Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2005

En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce rapport, il doit être cité sous la forme suivante :

Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 450 p.

Ifremer

mars 2006

Préambule

Ce rapport présente le bilan de résultat des actions programmées dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2005 :

- *Les diagnostics de l'eau et du phytoplancton ont été réalisés sur les 23 lagunes du Languedoc-Roussillon et le Canal du Rhône à Sète suivis dans le cadre du réseau,*
- *Le deuxième cycle de diagnostic complet s'est poursuivi avec les lagunes du complexe de la Narbonnaise (Bages-Sigean, Ayrolle, Campignol et Gruissan) et de l'étang de l'Or dont les derniers diagnostics complets remontaient à 1999*
- *Les diagnostics simplifiés par les macrophytes des six lagunes diagnostiquées en 2002, à savoir Canet St-Nazaire, La Palme, Vendres, Grand Bagnas, Ponant et Médard.*
- *Comme les années précédentes sont restitués les résultats des autres réseaux de surveillance opérés par l'Ifremer sur tout ou partie de ces écosystèmes (REMI, REPHY, RNO, REMORA, REPAMO). Cette année, concernant la contamination chimique, le RSL a pris en charge la campagne et les analyses des sédiments de cinq lagunes supplémentaires (Vendres, Ingril Nord et Sud, Pierre-Blanche et Grec) qui seront intégrés dans le RNO.*
- *Le suivi des apports des stations d'épuration situées sur le pourtour des étangs de Salses-Leucate et de Bages-Sigean s'est poursuivi.*
- *Enfin, hors cadre RSL, la campagne de diagnostic complet a été mise à profit pour réaliser des tests écotoxicologiques des sédiments des lagunes diagnostiquées. Les résultats sont présentés en chapitre 14.*

Responsables et rédacteurs des secteurs géographiques à Ifremer:

- Thierry LAUGIER : Canet-St Nazaire, Salses-Leucate et La Palme
- Annie FIANDRINO : Narbonnais et Vendres
- Valérie DEROLEZ : Grand Bagnas et Thau
- Dominique MUNARON : Palavasiens, Or, Camargue gardoise

Liste des personnes ayant collaboré au programme RSL 2004

NOMS		ORGANISMES
ABADIE Eric ALZIEU Claude CARRERAS Antoni CHIANTELLA Claude DEROLEZ Valérie FIANDRINO Annie FORTUNE Martine GALGANI François GUILLOU Jean-Louis GUILLOUET Geneviève LAGARDE Franck LAUGIER Thierry	LAURENT Christian LOUBERSAC Lionel LE GALL Patrick MESSIAEN Gregory MUNARON Dominique MUNARON Jean-Marie NOYER Mathilde OHEIX Jocelyne PICHOT Yves PASTOUREAUD Annie SERAIS Ophélie SOSPEDRA Colette VERCELLI Catherine	Ifremer – LER-LR/Sète
BEC Béatrice LAUTIER Jacques VAQUER André		Université Montpellier II - CNRS Laboratoire « Ecosystèmes lagunaires ».
EVARISTE Emannuelle LAURET Michel VAQUER Yvonne		HYDRECO - GRAL
FONBONNE Laurence		RIVAGE
BENAU Laurent DUSSERRE Karine		Syndicat Mixte de Gestion du Parc Naturel Régional de la Narbonnaise
CAZIN Franck CRESPO Boris		Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude – Ecomusée de Vendres.
CASES Ludovic		Syndicat Mixte de Gestion de l'étang de l'Or
CANOVAS Sophie DUTRIEUX Eric THORIN Sébastien		CREOCEAN

Sommaire général

mars 2006

1. Panorama régional du suivi

1. Introduction 5
2. Conditions hydroclimatologiques 5
3. Suivi global de l'eutrophisation 10
3.1. Diagnostic de l'eau 10
3.2. Diagnostic du phytoplancton 18
4. Conclusion 24

2. Etang de Canet Saint-Nazaire

1. Introduction 31
2. Diagnostic de la colonne d'eau 34
3. Diagnostic par le phytoplancton 35
4. Evolution pluriannuelle 37
5. Diagnostic simplifié par les macrophytes 38
6. Conclusions 39
7. Références bibliographiques 39

3. La lagune de Salses-Leucate

1. Introduction 45
2. Hydrologie générale 48
3. Diagnostic de l'eutrophisation 51
3.1. Diagnostic de la colonne d'eau 51
3.2. Diagnostic par le phytoplancton 53
3.3. Evolution pluriannuelle 54
4. Suivi des stations d'épuration 55
4.1. Qualité des effluents sortants 56
4.2. Estimation des flux apportés à la lagune 58
4.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes 64
5. Autres réseaux de surveillance 64
5.1. Réseau microbiologique (REMI) 65
5.2. Réseau phytoplancton (REPHY) 74
5.3. Réseau National d'Observation 76
5.4. Reseau Pathologie des Mollusques (REPAMO) 79
6. Conclusions 80
7. Références bibliographiques 81

4. Etang de La Palme

1. Introduction 87
2. Diagnostic de la colonne d'eau 90
3. Diagnostic du phytoplancton 91
4. Evolution pluriannuelle 91
5. Diagnostic simplifié par les macrophytes 92
6. Conclusion 94
7. Références bibliographiques 95

5. Etang de Bages Sigean

1. Introduction 101
2. Suivi annuel de la colonne d'eau 104
2.1. Température et salinité 104
2.2. Paramètres des grilles de l'eau 107
3. Diagnostic complet de l'eutrophisation 113
3.1. Diagnostic des sédiments 113
3.2. Diagnostic des macrophytes 119
3.3. Potentialité biologique liée à la macrofaune invertébrée benthique 129
3.4. Diagnostic général 126
4. Diagnostic de la colonne d'eau 128
4.1. Grilles de l'eau 128
4.2. Grilles du phytoplancton 130
4.3. Evolution pluriannuelle 131
5. Suivi des stations d'épuration 132
5.1. Qualité des effluents sortants 135
5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP 136
5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes 140
5.4. Conclusion 142
6. Autre réseau de surveillance 142
6.1. Réseau National d'Observation 142
7. Mesures de courants - Estimation de débits dans le grau de Port-La-Nouvelle 145
7.1. Contexte 145
7.2. Objectifs 146
7.3. Matériels et méthodes 146
7.4. Fonctionnement des échanges entre la lagune et la mer 148
7.5. Confrontations des débits mesurés et simulés 151
7.6. Nouvelle méthode d'estimation des débits 153
7.7. Actions à venir 155

7.8. Conclusions et perspectives 156
8. Conclusions 156
9. Références bibliographiques 158

6. Les étangs de Campignol–Ayrolle et Gruissan

1. Introduction 163
2. Diagnostic complet de l'eutrophisation 166
2.1. Diagnostic des sédiments 166
2.2. Diagnostic des macrophytes 176
2.3. Potentialité biologique liée à la macrofaune invertébrée benthique 183
2.4. Diagnostic général 184
3. Diagnostic de la colonne d'eau 186
3.1. Grilles de l'eau 186
3.2. Grilles du phytoplancton 189
3.3. Evolution pluriannuelle 190
4. Réseau Microbiologique (REMI) 193
4.1. Classements sanitaires des zones de production et programme de suivi REMI 193
4.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005 197
4.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole 201
5. Conclusions 202
6. Références bibliographiques 204

7. L'étang de Vendres

1. Introduction 209
2. Diagnostic de l'eutrophisation 212
2.1. Grille estivale de lecture de l'eau 212
2.2. Diagnostic du phytoplancton 213
2.3. Evolution pluriannuelle 214
2.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes 215
3. Contamination chimique 217
3.1. Contamination des sédiments RNO 217
3.2. Evaluation de la contamination par les produits phytosanitaires 220
4. Conclusions 221
5. Références bibliographiques 222

8. Etang du Bagnas

1. Introduction 227
2. Diagnostic de l'eutrophisation 230
2.1. Diagnostic de la colonne d'eau 230
2.2. Diagnostic du phytoplancton 231
2.3. Evolution pluriannuelle 232
3. Diagnostic simplifié par les macrophytes 233
4. Conclusions 234
5. Références bibliographiques 234

9. Etang de Thau

1. Introduction 239
2. Hydrologie générale 242
3. Diagnostic de l'eutrophisation 244
3.1. Diagnostic de la colonne d'eau 244
3.2. Diagnostic du phytoplancton 248
3.3. Evolution pluriannuelle 250
4. Autres réseaux de surveillance 254
4.1. Réseaux mollusques 254
4.2. Qualité bactériologique 258
4.3. Phytoplancton toxique 267
4.4. Contamination chimique 270
5. Conclusions 274
6. Références bibliographiques 275

10. Le Canal du Rhône à Sète

1. Introduction 281
2. Hydrologie et météorologie générales 284
2.1. Températures 284
2.2. Précipitations 284
2.3. Salinité 284
3. Diagnostic de l'eau 289
3.1. Etat général 289
3.2. Particularités de l'année 2005 290
4. Diagnostic du phytoplancton 295
5. Conclusions 298
6. Références Bibliographiques 299

11. Les étangs palavasiens

1. Introduction 305
1.1. Historique et localisation 305
1.2. Résultats antérieurs et perspectives 305
1.3. Suivis réalisés en 2005 306
2. Diagnostic de l'eau 309
2.1. Etang d'Ingril 309
2.2. Etang de Vic 311
2.3. Etang de Pierre-Blanche 312
2.4. Etang du Prévost 313
2.5. Etang de l'Arnel 314
2.6. Etang de Méjean-Pérols 314
2.7. Etang du Grec 316
3. Diagnostic du phytoplancton 317
4. Diagnostics pluriannuels 323
5. Autres réseaux 329
5.1. Réseau Microbiologique (REMI) 329
5.2. Réseau Phytoplancton (REPHY) 335
5.3. Réseau National d'Observation (RNO) 337
6. Conclusions 343
7. Références bibliographiques 344

12. L'étang de l'Or

1. Introduction 349
2. Suivi mensuel de la colonne d'eau 353
2.1. Salinité 353
2.2. Indicateurs de l'eutrophisation 356
3. Diagnostic complet 357
3.1. Diagnostic des sédiments 358
3.2. Diagnostic du phytoplancton 369
3.3. Diagnostic des macrophytes 370
3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique 374
3.5. Résultats du diagnostic complet 376
4. Diagnostic estival de la colonne d'eau 378
5. Conclusions 381
6. Références bibliographiques 382

13. Etangs de la Camargue gardoise

1. Introduction générale....387
2. Etang du Médard (ou étang du Repausset Couchant)....390
2.1. Diagnostic de l'eau....390
2.2. Diagnostic du phytoplancton....392
2.3. Diagnostics pluriannuels....392
2.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes....394
3. Etang du Ponant....396
3.1. Diagnostic de l'eau....397
3.2. Diagnostic du phytoplancton....399
3.3. Diagnostics pluriannuels....399
3.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes....401
3.5. Conclusions....403
4. L'étang de la Marette....404
4.1. Diagnostic de la colonne d'eau....404
4.2. Diagnostic du phytoplancton....405
4.3. Evolution pluriannuelle et conclusions....406
5. Etang du Rhône de St Roman (ou bras mort de St Roman)....407
5.1. Diagnostic de la colonne d'eau....408
5.2. Diagnostic du phytoplancton....409
5.3. Evolution pluriannuelle et conclusions....410
6. Références bibliographiques....411

14. Evaluation de la toxicité globale des sédiments des lagunes du complexe Narbonnais et de l'étang de l'Or

1. Introduction, problématique.....417
1.1. Introduction.....417
1.2. Problématique : le potentiel toxique du sédiment.....417
1.3. Choix de la méthode.....418
1.4. Limites d'interprétation.....418
2. Méthodologie.....419
2.1. Test écotoxicologique : principe du développement larvaire sur élutriat.....419
2.2. Campagne de terrain.....419
2.3. Méthodes d'analyse....419
3. Résultats.....421
3.1. Etang de l Or....421
3.2. Etangs du complexe Narbonnais....422
4. Discussion....423
5. Perspectives....424
6. Références bibliographiques.....425

15. Annexes

1. Le réseau REMI 431
1.1. Principes techniques du REMI 431
1.2. Evaluation de la qualité d'une zone 432
1.3. Surveillance en alerte 433
2. Le Réseau National d'Observation (RNO) 435
2.1. RNO matière vivante 435
2.2. RNO Sédiment 435
2.3. Toxicité et provenance 436
3. Outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires 443
3.1. Introduction 443
3.2. Le phytoplancton 444
3.3. Les macrophytes 444
3.4. La macrofaune benthique 447
3.5. Les sédiments 447
3.6. Etat général issu du diagnostic de l'eutrophisation 448
3.7. Grille de qualité de l'eau 449

Panorama régional

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 5

2. CONDITIONS HYDROCLIMATOLOGIQUES 5

3. SUIVI GLOBAL DE L'EUTROPHISATION 10

3.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU 10
3.1.1. De Canet St-Nazaire à Vendres 10
3.1.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman 15
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 18
3.2.1. De Canet St-Nazaire à Vendres 18
3.2.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St Roman 22

4. CONCLUSION 24

1. Introduction

L'interprétation des diagnostics estivaux, pour l'eau et le phytoplancton, ne peut se faire sans une connaissance des conditions hydroclimatiques qui ont précédé les mois où ont été réalisées les mesures. En effet, si l'outil permet de se contenter de mesures estivales pour qualifier le niveau d'eutrophisation des lagunes, c'est bien parce que ces écosystèmes intègrent les événements de l'année, dont les conséquences s'expriment surtout l'été avec l'accélération des processus biogéochimiques et biologiques sous l'effet de l'élévation des températures. C'est pourquoi cette année, il a été décidé de présenter les éléments de ces conditions hydroclimatiques pour la période courant d'octobre 2004 à septembre 2005 et de les comparer aux conditions médianes des cinq années précédentes, c'est-à-dire depuis la mise en route du Réseau de Suivi Lagunaire. Ces données sont fournies de la Figure 1. 1 à la Figure 1. 4 pour 4 stations météorologiques (Perpignan, Narbonne, Sète et Mauguio-Fréjorgues).

Dans le cas du suivi global de l'eutrophisation 2005, des grilles de lecture de l'eau et du phytoplancton ont été établies en juin, juillet et août sur 42 stations lagunaires et 11 stations réparties sur le canal du Rhône à Sète. C'est le panorama de ces résultats qui est présenté dans ce chapitre.

2. Conditions hydroclimatologiques

L'année précédant le diagnostic estival a été surtout caractérisée par un déficit de précipitations qui a conduit à un déficit hydrique sur bon nombre de cours d'eau alimentant les lagunes. Sur le plan régional, ce déficit de pluviosité apparaît nettement plus marqué dans l'Hérault (stations météo de Sète et Fréjorgues) que dans l'Aude et les Pyrénées-Orientales.

Du point des températures, cette année est pleinement comparable aux normales des cinq dernières années écoulées.

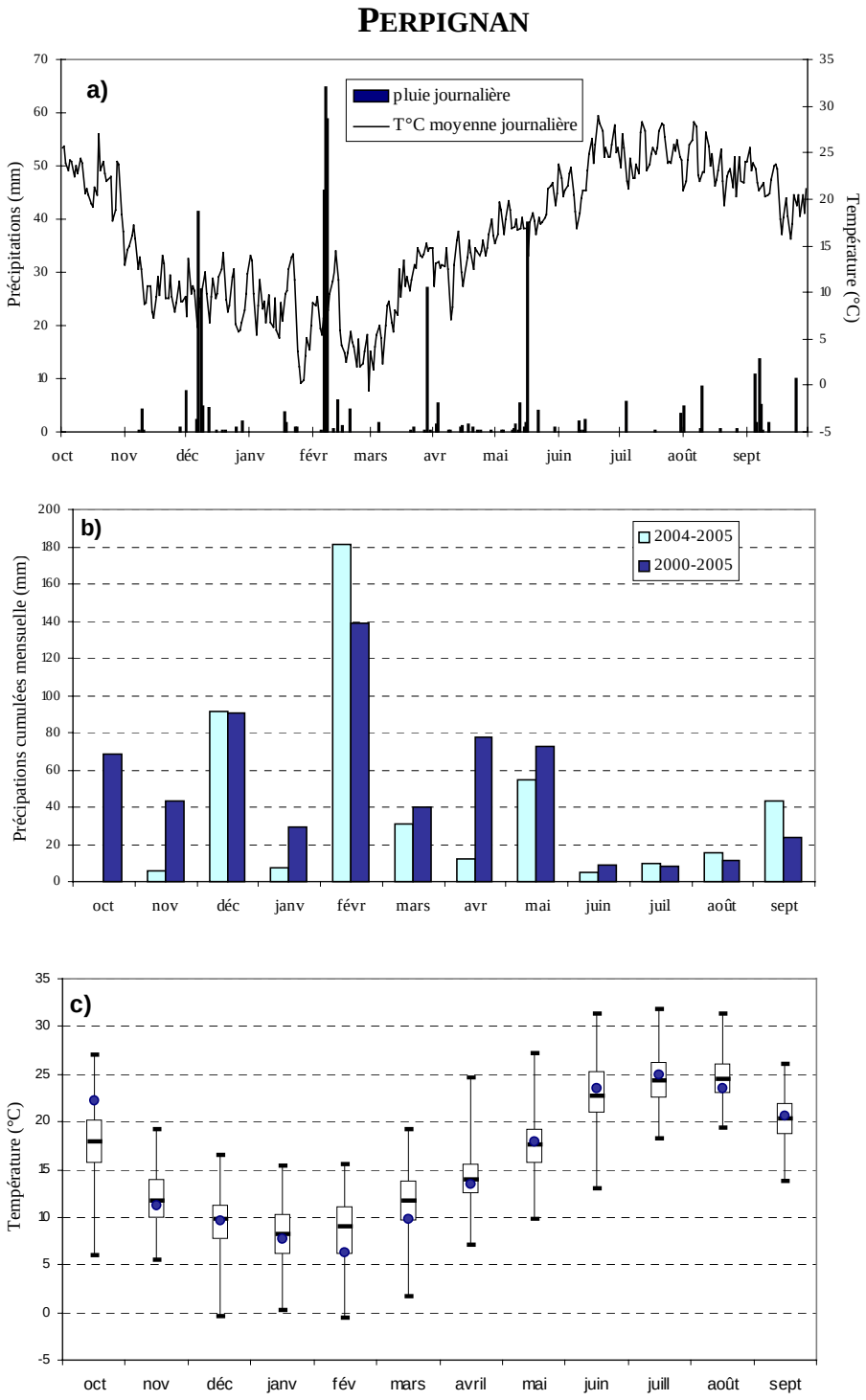


Figure 1. 1 : *Conditions météorologiques mesurées à la station de Perpignan d'octobre 2004 à septembre 2005 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2005) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2005).*

NARBONNE

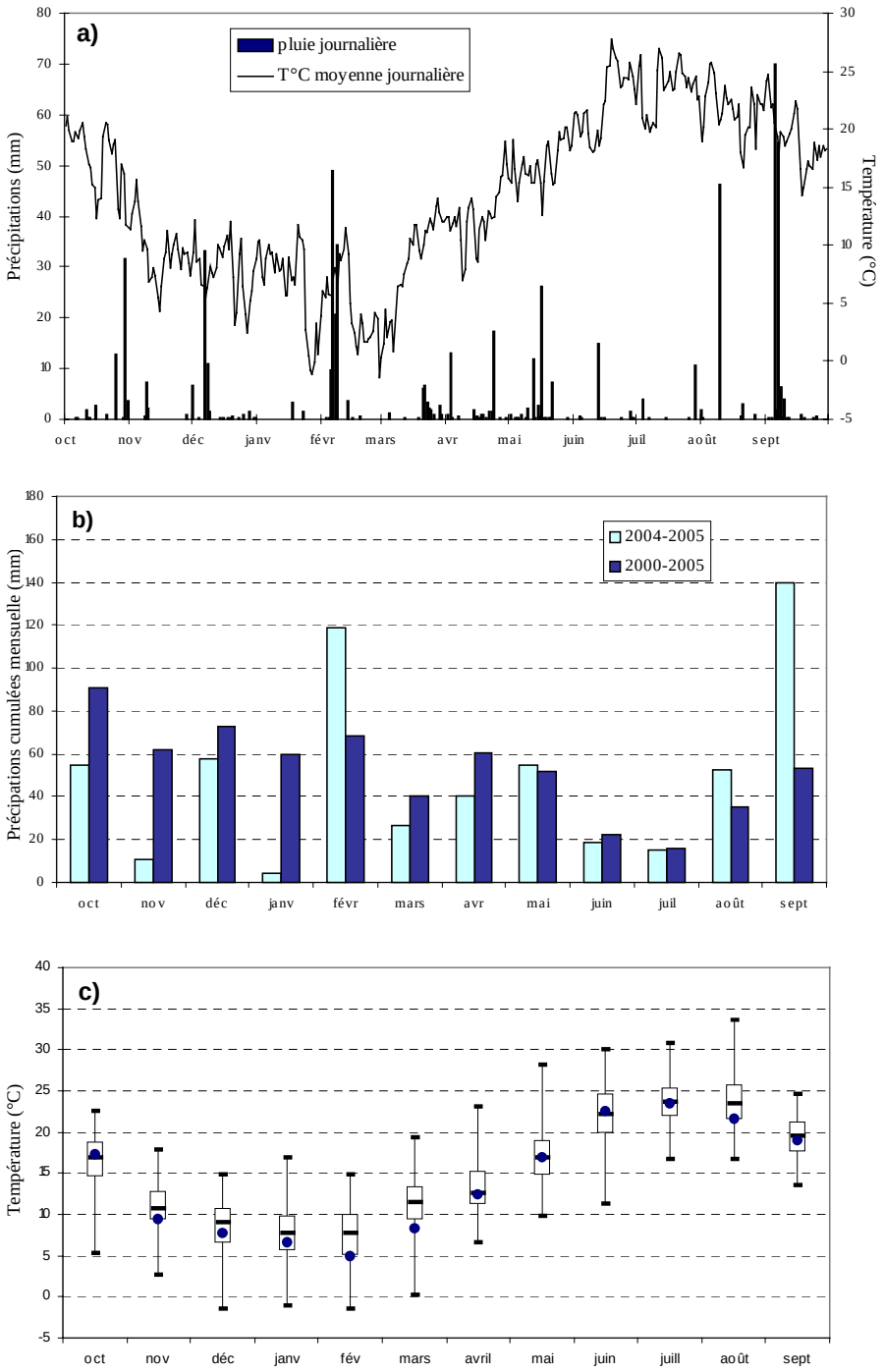


Figure 1. 2 : *Conditions météorologiques mesurées à la station de Narbonne d'octobre 2004 à septembre 2005 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2005) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2005).*

SETE

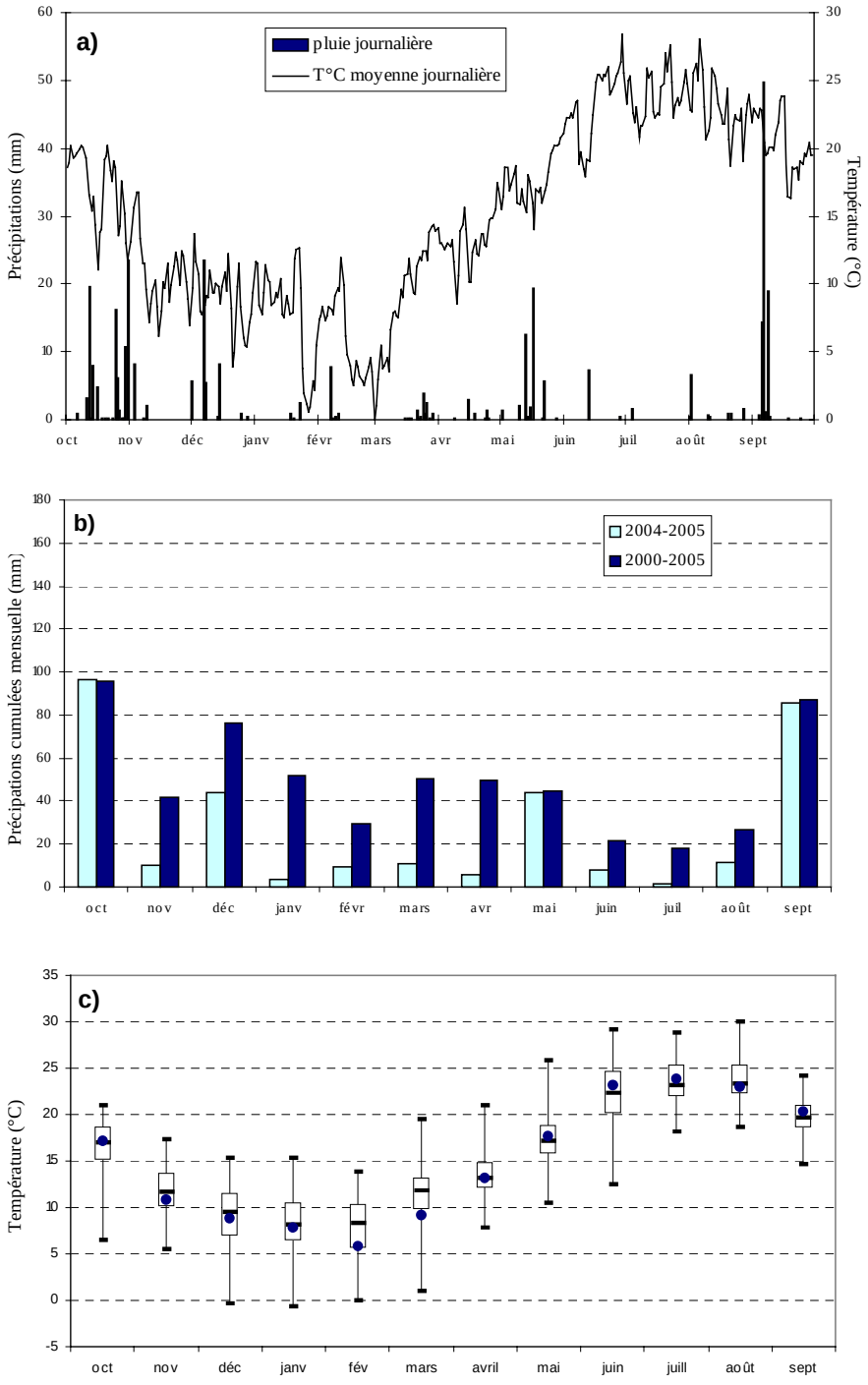


Figure 1. 3 : *Conditions météorologiques mesurées à la station de Sète d'octobre 2004 à septembre 2005 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2005) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2005).*

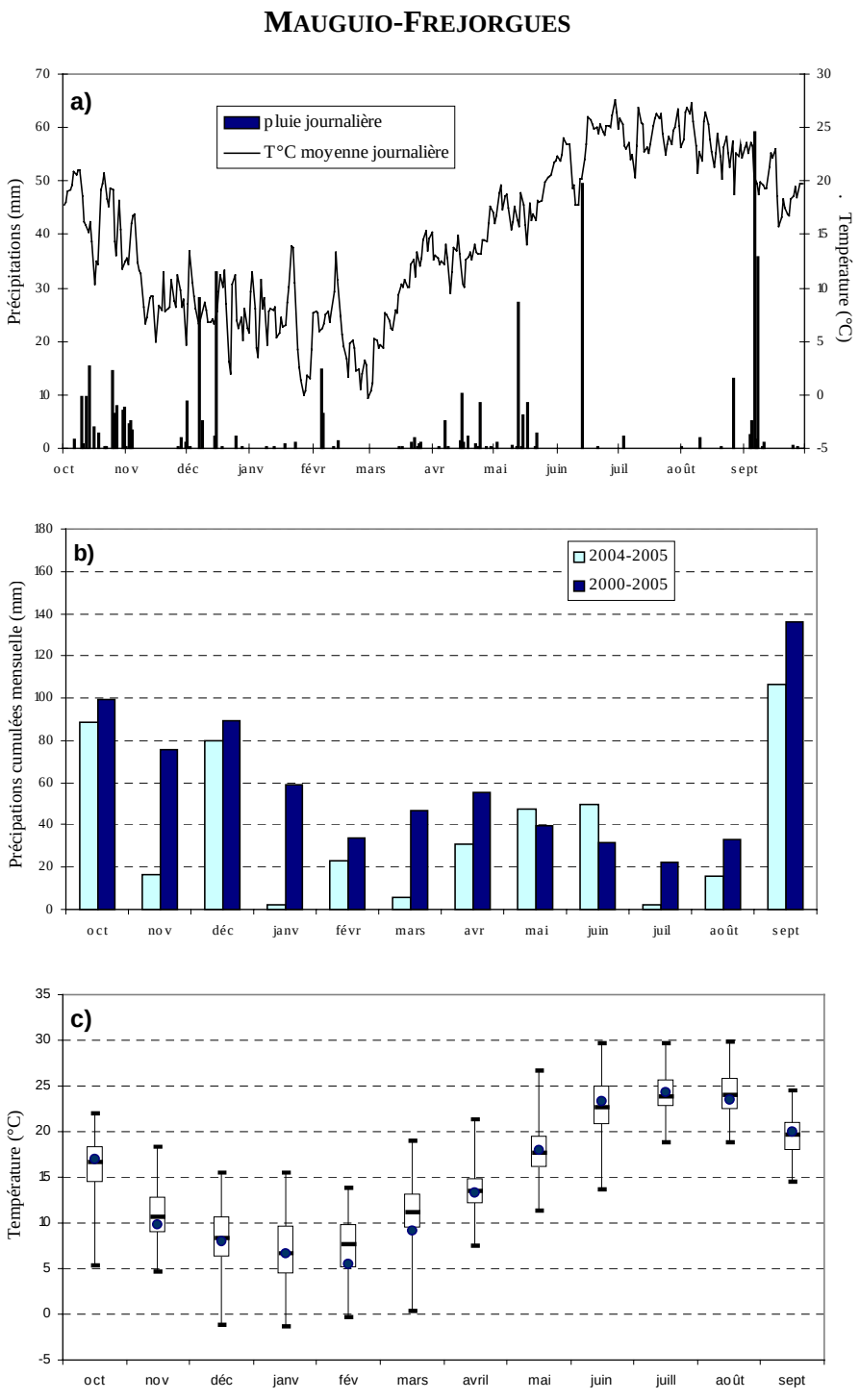


Figure 1. 4 : *Conditions météorologiques mesurées à la station de Mauguio-Fréjorgues d'octobre 2004 à septembre 2005 (données Météo France) : évolutions (a) de la température moyenne et des précipitations journalières, (b) des précipitations cumulées mensuelles (avec comparaison moyenne 2000-2005) et (c) des températures moyennes mensuelles (comparaison avec distribution 2000-2005).*

3. Suivi global de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de l'eau

Les diagnostics de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation issus des grilles de lecture pour les mois de juin, juillet et août et pour l'ensemble de la période estivale sont reportés :

- de la Figure 1. 5 à la Figure 1. 8 pour la zone géographique allant de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres,
- de la Figure 1. 9 à la Figure 1. 12 pour la zone géographique allant de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône de St-Roman.

