 0.1294$, $p>0.05$, Figure 9). Cet indicateur est surtout sensible aux concentrations de phosphore total.

Si les lagunes les plus dégradées sont clairement bien classées, la position de la Grand Palun de La Palissade (LPS13) est plus problématique. Compte tenu des faibles pressions qu'elle subit (essentiellement les apports du Rhône), elle était attendue avec un meilleur classement. La forte turbidité dans cette lagune très peu profonde et très exposée au vent et la remise en suspension du sédiment (Sanchez & Grillas 2014) conduisent à une abondance des macrophytes relativement faible ce qui pourrait favoriser des biomasses plus fortes en phytoplancton qu'attendu.

Les lagunes les mieux classées correspondent aux concentrations les plus faibles en azote et phosphore total (Figure 10) ce qui est conforme aux hypothèses initiales. En revanche, les lagunes les mieux classées correspondent aux concentrations les plus fortes en azote minéral dissous (Figure N1a). Ce résultat suggère une limitation de la production primaire par un autre facteur que les nutriments disponibles. Deux situations peuvent être distinguées. A Campagnol (CAM01, CAM07 et CAM 14) les biomasses de macroalgues sont très importantes et les fortes teneurs en azote minéral pourraient correspondre à un déclin estival de ces herbiers (relargage des nutriments). Pour la Grand Palun de La Palissade (LPS13) et la Murette (MAS08, MAN08, MAS14, MAN14) où les biomasses de macrophytes sont faibles, la turbidité souvent élevée pourrait limiter la production phytoplanctonique.

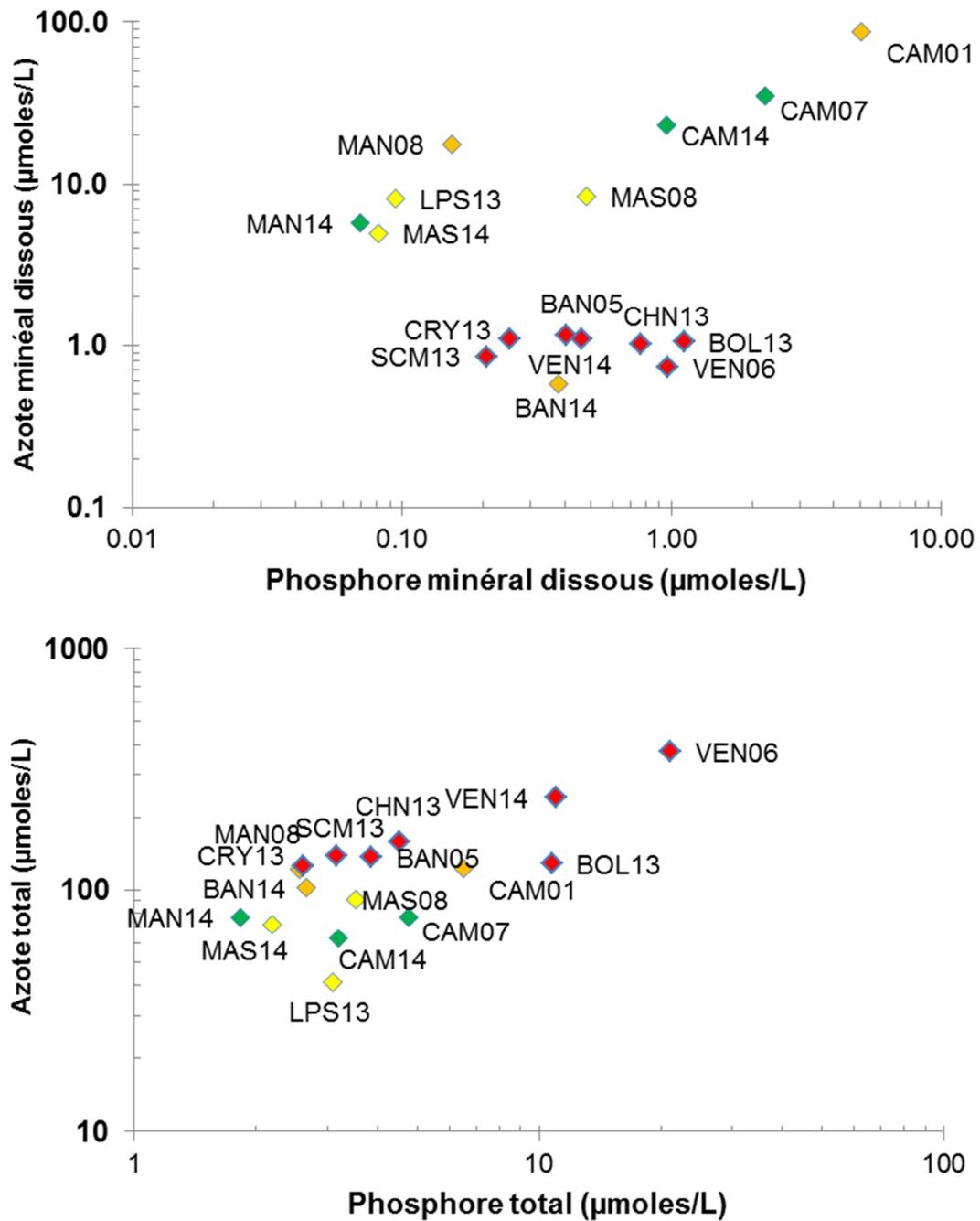


Figure 10. Concentrations en nutriments et classement des lagunes pour le phytoplancton ; a) formes minérales dissoutes de l'azote et du phosphore ; b) formes totales de l'azote et du phosphore ; les couleurs correspondent au classement par EQRPHY (Tableau 13).

3.2.3. Conclusions

- Les teneurs en phytoplancton (biomasse) sont très variables entre lagunes, très élevées pour la plupart d'entre-elles et donc indiscutablement loin de l'état Très bon ou Bon. Quelques lagunes méritent plus d'attention pour l'interprétation de leur concentrations en Chlorophylle-a.
- Les densités de cellules de pic et nano-phytoplancton sont fortement corrélées (log/log) entre elles avec 5 lagunes avec des valeurs (moyennes géométriques) faibles de nanophytoplancton (<10 millions/l) : Campagnol (07 et 14), Murette N (08) et Murette S ((08 et 14). 7 lagunes ont des valeurs (moyennes géométriques) faibles de picophytoplancton (<50 millions cellules/l) : Campagnol (les 3 périodes), Bagnas (07 et 14), La Palissade et Murette Sud (08). La cohérence entre les classements par la biomasse, et les densités de cellules ne paraît pas très forte même si des tendances sont communes.
- Le ratio Pico/nano n'apparaît pas corrélé au niveau trophique.
- Les niveaux trophiques apparaissent plus élevés dans les lagunes dessalées que dans les lagunes >18PSU, en particulier pour l'azote. Cette tendance se retrouve dans les rares références pertinentes dans la littérature. Elle est cohérente avec les seuils plus élevés utilisés pour les eaux douces.
- L'indicateur Phytoplancton pour les lagunes oligo- et mésosalines est construit comme intermédiaire entre les lacs d'eau douce peu profonds (1m) et les lagunes polyhalines. Il prend en compte la faible profondeur et il est pondéré par la dilution. La grille construite améliore un peu le statut des lagunes les moins dégradées. La double pondération par la salinité et la profondeur semble donner des résultats cohérents par rapport à la littérature (rare : Chesapeake) et aux concentrations de nutriments. Elle permet une approche plus graduée entre les eaux douces et les eaux salées.

3.3. Les grilles de nutriments

Les deux problématiques de différences de niveau trophique et de cohérence des grilles d'évaluation entre les eaux continentales et les eaux marines méditerranéennes ne concernent pas seulement le phytoplancton mais également les nutriments.

Dans le cadre de la DCE, les règles d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau implique l'établissement des valeurs-seuils correspondant aux limites de classe d'état pour les paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie. Les paramètres utilisés diffèrent entre les eaux douces et les lagunes. Pour les lagunes, quatre paramètres (Tableau 14) sont utilisées: l'azote minéral dissous, l'azote total, le phosphore inorganique dissous et le phosphore total. La variable utilisée est le percentile 90 et l'unité la concentration molaire.

Tableau 14. Comparaison des critères d'évaluation pour la DCE des éléments physico-chimiques dans l'eau pour les lagunes et les plans d'eau.

Paramètre	Lagunes polyhalines		Plans d'eau	
	unité	variable	unité	variable
Nind	$\mu\text{mol N.L}^{-1}$	P90		
Ntot	$\mu\text{mol N.L}^{-1}$	P90		
Pind	$\mu\text{mol N.L}^{-1}$	P90		
Ptot	$\mu\text{mol N.L}^{-1}$	P90	$\mu\text{g P.L}^{-1}$	médiane
NH4			$\mu\text{g NH}_4.\text{L}^{-1}$	maximale
NO3			$\mu\text{g NO}_3.\text{L}^{-1}$	maximale
P.Secchi			m	médiane

De même pour les eaux douces lacustres quatre paramètres sont utilisés mais un seul est commun avec les lagunes, le phosphore total. Les autres paramètres utilisés sont l'ammonium (NH₄) et le nitrate (NO₃) et la transparence (profondeur de Secchi). Pour chaque paramètre les variables utilisées pour les plans d'eau douce sont les médianes ou les valeurs maximales enregistrées (ammonium) et les unités pour les concentrations de nutriments sont en masse et non en moles comme pour les lagunes. De plus les seuils utilisés pour les grilles d'évaluation sont dépendants de la profondeur moyenne des plans d'eau. La comparaison des niveaux trophiques entre les lagunes et les plans d'eau n'est donc pas immédiate et impose quelques préalables.