3.1.1. De Canet St-Nazaire à Vendres.

- L'étang de Canet-St Nazaire est, comme les années précédentes, qualifié en mauvais état du fait de concentrations très élevées en chlorophylle-a, traduisant l'intensification du phénomène d'eutrophisation dans cette lagune sous la forme de prolifération phytoplanctonique.
- Dans la lagune de Salses-Leucate, les stations Nord et Dindilles présentent un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation et la station Sud un état moyen. Cette situation reflète strictement la situation du mois de juin pour l'ensemble des stations et sont la conséquence d'épisodes pluvieux. Au mois de juillet et août, toutes les stations présentent des états très bons.
- L'étang de La Palme est classé dans un état médiocre suite à une pollution par de l'ammonium, mais sans conséquence sur la biomasse phytoplanctonique.
- Les eaux de Bages présentent un état médiocre pour le bassin Nord et de bons états pour les deux autres. Le déclassement pour la partie Nord n'est que le résultat de fortes concentrations chlorophylliennes observées en juin dues à des précipitations qui ont eu lieu quelques jours auparavant. L'amélioration de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation de cette lagune se confirme.
- Concernant les autres étangs du complexe narbonnais, ceux de Campignol et de l'Ayrolle confirment leurs états respectivement mauvais et très bons observés les années précédentes. Les eaux de l'étang de Gruissan retrouvent un bon état après la dégradation ponctuelle de l'an passé.
- L'étang de Vendres présente des eaux en mauvais état durant les trois mois de l'été.

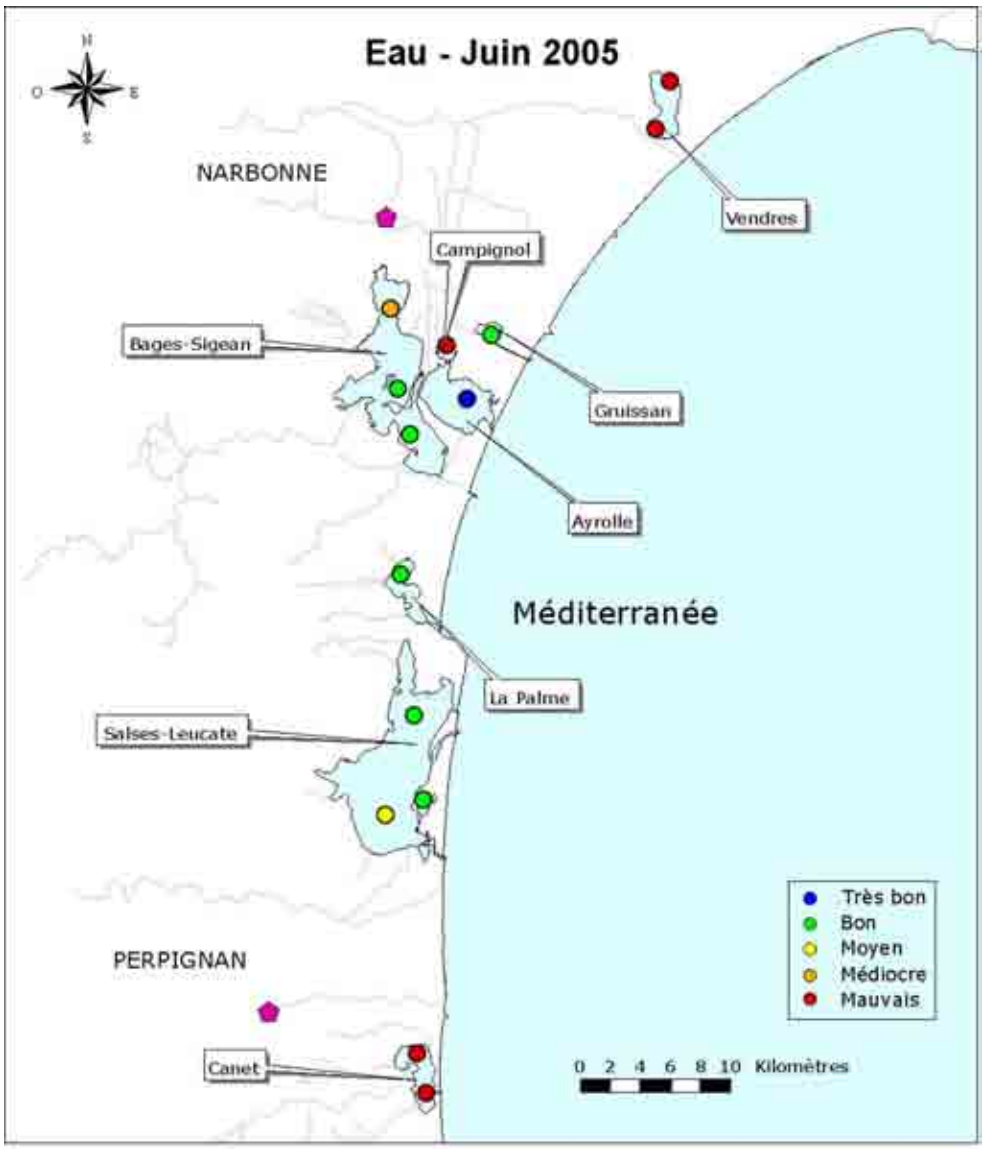


Figure 1. 5 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juin 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

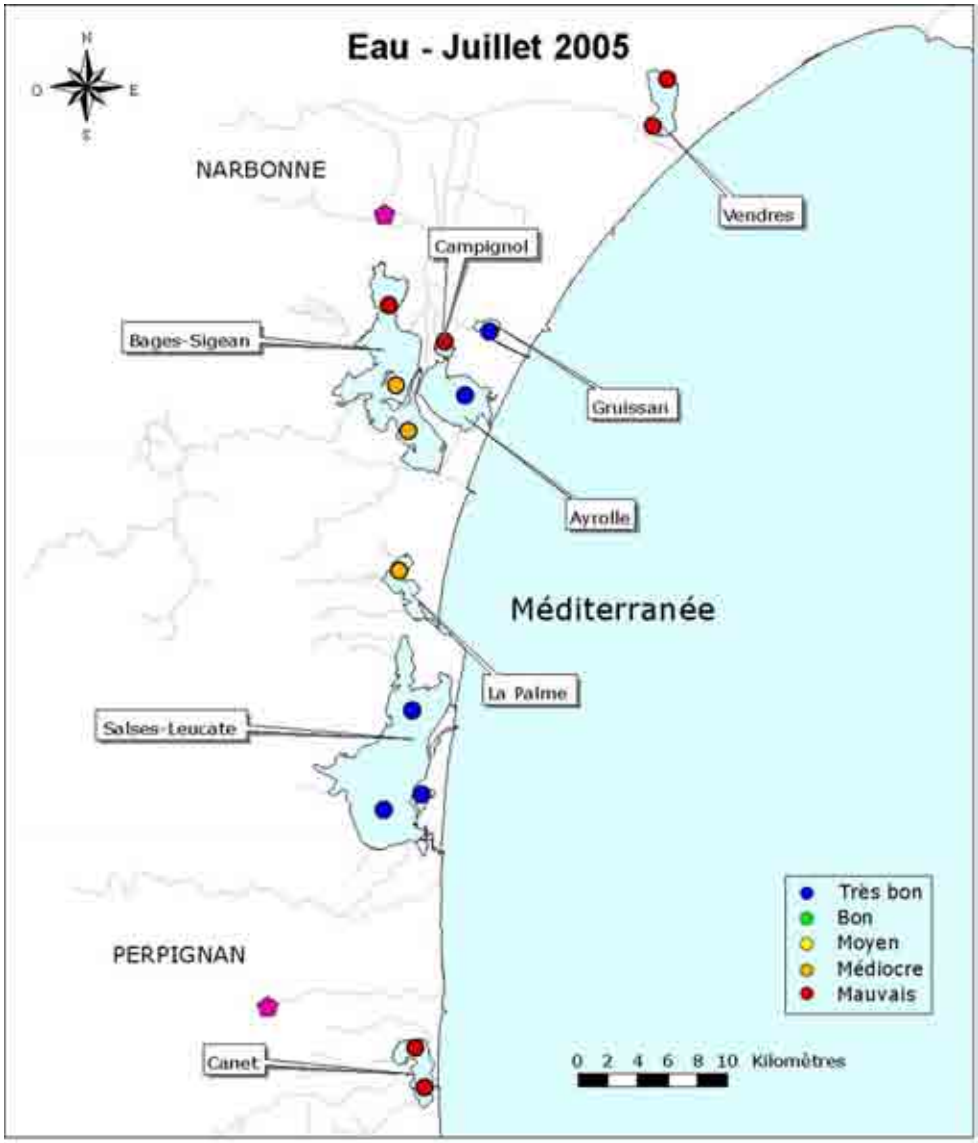


Figure 1. 6 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juillet 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

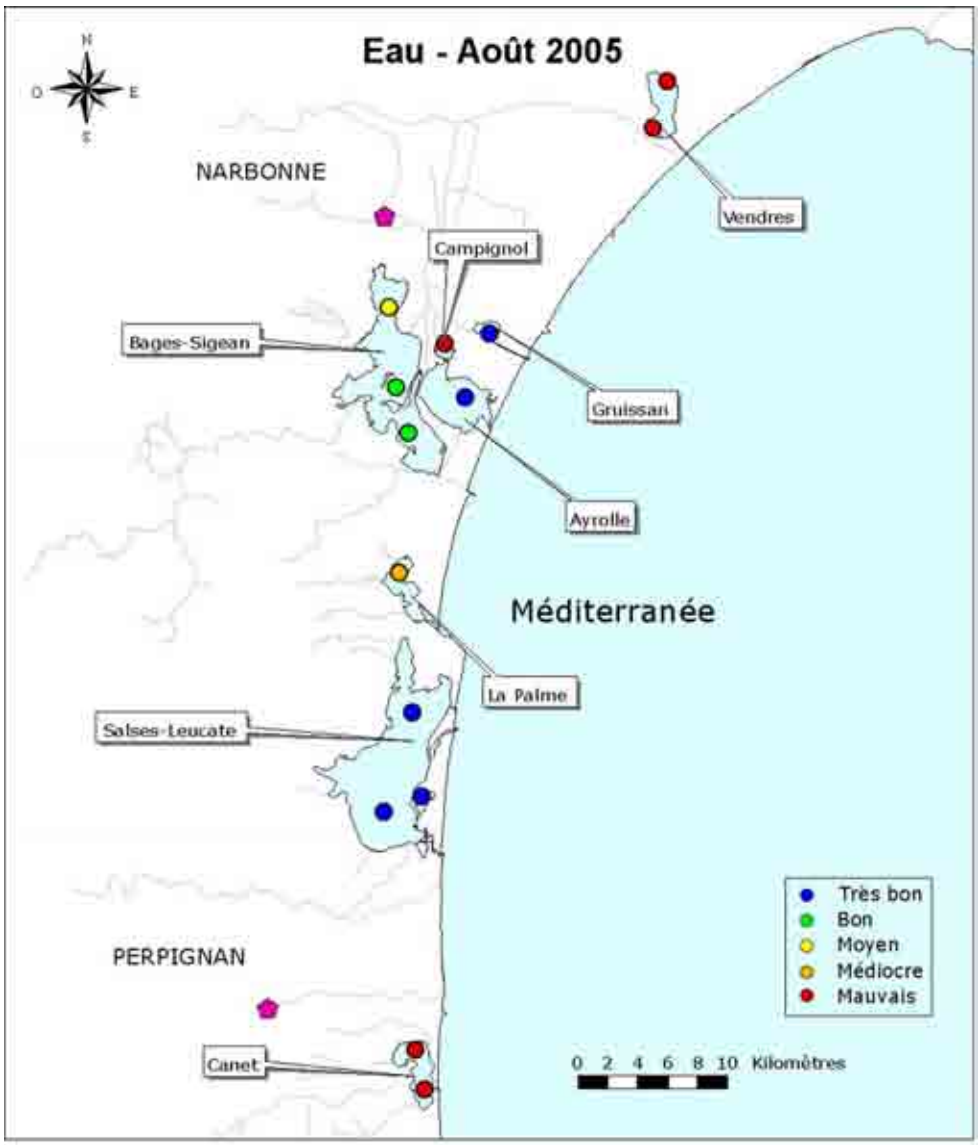


Figure 1. 7 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en août 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

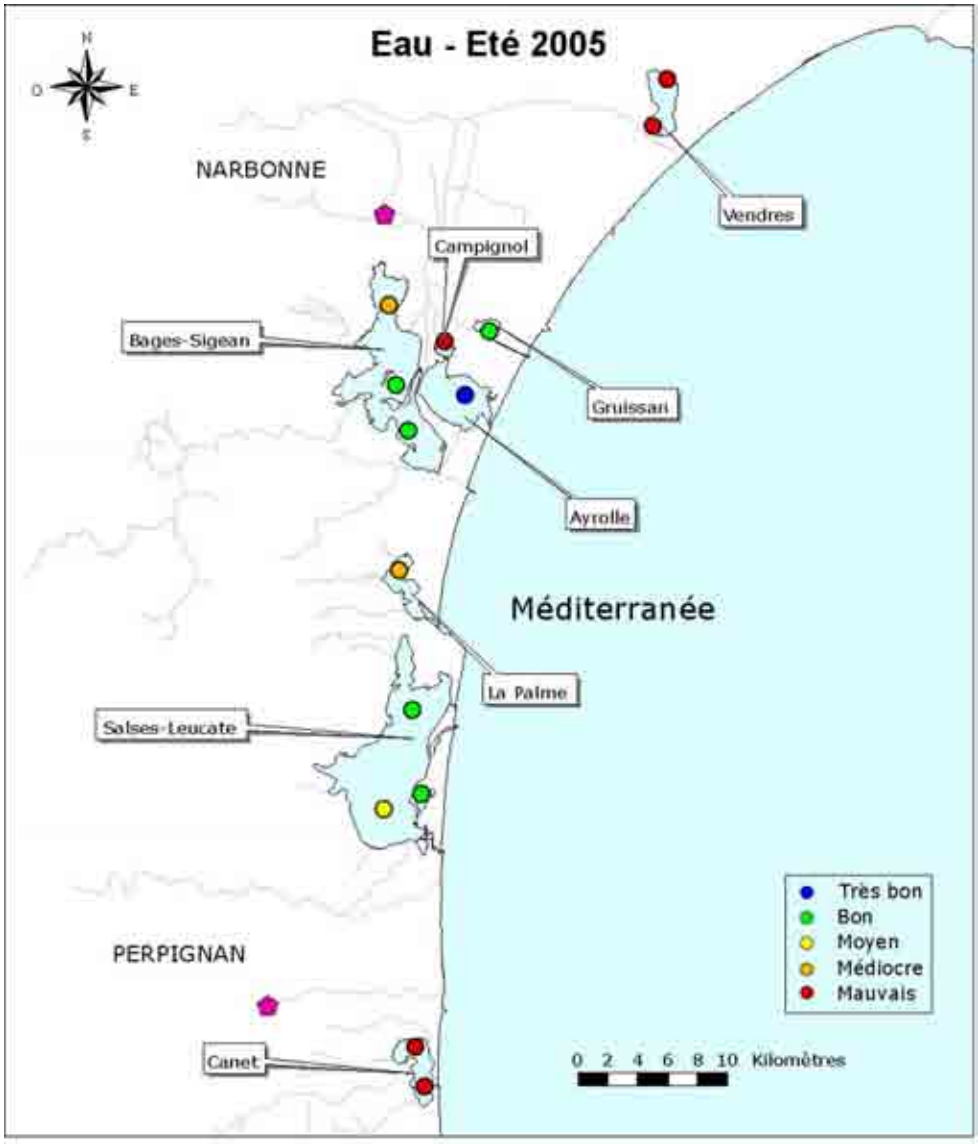


Figure 1. 8 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau pour l'été 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

3.1.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman

- L'étang du Grand Bagnas présente toujours un mauvais état par rapport à l'eutrophisation en 2005.
- En 2005, les eaux de l'étang de Thau affichent en majorité un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation à l'exception de la Crique de l'Angle et le Petit Etang qui montrent un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Globalement, il y a eu cette année une amélioration de la qualité de l'eau de l'étang de Thau vis-à-vis de l'eutrophisation.
- Les états des eaux du Canal du Rhône à Sète sont mauvais dans leur ensemble, seules les stations au niveau de l'étang d'Ingril et de la Peyrade présentent un état médiocre. La dégradation de la station Sète demeure et conforte l'idée de sources de pollution locales.
- En 2005, le diagnostic de l'eau des lagunes palavasiennes est globalement identique à celui observé les années précédentes avec des états mauvais pour l'ensemble des lagunes à l'exception des étangs d'Ingril Sud et Nord. Cependant, malgré ces mauvais états, on constate en 2005 une diminution significative des niveaux d'azote et de phosphore vraisemblablement en liaison directe avec le déficit hydrique subi par cette zone géographique.
- Les étangs de la Camargue gardoise affichent des états mauvais à médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation, sans évolution majeure.

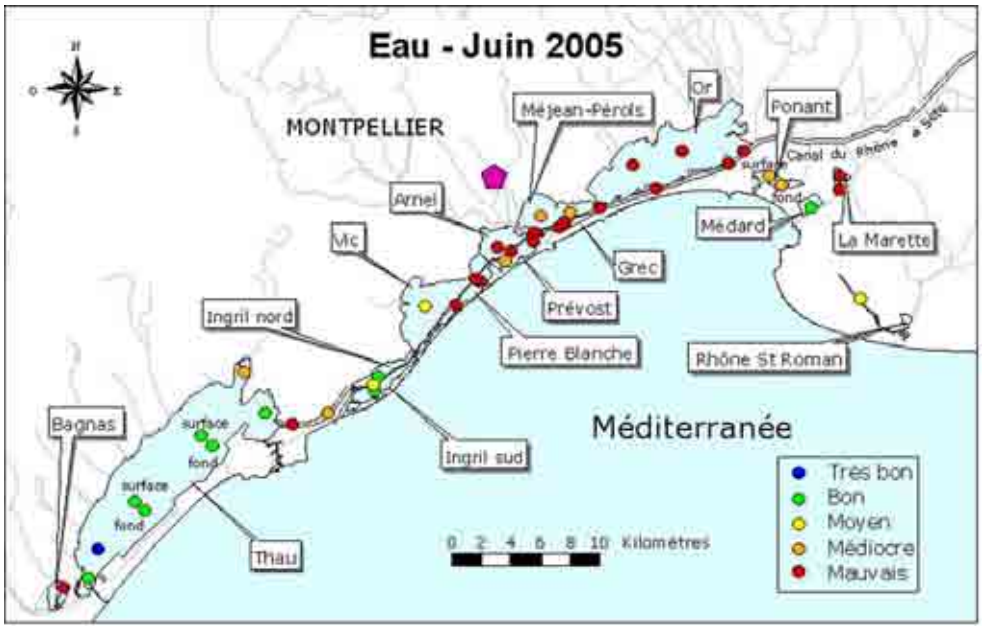


Figure 1. 9 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juin 2005, de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.*

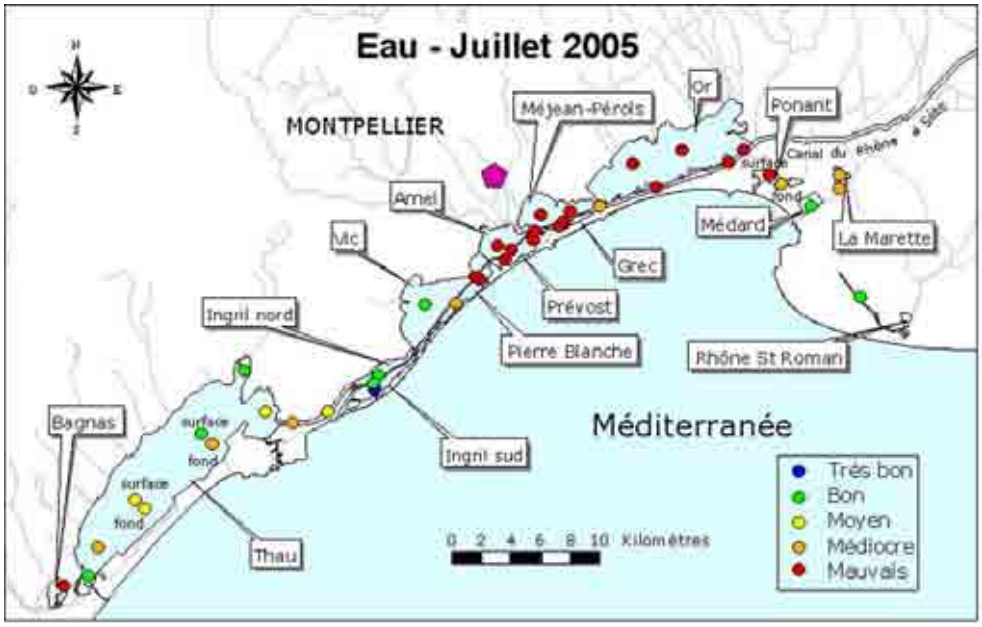


Figure 1. 10 : *Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en juillet 2005, de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.*

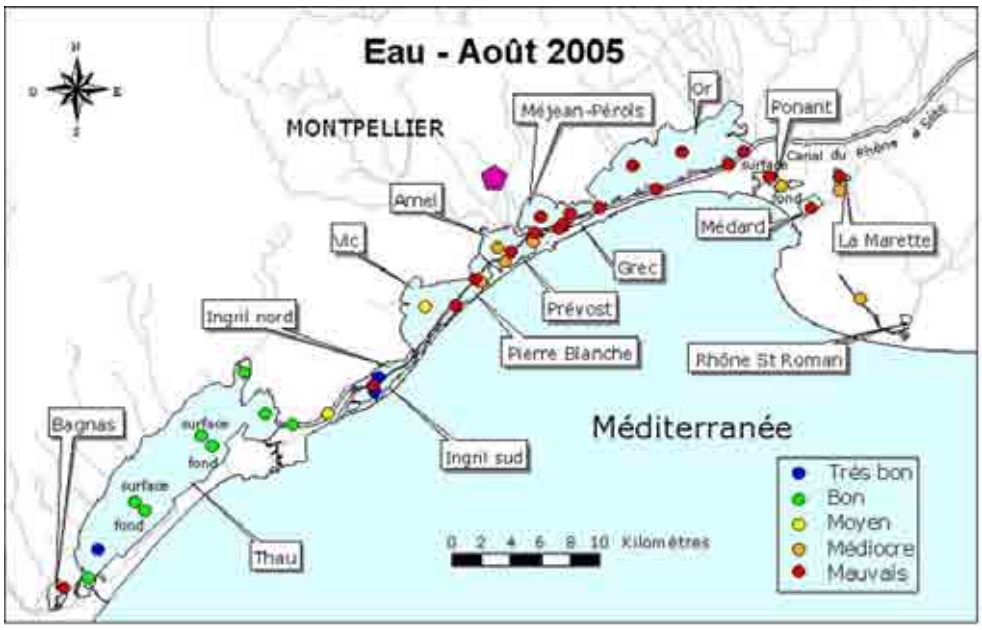


Figure 1. 11 :
Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau en août 2005, de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.

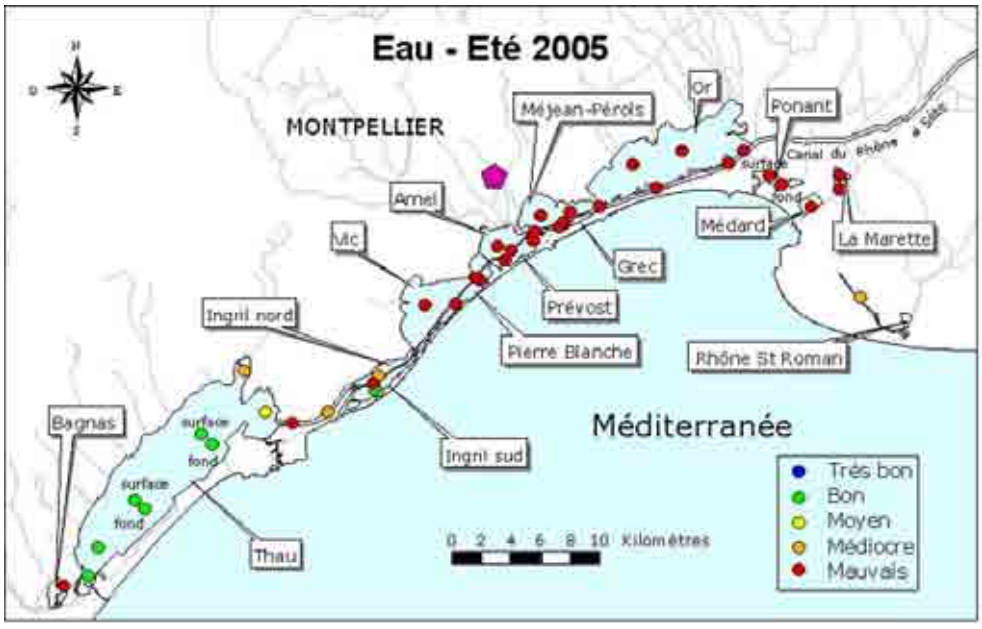


Figure 1. 12 :
Distribution des états vis-à-vis de l'eutrophisation déduits des grilles de lecture de l'eau pour l'été 2005, de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Les diagnostics estivaux du nanophytoplantcon, du picophytoplancton et du phytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation sont reportés :

- de la Figure 1. 13 à la Figure 1. 15 pour la zone géographique allant de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres,
- de la Figure 1. 16 à la Figure 1. 18 pour la zone géographique allant de l'étang du Grand Bagnas à celui du Rhône St-Roman.

3.2.1. De Canet St-Nazaire à Vendres.

- L'étang de Canet-St-Nazaire est caractérisé par un mauvais état du phytoplancton aux deux stations avec des abondances picophytoplanctoniques qui croissent de manière exponentielle par rapport à 2004 et comparables aux niveaux observées dans les lagunes les plus eutrophisées de la Région.
- En 2005, les stations Nord et Dindilles de l'étang de Salses-leucate ont affiché un très bon état pour le phytoplancton tout au long de l'été. Seule la station Sud a connu un bloom ponctuel au mois de juin suite aux précipitations qui a conduit à un état médiocre du phytoplancton.
- L'étang de La Palme n'a pas montré de fortes densités de cellules phytoplanctoniques en 2005, avec un très bon état, malgré une dégradation estivale de la qualité de l'eau.
- Par rapport à 2004, la qualité du phytoplancton de l'étang de Bages -Sigean s'améliore conséquemment avec des états très bon, bon et moyen pour respectivement les stations Sud, Nord et Milieu. La restauration du milieu au regard de l'eutrophisation se confirme.
- Le phytoplancton dans les étangs de l'Ayrolle et de Gruissan présente une très bonne qualité vis-à-vis de l'eutrophisation. La dégradation ponctuelle observée en 2004 dans l'étang de Gruissan n'a pas eu de conséquences sur la communauté pélagique. Pour l'étang de Campignol, on observe paradoxalement à la grille de l'eau un bon état du phytoplancton dont la cause est à rechercher dans une instabilité hydrologique et la compétition avec les macrophytes.
- L'étang de Vendres, comme les années précédentes, est caractérisé par de très fortes proliférations phytoplanctoniques avec des comptages en cellules de picophytoplancton près de 20 fois supérieurs au seuil rouge/orange.