Dans ce qui suit ont été recherché :

- des relations entre sels nutritifs et biologie (Chlorophylle-a).
- des valeurs de seuils pour les nutriments intermédiaires entre eaux douces et salées (pour vérification de la cohérence des seuils proposés)

3.3.1. Recherche de seuils entre les variables biologiques et les variables physico-chimiques

La variable EQR_{PHY} montre la plus forte corrélation avec les variables physico-chimiques ($R^2= 0.64$). Les variables EQR_B et EQR_{A-nano} montrent des corrélations intermédiaires (respectivement $R^2= 0.41$ et $R^2= 0.50$) et la variable EQR_{B-pico} ne montre pas de relation significative avec les variables physico-chimiques testées (Tableau 15). Les variables retenues par les modèles sont toutes des concentrations de nutriments et la salinité ou la profondeur ne sont jamais retenues (Tableau 15). Pour le calcul des seuils de nutriments, seule la variable biologique EQR_{PHY} a été utilisée.

3.3.2. Seuils pour l'azote

Les meilleurs modèles expliquant l'EQR_{PHY} (Tableau 15) utilisent exclusivement les formes minérales de l'azote avec le log₁₀NID et le percentile 90 de NO₂. La relation entre la concentration de NID et l'EQR_{PHY} est positive (Figure 11) Malgré que le paramètre NID ait été retenu dans le meilleur modèle, la variable log₁₀N_{tot} a été préférée dans la suite parce qu'elle est la plus fortement corrélée à log₁₀EQR_{PHY} en régression linéaire ($R^2= 0.736$; Figure11); parce ce que l'azote total est un paramètre utilisé dans les lagunes eu- et polyhalines, souvent considéré comme intégrant mieux en été les différentes formes d'azote et finalement parce que la corrélation négative avec EQR_{PHY} permet une interprétation plus directe.

Tableau 15. Meilleurs modèles expliquant les variables de l'EQR, (a) l'EQRphytoplancton, (b) EQRbiomasse, (c) EQRa-nanophytoplancton et EQRa-picophytoplancton ; les variables en entrée sont les valeurs log, médiane et percentile 90 des paramètres physico-chimiques.

(a) EQR phyto	Modèle complet			Ordonnée origine		log NID		P90 NO2	
	R ² _{ajusté}	F	p	F	P	F	P	F	P
	0,639532	13,419	0,00087	13,705	0,003025	24,865	0,000316	6,366	0,026753

(b) EQRb	Modèle complet			Ordonnée origine		log Ntot	
	R ² _{ajusté}	F	p	F	P	F	P
	0,413983	10,890	0,005748	14,404	0,002227	10,890	0,005748

(c) EQRa nano	Modèle complet			Ordonnée origine		log NH4		Med PO4	
	R ² _{ajusté}	F	p	F	P	F	P	F	P
	0,499803	7,994	0,006211	24,920	0,000313	15,917	0,001795	4,879	0,047379

(d) EQRa pico	Modèle complet			Ordonnée origine	
	R ² _{ajusté}	F	p	F	P
	0			11,469	0,00443

Pour le calcul des seuils, la variable Percentile90 de Ntot a été utilisée. La droite de régression entre log10EQRPHY et le log10 du P90 de l'azote total a été calculée. Sur cette droite de régression, la fonction de prédiction a été utilisée (Statistica) afin de calculer les valeurs du P90 Ntot et leurs intervalles de confiance (p=0.95) pour les valeurs seuils de EQRPHY (0,71 ; 0,35 ; 0,19 ; 0,08) après transformation logarithmique. Ces valeurs ont ensuite été transformées en valeurs naturelles.