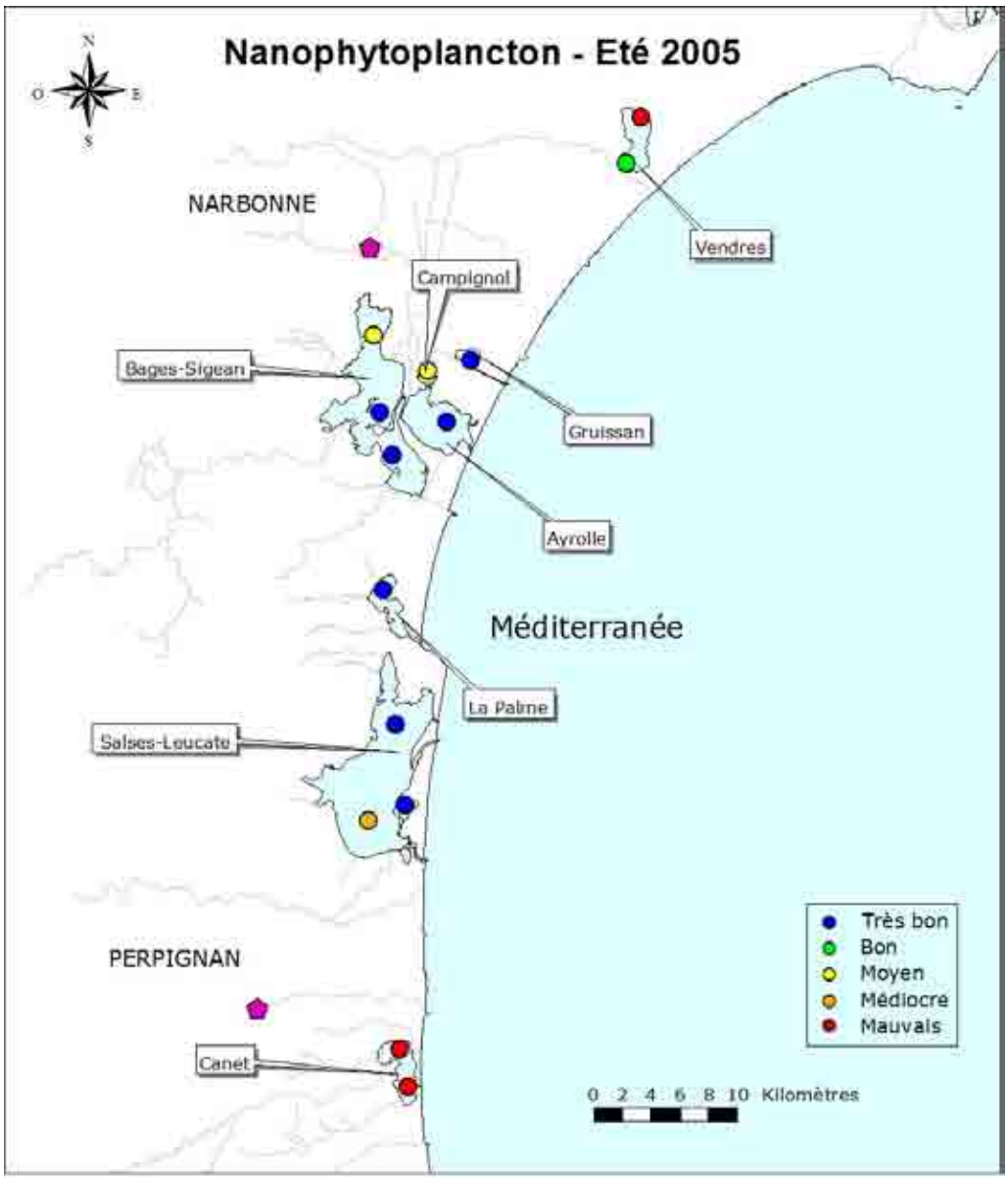


Figure 1. 13 : *Distribution des états du nanophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

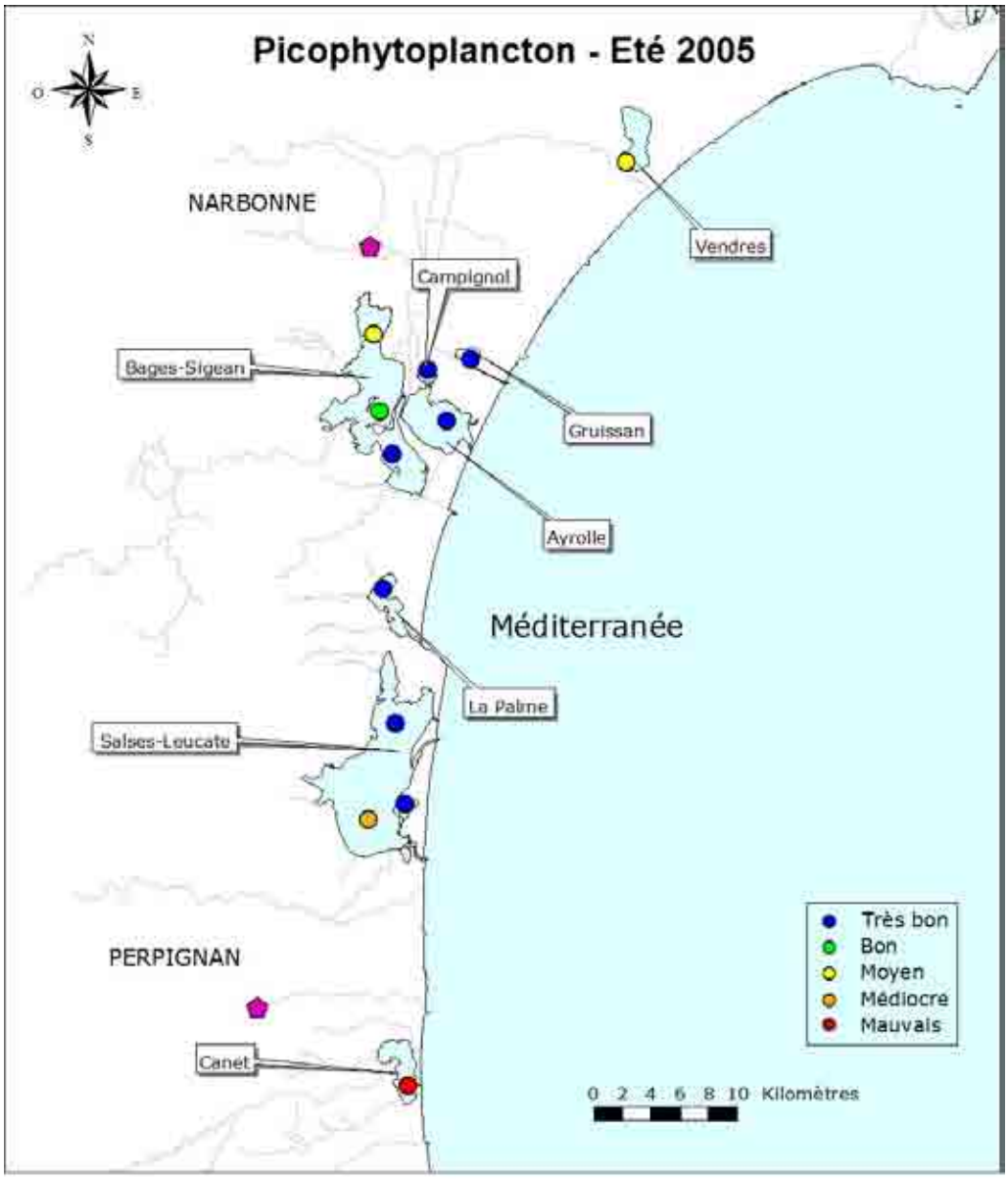


Figure 1. 14 : *Distribution des états du picophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

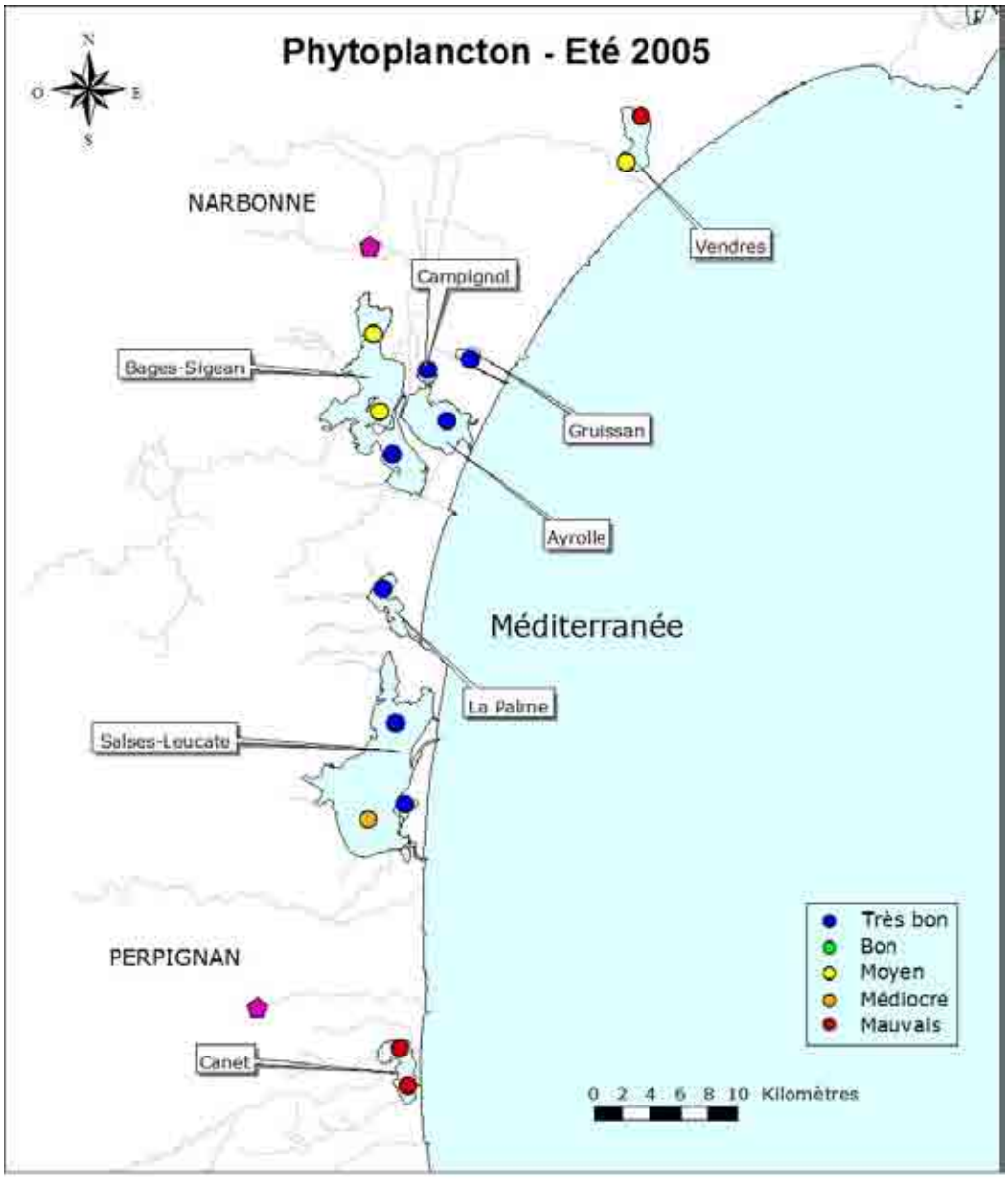


Figure 1. 15 : *Distribution des états du phytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang de Canet St-Nazaire à l'étang de Vendres.*

3.2.2. Du Grand Bagnas au Rhône de St Roman

- L'étang du Bagnas présente un mauvais état pour le phytoplancton avec des classes de qualité identiques pour les deux classes de taille.
- L'état du phytoplancton dans l'étang de Thau en 2005 oscille globalement entre des états bons et des états moyens à l'exception de la station du Petit étang qui affiche un état médiocre. Les états moyens résultent exclusivement des abondances du picophytoplancton issu de la production régénérée et support de la croissance des coquillages.
- Les états observés pour le phytoplancton aux stations du Canal du Rhône sont mauvais jusqu'à l'étang d'Ingril où des états bon à médiocre sont observés. Pour les stations en mauvais état, il y a un accroissement significatif des abondances maximales du picophytoplancton par rapport à 2004.
- Le diagnostic du phytoplancton dans le complexe palavasien distingue les lagunes à l'Est du Lez avec des états mauvais et les lagunes à l'Ouest avec des états très bon à médiocre. L'amélioration des états du phytoplancton pour les étangs à l'ouest du Lez est vraisemblablement lié au déficit de précipitation qui a touché le département de l'Hérault durant la première moitié de l'année.
- A l'image des années précédentes et grilles de l'eau 2005, le diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Or affiche un mauvais état pour ce compartiment.
- Pour les étangs de la Camargue gardoise, le Rhône de St Romans affiche un bon état vis-à-vis du phytoplancton, les autres lagunes affichant des états moyens à mauvais.

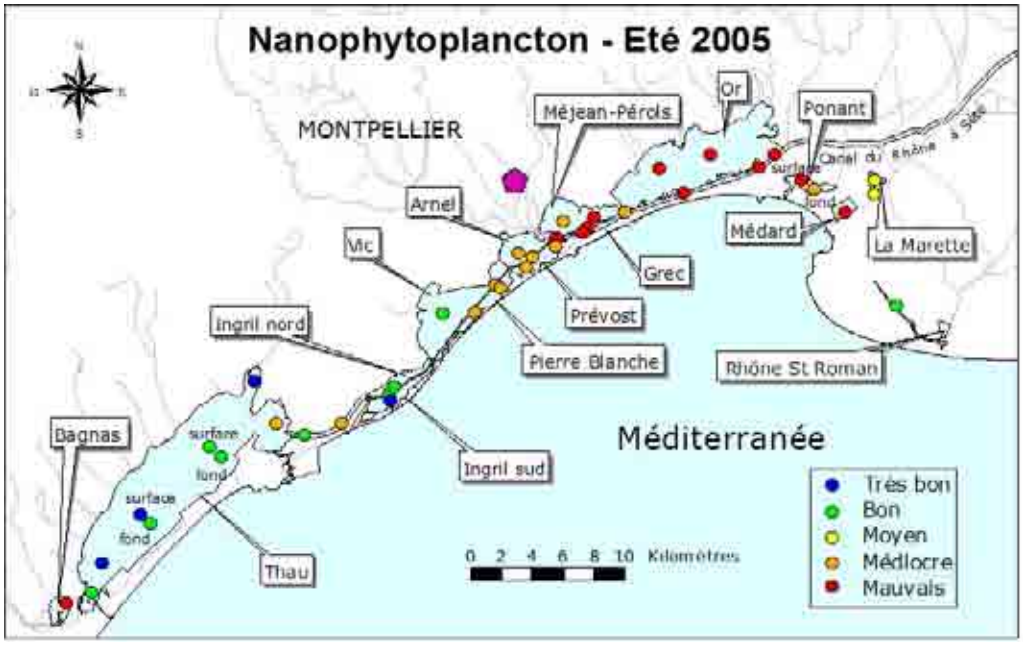


Figure 1. 16 : *Distribution des états du nanophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman.*

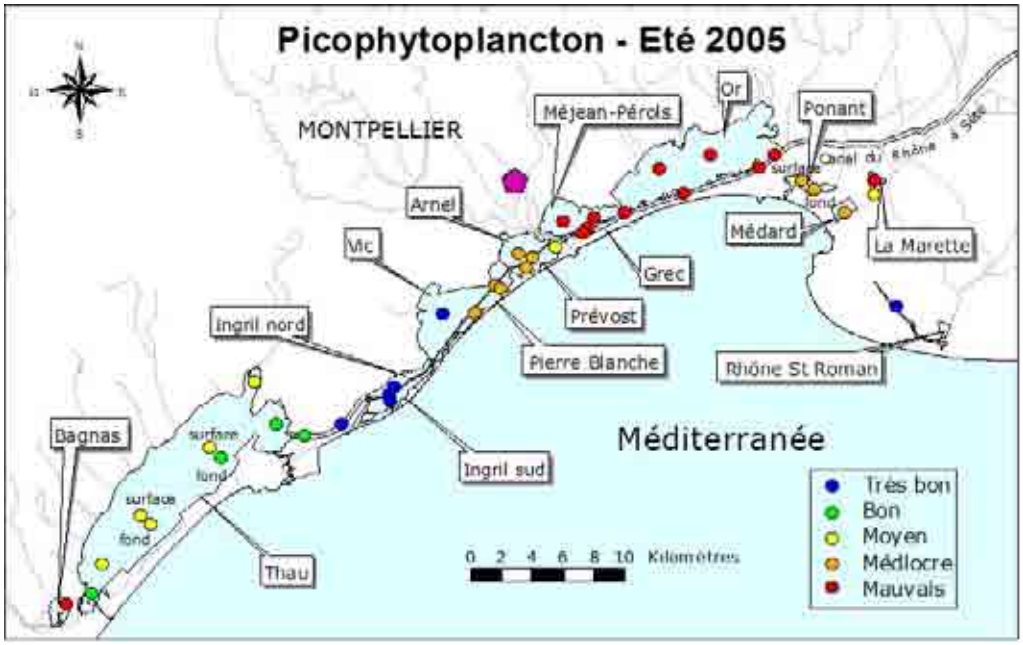


Figure 1. 17 : *Distribution des états du picophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman.*

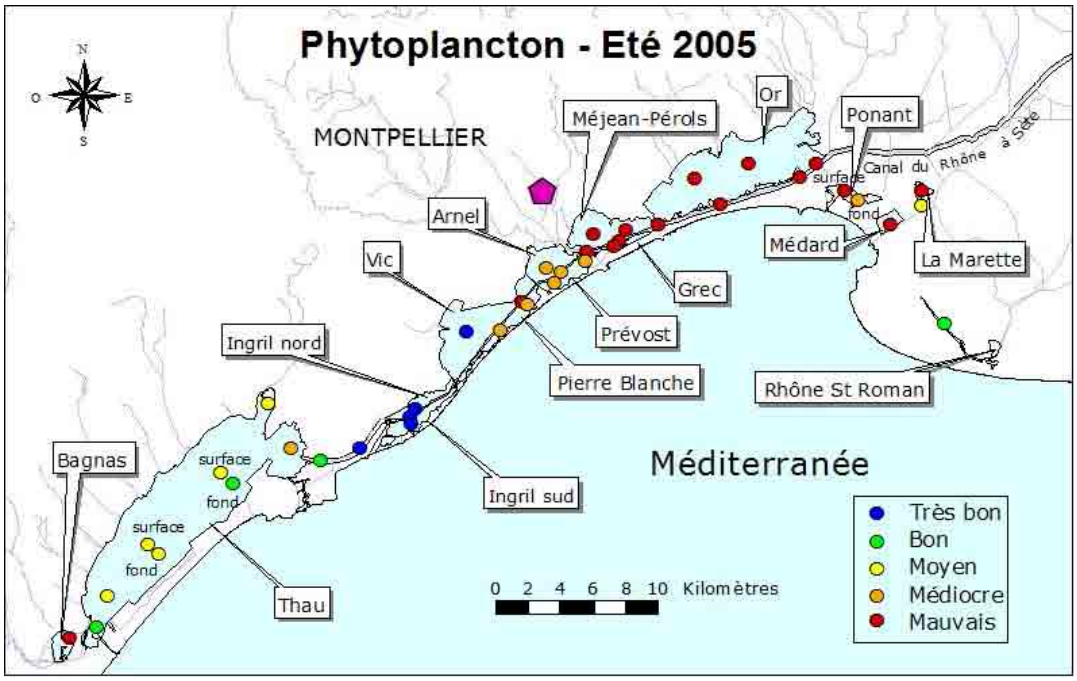


Figure 1. 18 : *Distribution des états du picophytoplancton vis-à-vis de l'eutrophisation pour l'été 2005, de l'étang du Grand Bagnas au Rhône de St-Roman.*

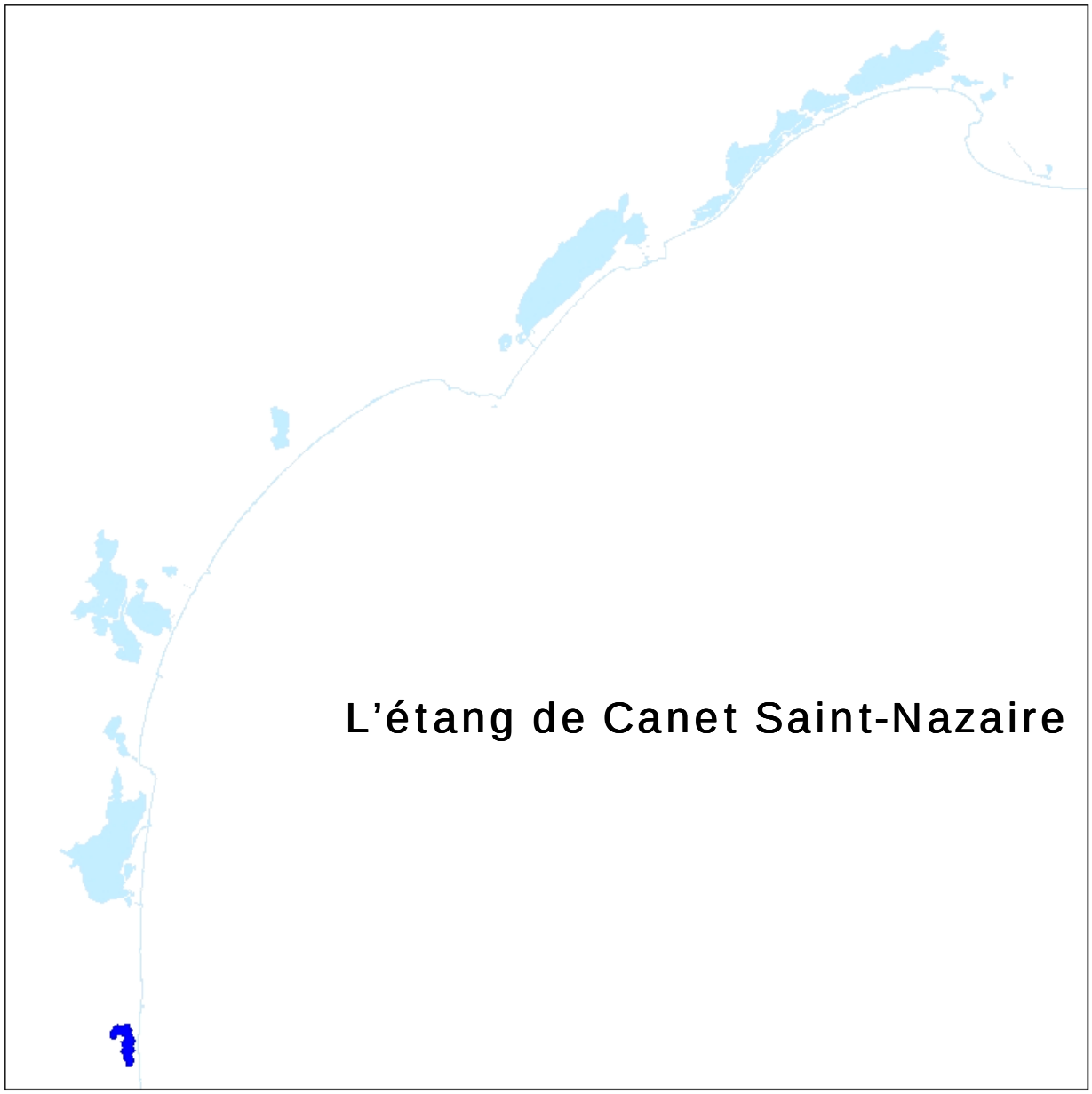
4. Conclusion

En 2005, suivant l'évolution du niveau d'eutrophisation plusieurs catégories de lagunes peuvent être distinguées :

- Les lagunes qui continuent de se dégrader au titre desquelles l'étang de Canet est l'exemple type. D'un milieu majoritairement colonisé par un herbier à *Ruppia*, cet écosystème a évolué en l'espace de 4 ans vers une lagune à phytoplancton où toute macrovégétation immergée a disparu.
- Une qui se restaure : Bages-Sigean où les efforts en terme de réduction des flux d'azote et de phosphore entrepris dans le cadre du contrat d'étang commencent à significativement porter leurs fruits quant à la qualité de la colonne d'eau et du phytoplancton.
- Les lagunes qui ont affiché une amélioration de leur état vis-à-vis de l'eutrophisation consécutivement au déficit de pluviosité et donc à des apports d'eau douce moindre. Cette catégorie concerne essentiellement les lagunes héraultaises.

- Enfin les lagunes qui demeurent stables soit dans des états bon à très bon (Ayrolle, La Palme malgré une pollution ponctuelle, Gruissan) soit dans états médiocres à mauvais (le Gand Bagnas, Vendres, le complexe palavasien, l'étang de l'Or, les étangs de la Camargue Gardoise).

En résumé, l'année 2005 est une année riche en changements, avec enfin des milieux en restauration avérée. Il est fort probable que 2006, suite à la mise en route de l'émissaire de l'agglomération Montpelliéraine, verra ce type d'évolution se multiplier.



L'étang de Canet Saint-Nazaire

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 31

2. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 34

3. DIAGNOSTIC PAR LE PHYTOPLANCTON 35

4. EVOLUTION PLURIANNUELLE 37

5. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 38

6. CONCLUSIONS 39

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 39

1. Introduction

Les principales problématiques écologiques de la lagune de Canet-St-Nazaire : comblement, eutrophisation et instabilité hydrologique, mais aussi contamination chimique, se rejoignent et sont principalement liées à la surface énorme du bassin versant et aux aménagements hydrauliques que ce dernier a subi (Ifremer 2002 et 2003, 2004, 2005). Cette lagune est le réceptacle des eaux drainées par un bassin versant de 260 km^2, soit 53 fois sa propre surface (Figure 2. 1). Les apports d'eau douce conditionnent le fonctionnement de la lagune et sa qualité étant donné le rapport entre le volume entrant et le volume de la lagune (Ifremer, 2002). Les apports solides associés contribuent à son comblement et en partie à son eutrophisation (apports de phosphore). Cette situation illustre bien la nécessité d'une gestion intégrée à l'ensemble de l'hydrosystème (bassin versant et lagune) mais également la nécessité de définir des objectifs précis et des modalités de gestion pour y parvenir. La restauration et la préservation de cette lagune impliquent un contrôle drastique des apports hydrauliques, tant en terme de quantité que de qualité.

La lagune de Canet-St-Nazaire est, depuis la mise en œuvre du Réseau de Suivi Lagunaire, classée en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cependant, elle se singularisait des autres lagunes eutrophisées de la région par un fonctionnement biogéochimique particulier. En effet, ce mauvais classement était majoritairement dû à un excès de phosphore, intimement lié à l'apport de particules solides par le Réart. La production primaire phytoplanctonique était fortement limitée par la faible disponibilité en azote et la phanérogame du genre *Ruppia* dominait, puisant ses ressources dans les sédiments. Au fil des ans, la biomasse phytoplanctonique s'est accrue du fait d'apports croissants en azote réduisant ainsi son effet limitant. En 2004, la lagune était encore qualifiée en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation mais principalement à cause des fortes biomasses et abondances phytoplanctoniques.

Sur cet étang, dans le cadre du programme d'action du RSL, a été effectué en 2005 un diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton en remplissant les grilles de lecture correspondantes pour les mois de juin, juillet et août, et un diagnostic simplifié des macrophytes.

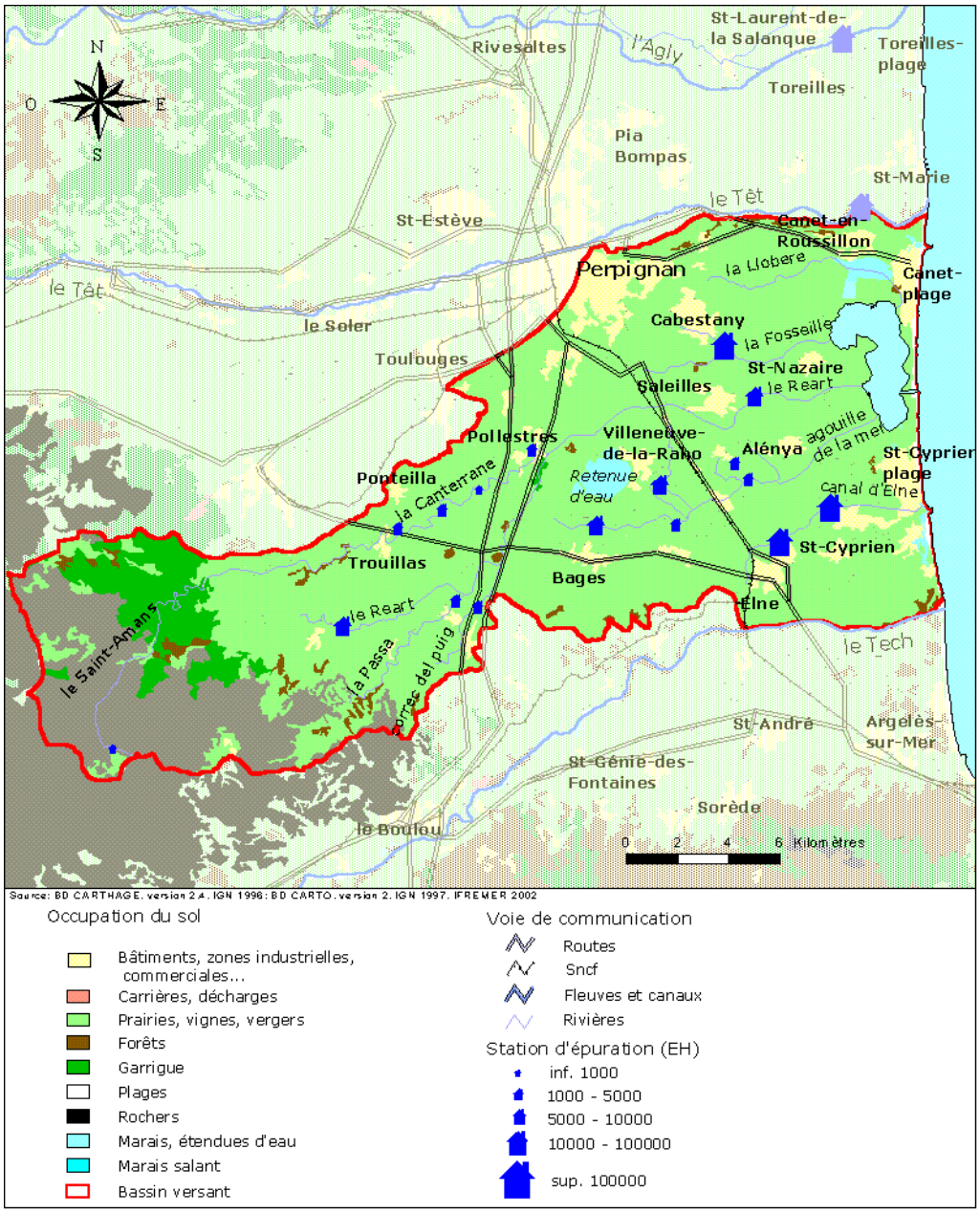


Figure 2. 1 : *Présentation de la lagune de Canet-St-Nazaire et de son bassin versant.*

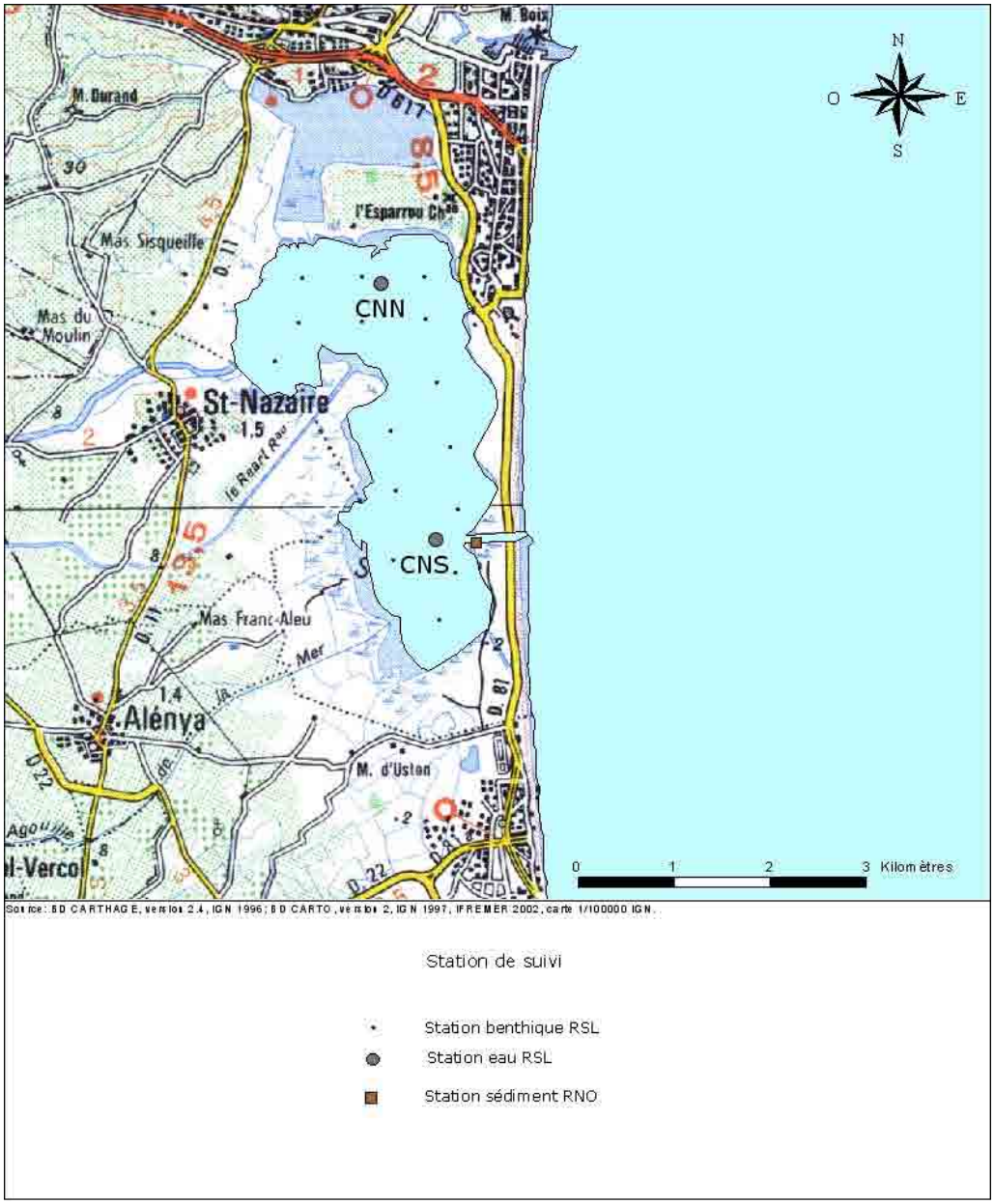


Figure 2. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Canet-St-Nazaire.*

2. Diagnostic de la colonne d'eau

Deux stations sont suivies dans la lagune de Canet St-Nazaire, une dans la partie sud (CNS), sous l'influence des apports permanents de l'Agouille del Mar et intermittents du Réart, l'autre dans la partie nord (CNN), plus confinée et sous l'influence des apports de la Llobère (Figure 2. 1).