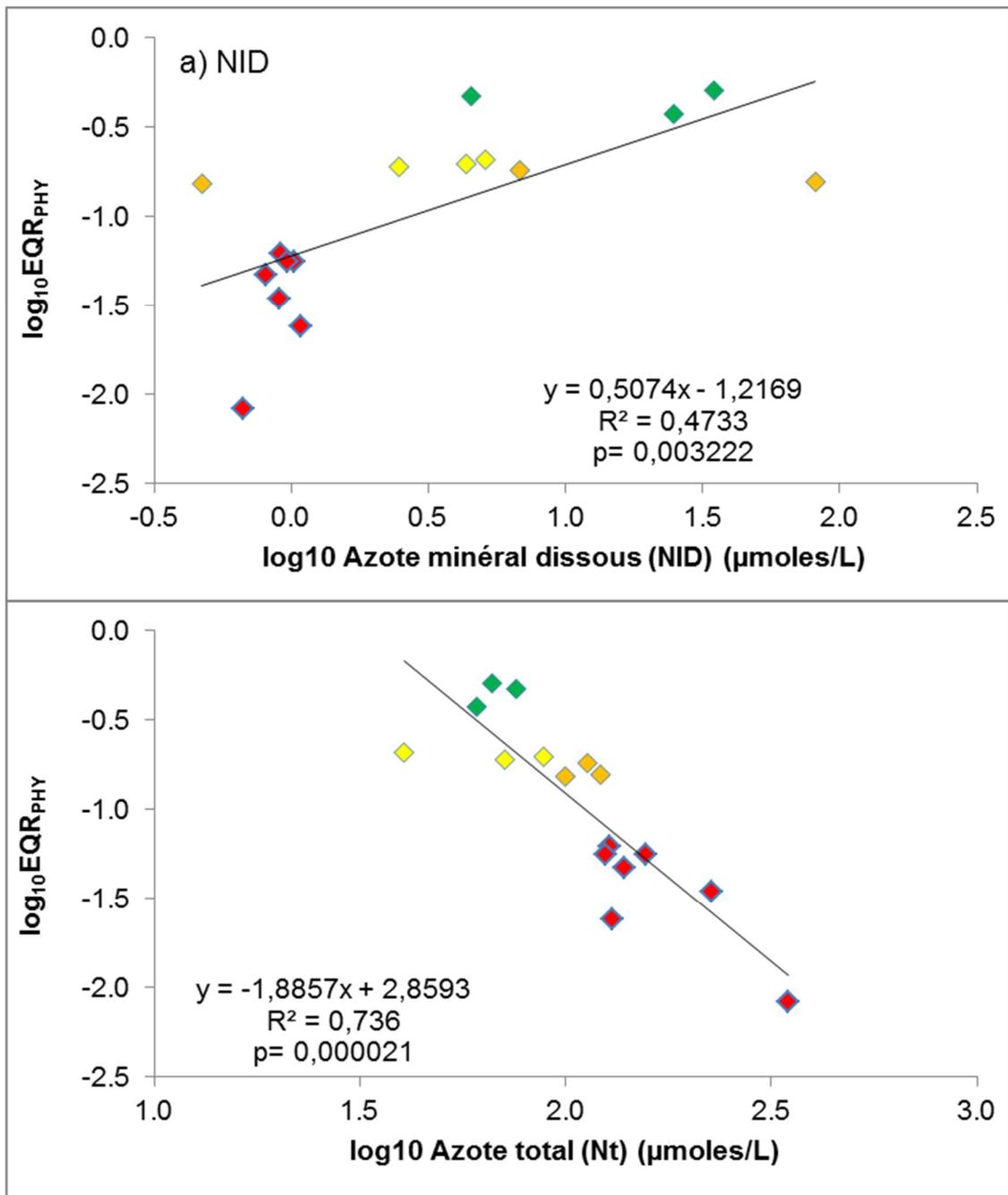


Figure 11. Relation entre EQRphytoplancton et la concentration d'azote dans l'eau ; a) azote minéral dissous, b) azote total; les couleurs pour les sites correspondent à la classe d'état de EQR_{PHY} pour les lagunes oligo et mésohalines.

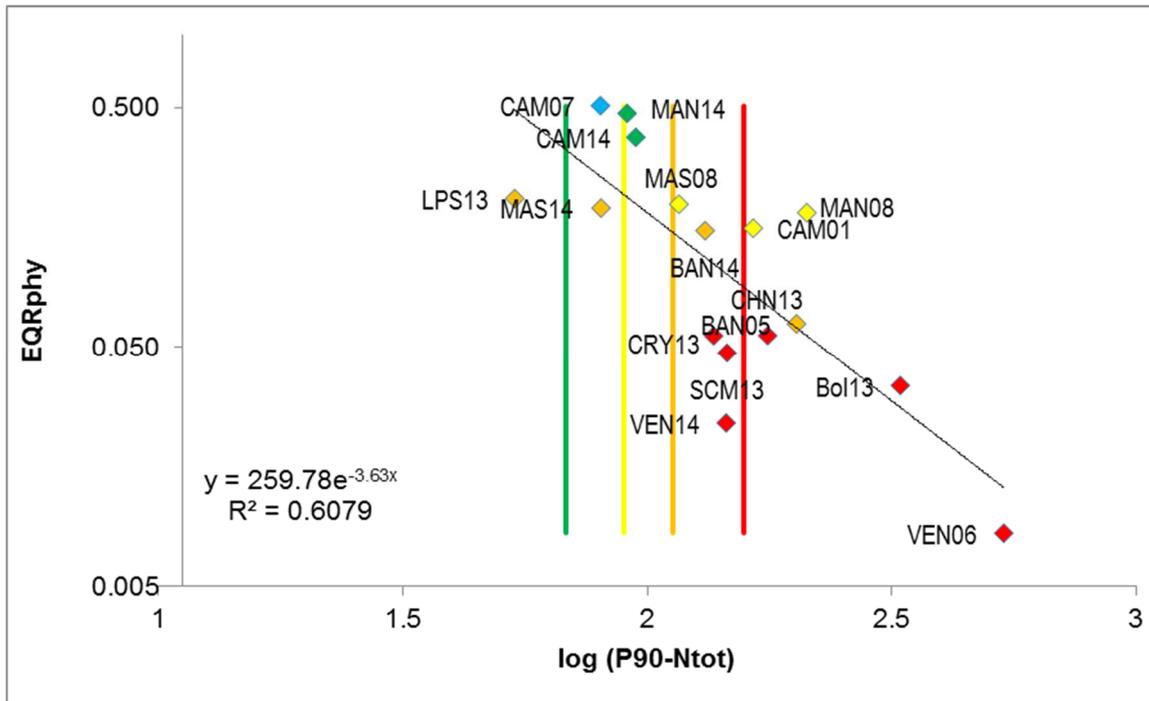


Figure 12. Relation entre EQRphytoplancton et le percentile 90 de la concentration en azote total ($\log_{10}N_{tot}$) avec la fonction exponentielle reliant ces variables ; les lignes pointillées en couleur montrent les valeurs seuils de EQR_{PHY} pour les lagunes oligo- et méso-halines et les lignes correspondent aux valeurs seuils correspondantes pour l'azote total.

La limite des états Bon et Moyen pour les lagunes oligo- et méso-halines est calculée à $89 \mu\text{moles.L}^{-1}$, soit une valeur sensiblement supérieure à celle pour les lagunes poly- et euhalines ($75 \mu\text{moles.L}^{-1}$).

Les seuils calculés sont supérieurs de 13 à 36% à ceux pour les lagunes poly-euhalines. Les seuils proposés sont des valeurs arrondies au plus proche d'un multiple de cinq, dans la même logique que les lagunes poly-euhalines et ce qui est acceptable compte tenu des incertitudes sur les valeurs seuils (Figure 13).

Les intervalles de confiance autour de ces valeurs sont cependant grands par rapport aux écarts entre les classes (Figure 13).

Tableau 16. Comparaison des valeurs seuils pour l'azote total entre les lagunes eu et polyhalines et celles calculées pour les lagunes oligo et mésohalines.

Azote total	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
eu-polyhalines (P90) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	50	75	100	120	
oligo-mésosalines (valeurs calculées) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	68	89	113	158	
oligo-mésosalines (seuils proposés) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	70	90	115	160	

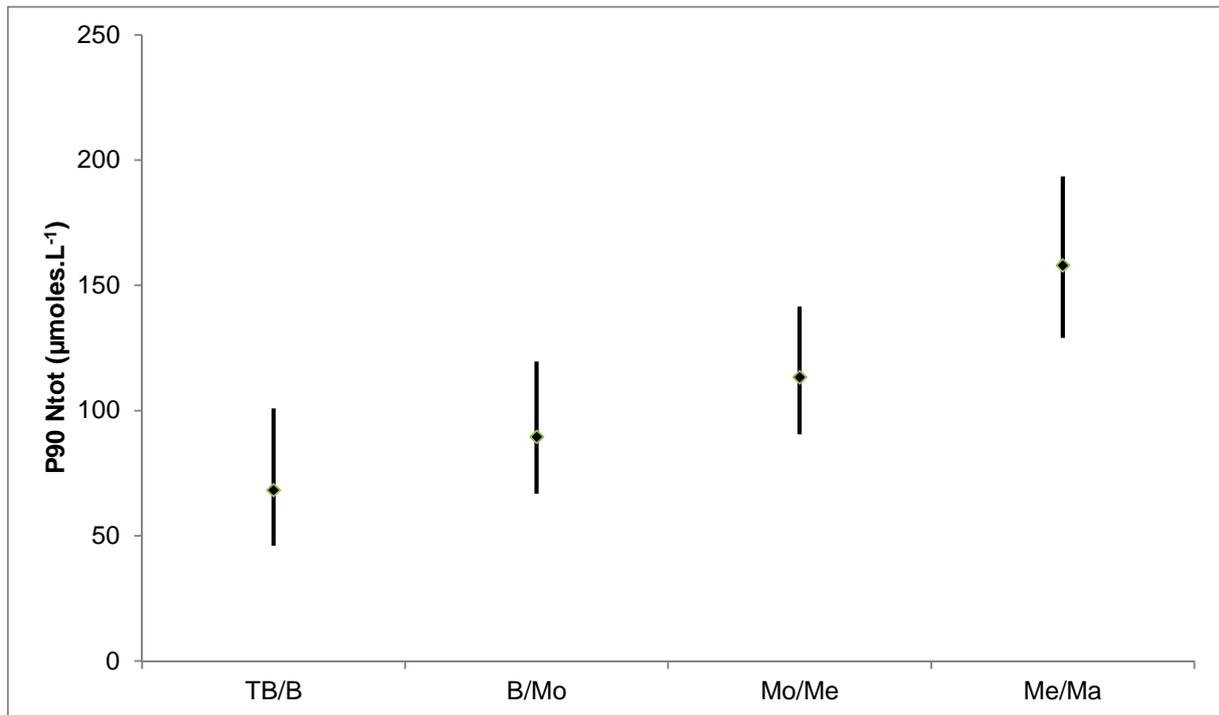


Figure 13. Intervalles de confiance ($p= 0.95$) pour les valeurs des seuils de concentration en azote total.