La salinité des eaux de la lagune est passée de 7,5 au mois de juin aux alentours de 23 au mois d'août de manière similaire aux deux stations suivies dans le cadre du réseau. Cette forte augmentation de salinité indique que l'on est passé d'un régime de salinité favorable à des biocénoses de milieu saumâtre à tendance dulçaquicole (salinité <10) à un régime favorable à des biocénoses de type laguno-marine, qu'il y a donc eu une rupture et un changement de biocénoses au cours de l'été.

Pour la station Canet Sud (CNS, Tableau 2. 1), le diagnostic estival de la colonne d'eau aboutit à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Sur les 11 paramètres analysés, sept présentent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation ; ce sont avant tout les paramètres relatifs au phosphore et au phytoplancton (biomasse chlorophyllienne et formes totales de l'azote et du phosphore) mais aussi leurs conséquences directes sur la turbidité et la saturation en oxygène dissous. Les concentrations en chlorophylle a étaient élevées dès le mois de juin mais ont subi une légère baisse en juillet pour réaugmenter en août, probablement à la suite de la chute de salinité observée en juillet.

Tableau 2. 1 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Sud (CNS) de la lagune de Canet St Nazaire.*

CNS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**123**
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	**60**
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	**21,6**
NID	(µM)	0		2	**2,1**	6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,34**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,8**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**158**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**185**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**279**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**54**

A la station Nord (CNN, Tableau 2. 2), la grille de lecture de l'eau est quasiment similaire à celle obtenue pour la partie sud de la lagune et indique donc un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. A noter que dans cette partie de la lagune, une légère diminution de la biomasse phytoplanctonique a également été observée au mois de juillet.

Tableau 2. 2 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Nord (CNN) de la lagune de Canet St Nazaire.*

CNN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**24**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	**99**
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	**23,4**
NID	(µM)	0	**1,4**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,25**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,1**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**117**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**136**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**316**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**61**

3. Diagnostic par le phytoplancton

Aux deux stations suivies dans la lagune de Canet St-Nazaire (Tableau 2. 3 et Tableau 2. 4), le diagnostic du phytoplancton révèle un mauvais état. Les deux classes de taille de phytoplancton sont déclassantes avec des valeurs maximales observées au mois d'août aux deux stations. La diminution au mois de juillet en chlorophylle a (cf. grille de l'eau) observée dans la colonne d'eau l'est également sur les abondances du nanophytoplancton mais pas du picophytoplancton.

Tableau 2. 3 : *Grille estivale (été 2005) pour le phytoplancton à la station sud (CNS) de la lagune de Canet St Nazaire*

CNS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**9484**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**154**

Tableau 2. 4 : *Grille estivale (été 2005) pour le phytoplancton à la station nord (CNN) de la lagune de Canet St Nazaire*

CNN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**10188**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**148**

L'analyse de l'évolution des maxima d'abondance picophytoplanctonique depuis 2001 (Figure 2. 3) illustre bien l'eutrophisation de cette lagune. Ces abondances sont passées de quelques dizaines de millions de cellules par litre à presque 10 milliards de cellules par litre, soit un accroissement de l'ordre de 10 000. Ces fortes abondances sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les lagunes les plus eutrophisées suivies dans le cadre du RSL comme celles de Vendres ou du Méjean. Cette explosion picophytoplanctonique témoigne de la rupture écologique qu'a subi ce milieu sous l'effet de l'eutrophisation, évolution annoncée lors des diagnostics estivaux effectuées les années précédentes.

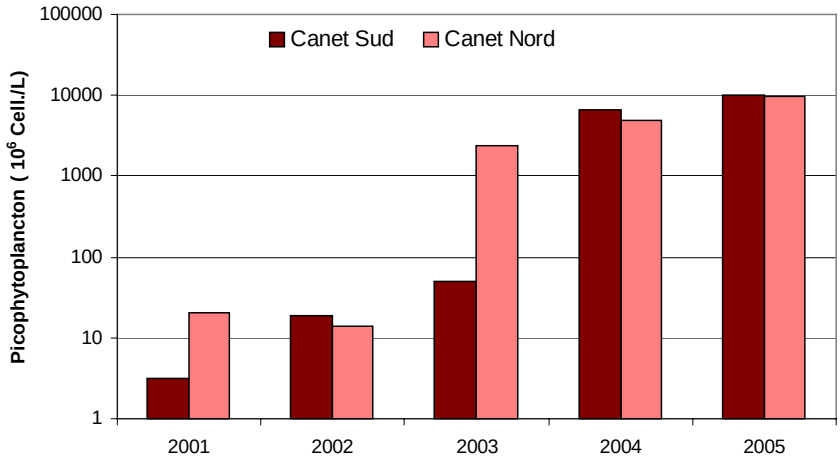
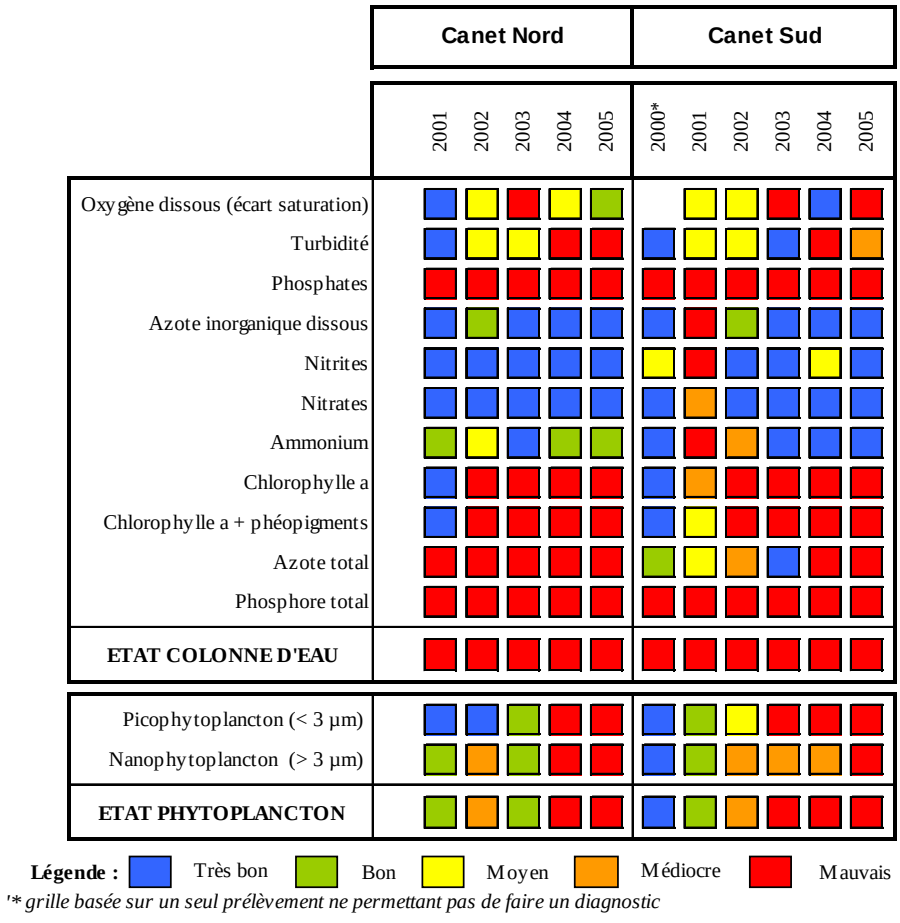


Figure 2. 3 : *Evolution des abondances maximales estivales du picophytoplancton (échelle logarithmique) aux stations sud (CNS) et nord (CNN) de la lagune de Canet St Nazaire depuis 2001.*

4. Evolution pluriannuelle

Si l'évolution pluriannuelle des états de la colonne d'eau et du phytoplancton (Tableau 2. 5) illustre bien la dégradation progressive du milieu entre 2001 et 2004, l'aggravation encore observée entre 2004 et 2005 n'est pas forcément mise en évidence. En effet, le mauvais état (rouge) tel que défini dans le RSL identifie une perturbation majeure de l'écosystème mais la dégradation du milieu peut se poursuivre au delà de l'atteinte de cet état sans que l'outil de classification ne le mette forcément en évidence.

Tableau 2. 5 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton aux deux stations suivies dans l'étang de Canet St Nazaire.*



' grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic*

5. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Le précédent diagnostic des macrophytes avait été réalisé en 2002 au cours du premier diagnostic complet de cette lagune (Ifremer, 2003). Ce diagnostic avait révélé un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation des communautés macrovégétales pour les deux secteurs de la lagune. La majorité de la lagune était colonisée par la phanérogame annuelle *Ruppia cirrhosa,* et seules les zones à proximité des exutoires d'eau douce (Agouille del Mar, Réart, Foseille) connaissaient un développement d'algue vertes opportunistes du genre *Chaetomorpha*. Sur les 15 stations examinées, 4 stations présentaient une couverture végétale insuffisante pour établir un diagnostic.

En 2005, l'ensemble des stations diagnostiquées présente une couverture végétale inférieure à 5% interdisant de réaliser un diagnostic (Figure 2. 4). La quasi totalité de l'herbier à *Ruppia* a disparu, seules subsistent quelques pousses sur les bords aux alentours de la station 4. De jeunes pousses d'*Enteromorpha,* algue verte opportuniste, ont également été observées sur les cascails de la bordure orientale.

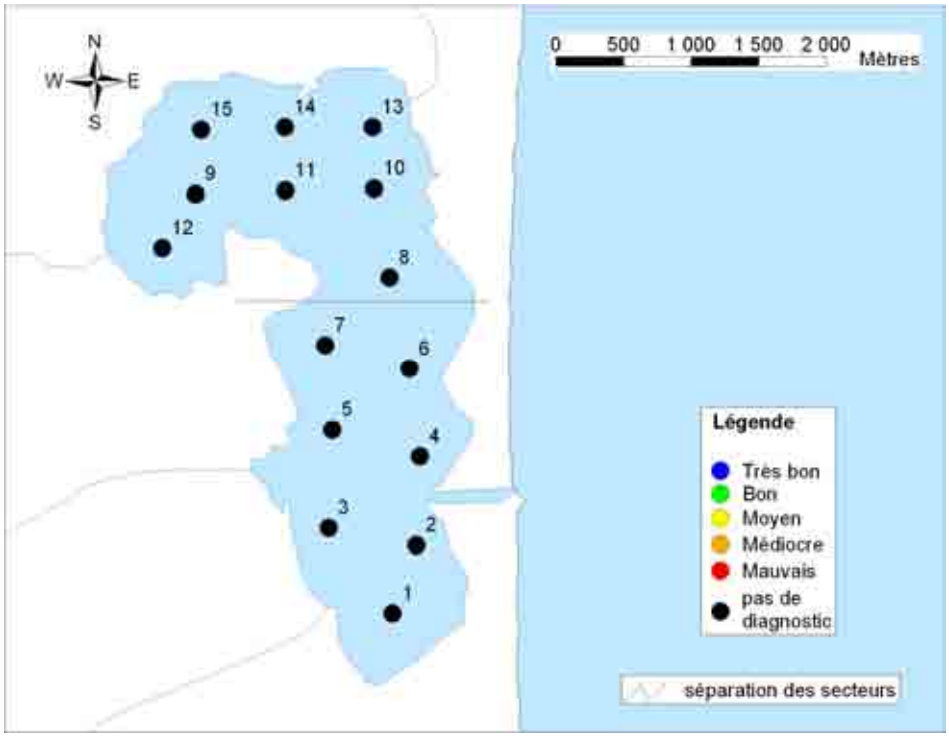


Figure 2. 4 : *Distribution des états des macrophytes dans la lagune de Canet St Nazaire en 2005. La couleur noire indique un recouvrement végétal inférieur à 5% interdisant tout diagnostic.*

Cette situation est conforme à l'évolution pronostiquée à l'analyse des diagnostics des années antérieures qui constatait un déplacement de la production primaire des macrophytes vers le phytoplancton, et donc qui pronostiquait à terme une disparition totale de la macroflore dans cette lagune en l'absence de mesure radicale de réduction des apports trophiques à la lagune.

6. Conclusions

La lagune de Canet St Nazaire continue de se dégrader vis-à-vis de l'eutrophisation au fil des diagnostics estivaux. En 2005, elle peut-être rangée parmi les lagunes les plus dégradées du Languedoc-Roussillon au même titre que les lagunes de Méjean ou de Vendres. Les macrophytes (herbiers et macroalgues) ont totalement disparu, le milieu fonctionnant comme un réacteur biologique à phytoplancton.

Etant donné le niveau de perturbation atteint, on peut être quelque peu réservé quant aux effets immédiats de mesures mêmes drastiques de gestion. En effet, il y a de fortes présomptions pour que les milieux très fortement eutrophisés, totalement dominés par le phytoplancton, présentent une inertie à la restauration. Cependant, le faible volume d'eau de cet étang pourrait être un atout pour une moindre inertie à la restauration.

Quoiqu'il en soit, à l'heure où un projet de contrat d'étang est en cours d'élaboration, si la gestion hydraulique et sédimentaire demeure un des défis majeurs pour la sauvegarde de cette lagune, l'eutrophisation, et donc la réduction des apports en azote et en phosphore devraient également constituer une priorité des gestionnaires. Les résultats du Défi « Eutrophisation des lagunes » mené par l'Agence de l'Eau pourraient être pleinement utilisés à cette fin.

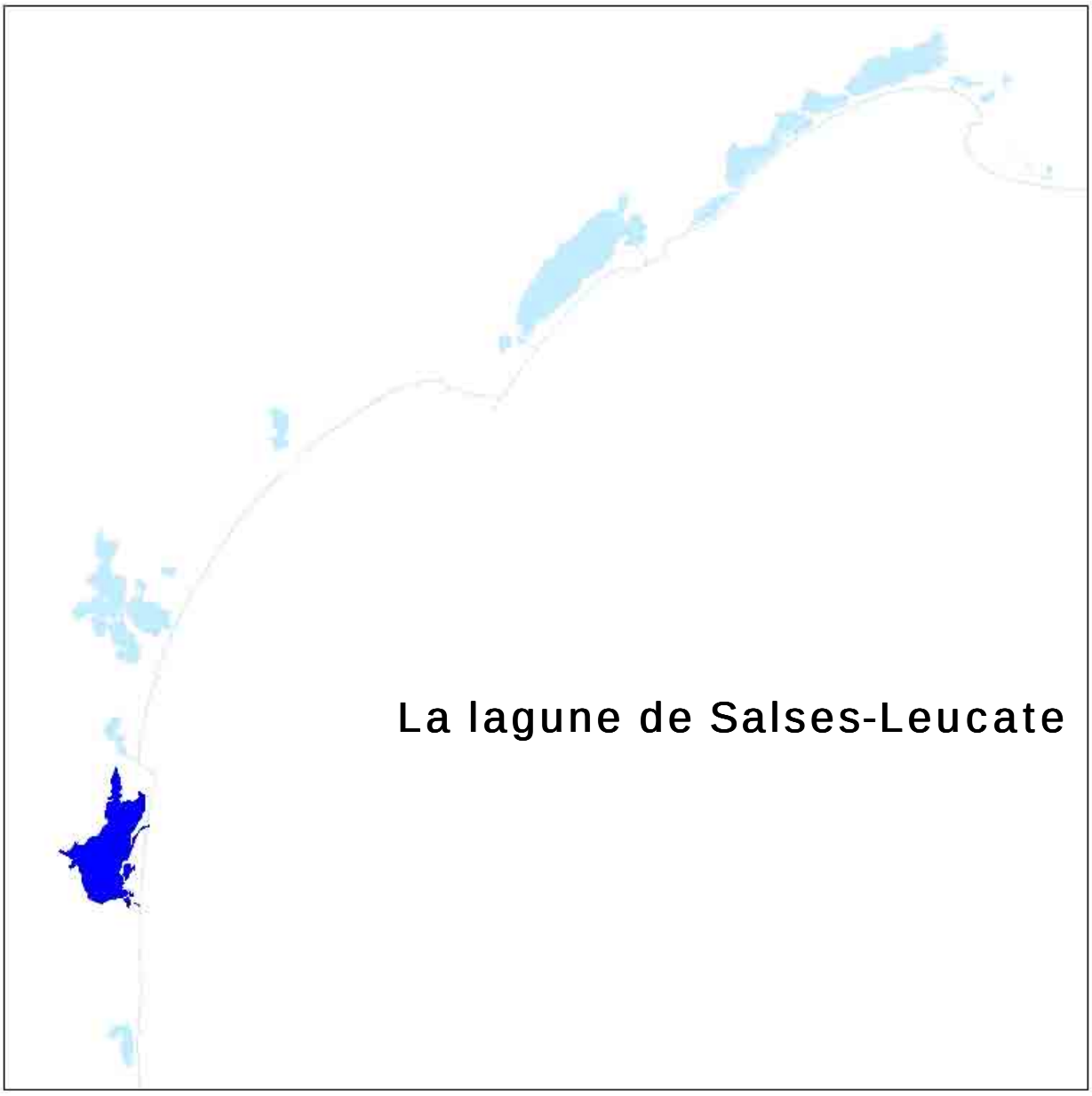
7. Références bibliographiques

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.



La lagune de Salses-Leucate

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 45

2. HYDROLOGIE GÉNÉRALE 48

3. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION 51

3.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 51
3.2. DIAGNOSTIC PAR LE PHYTOPLANCTON 53
3.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 54

4. SUIVI DES STATIONS D'ÉPURATION 55

4.1. QUALITÉ DES EFFLUENTS SORTANTS 56
4.1.1. Escherichia coli 56
4.1.2. DBO_5, DCO et MES 58
4.1.3. Phosphore et azote total 58
4.2. ESTIMATION DES FLUX APPORTÉS À LA LAGUNE 58
4.2.1. Débits 61
4.2.2. Escherichia coli 61
4.2.3. DBO_5, DCO et MES 62
4.2.4. Phosphore et azote total 62
4.2.5. Bilan 62
4.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 64

5. AUTRES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE 65

5.1. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI) 65
5.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevages et programme de suivi REMI 65
5.1.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005 69
5.1.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole 73
5.2. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY) 74
5.3. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION 76
5.4. RESEAU PATHOLOGIE DES MOLLUSQUES (REPAMO) 79
5.4.1. Suivi de la ressource : 79
5.4.2. Mortalités : 79

6. CONCLUSIONS 80

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 81

1. Introduction

En 2004 a été réalisé, dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, un diagnostic complet de l'eutrophisation de la lagune de Salses-Leucate (Ifremer, 2005). La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus en 1998 mettaient en évidence la stabilité globale du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation avec cependant un petit appel à la vigilance pour le bassin sud où apparaissent des indices d'une légère tendance à la dégradation des communautés de macrophytes.

A l'heure où un deuxième contrat d'étang a été validé par la Commission Locale de l'Eau et est en phase finale d'agrément, le bilan du premier contrat (1998-2003) fait apparaître qu'un nombre important de mesure de gestion afin de préserver ce milieu sont encore à mener. Notamment, nombre de travaux sur l'assainissement collectif n'ont pas été finalisés et des interrogations sur l'assainissement individuel demeurent (problème de la cabanisation). La « bonne santé écologique» de ce milieu, malgré des évènements de toxicité phytoplanctonique préjudiciable à la conchyliculture, lui confère une robustesse et résilience face aux perturbations d'origine anthropique, dans la mesure où celles –ci sont contrôlées et maîtrisées.

Le calendrier 2005 du Réseau de Suivi Lagunaire prévoyait le diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton et le suivi des stations d'épuration, ce sont l'ensemble de ces résultats qui sont présentés dans ce chapitre accompagné de ceux issus des autres réseaux de surveillance de l'Ifremer opérés sur cet étang : le REMI, le REPHY et le RNO.

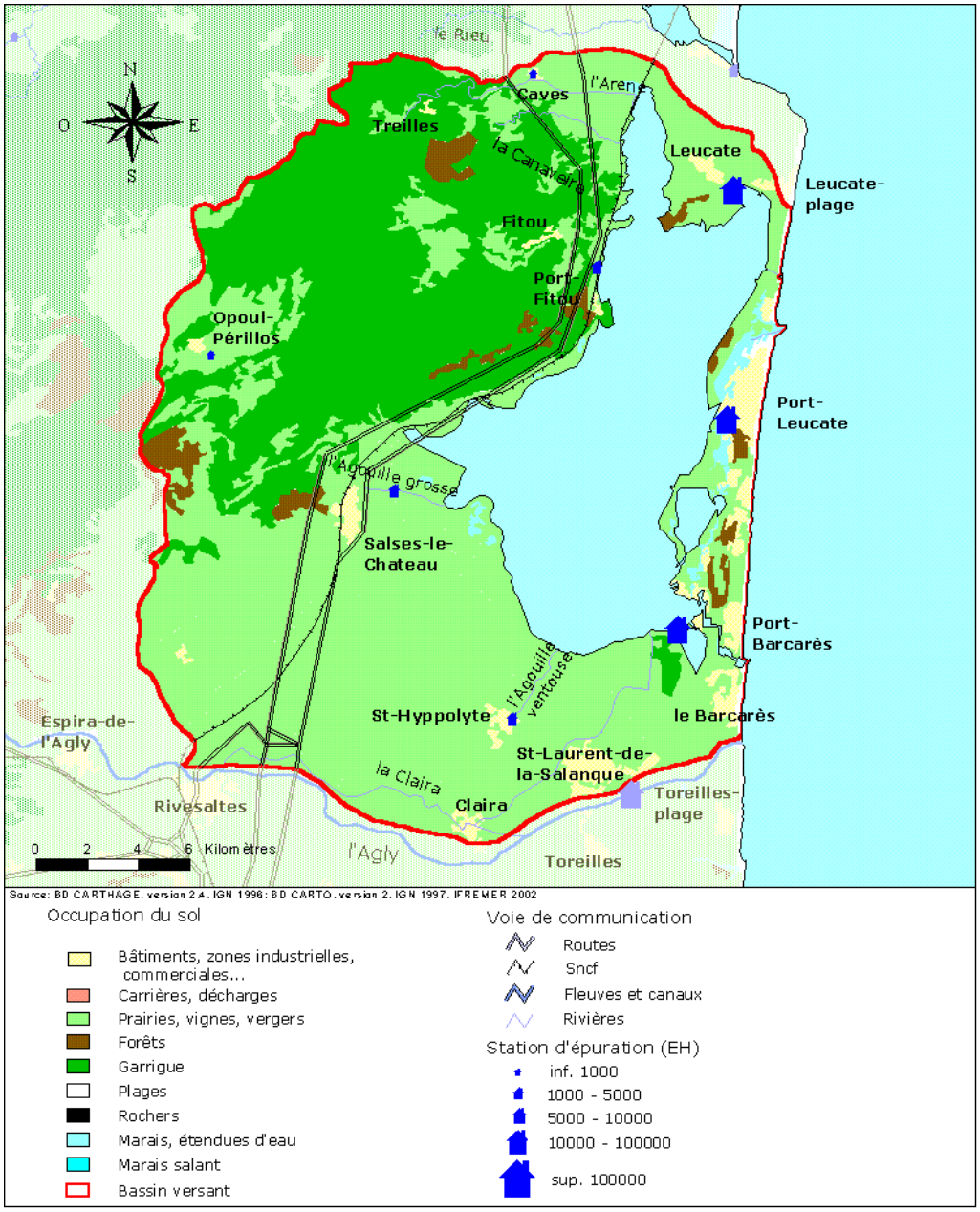


Figure 3. 1 : *Présentation de la lagune de Salses-Leucate et son bassin versant.*

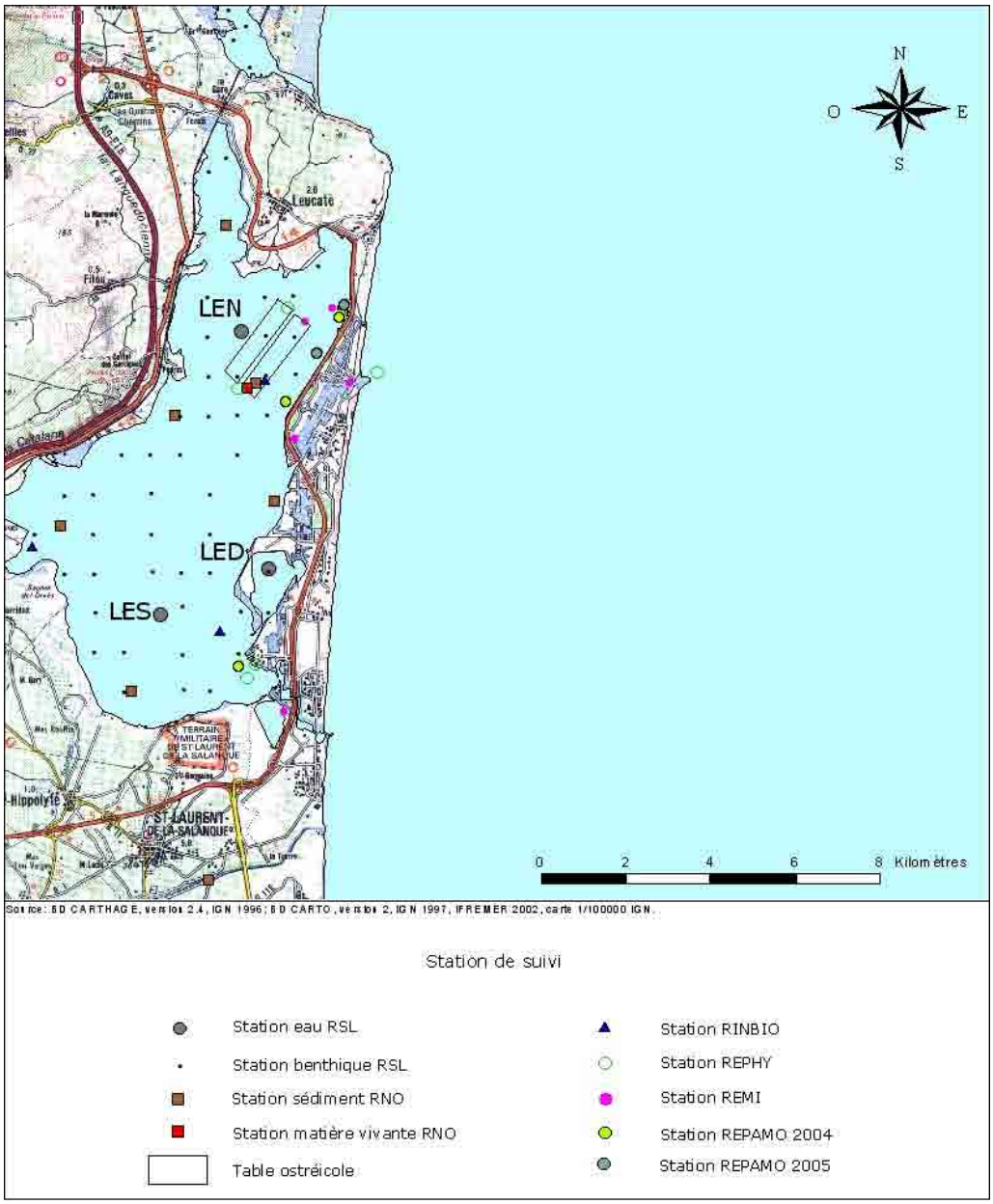


Figure 3. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Salses-Leucate.*

2. Hydrologie générale

Les figures 3.3 et 3.4 présentent l'évolution saisonnière et pluriannuelle (10 ans) de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité mesurées de manière hebdomadaire lors des prélèvements du REPHY aux stations nommées Parc Leucate et Salses, situées respectivement au sud des parcs conchylicoles et dans le bassin sud (Figure 3. 2).

A propos de la température de l'eau, l'année 2005 s'est démarquée par une fin d'hiver et un début de printemps (février et mars) très froids par rapport aux normales de la dernière décennie. Pour la période estivale, on notera des températures de l'eau plus chaude qu'habituellement à la station du bassin nord au mois de juillet avec des valeurs maximales comparables à celle observées en 2003» lors de l'évènement caniculaire. Au mois d'août, la température de l'eau a été légèrement plus froide que les années précédentes aux deux stations, vraisemblablement une conséquence des épisodes de Tramontane.

Les salinités ont été légèrement supérieures aux valeurs médianes à la station Grau Leucate du bassin nord tout au long de l'été. Au cours de l'année elles ont varié de 24 à 39. A la station du bassin sud, les salinités ont varié de 15 à 38. Les valeurs enregistrées entrent dans les valeurs normales des dix ans antérieurs avec cependant des valeurs légèrement inférieures aux médianes au cours du printemps (février à mai) et à l'exception du mois de juillet où une forte dessalure a été mesurée. A noter cependant des dessalures importantes relevées en novembre et décembre 2005.

Aux deux stations, les turbidités ont montré des valeurs inférieures aux normales décennales au cours du printemps et conformes à celles-ci au cours de l'été. Les graphes de variations saisonnières montrent que les turbidités ont été en général légèrement supérieures et plus variables à la station du bassin nord qu'à la station du bassin sud.

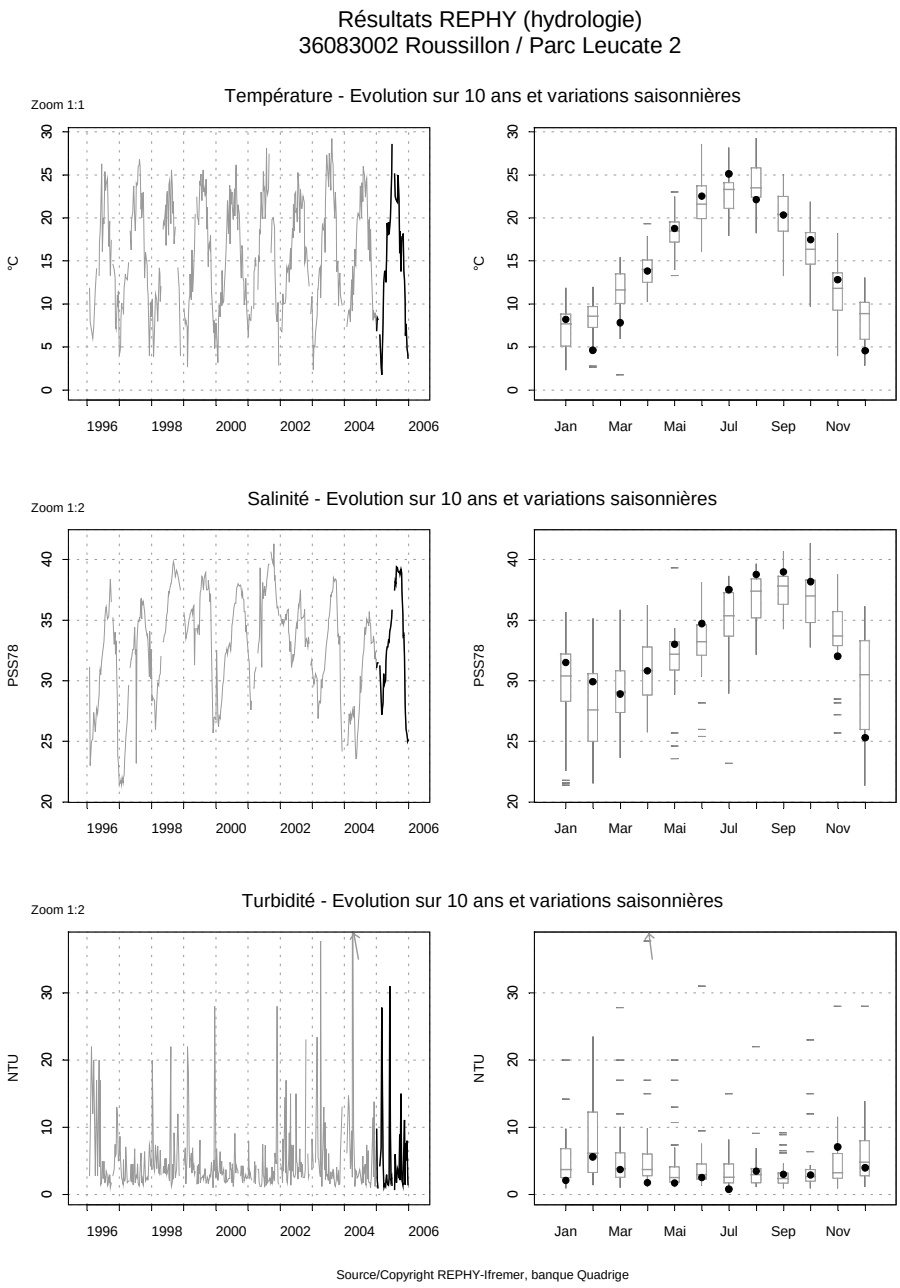


Figure 3. 3 : *Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station REPHY Parc Leucate dans la lagune de Salses-Leucate. L'année 2005 est représentée en noir. Les graphes de droite (boîte à moustaches) présentent la distribution statistique de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité sur les dix dernières années*

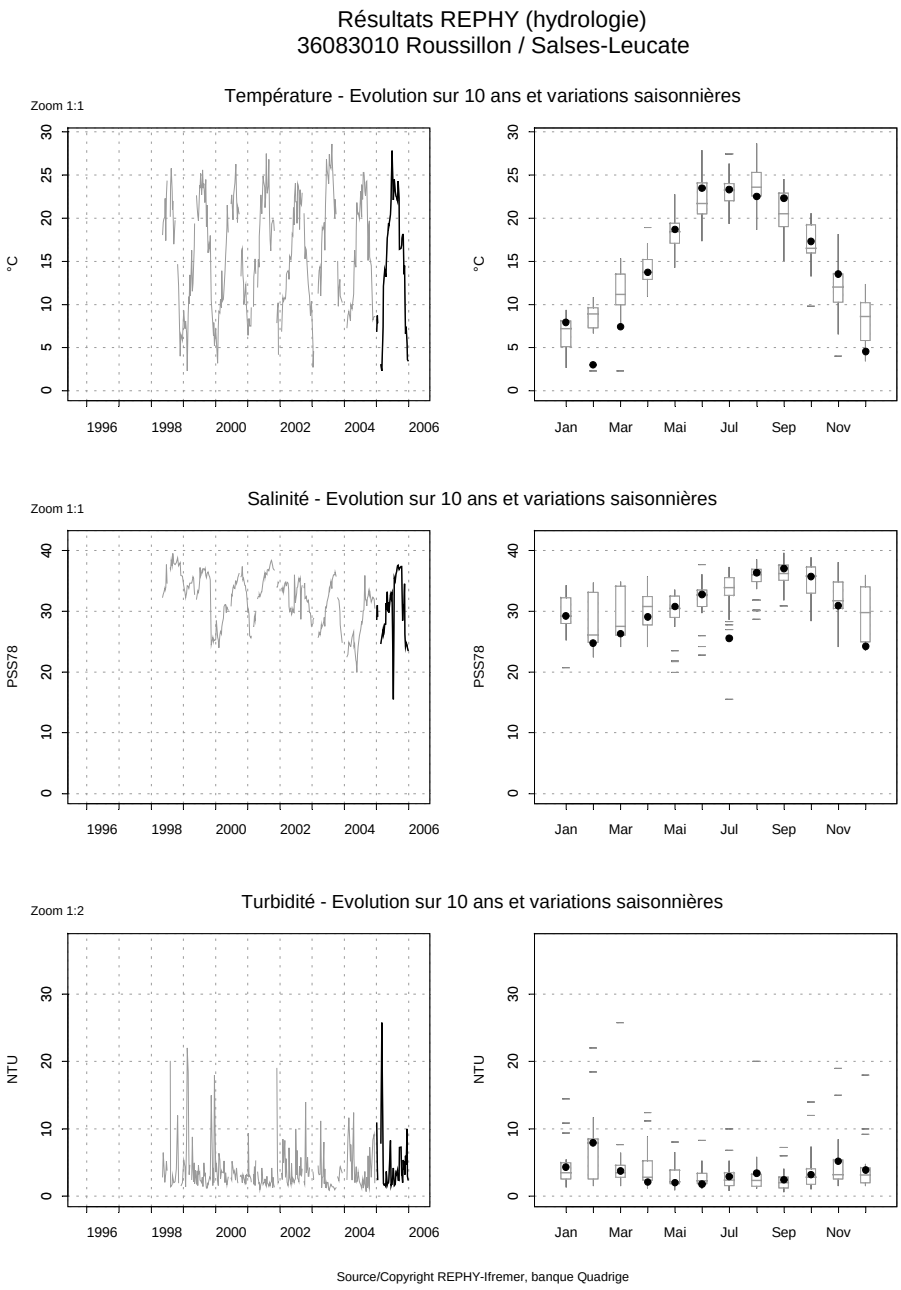


Figure 3. 4 : *Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station REPHY Salses dans la lagune de Salses-Leucate. L'année 2005 est représentée en noir. Les graphes de droite (boîte à moustaches) présentent la distribution statistique de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité sur les dix dernières années.*

3. Diagnostic de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de la colonne d'eau

La grille de lecture de l'eau pour la station Nord de la lagune de Salses-Leucate (Tableau 3. 1) affiche un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce sont l'ammonium et la turbidité qui enregistrent des valeurs légèrement supérieures aux seuils bleu-vert, valeurs enregistrées uniquement au mois de juin. Les deux autres mois d'été l'ensemble des paramètres ont affiché des niveaux dans l'état très bon. La légère accumulation d'ammonium est un phénomène récurrent dans les eaux de la lagune de Salses-Leucate (Ifremer, 2001, 2002, 2003 et 2004) qui s'explique par un effet de non-consommation par la production primaire en raison d'une limitation par le phosphore.

Tableau 3. 1 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Nord (LEN) de la lagune de Salses-Leucate.*

LEN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**15**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	**7,8**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,18**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,9**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,10**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,09**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,7**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**2,5**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**3,1**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**25**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	**0,68**	0,75		1,5		2,5		4,5	

Pour la station sud (Tableau 3. 2), le diagnostic de la colonne d'eau fournit un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation. Cet état est dû à des valeurs moyennement élevées de la turbidité et des paramètres relatifs à la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a et phéopigments). Ces niveaux n'ont été observés qu'au mois de juin ; aux mois de juillet et d'août, tous les paramètres affichaient des états « très bon » vis-à-vis de l'eutrophisation. Les concentrations en chlorophylle *a* sont vraisemblablement une conséquence des précipitations relativement importantes enregistrées au mois de mai (cf. Chapitre 1) qui ont favorisé la production primaire.

Tableau 3. 2 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Sud (LES) de la lagune de Salses-Leucate.*

LES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**17**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**11**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,15**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,4**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,06**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,09**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,3**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7	**9,7**	10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10	**12**	15		25	
NT	(µM)	0	**23**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75	**0,76**	1,5		2,5		4,5	

Tableau 3. 3 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la station Dindilles (LED) de la lagune de Salses-Leucate.*

LED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**9**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,5**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,11**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2	**3,9**	6		10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3	**0,30**	0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,49**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3	**3,1**	5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**3,1**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**3,8**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**28**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	**0,66**	0,75		1,5		2,5		4,5	

Dans le bassin des Dindilles, le diagnostic estival (Tableau 3. 3) aboutit à un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Ce sont des valeurs légèrement à moyennement élevées des paramètres liés à l'azote inorganique dissous (nitrites et ammonium) qui sont responsables de cet état, ces concentrations ayant été observées uniquement au mois de juin. Les mois suivants, seul l'ammonium demeure sensiblement en excès (bon état) alors que tous les autres paramètres sont au « bleu ». La présence simultanée de nitrites et d'ammonium, même en relativement faibles quantités, indique des apports liés à des eaux résiduaires ou de ruissellement urbain, probable conséquence des fortes pluies enregistrées à la

mi-mai. Cependant, cet enrichissement ponctuel n'a pas eu d'effet sur la production phytoplanctonique.

3.2. Diagnostic par le phytoplancton

Le diagnostic par le phytoplancton pour les trois stations (Tableau 3. 4) confirment les résultats obtenus sur la colonne d'eau. L'état du phytoplancton est qualifié de très bon pour les stations LEN et LED et de médiocre pour la station LES. Pour cette dernière, la grille estivale reproduit uniquement la grille du mois de juin, les deux mois suivants, les valeurs d'abondances phytoplanctoniques sont demeurées au dessous des seuils bon –très bon, confirmant que le déclassement enregistré a été un bloom ponctuel résultant des précipitations enregistrées quelques jours avant le prélèvement.

Tableau 3. 4 : *Grilles estivales (été 2005) de lecture du phytoplancton pour les stations Nord (LEN), Sud (LES) et Dindilles (LED) de la lagune de Salses-Leucate.*

LEN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**9,9**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1,46**	2		5		10		50	

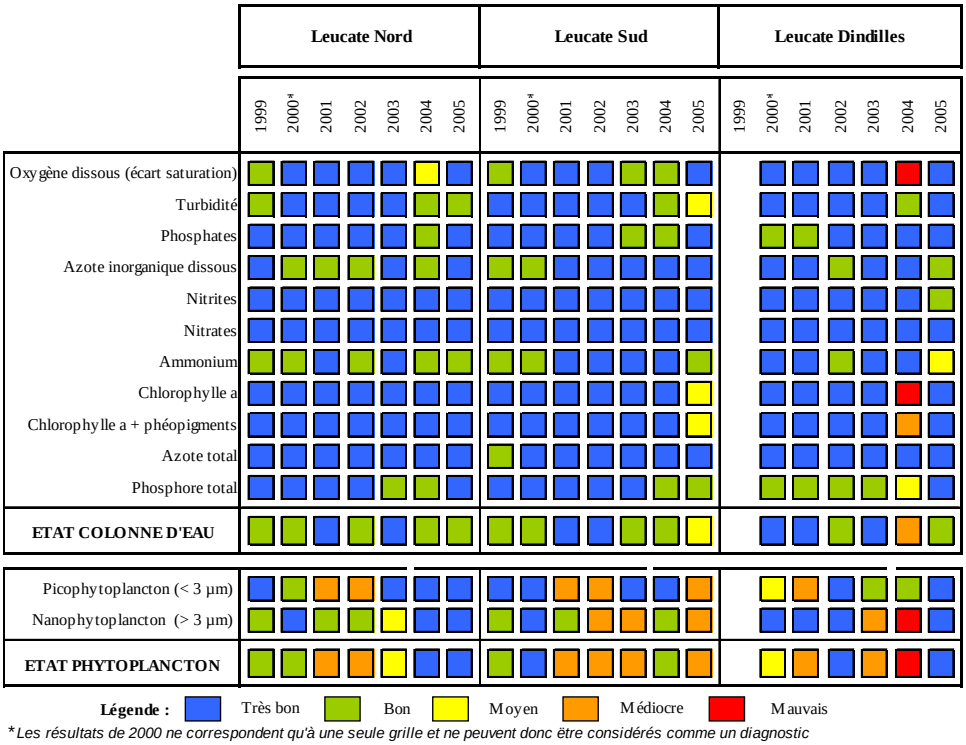
LES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**264**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**15**	50	

LED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**5,7**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**0,31**	2		5		10		50	

3.3. Evolution pluriannuelle

La synthèse de l'ensemble des diagnostics de l'eau et du phytoplancton depuis 1999 (Tableau 3. 5) confirme la stabilité du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation, celui-ci oscillant suivant les années entre un très bon état et un bon état. La situation de dégradation observée en 2004 à la station du bassin des Dindilles ne s'est pas reproduit confirmant son caractère ponctuel suspecté alors (Ifremer, 2005). De la même manière, le bloom observée en 2005 à la station Sud (LES) ne traduit pas une dégradation de ces eaux vis-à-vis de l'eutrophisation mais un simple bloom temporaire sans conséquences sur l'état du milieu.

Tableau 3. 5 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton aux trois stations (LEN, LES et LED) suivies dans l'étang de Salses-Leucate.*



**Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic*

4. Suivi des stations d'épuration

Le suivi des apports polluants par les stations d'épuration a démarré en août 2000. Il visait, en appui au Contrat d'Etang, à alimenter le volet IIC «Suivi de la qualité du milieu» et à accompagner la mise en œuvre du volet Assainissement de ce contrat.

Les stations d'épuration suivies sont celles des communes de Fitou, Salses-le-Château, St-Hippolyte et Le Barcarès (Tableau 3. 6). Le protocole du suivi, les méthodes de calcul et d'évaluation de l'impact du rejet sur les peuplements macrophytes du champ proche, ainsi que les aménagements qui y ont été apportés (fréquence des prélèvements, utilisation des données d'autosurveillance), sont détaillés dans les précédents rapports du RSL (Ifremer 2001, 2002 et 2003). Les prélèvements sont assurés par les exploitants des stations et les analyses réalisées au Laboratoire Départementale des Pyrénées-Orientales.

***Tableau 3. 6** : Principales caractéristiques des stations suivies.*

Caractéristiques	Fitou	Le Barcarès	St Hippolyte	Salses le Château
Exploitant	VEOLIA	VEOLIA	SAUR	SAUR
Année de mise en service	1970	1989	Janvier 1995 Lagunage 1976	1ère tranche 1968 2ème tranche 1975
Capacité nominale (EH)	1 800	55 000	3 000	4 000
Filière de traitement	Biologique	Biologique	Biologique	Biologique
Ouvrages	Boues activées Clarificateur Lagunage	Physico-chimique Biofiltration Lagunage	Boues activées Clarificateur Lagunage	Boues activées Clarificateur Lagunage
Autosurveillance	Non	Oui	Oui	Oui
Milieu récepteur (distance étang)	Etang	Etang	Agouille Ventouse (1900 m)	Agouille Grosse (2000 m)
Actions en cours en vue d'une amélioration du fonctionnement	Travaux sur réseau achevé 2006 : travaux sur la station	Travaux sur réseau achevé Fin 2006 : début travaux sur station	2004-05 : travaux sur réseaux	Travaux sur réseau achevé 2006-07 : travaux sur station

Le déroulement du suivi ainsi que les résultats (analyse et présentation) sont validés par un groupe de travail comprenant des représentants des exploitants des

stations (SAUR et CGE), des SATESE de l'Aude et des P.O., de la MISE de l'Aude, de l'Agence de l'Eau, du SMNLR (Police de l'Eau), de la Région, de Rivage et de l'Ifremer.

En 2005, suite à une erreur sur les feuilles de demandes d'analyse à destination du laboratoire Départementale des Pyrénées-Orientales, un nombre insuffisant de données n'a pu être récolté pour la station de Fitou concernant les paramètres DBO_5, DCO, MES, azote et phosphore pour pouvoir en faire un analyse et une interprétation pertinente.

4.1. Qualité des effluents sortants

Les évolutions des concentrations des différents paramètres suivis pour les quatre stations d'épuration sont regroupées dans la Figure 3. 5.

4.1.1. Escherichia coli

Pour le paramètre *E. coli*, les valeurs guides utilisées sont celle préconisées dans le cadre du SAGE de l'étang de Salses-Leucate qui préconise des seuils de concentrations à ne pas dépasser : 1000 *E. coli*/100 ml en été et 10000 *E. coli*/100 ml en automne, hiver et printemps.

En 2005, les évolutions des concentrations observées dans les effluents des 4 STEP suivies ne montrent pas de différences significatives par rapport aux années précédentes (Figure 3. 5). Les valeurs les plus élevées, largement au-dessus des valeurs guides préconisées par le SAGE, sont enregistrées dans les effluents de la STEP de Fitou avec des maxima au cours de la période estivale. Il faut rappeler qu'à cette station les prélèvements sont réalisés juste à l'entrée de la première lagune en raison de la disparition de l'effluent ensuite par porosité.

Pour les stations de Barcarès et Salses, des dépassements de ces valeurs guides ont été observés surtout en été. A noter, le caractère irrégulier de la qualité microbiologique des effluents de la STEP de Salses qui sont à mettre en relation avec la surcharge hydraulique récurrente que subit cette station, obligeant l'exploitant à opérer régulièrement des by-pass.

Pour la station de St-Hippolyte, les concentrations sont demeurées en permanence en dessous des valeurs guides préconisées dans le cadre du SAGE. En 2005, du point de vue microbiologique, il semble qu'une meilleure efficacité du traitement ait été obtenue pour cette station.

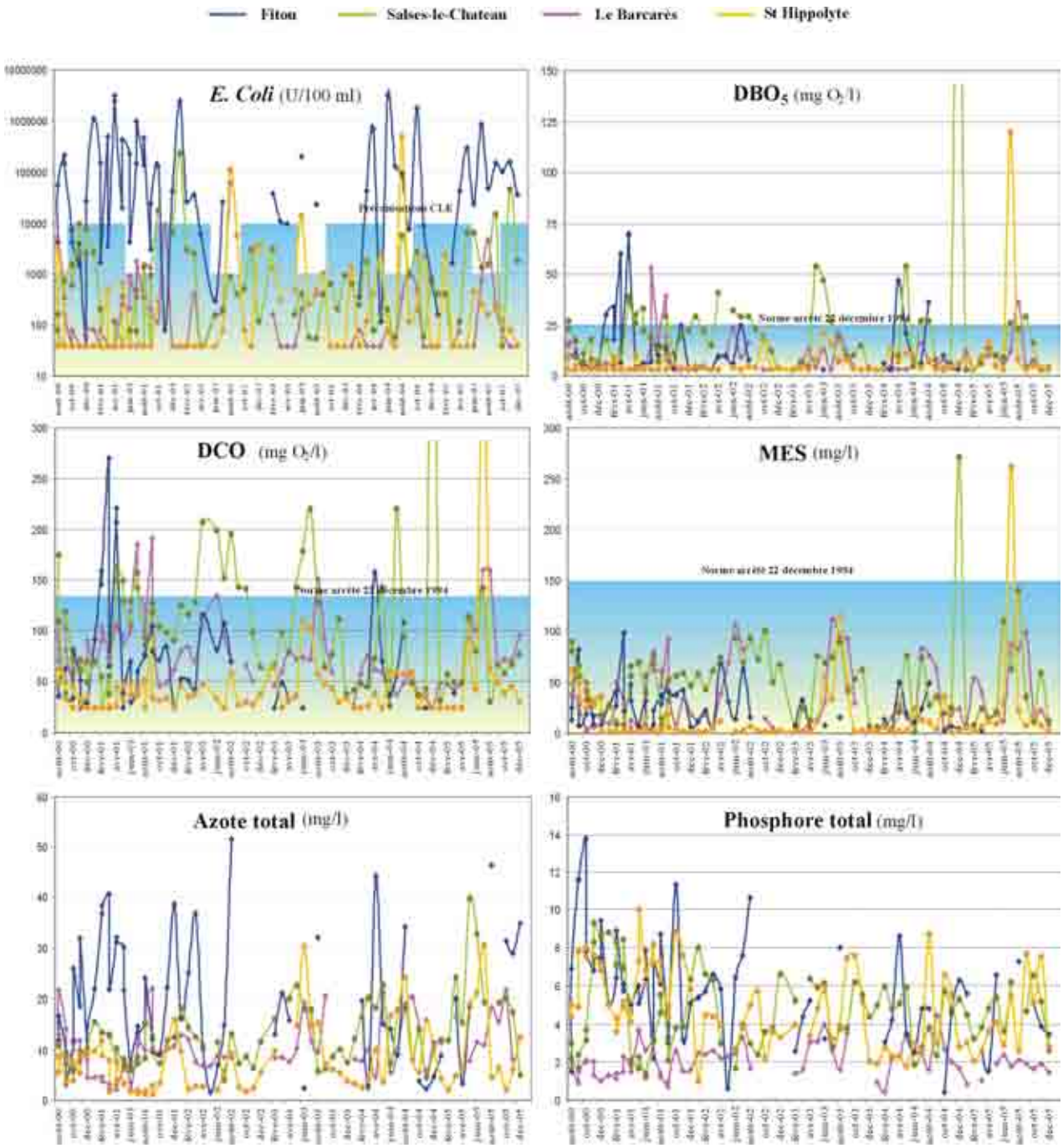


Figure 3. 5 : *Evolution mensuelle (2000-2005) de la qualité des effluents sortants des stations d'épuration de Fitou, du Barcarès, de Salses-le-Chateau et de St Hippolyte.*

4.1.2. DBO_5, DCO et MES

Pour ces trois paramètres (Figure 3. 5), d'une manière générale, les concentrations observées sont demeurées en dessous des normes réglementaires. Seuls quelques dépassements ont été observés pour les trois stations en période estivale, notamment avec de très fortes valeurs enregistrées pour la station de St-Hippolyte au mois de juillet. A noter qu'en moyenne, pour les paramètres DBO_5 et DCO, les concentrations mesurées dans les effluents de la station du Barcarès ont été supérieures à celles des années antérieures.

4.1.3. Phosphore et azote total

Aucune norme réglementaire de rejet n'est imposée concernant l'azote et le phosphore pour les stations d'épuration du pourtour de l'étang de Salses-Leucate.

Concernant le phosphore total (Figure 3. 5), les concentrations sont demeurées au dessous de 8 mg/l pour les stations de Salses, St Hippolyte et Barcarès. Pour cette dernière (traitement physico-chimique abattant le phosphore) les valeurs observées ont même été en permanence inférieures au seuil imposé en « zones sensibles », à savoir 2 mg/l. Pour les deux autres stations, les fluctuations rencontrées apparaissent indépendantes des montées en charge estivale et sont plutôt à mettre en relation avec des montées en charge hydraulique en période de précipitations.

Pour l'azote (Figure 3. 5), pour les stations de Salses et St Hippolyte, les fluctuations des concentrations suivent un schéma saisonnier avec une augmentation en période estivale, mais avec des niveaux en moyenne comparables à ceux observés les années précédentes. Pour les effluents de la station de Barcarès, l'augmentation des concentrations a été régulière de mars à octobre illustrant bien la montée en charge de la station au cours de la période estivale mais avec un étalement qui semble plus ample que les années précédentes, conséquence probable d'une tendance identique de la fréquentation touristique sur cette station balnéaire.

4.2. Estimation des flux apportés à la lagune

Les flux moyens rejetés à la lagune sont découpés en deux périodes - intersaison (d'octobre à mai) et saison estivale (juin n à septembre) – de manière à prendre en compte la saisonnalité en terme de charge entrante consécutive à la fréquentation touristique des communes du pourtour de la lagune.