3.3.3. *Seuils pour le phosphore*

La meilleure corrélation entre EQR_{PHY} et les formes du phosphore est obtenue avec la variable $\log_{10}P_{tot}$:

$$\log_{10}P_{tot} = -0.707 \cdot \log_{10}EQR_{PHY} - 0.059 ; R^2_{ajust} = 0,464; F(1,14) = 13,998, p = 0,002190.$$

Les limites des seuils calculés pour les lagunes oligo- et méso-halines sont supérieurs de 9 à 28% (Me/Ma) à ceux calculés pour les lagunes poly- euhalines (Tableau 17). Les seuils proposés sont arrondis au plus proche 0.5µmole/L..

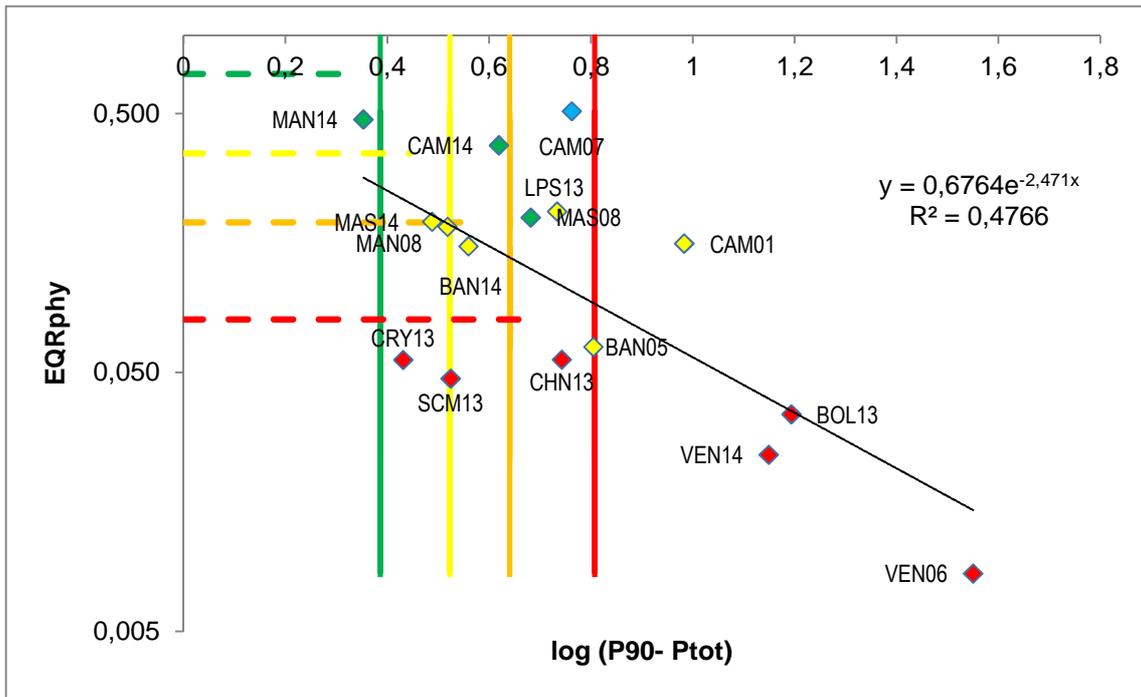


Figure 14. Relation entre EQRphytoplancton et le percentile 90 de la concentration en phosphore total ($\log_{10}P_{90}\text{-}P_{tot}$) avec la fonction exponentielle reliant ces variables ; les lignes pointillées en couleur montrent les valeurs seuils de EQR_{PHY} pour les lagunes oligo- et méso-halines et les lignes pleines aux valeurs seuils correspondantes pour le phosphore total.