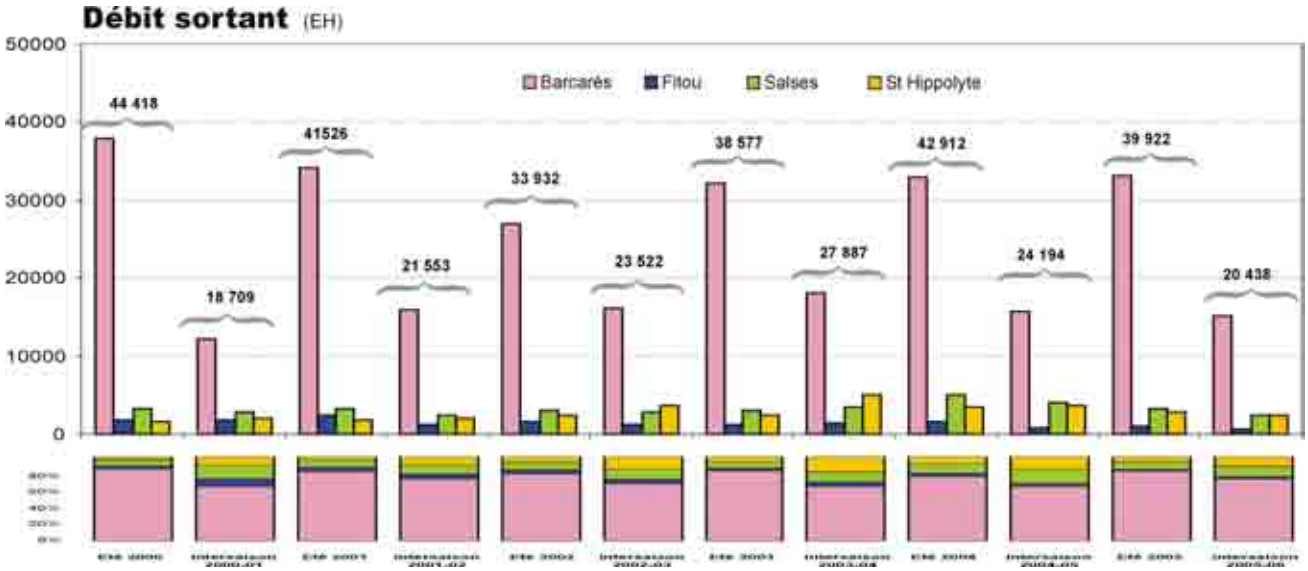


Figure 3. 6 : *Débits moyens et totaux par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 150 l/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

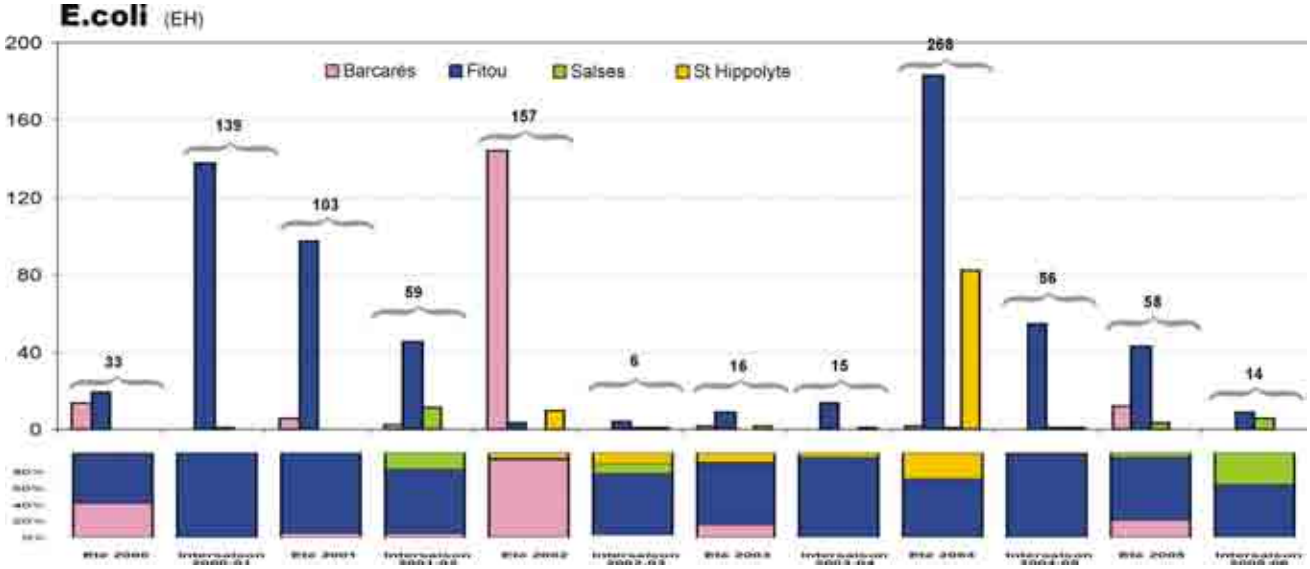


Figure 3. 7 : *Flux moyens et totaux en* E. coli *par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH =* 10^{10} E. Coli*/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

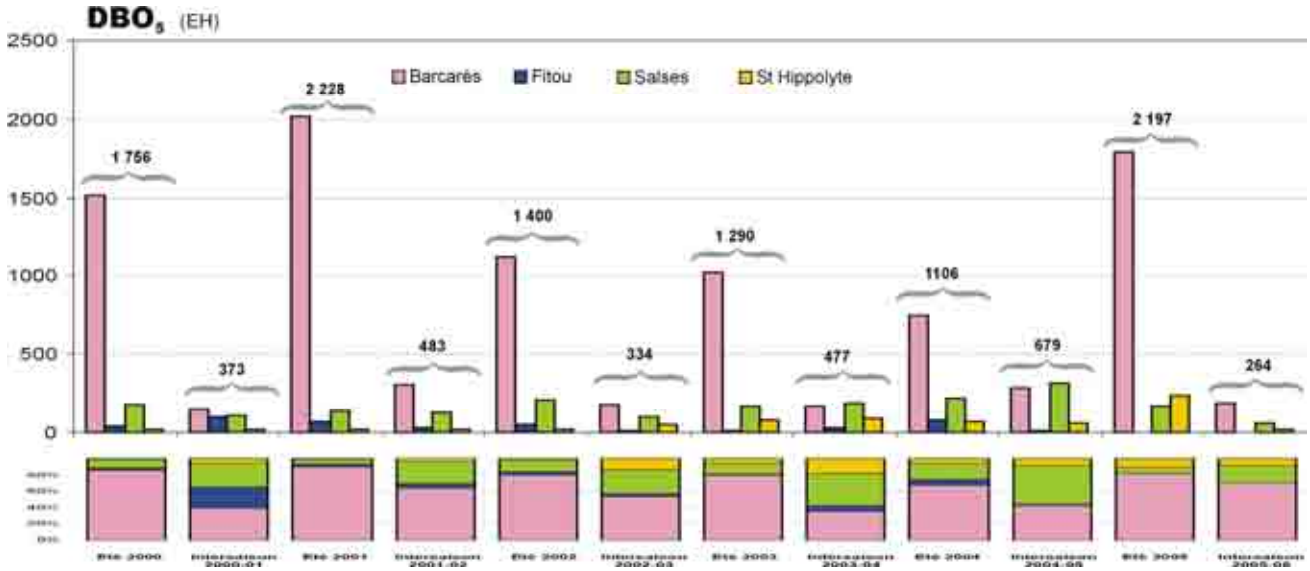


***Figure 3. 8** : Flux moyens et totaux en DBO_5 par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 60 g DBO_5/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

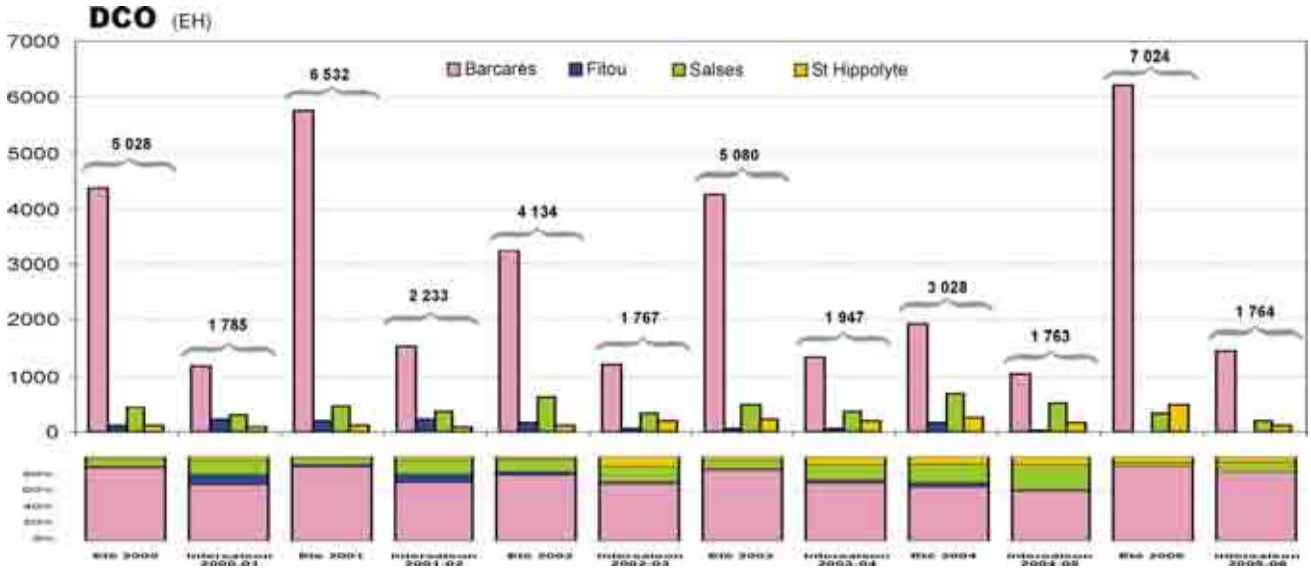


***Figure 3. 9 :** Flux moyens et totaux en DCO par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 120 g DCO/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

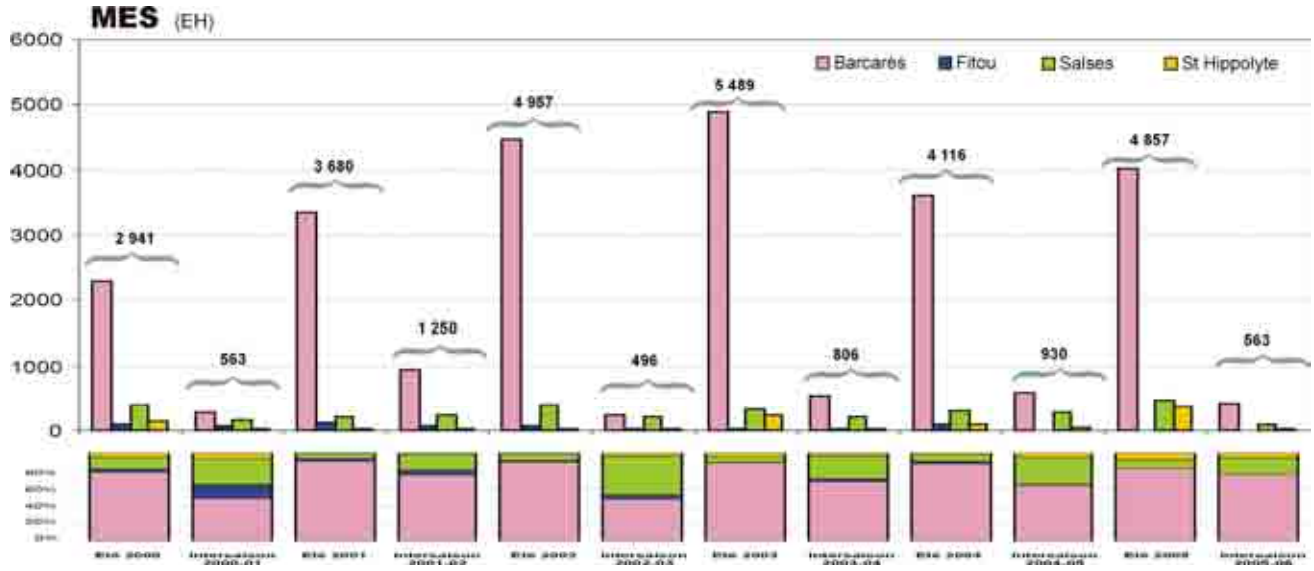


Figure 3. 10 : *Flux moyens et totaux en MES par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 90 g MES/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

4.2.1. Débits

En 2005 (Figure 3. 6), les débits observés aux deux périodes sont comparables à ceux des années précédentes. Sur les cinq ans de suivi, les débits totaux sortants ont été relativement stables avec des valeurs aux alentours de 40 000 EH pour la période estivale et légèrement supérieures à 20 000 EH pour l'intersaison.

4.2.2. Escherichia coli

Les flux en E.Coli (Figure 3. 7) sont très variables d'une année sur l'autre, le niveau du flux total étant fortement inféodé à celui de la STEP de Fitou et sans saisonnalité marquée. En comparaison des flux de débits sortants, les flux microbiologiques apparaissent très faibles puisqu'en 2005 ils n'ont pas dépassé en moyenne 58 EH pour la période estivale, illustrant la bonne efficacité des lagunages pour abattre la pollution microbiologique. Les résultats sur la qualité microbiologique du milieu (voir paragraphe « Autres réseaux ») corroborent cette situation. Néanmoins, il est nécessaire de rappeler la forte sensibilité des coquillages en élevage à la pollution microbiologique.

4.2.3. DBO_5, DCO et MES

Pour la DBO5 et DCO (Figure 3. 8, Figure 3. 9), les flux estivaux calculés en 2005 sont relativement élevés par rapport aux années antérieures et niveaux maxima comparables à ceux mesurés en 2001 ont été atteints. Ces valeurs sont majoritairement dues aux flux issus de la station de Barcarès. Pour la période intersaison, les flux émis sont stables d'une année sur l'autre.

Concernant les MES (Figure 3. 10), les flux estimés pour la période estivale sont comparables à ceux observés en 2004 et donc montrent une certaine tendance à la décroissance et à la stabilité autour d'un flux moyen de 4 500 EH après l'augmentation mise en évidence de 2000 à 2003.

4.2.4. Phosphore et azote total

Les flux en azote (Figure 3. 11) sont similaires à ceux observés en 2004 pour la période estivale ou l'intersaison, avec une forte prédominance de la station du Barcarès au flux total. En terme pluriannuel, des variations interannuelles apparaissent mais aucune tendance de diminution ou d'augmentation des flux ne se dessine.

Concernant le phosphore (Figure 3. 12), pour la période estivale 2005 et par rapport aux deux années antérieures, on enregistre une légère diminution du flux total de phosphore apporté à la lagune. Pour l'intersaison, si le flux total est relativement constant au fil des ans, on note une certaine variabilité de la contribution relative de chaque station, avec en particulier, une contribution de la station de Salses qui augmente régulièrement. En l'absence de traitement approprié du phosphore comme au Barcarès, cette situation illustre l'importance, au-delà de l'efficacité intrinsèque de la STEP, d'une bonne gestion du réseau d'assainissement en amont afin de réduire les risques d'eaux parasites lors des évènements pluvieux, sources importantes de phosphore.

4.2.5. Bilan

Au cours des six ans de suivi, les flux moyens émis à la lagune par les STEP concernées par ce suivi ont peu varié. Les principaux travaux sur les systèmes d'assainissement relatifs à ces stations (réseau ou station) n'ayant été engagés qu'en 2005, leur effet n'est pas encore perceptible. Si l'on s'en tient aux paramètres liés à l'eutrophisation, azote et phosphore, il apparaît évident que la maîtrise des flux passe avant tout par ceux émis par la station de Barcarès principal contributrice au milieu. Néanmoins, pour les autres stations, les flux rejetés peuvent également s'avérer importants suivant les années et non

négligeables au regard de l'eutrophisation du milieu, notamment au niveau des points de débouché des effluents dans la lagune. Ainsi, on peut citer le débouché des STEP de Salses et Fitou dans des zones relativement confinées de la lagune (respectivement anse de la Roquette et de Fitou) ; et au regard de la contamination microbiologique, l'infiltration des effluents de la station de Fitou avec un lien hydraulique (karst) avec la proche zone conchylicole.

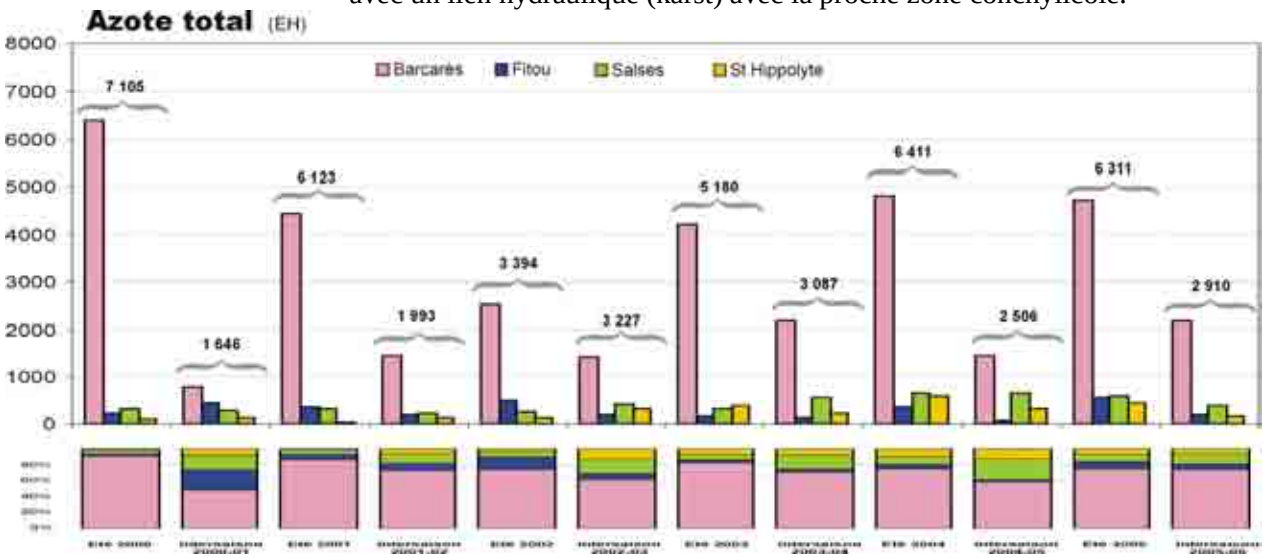


Figure 3. 11 : *Flux moyens et totaux en azote total par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 15g N/j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

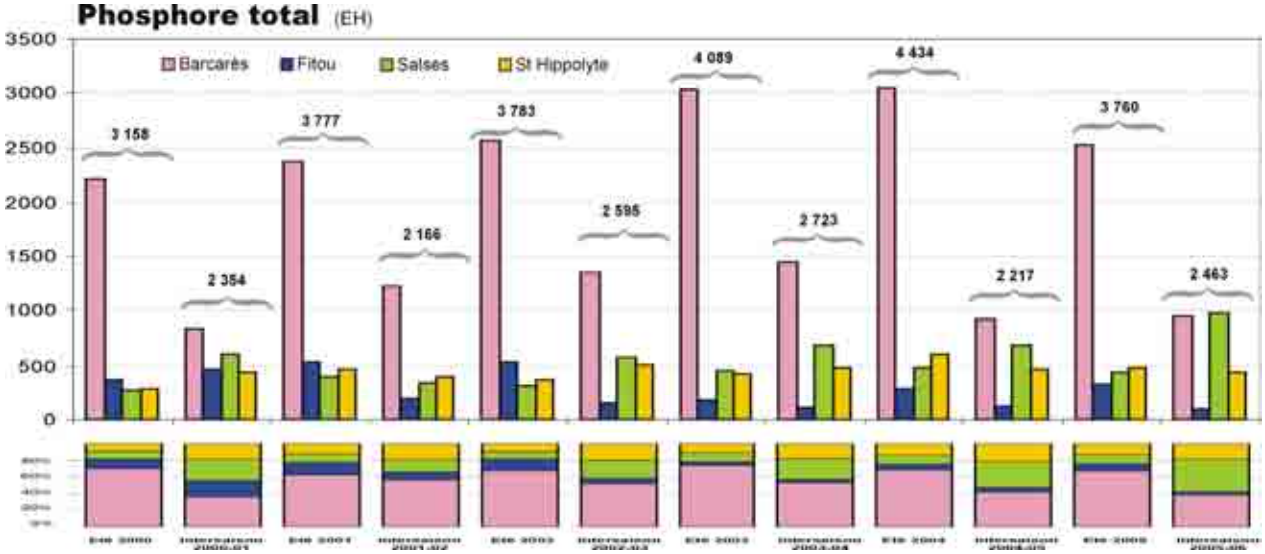


Figure 3. 12 *: Flux moyens et totaux en phosphore total par période (été et intersaison) exprimés en équivalent-habitant (1 EH = 4g P/j j) et contribution relative de chaque station au flux total (diagramme inférieur).*

4.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet

Les campagnes de terrain pour établir le diagnostic simplifié par les macrophytes ont été effectuées respectivement le 3 juillet et le 13 novembre 2005. La campagne d'avant saison estivale a été un peu tardive et est en mesure de perturber les comparaisons avec les années précédentes. Les résultats de ces diagnostics sont reportés dans le Tableau 3. 7.

***Tableau 3. 7** : Résultats 2005 du diagnostic simplifié par les macrophytes dans les différentes zones aux alentours du rejet ou de l'émissaire de rejet.*

Station	Zone	Recouvrement total (%)		Recouvrement climax (%)		Nombre d'espèce		Diagnostic	
		Juil.	Nov..	Juil.	Nov..	Juil.	Nov..	Juil.	Nov.
Barcarès	< 20 m	60	10	0	O	4	5		
	20-50 m	95	20	7	<5	5	3		
	>50 m	95	20	<5	0	4	6		
St Hippolyte	< 20 m	55	10	0	0	2	1		
(agouille Ventouse)	20-50 m	100	50	0	0	2	4		
	>50 m	100	90	<5	<5	5	5		
Salses	< 20 m	100	20	0	0	2	2		
(agouille Grosse)	20-50 m	100	80	0	0	2	2		
	>50 m	100	100	<5	<5	3	3		
Fitou	< 20 m	90	10	0	0	2	3		
	20-50 m	100	90	0	0	2	2		
	>50 m	95	80	<5	<5	6	5		

Légende : Très bon | Bon | Moyen | Médiocre | Mauvais

La couleur noire indique l'impossibilité d'établir un diagnostic en raison du faible recouvrement végétal (< 5%).

Toutes les zones diagnostiquées affichent un état médiocre à mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation quelque soit la zone ou la période. La seule exception à cette règle est la zone 20-50 m du rejet de Barcarès au mois de juillet où la présence de quelques taches d'herbiers de *Zostera noltti* ont permis un diagnostic moyen vis-à-vis de l'eutrophisation.

Dans toutes les zones, ce sont les algues vertes opportunistes qui constituent les peuplements dominants des macrophytes. En juillet ces peuplements étaient bien

développés comme en témoignent les pourcentages de recouvrement végétal alors estimés. Pour les 4 zones, les espèces concernées sont toujours les même avec une organisation fonction de l'éloignement par rapport au rejet. Dans la zone de proche rejet, ce sont les cladophores et les ulves qui dominent avec parfois quelques entéromorphes. Puis au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet, ce sont des peuplements à chaetomorphes qui constituent l'essentiel du recouvrement. A l'automne, on retrouve les mêmes espèces mais avec des pourcentages de recouvrement nettement plus faibles probablement dus aux mortalités et aux processus de sénescence post-estivale.

C'est au niveau du débouché de la station de Fitou où le processus de dégradation des peuplements macrophytes est le plus flagrant à l'échelle pluriannuelle. En 2002 et 2003, les espèces climax, principalement les herbiers de phanérogames, étaient majoritaires représentant aux alentours de 75% des peuplements, ils n'en représentaient plus que 30% en 2004 et moins de 5% en 2005.

5. Autres réseaux de surveillance

5.1. Réseau microbiologique (REMI)

5.1.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevages et programme de suivi REMI

La lagune de Salses-Leucate est découpée en plusieurs zones de pêche et d'élevage dont les délimitations géographiques et les classements sanitaires sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les cartes 1, 2 et 3. Ces classements sont fixés par deux arrêtés préfectoraux :

- n°2003-0989 du 23/04/2003 portant classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département de l'Aude.
- n°2003-2913 du 11/09/2003 portant classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département des Pyrénées-Orientales,

Ces classements s'appuient sur les résultats des études menées en 2000 et 2001 dans le cadre du « Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire » coordonné par le Cépralmar et, pour la zone d'élevage des parcs ostréicoles et les moules de Salses sur les résultats acquis dans le cadre du REMI.

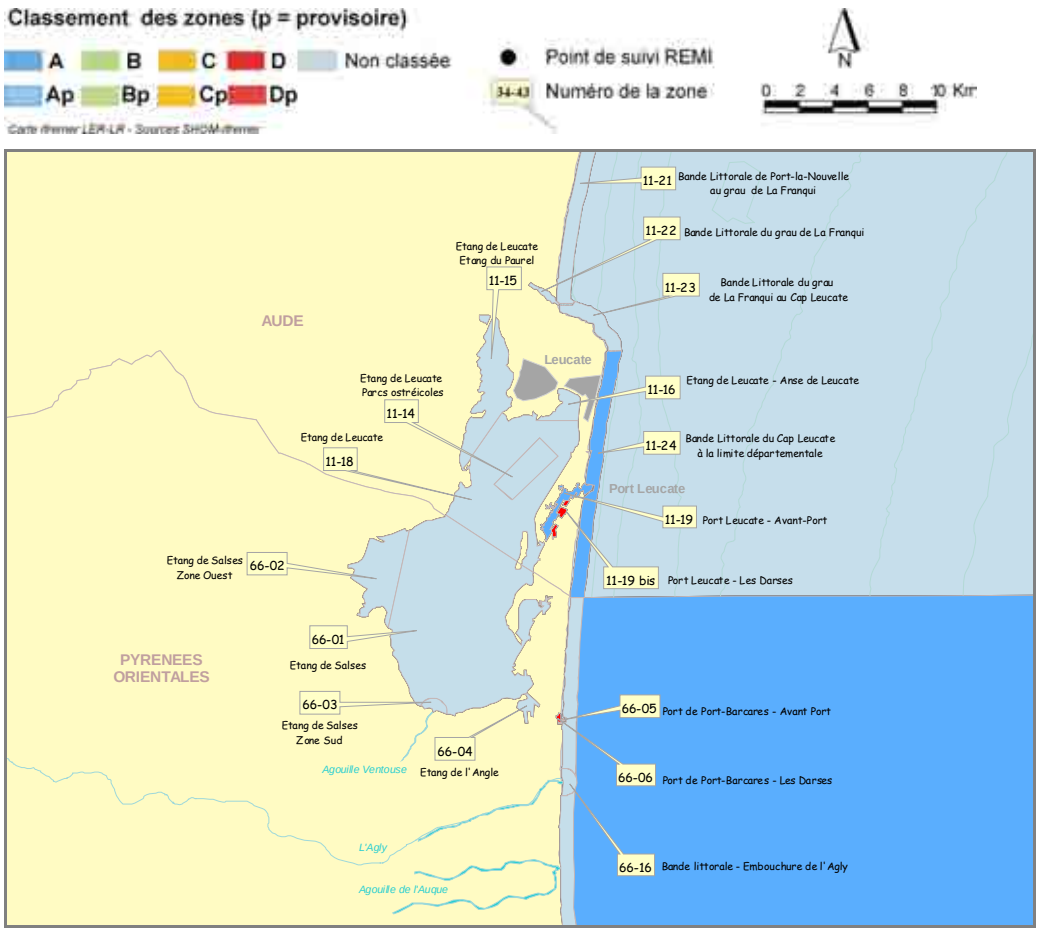


Figure 3. 13 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure de l'Agouille de l'Auque au grau de La Franqui.*

Les zones de pêche ne sont pas classées pour les coquillages du groupe 1 (les gastéropodes, échinodermes et tuniciers) dans la lagune de Salses-Leucate. En conséquence, ce groupe n'est pas suivi dans le cadre du REMI.

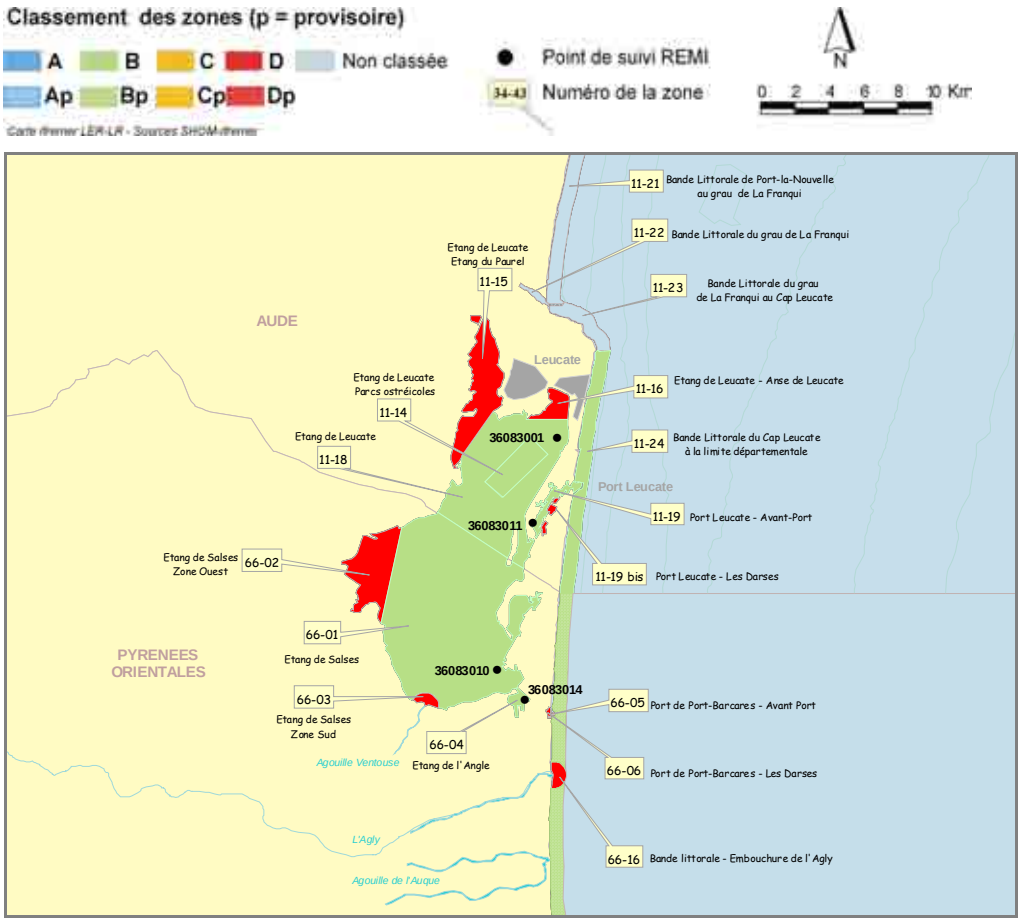


Figure 3. 14 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure.*

La pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 2 (palourdes, clovisses, …) est autorisée dans les parties centrales de l'Etang de Salses et de l'Etang de Leucate, dans les zones de l'Etang de l'Angle et de l'Avant-Port de Leucate. Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers (rapport Cépralmar 2002), la pêche annuelle de palourde dans la lagune de Salses-Leucate est estimée à 7 tonnes et représente environ 27% du chiffre d'affaire des pêcheurs aux petits métiers dépendants de la prud'homie de Leucate.

Afin de mieux gérer les stocks de gisements naturels de palourdes, les prud'homies délivrent des nombres limités de licences de pêche et ont recours à

des fermetures saisonnières des zones, publiées chaque année par la DIDAM Pyrénées-Orientales et Aude.