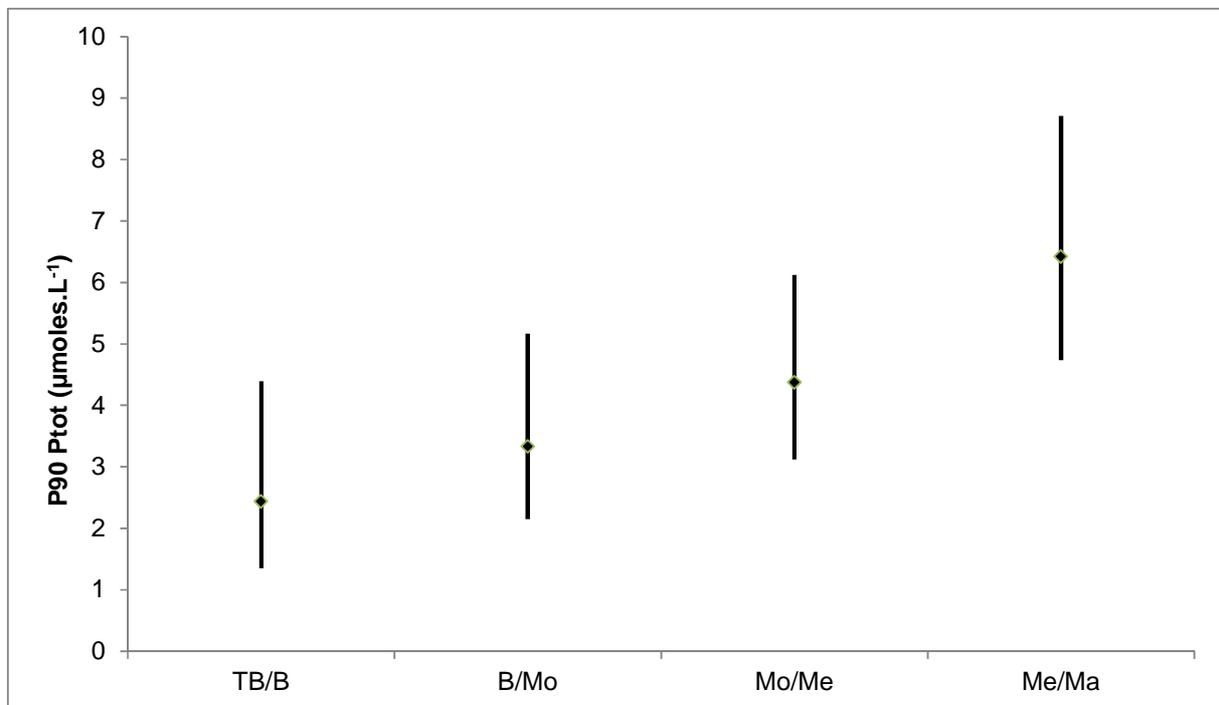


Figure 15. Intervalles de confiance ($p= 0.95$) pour les valeurs des seuils de concentration en phosphore total.

Tableau 17. Comparaison des valeurs seuils pour le phosphore total entre les lagunes eu et polyhalines et celles calculées pour les lagunes oligo et mésahalines.

Phosphore total	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
eu-polyhalines (P90) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	2	3	4	5	
oligo-mésahalines (valeurs calculées) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	2.43	3.33	4.37	6.42	
oligo-mésahalines (seuils proposés) $\mu\text{moles.L}^{-1}$	2.5	3.5	4.5	6.5	

3.3.4. Conclusions

- Sur la base des relations entre EQR_{PHY} et les concentrations en azote total et phosphore total, des seuils de concentrations pour caractériser les lagunes oligo-mésahalines peuvent être proposés.
- Les seuils proposés sont sensiblement supérieurs à ceux des lagunes poly-euhalines. Un tel résultat est attendu compte tenu des niveaux trophiques supérieurs dans les lagunes oligo-mésahalines mis en évidence dans la première partie de ce rapport.
- La pertinence des seuils proposés doit être étudiée notamment par comparaison avec les valeurs utilisées pour les lacs d'eau douce. Par rapport aux lagunes poly-euhalines, si l'augmentation des seuils pour le bon état paraît logique, celle pour les états dégradés paraît plus discutable. La progressivité des seuils pourrait également être analysée dans le contexte des eaux douces.

Références

- Agawin N.S.R., Duarte C.M. & Agusti S., 2000. Nutrient and temperature control of the contribution of phytoplankton biomass and production. *Limnology Oceanography* 45(3): 591-600.
- Bec B., 2005. Dynamique du phytoplancton dans les lagunes méditerranéennes du Languedoc-Roussillon et de Corse. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III. 207 pages + annexes.
- Bell T. & Kalff J., 2001. The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnology Oceanography* 48: 1825-1830.
- Carignan R., 1982. An Empirical Model to Estimate the Relative Importance of Roots in Phosphorus Uptake by Aquatic Macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(2) : 243-247, doi: 10.1139/f82-034.
- Champion, M., and Currie, D.J., 2000. Phosphorus-chlorophyll relationships in lakes, rivers, and estuaries. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 27: 1986–1989.
- Danis P.A. & Roubeix V., 2014. Phisico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : principes et méthodes de définition des valeurs seuils & amélioration des connaissances par la télédétection. Rapport d'avancement. Convention ONEMA-IRSTEA 2013, 81p.,
- De Bortoli J., Argillier C., 2008. Définition des conditions de référence et des limites des classes d'état sur la base d'une approche pressions/impacts - Plans d'eau –Paramètre chlorophylle-a. Cemagref, Groupement d'Aix-en-Provence, UR Hydrobiologie – Equipe Ecosystèmes Lacustres. Rapport, 48 p.
- Denis L, Grenz C, Plante-Cuny M.R., 1996. Étude expérimentale de la remise en suspension du microphytobenthos. *C R Acad Sci Paris* 319:529-535
- Derolez V., Bec B., Grillas P. & Sanchez A.E., 2014. Abondance et composition du phytoplancton sur les lagunes méditerranéennes oligo- et mésohalines. Rapport d'étape, Action 39, 25p.
- Derolez V., Oheix J., Ouisse V., Munaron D., Fiandrino A., Messiaen G., Hubert-Renard C., Lamoureux A., Malet N., Fortuné M., Berard L., Mortreux S., Guillou J.L., 2015. Suivi estival des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan des résultats 2014. IFREMER, Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes côtiers – Laboratoire Environnement Ressources du Languedoc Roussillon, RST/LER/LR/15.17, 86p.
- Dodds, W.K., 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22: 171–181.
- Duarte C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41(1): 87-112, DOI: 10.1080/00785236.1995.10422039
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 640-645.
- Estrada M., 1996. Primary production in northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 60(Supp.2) : 55-64.
- Gikas, G.D., Yiannakopoulou, T., and Tsihrintzis, V.A., 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563: 385–406.
- Giovanardi F. & Vollenweider R.A., 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *J. Limnol.*, 63(2): 199-218, 2004
- Grillas P. & David T., 2010. Etude pilote pour une évaluation de l'état des macrophytes des lagunes méditerranéennes oligo et mésohalines. Partenariat Onema/Ifremer. 62 p.
- Grillas P. & Derolez V., 2012. Propositions d'indicateurs pour l'évaluation de l'élément de qualité macrophytes pour les lagunes oligohalines dans le cadre de la DCE. Partenariat Onema/Ifremer. 22 p.
- Guildford, S.J. & Hecky, R.E., 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol. Oceanogr.* 45: 1213–1223.
- Harding Jr L.M., Batiuk R.A., Fisher T.R., Gallegos C.L., Malone T.C., Miller W.D., Mulholland M.R., Paerl H.W., Perry E.S. & Tango P., 2014. Scientific bases for numerical chlorophyll criteria in

- Chesapeake Bay. *Estuaries and Coast* 37: 134-148. DOI 10.1007/s12237-013-9656-6.
- Hopkinson, C.S., and Vallino, J.J., 2005. Efficient export of carbon to the deep ocean through dissolved organic matter. *Nature*, 433: 142–145.
- Johnson, M.W., Heck, K.L., and Fourqurean, J.W., 2006. Nutrient content of seagrasses and epiphytes in the northern Gulf of Mexico: Evidence of phosphorus and nitrogen limitation. *Aquat. Bot.* 85: 103–111.
- Justić, D., Rabalais, N.N., Turner, E., and Dortch, Q., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Est. Coast. Shelf Sci.* 40: 339–356.
- Khlebovich, V.V., 1968. Some peculiar features of the hydrochemical regime and the fauna of mesohaline waters. *Mar. Biol.* 2: 4-49.
- Kinne, O., 1971. *Marine Ecology*. Wiley Interscience, London.
- Kirk J.T.O., 1994 *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 509 p.
- Menesguen A. (Coord.), 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 pour la Commission Européenne – DG.ENB.B1, 64p.
- 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. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide_REEE_EL_-vf.pdf.
- Murrell, M.C., Stanley, R.S., Lores, E.M., DiDonato, G.T., Smith, L.M., and Flemer, D.A., 2006. Evidence that phosphorus limits phytoplankton growth in a Gulf of Mexico estuary: Pensacola Bay, Florida, USA. *Bull. Mar. Sci.* 70: 155–167.
- Prairie, Y.T., Duarte, C.M., and Kalff, J., 1989. Unifying nutrient-chlorophyll relationships in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1176–1182.
- Provost C., Gevrey M., Argillier C., 2012. La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ? Partenariat Onema/Irstea. 37 p.
- Raven J.A., 1986. Physiological consequences of extremely small size for autotrophic organisms in the sea. In: Platt T, WKW Li (eds) *Photosynthetic picoplankton*. *Can. Bull. Fish Aquat Sci* 214:1-70
- Sagert, S., Rieling, T., Eggert, A., and Schubert H., 2008. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia*, 611: 91–103.
- Sanchez A.E. & P. Grillas, 2014. Mise au point d'un indicateur DCE compatible pour les lagunes oligo et méso-halines. *AERM&C*. 79 p.
- Smith, V.H., 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 51: 377–384.
- Souchu P., Bec B., Smith V.H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsini V., Collos Y. & Vaquer A., 2010. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(4) : 743-753.
- Souchu P., Smith V. H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsini V., Collos Y., Vaquer A., and Bec B., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67 (4): 743–753.
- Souza, M.F.L., Kjerfve, B., Knoppers, B., Landim de Souza, W.F., and Damasceno, R.N., 2003. Nutrient budgets and trophic states in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 843–858
- Sterner, R.W., T. Andersen, J.J. Elser, D.O. Hessen, J.M. Hood, E. McCauley, J. Urabe., 2008. Scale dependent carbon:nitrogen:phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnology and Oceanography*, 53:1169-1180
- Telesh I., Schubert H. & Skarlato S., 2013. Life in the salinity gradient: discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135: 317-327.
- Williams, M.R., B.J. Longstaff, C. Buchanan, R. Llansó, & W.C. Dennison. 2009. Development and evaluation of a spatially explicit index of Chesapeake Bay health. *Marine Pollution Bulletin* 59:

14–25.

Winder, M. & Sommer, U., 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5-16.