La surveillance REMI est prévue pour ce groupe pendant les périodes d'ouvertures de la pêche, avec un échantillonnage mensuel de quatre points de prélèvements de palourdes localisés sur les principaux gisements (cf. points REMI sur la carte 2)

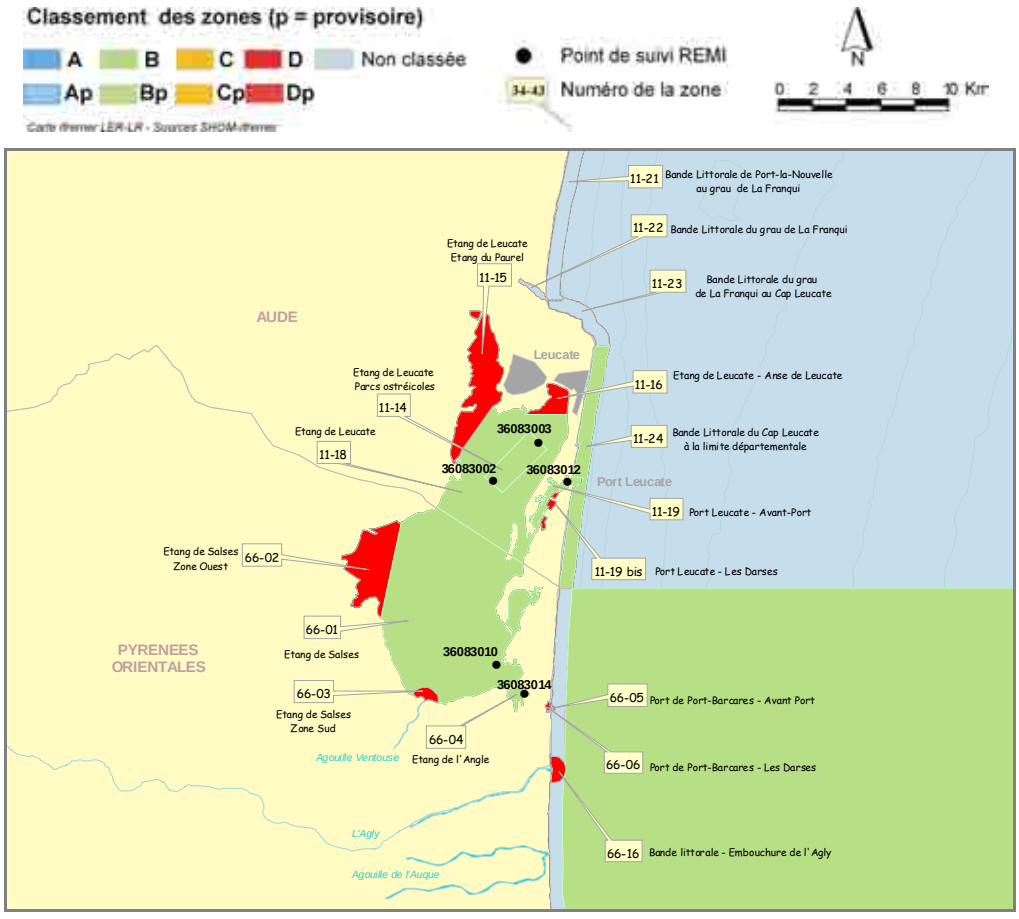


Figure 3. 15 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans les Pyrénées-Orientales et l'Aude, de l'embouchure de l'Agouille de l'Auque au Grau de La Franqui et localisation des points de suivi REMI.*

Comme pour le groupe 2, les coquillages du groupe 3 (essentiellement moules) pêchés dans les zones centrales des étangs de Salses et de Leucate, dans l'Etang de l'Angle et l'Avant-Port de Leucate, sont autorisés à la commercialisation

après purification. L'activité d'élevage d'huîtres et de moules sur les tables conchylicoles de la zone des parcs de Leucate est également conditionnée à ce traitement.

La conchyliculture représente dans cette lagune 50 emplois directs et un chiffre d'affaire annuel de 1.5 millions d'Euros.

La surveillance REMI est prévue pour ce groupe, avec un échantillonnage mensuel de deux points de prélèvements « huîtres » localisés sur les tables conchylicoles au nord et au sud, et 3 points « moules » localisés dans les zones classées de pêche (cf. points REMI sur Figure 3. 15) et suivis pendant les périodes d'ouvertures de la pêche.

5.1.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

Le nombre de résultats acquis en 2005 sur les zones de l'Etang de Salses (palourdes), l'étang de l'Angle (moules et palourdes), l'Avant-port de Leucate (moules et palourdes) et la lagune de Leucate (palourdes) est insuffisant pour permettre leur interprétation. Bien que planifiée depuis la fin du programme régional d'études de zones, la surveillance régulière REMI dans ces zones de pêche n'est pas effective. Elle s'effectue en collaboration avec les prud'homies de Leucate et du Barcarès, chargées de réaliser mensuellement les prélèvements de coquillages sur les points définis. En 2004 et 2005, les points REMI ont été peu ou pas échantillonnés. Compte tenu de l'absence de données en quantité suffisante, la qualité microbiologique de ces zones ne peut être évaluée par le laboratoire ni par conséquent transmis à l'administration pour permettre de vérifier en continu la conformité du classement de ces zones à la qualité microbiologique. Le défaut de suivi ne permet plus à l'Administration de garantir l'état sanitaire de ces zones au regard des contaminations microbiologiques d'origine fécale, ce qui remet en cause la fiabilité des classements sanitaires. Fin 2005, les prud'homies de l'Aude et des Pyrénées-Orientales ont été réunies par les Affaires Maritimes afin d'organiser efficacement cette surveillance en 2006.

Le premier résultat acquis sur des palourdes de la zone de l'Avant-Port de Leucate, suite à l'épisode pluvieux du 05/09/2005 au 07/09/2005, met en évidence une pollution marquée d'origine fécale (29 000 *E.coli*/100 g de CLI le 08/09/2005). Cela a conduit l'Administration à prendre le 12/09/2005 un arrêté portant « interdiction de pêche ramassage, expédition, mise à la consommation humaine des palourdes de l'avant port de Leucate » (arrêté n°2005-11-3022, abrogé le 28/10). Un suivi régulier des zones de pêche de la lagune de Leucate

permettra de caractériser les évènements ou les situations à l'origine d'éventuelles dégradations de la qualité sanitaire de ces zones.

Les résultats bactériologiques obtenus pour le groupe 3 (moules et huîtres) en 2005 pour les zones « Etang de Leucate – Parcs ostréicoles » et « Etang de Salses » sont présentés respectivement sur les Figure 3. 16 et Figure 3. 17. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole étoile. Les symboles qui apparaissent encerclés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E. coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme « fortes précipitations » est utilisé lorsque les précipitations, au niveau de la station de Leucate, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement sont supérieures au quantile 90[1], estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période 2003-2004-2005.

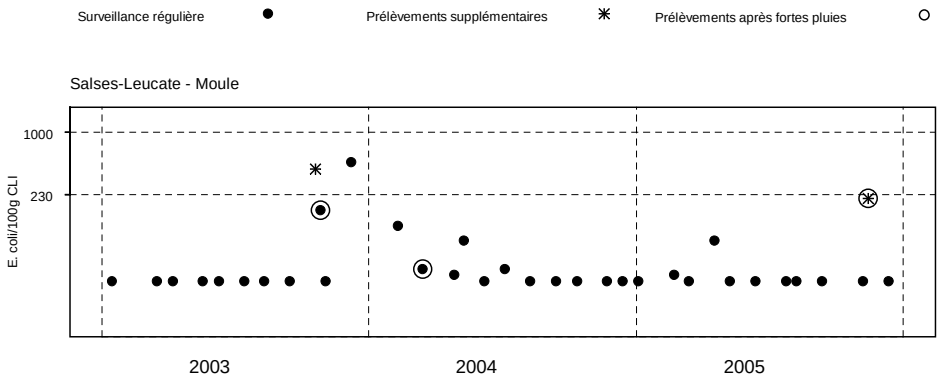


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	33	32	1	0	0	0	0	0	490	17
%		97	3	0	0	0	0	0		

Figure 3. 16 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone de pêche n°66.01 « Etang de Salses » pour le groupe 3 et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.*

[1] Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

Zone 11.14 - groupe 3

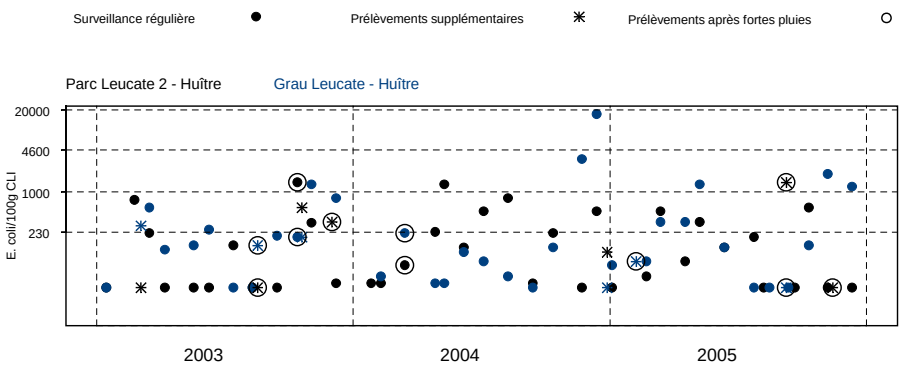


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	70	48	14	7	1	0	0	0	17000	97
%		68.6	20	10	1.4	0	0	0		

ESTIMATION DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE

Arrêté du 21 mai 1999 : B >>>> Fréquence : Bimestrielle

Règlement CE 854/2004 : C

Qualité et Fréquence sont des propositions déduites directement des résultats.
Les prélèvements supplémentaires sont figurés sur le graphe mais ne sont pas pris en compte dans les résultats.

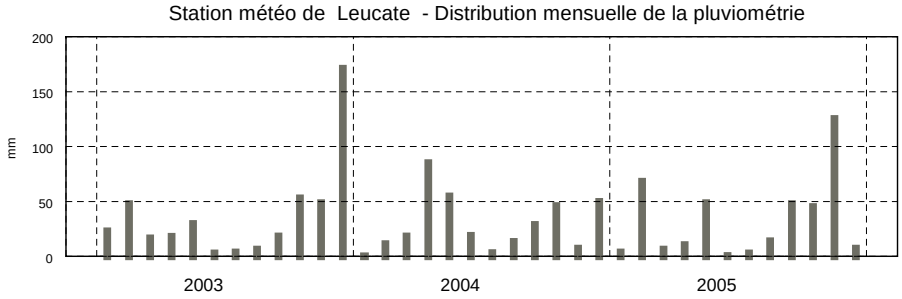


Figure 3. 17 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone de pêche n°11.14 « Etang de Leucate – Parcs ostréicoles » pour le groupe 3***.**

Les moules prélevées au niveau des balises du chenal de navigation de la zone de l'étang de Salses présentent en 2005 une très bonne qualité microbiologique. Aucun pic de pollution n'a été détecté au cours du suivi. Le défaut de suivi des palourdes pêchées dans cette zone ne permet pas d'évaluer la qualité microbiologique pour le groupe 2, ni d'évaluer l'impact d'éventuelles sources de pollution microbiologique sur cette zone. De part la localisation des gisements et la physiologie de l'espèce, les palourdes sont plus sensibles aux pollutions microbiologiques et présentent généralement des profils plus dégradés de contamination fécale.

Les profils 2005 de contamination microbiologique fécale des huîtres de la zone des parcs ostréicoles de la lagune de Leucate sont comparables aux années précédentes. La zone présente des niveaux moyens de contamination et enregistre régulièrement des pics de pollutions, non associés à des évènements météorologiques particuliers. Ces pics de pollution se maintiennent en dessous du seuil réglementaire de mise en alerte de 4 600 *E.coli*/100g de CLI pour cette zone classée B. Aucune alerte n'a été déclenchée en 2005 pour motif de dépassement de ce seuil et les prélèvements supplémentaires effectués suite aux épisodes orageux pluvieux, ne sont pas associés à de fortes contaminations. En 2005, comme en 2004, aucune mesure d'interdiction temporaire de commercialisation des coquillages consécutive à une pollution microbiologique de la zone n'a été prise par l'Administration.

Les sources de pollution pouvant impacter la qualité microbiologique des zones de pêche et d'élevage de la lagune de Salses Leucate ont été identifiées dans le SAGE de Salses-Leucate :

- les systèmes d'assainissement des communes qui rejettent leurs effluents dans l'étang (cf. Partie 4 : « Suivi des stations d'épuration »),
- les vidanges des eaux usées de campings-cars qui stationnent de façon sauvage sur les bords de l'étang. Un plan de gestion et un schéma d'assainissement de l'accueil des campings-cars a été réalisé à l'initiative et de la commune de Leucate, il n'est pas à l'heure actuelle totalement appliqué,
- les rejets des eaux usées des cabanes situées sur le pourtour de l'étang présentant des risques localisés de pollution. Une campagne de « décabanisation » menée sur la commune de Leucate a conduit à réduire les apports liés à cette source et une démarche de diagnostic de la cabanisation pour évaluation des actions à mener est actuellement conduite par RIVAGE.

Les études menées dans l'étang de Leucate n'ont pas permis jusqu'à ce jour d'identifier précisément l'origine des pollutions microbiologiques des parcs ostréicoles. L'hypothèse d'une contamination par des eaux issues du sous-sol, circulant dans l'ensemble karstique des Corbières Orientales est avancée. Au gré des résurgences immergées, l'eau douce polluée par des infiltrations d'eau de

lagunage des stations d'épurations ou des sources diffuses serait la principale source de contamination (rapport BRGM/RP-50003-FR).

5.1.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

De façon transitoire, en 2006, et dans l'attente d'instructions DPMA[2]-DGAL[3] spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement 854/2004 (cf. annexe 1).

En raison du nombre insuffisant de résultats acquis sur l'ensemble des zones de pêche ou d'élevage de la lagune de Salses-Leucate, la qualité bactériologique ne peut-être estimée que pour les zones n° 11.14 « Etang de Leucate – Parcs ostréicoles » et n°66.01 « Etang de Salses » uniquement pour l'espèce moule.

La deuxième partie des Figure 3. 16 et Figure 3. 17 résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus dans la zone sur les trois dernières années en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière.

Il ressort de l'analyse des 70 données acquises en surveillance régulière dans la zone conchylicole n° 11.14 « Etang de Leucate – Parcs ostréicoles », que la qualité microbiologique estimée de cette zone est B pour la période 2003-2004-2005 selon l'arrêté du 21 mai 1999, conformément à son classement actuel.

La prise en compte des seuils de la nouvelle réglementation européenne déclasse la qualité estimée de cette zone en C. Aucune tolérance de dépassement des seuils microbiologiques n'est acceptée dans la nouvelle réglementation pour un maintien du classement sanitaire en B, or un dépassement du seuil de 4 600 *E.coli*/100 g de CLI est enregistré en surveillance régulière en décembre 2004 sur la zone.

[2] Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

[3] Direction Générale de l'Alimentation

L'analyse selon l'arrêté du 21 mai 1999, des 33 données acquises en surveillance régulière dans la zone de pêche n°66.01 classe l'étang de Salses en qualité estimée A, pour le groupe 3. L'application des nouveaux seuils réglementaires modifie cette estimation en B, en raison du dépassement du seuil de 230 *E.coli*/100 g de CLI enregistré en surveillance régulière en 2003 dans la zone.

5.2. Réseau phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

1/ la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains évènements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité…).

2/ le suivi des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques :

- *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques)
- *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques)
- *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante)

En 2005, l'abondance en phytoplancton est plus faible qu'en 2002 et 2003 mais plus forte qu'en 2001 (Figure 3. 18, Figure 3. 19). Ces variations sont liées aux conditions météorologiques qui diffèrent d'une année sur l'autre. Comme chaque année depuis 1994, l'étang de Salses-Leucate a connu un épisode de développement de *Dinophysis* (producteur de toxine diarrhéique).

Les moules récoltées dans le sud de l'étang (Salses) sont les plus contaminées (Tableau 3. 8). Les moules de l'étang de Leucate (zone des parcs ostréicoles) se ont été contaminées plus tardivement (pic de toxicité en décembre). Les huîtres creuses ont été contaminées fin décembre et le phénomène a été relativement court. Début janvier 2006, les moules de l'étang étaient toujours toxiques.

Contrairement aux années précédentes la commercialisation des huîtres creuses n'a pas été interrompue par cette épisode. Un protocole de mise en sauvegarde des huîtres a été mis en place. Les producteurs ont placé en bassin (alimenté en eau de forage exempte de *Dinophysis*) des huîtres non toxiques leur permettant d'assurer les ventes pour le réveillon du jour de l'an. Néanmoins il sera nécessaire d'améliorer le système d'avertissement pour assurer une meilleure anticipation du phénomène. Une recherche de la toxine directement dans le milieu marin (système SPATT constitué de résine qui « capte » la toxine libre) ou dans le plancton permettrait d'améliorer le passage en alerte et d'éviter une mise en sauvegarde trop tardive des huîtres qui seraient alors toxiques et non commercialisables.

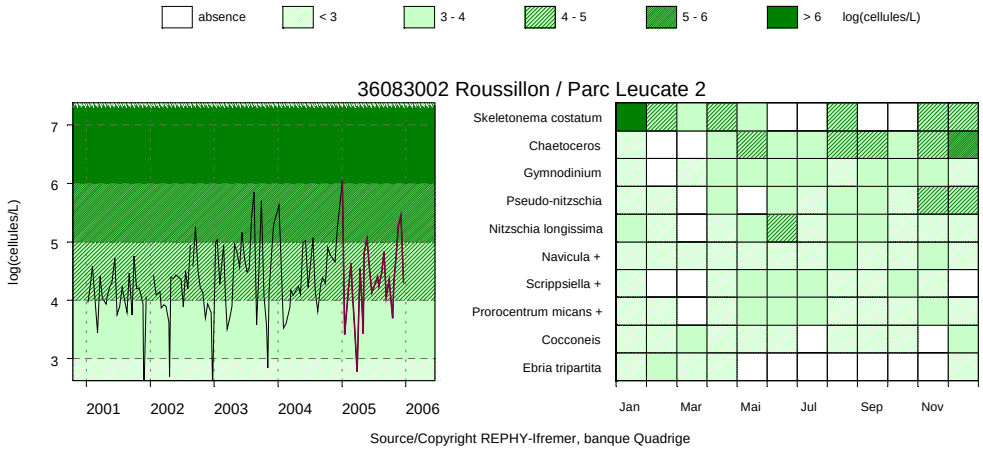


Figure 3. 18 *: Abondances totales phytoplanctoniques sur 5 ans et abondance des dix taxons dominants en 2005 mesurées dans le cadre du REPHY dans l'étang de Salses-Leucate à la station « Parc Leucate 2 ». Ces taxons sont ordonnés de haut en bas en fonction de leur indice de Sanders (le taxon en première ligne est jugé le plus caractéristique du point pour l'année 2005).*

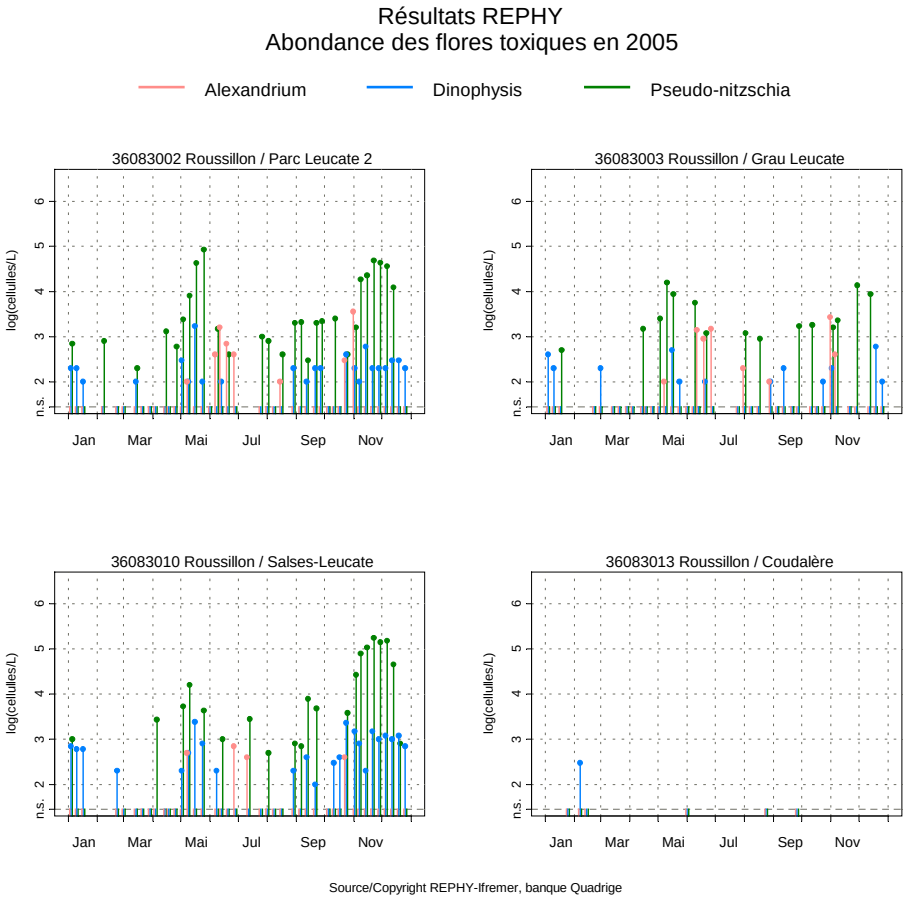


Figure 3. 19 : *Abondances cellulaires de espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Salses Leucate (année 2005).*

En parallèle, un programmes de recherche sur la détoxification des coquillages est en cours. Mais son passage au stade « industriel » prendra du temps.

Les autres genres toxiques (*Alexandrium* et *Pseudonitzschia*) sont observés dans l'étang mais à une concentration inférieure au seuil d'alerte.

Tableau 3. 8 : *Résultats des tests de toxicité effectuées sur les coquillages de la lagune de Salses-Leucate dans le cadre du REPHY en 2005.*

Toxines diarrhéiques (DSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
36083002	Parc Leucate 2													
36083002	Parc Leucate 2													
36083010	Salses-Leucate													
36083010	Salses-Leucate													
36083013	Coudalère													

Toxines amnésiantes (ASP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
36083010	Salses-Leucate													

pas d'information — toxine non détectée — toxine présente en faible quantité — toxicité

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

5.3. Réseau National d'Observation

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu.

Ce suivi a démarré depuis 1981 sur la lagune de Salses-Leucate, à la fois sur les sédiments à raison d'une campagne tous les dix ans et sur les organismes filtreurs

(moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre). .Depuis 2002, de nouveaux contaminants sont recherchés pour la matière vivante, il s'agit de l'argent, du chrome, du nickel et du vanadium.

Concernant les résultats présentés dans le présent rapport, les dernières données prises en compte datent de février 2005 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques).

Pour les sédiments, la dernière campagne date de 1995-1996, les résultats ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (IFREMER, 2003) . La prochaine campagne aura lieu en avril 2006.

Dans le cas d'échantillonnages réalisé en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparée aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminant mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis dans l'annexe 2. La provenance et la toxicité des différents contaminants sont également fournis dans l'annexe 2.

Pour les trois métaux (Pb, Cd, Hg) pour lesquels des seuils fixés pour la protection du consommateur existent, les concentrations mesurées dans les moules sont inférieures aux seuils en vigueur (cf annexe 2).

La teneur en cadmium demeure supérieure à la médiane nationale de 150 et la tendance à l'augmentation observée depuis 1995 semble se confirmer (Figure 3. 20). Une attention particulière devrait être apportée à la contamination par ce métal avec une identification des sources potentielles autour de la lagune. Pour les autres métaux, la tendance d'évolution est à la diminution ou la stabilité.

Les concentrations en lindane et DDT (et dérivés : DDD, DDE) ont sensiblement diminué ces dernières années et semblent maintenant stabilisées. La teneur en fluoranthène tend à diminuer.

En ce qui concerne les nouveaux contaminants recherchés, la teneur en nickel est environ 210% supérieur à la médiane nationale alors que pour l'argent, le chrome et le vanadium, les teneurs mesurées sont inférieures à la médiane nationale.

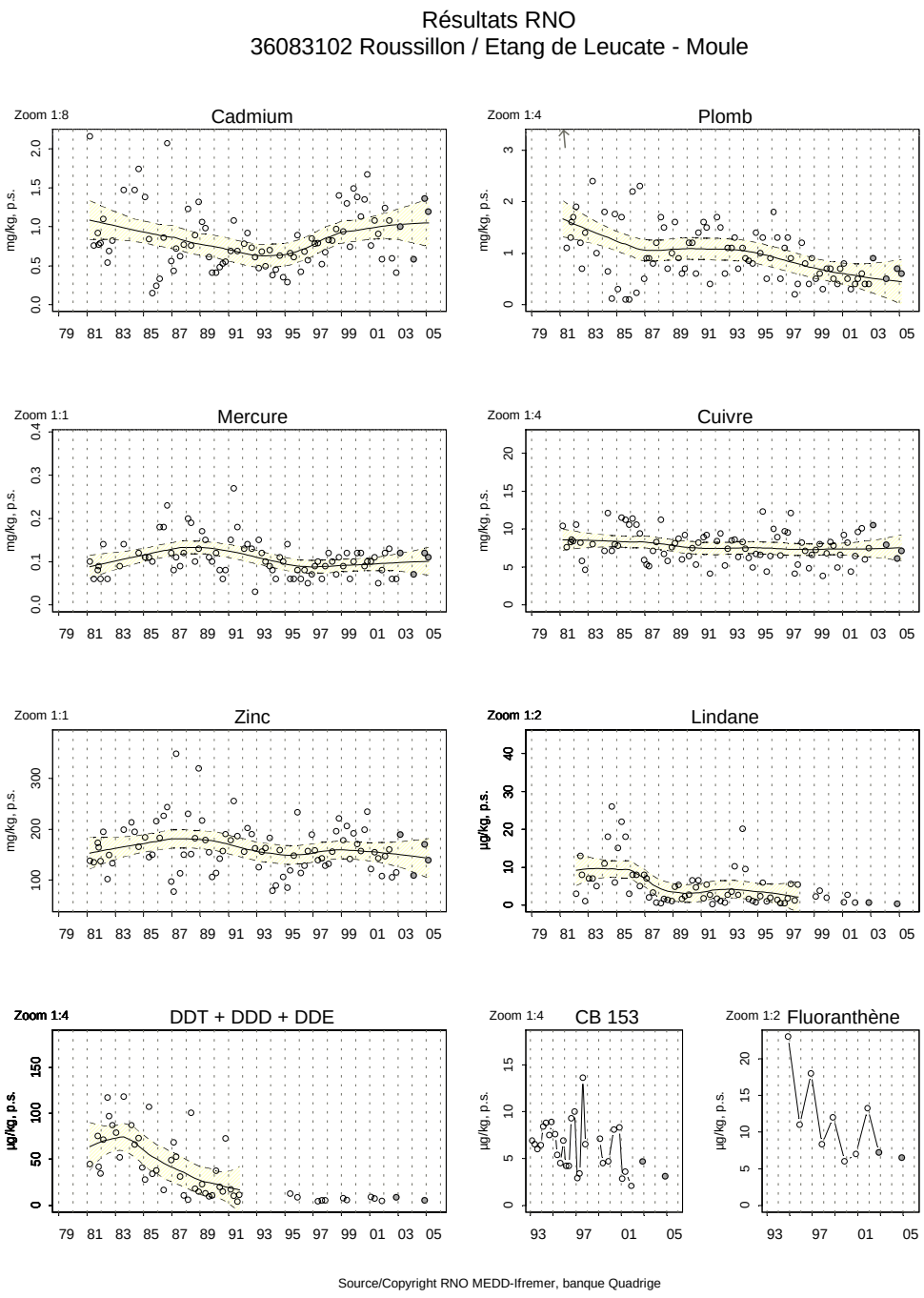


***Figure 3. 20** : Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules de la lagune de Leucate.*

5.4. Reseau Pathologie des Mollusques (REPAMO)

5.4.1. Suivi de la ressource :

Le suivi de base des mollusques, mis en œuvre par le REPAMO, permet de disposer d'informations sur l'état zoosanitaire des coquillages en dehors des épisodes de mortalités (situation de crise) dans le but de garantir des échanges commerciaux sans risque zoo sanitaire. Il répond à des obligations réglementaires mentionnées dans la Décision Européenne 95/70/CE. En 2004 et 2005, le suivi a porté sur la palourde (*Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum*) et en particulier son infestation par le parasite *Perkinsus olseni*, infection nouvellement inscrite sur la liste des maladies à déclaration obligatoire (Décision 2003/83/CE).

Sur le littoral français, 6 secteurs de suivi ont été identifiés, dont 2 en Méditerranée, la lagune de Thau et l'étang de Salses-Leucate.

Dans l'étang de Salses-Leucate, 3 points de prélèvements (de 30 individus) ont été échantillonnés en 2004 et 2 en 2005. Le nombre de coquillages analysés permet de détecter le pathogène avec une prévalence minimale de 2% pour un intervalle de confiance de 95%.

Pour chaque point, 3 paramètres ont été suivis :

- taille et poids du mollusque,
- examen macroscopique de la coquille pour recherche de l'anneau brun (VP1),
- recherche de *Perkinsus olseni* sur les branchies par la technique quantitative au thioglycolate.

Les résultats obtenus en 2004 pour *Perkinsus olseni* confirment ceux observés lors d'examens antérieurs, à savoir une très forte contamination (prévalence apparente de 100% sur les 3 points) des mollusques de l'étang de Salses-Leucate par le sporozoaire.

En 2005 les résultats confirment ceux obtenus en 2004 sur les points Leucate grau et Leucate port, (prévalence apparente supérieure à 95%). La présence de l'anneau brun est anecdotique.

An cours des 2 années, aucune mortalité anormale de palourdes n'a été déclarée sur le secteur.

5.4.2. Mortalités :

Un seul cas de mortalité anormale a été signalé en juin par un professionnel de l'étang de Leucate, sur des huîtres creuses d'âge inférieur à 1 an. Les examens réalisés par le laboratoire IFREMER de La Tremblade (17) ont révélé la présence

de bactéries du genre *Vibrio* sur 1 huître moribonde mais aucune n'était majoritaire. L'herpès virus fréquemment observé chez *C. gig*as a été détecté, ici aussi, sur des individus moribonds. Le virus de type herpès peut être suspecté dans les mortalités de naissain mais d'autres facteurs (physiologiques, zoo techniques ou environnementaux) ont pu jouer un rôle direct ou indirect dans ces mortalités.

6. Conclusions

Les résultats du diagnostic de l'eau et du phytoplancton font encore, en 2005 état d'un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la lagune de Salses-Leucate. L'état de la lagune est stable depuis 5 ans.

De la même façon, la qualité microbiologique de la lagune se maintient également depuis plusieurs années mais elle ne suffirait à éviter un déclassement sanitaire de la lagune au regard de l'évolution de la réglementation européenne.

Les suivis des stations d'épuration montrent qu'en 5 ans, avec l'achèvement du premier contrat d'étang, les flux de pollution émis via l'assainissement collectif sont restés constants pour les 4 stations suivies et globalement réduits considérant le raccordement de la STEP de Leucate village à celle de Port-Leucate. Cependant, un nombre important de dysfonctionnements demeurent sur certaines stations d'épuration. Il apparaît donc que l'effort en terme de réduction des flux polluants issus de l'assainissement collectif et individuel sont encore nécessaires afin de préserver la bonne qualité de ce milieu et les activités traditionnelles qui l'exploitent.

Etant un des objectifs du prochain contrat d'étang, on ne peut être qu'optimiste quant au maintien d'une bonne qualité écologique et sanitaire du milieu.

Même si la mise en place d'un protocole de sauvegarde a permis en fin d'année de réduire l'impact économique de la toxicité liée au *Dinophysis,* la présence de cette espèce de manière quasi-permanente tout au long de l'année et d'épisodes de toxicités récurrents demeure un problème environnemental majeur pour la pêche et la conchyliculture sur ce milieu.

7. Références bibliographiques

BRGM, 2000. Recherche de l'origine de la contamination bactériologique de l'étang de Salses-leucate.

Cépralmar, 2002. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.

Cépralmar, 2003. Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire. Rapport final. Novembre 2003.

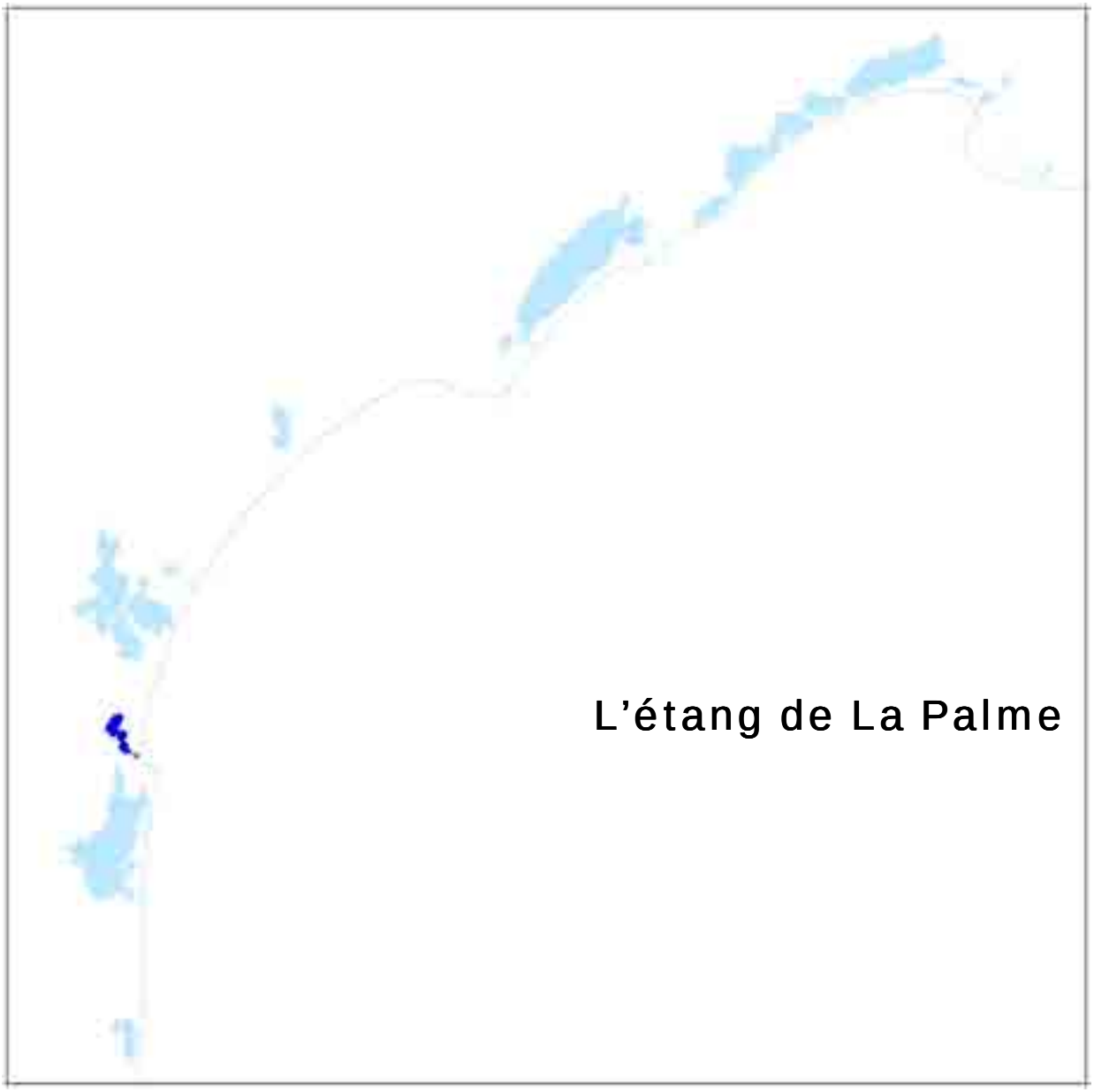
Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.

SAGE de l'étang de Salses-Leucate, 2004. Document validé par arrêté préfectoral n°2004-11-1650 du 07/07/2004.



L'étang de La Palme

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 87

2. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 90

3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 91

4. EVOLUTION PLURIANNUELLE 91

5. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 92

6. CONCLUSION 94

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 95

1. Introduction

Au sein des lagunes du Languedoc-Roussillon, cette lagune est l'une des plus préservées, à la fois de l'eutrophisation et de la contamination chimique. Le diagnostic complet de l'eutrophisation mené en 2002 a confirmé cet état de préservation au moins vis-à-vis de l'eutrophisation (Ifremer, 2003), et à l'exception d'une contamination par l'ammonium en 2003 suite à un dysfonctionnement identifié de la station d'épuration de la commune de La Palme, le diagnostic de l'eau a toujours indiqué que ce milieu était épargné de l'eutrophisation. Même si de nombreux aménagements (salins, voie ferroviaire, route,..) ont altéré son intégrité physique et favorisent le comblement de sa partie sud (Wilke, 2000), cette lagune a été retenue comme site de référence pour les masses d'eau de transition de type lagunaire pour le bon état écologique au titre de la Directive Cadre sur l'Eau.

En 2005, a été réalisé dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, un diagnostic de l'eau et du phytoplancton, et un diagnostic simplifié des macrophytes.

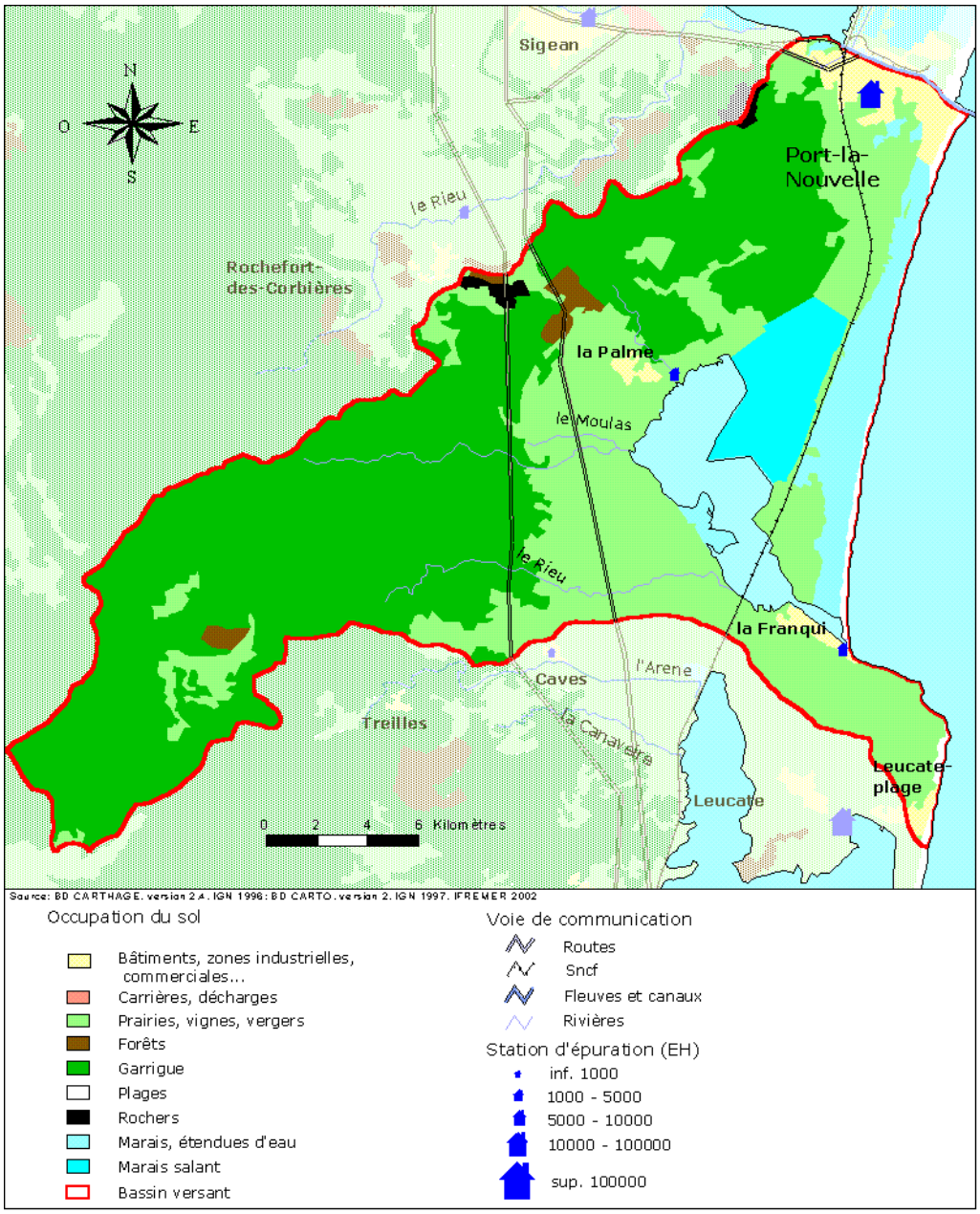


Figure 4. 1 : *Présentation de la lagune de La Palme et de son bassin versant.*

Figure 4. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de La Palme.*

2. Diagnostic de la colonne d'eau

Au cours de l'été, la salinité au niveau de la station suivie dans l'étang de La Palme a augmenté régulièrement passant de 23, 5 au mois de juin à 37,6 au mois d'août. La température de l'eau a connu un maximum au mois de juillet (26,2°C).

En 2005, la grille de l'eau pour la lagune de La Palme présente un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 4. 1). C'est le paramètre ammonium, et par incidence le paramètre NID, qui est responsable de ce déclassement. La concentration maximale en ammonium retenue pour la grille estivale a été observée au mois d'août. L'augmentation des concentrations a été régulière tout au long de l'été avec des niveaux correspondant à l'état médiocre dès le mois de juillet. Les autres paramètres affichent pour la majorité des valeurs correspondant à des états très bons, et dans une moindre mesure à des états bons.

Ce déclassement de l'état de la colonne d'eau est très similaire à celui observé en 2003 sur cette même lagune où un fort enrichissement en ammonium de la colonne d'eau avait conduit à conclure à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. La présence de concentrations élevées en ammonium signe des apports d'origine urbaine liés aux stations d'épuration. Les mesures d'autosurveillance de la STEP de La Palme (communication BRL –SMNLR) font état de très fortes concentrations en ammonium dans les effluents sortants aux mois de juillet et août 2005 avec des niveaux 5 à 6 fois les valeurs normalement mesurées. Même si la STEP de la Franqui connaît également des dysfonctionnements chroniques, il est fortement probable qu'il y a une relation directe entre les concentrations en ammonium dans la lagune et les flux émis par la STEP de La Palme.

Tableau 4. 1 : *Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau pour la lagune de La Palme (LAP).*

LAP			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**6**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**3,7**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,34**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10	**12**	20	
NITRI	(µM)	0	**0,19**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,27**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**12**
Chl-a	(µg/l)	0	**2,7**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**3,4**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0		50	**58**	75		100		120	
PT	(µM)	0	**0,74**	0,75		1,5		2,5		4,5	

3. Diagnostic du phytoplancton

La grille estivale du phytoplancton indique un très bon état pour la lagune de La Palme en 2005 (Tableau 4. 2). Les fortes concentrations en ammonium observées n'ont pas eu d'impact majeur sur les abondances phytoplanctoniques dans la mesure où aucun déclassement n'est enregistré pour le phytoplancton et même si les abondances de picophytoplancton ont septuplé entre le mois de juin et le mois d'août. Cependant, un tel accroissement estival a déjà été constaté dans cette lagune au cours des années antérieures.

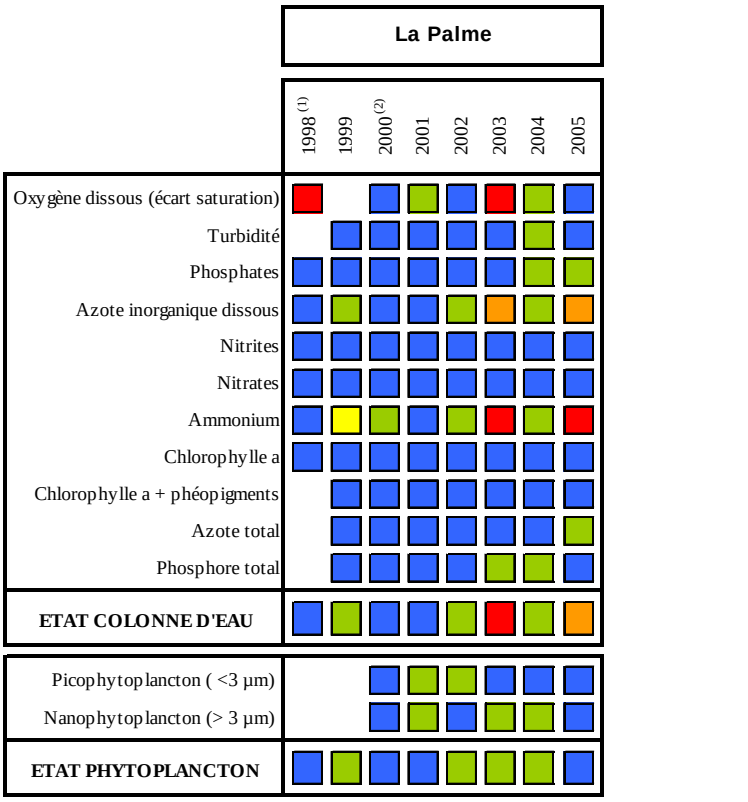
Tableau 4. 2: *Grille estivale (été 2005) pour le phytoplancton pour la lagune de La Palme (LAP).*

LAP			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**13,9**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**0,78**	2		5		10		50	

4. Evolution pluriannuelle

Le tableau 4.3. présente l'ensemble des diagnostics de l'eau et du phytoplancton depuis 1998.

Malgré la phase de pollution de cette année et celle de 2003, ce milieu ne montre aucun signe d'eutrophisation. Même les apports d'ammonium observés cette année n'ont pas eu de répercussions puisqu' aucun bloom phytoplanctonique n'a été initié.



(1) Souchu et al., 2000

(2) Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille et ne peuvent donc ëtre considérés comme un diagnostic

Tableau 4. 3 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de La Palme.*

5. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Le précédent diagnostic des communautés macrophytes a eu lieu en 2002 lors du diagnostic complet de la lagune de La Palme (Ifremer, 2003). Celui-ci avait conclu à un très bon état des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation avec une couverture végétale élevée et une richesse spécifique satisfaisante. Les herbiers de phanérogames (*Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa*) et de characées constituaient les peuplements dominants.

En 2005, lors de la campagne de terrain, il a été observé une très forte diminution du niveau du plan d'eau, probablement suite au déficit hydrique qui a caractérisé cette année. Sur les bords, de grandes surfaces étaient émergées avec des herbiers et des acétabulaires séchant. Sur les 12 zones examinées (Figure 4. 3), trois présentent une couverture végétale insuffisante pour établir un diagnostic. Sur les 9 autres, le taux de recouvrement est relativement faible (moyenne 35,3%) et en

diminution par rapport au diagnostic de 2002. Le diagnostic simplifié des macrophytes révèle cependant un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation pour chacune d'entre-elles. L'état des macrophytes pour la lagune de La Palme est donc très bon vis-à-vis de l'eutrophisation.

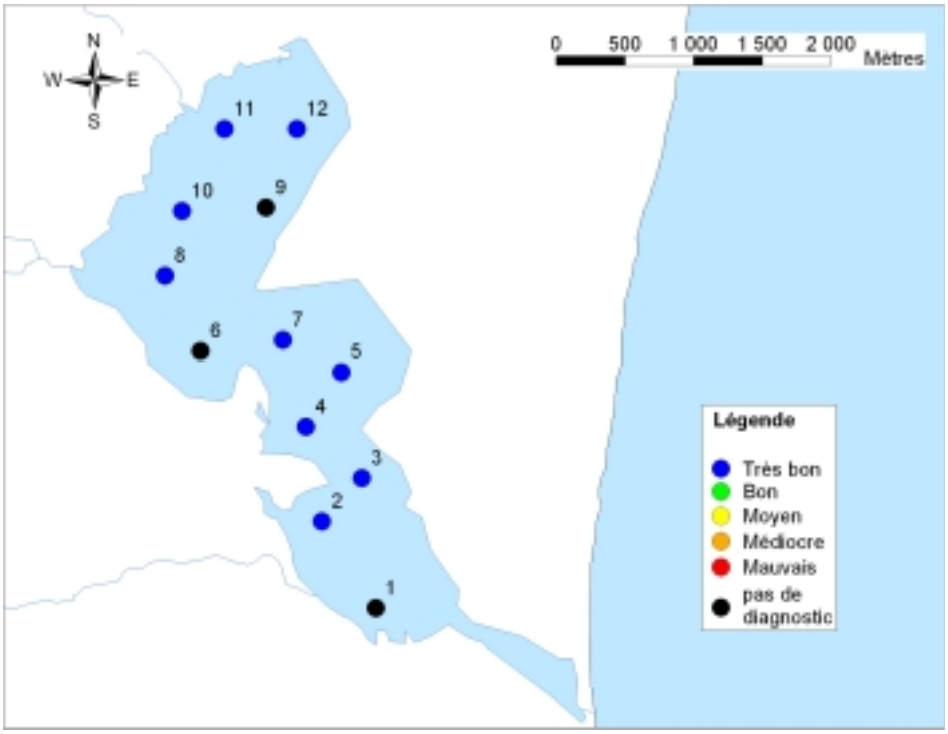


Figure 4. 3. *Distribution des états des macrophytes dans la lagune de La Palme en 2005. La couleur noire indique un recouvrement végétal inférieur à 5% interdisant tout diagnostic.*

Du point de vue de la richesse spécifique, au total, 6 espèces ont été observées lors du diagnostic (Tableau 4. 4) contre 10 en 2002. Les herbiers à *Zostera* et à *Ruppia*, monospécifiques ou mixtes (plutôt dans la partie sud de la lagune), demeurent les peuplements dominants. Cependant, ils présentent une répartition clairsemée, en tâches alors qu'en 2002 ils recouvraient entièrement de large surface. Les macroalgues sont représentées par les acétabulaires, deux espèces d'algues rouges (*Polysiphonia opaca* et *Chondria capillaris*), et l'algue verte opportuniste *Chaetomorpha aerea* qui est rencontrée surtout dans la partie nord de la lagune.

La diminution de la richesse spécifique résulte du fait que deux genres d'algues vertes opportunistes (ulves et cladophores) n'ont pas été observées cette année,

ce qui du point de vue de l'eutrophisation est un constat plutôt satisfaisant. Par contre, le point le plus remarquable est l'absence cette année de la characée *Lamprothamnium papulosum* alors qu'elle constituait de larges herbiers en 2002 (Ifremer, 2003) mais encore en 2004 (observations de terrain). Il est vraisemblable qu'au printemps, suite aux conditions de sècheresse, les eaux n'aient été trop salées pour permettre la germination des graines, processus qui nécessite de fortes dessalures. Cependant, ce phénomène n'est pas irréversible puisque ces graines sont capables de demeurer dans les sédiments durant plusieurs années jusqu'à retrouver des conditions favorables à leur germination.

Tableau 4. 4 : *Paramètres du diagnostic simplifié des macrophytes pour la lagune de La Palme en 2005.*

La Palme	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
2005	26,5%	98%	0	2%	6	5	0	1	

RV *= recouvrement végétal (%).* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax (%).* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes (%).* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes (%).* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

6. Conclusions

Une fois de plus l'étang de La Palme a subi cette année une perturbation liée à une pollution ponctuelle d'ammonium. Il en résulte pour la colonne d'eau un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation pour cet été 2005. Néanmoins, cette perturbation n'a pas eu de conséquences sur les communautés biologiques comme en témoigne le très bon état du phytoplancton. De la même façon, aucune prolifération de macroalgues n'a été constatée et les communautés macrophytes diagnostiquées cet été montrent également un très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation.

Cette pollution est vraisemblablement lié aux dysfonctionnement de la station de La Palme. Si le bon état de l'étang et la forte limitation par le phosphore qu'il subit lui confère une certaine résistance et résilience aux pollutions azotées, son caractère confiné et la réduction de son grau en accroissent sa sensibilité. Son bon état est donc sous le contrôle direct de l'efficacité de l'assainissement urbain sur lequel il s'avère d'être très vigilant. Il faut rappeler que cette lagune a été choisie comme site de référence dans le cadre de la DCE et que celle-ci donne obligation de préserver (non dégradation) l'état écologique des masses d'eau.

7. Références bibliographiques

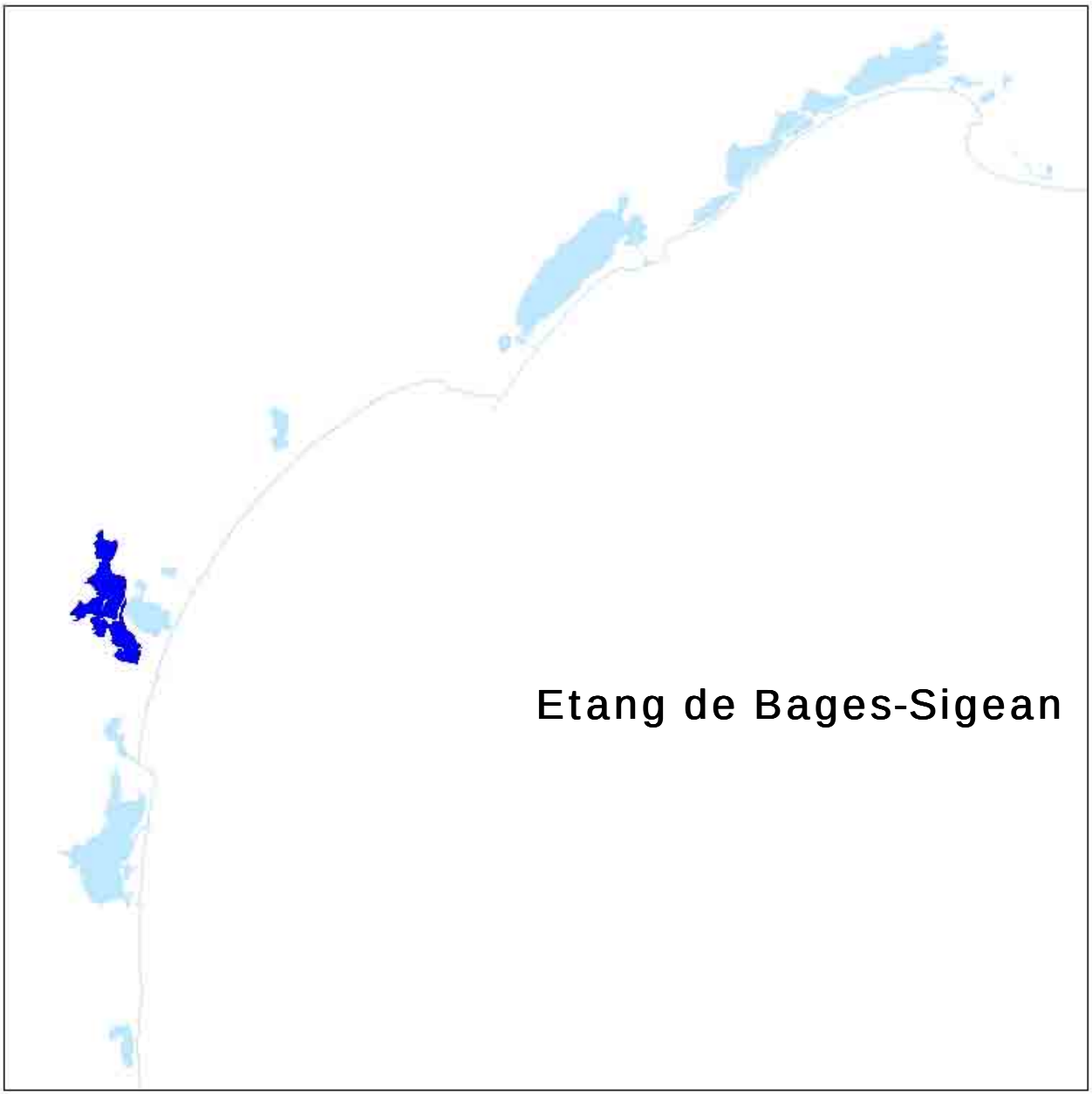
Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.

Wilke M., Boutière H., 2000. Synthèse générale du fonctionnement hydrobiologique de l'étang de La Palme. CEH, Perpignan, 173 P.



Etang de Bages-Sigean

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 101

2. SUIVI ANNUEL DE LA COLONNE D'EAU 104

2.1. TEMPÉRATURE ET SALINITÉ 104
2.2. PARAMÈTRES DES GRILLES DE L'EAU 107

3. DIAGNOSTIC COMPLET DE L'EUTROPHISATION 113

3.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS 113
3.1.1. Granulométrie 113
3.1.2. Teneurs en matière organique, azote et phosphore 114
3.1.3. Diagnostic 117
3.2. DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES 119
3.2.1. Peuplements et distribution de la biomasse 119
3.2.2. Diagnostic 123
3.3. POTENTIALITÉ BIOLOGIQUE LIÉE À LA MACROFAUNE INVERTÉBRÉE BENTHIQUE 125
3.4. DIAGNOSTIC GÉNÉRAL 126

4. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 128

4.1. GRILLES DE L'EAU 128
4.1.1. Bages nord 128
4.1.2. Bages mileu 129
4.1.3. Bages sud 129
4.2. GRILLES DU PHYTOPLANCTON 130
4.2.1. Bages nord 130
4.2.2. Bages milieu 131
4.2.3. Bages sud 131
4.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 131

5. SUIVI DES STATIONS D'ÉPURATION 132

5.1. QUALITÉ DES EFFLUENTS SORTANTS 135
5.1.1. Qualité bactériologique 135
5.1.2. DBO_5, DCO et MES 135
5.1.3. Azote et phosphore total. 136
5.2. ESTIMATION DES FLUX ET CONTRIBUTION RELATIVE DE CHAQUE STEP 136
5.2.1. Débits 137
5.2.2. Escherichia Coli 138
5.2.3. DBO_5, DCO et MES 138
5.2.4. Phosphore et azote total 140
5.3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 140
5.4. CONCLUSION 142

6. AUTRE RÉSEAU DE SURVEILLANCE 142

6.1. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION 142

7. MESURES DE COURANTS - ESTIMATION DE DÉBITS DANS LE GRAU DE PORT-LA-NOUVELLE 145

7.1. CONTEXTE 145
7.2. OBJECTIFS 146
7.3. MATÉRIELS ET MÉTHODES 146
7.3.1. Profileur de courant à effet Doppler 146
7.3.2. Méthode d'acquisition des débits initialement retenue 146
7.3.3. Sites d'implantation des appareils 147
7.4. FONCTIONNEMENT DES ÉCHANGES ENTRE LA LAGUNE ET LA MER 148
7.4.1. Variation de la hauteur d'eau dans le grau 148
7.4.2. Variation du courant dans le grau 149
7.4.3. Stratification dans le chenal de Port-La-Nouvelle 150
7.5. CONFRONTATIONS DES DÉBITS MESURÉS ET SIMULÉS 151
7.5.1. Résultats préliminaires 151
7.5.2. Conclusions 152
7.6. NOUVELLE MÉTHODE D'ESTIMATION DES DÉBITS 153
7.6.1. Introduction 153
7.6.2. Résultats préliminaires 154
7.7. ACTIONS À VENIR 155
7.8. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 156

8. CONCLUSIONS 156

9. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 158

1. Introduction

La lagune de Bages-Sigean se situe dans le Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, créé en 2003 et est également sur le périmètre du SAGE de la Basse Vallée de l'Aude.

L'état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau est suivi, dans cette lagune, depuis 1996 (Ifremer/AME, 2001) ; Ifremer-Créocéan-UMII, 2000). En 1999, un diagnostic complet des compartiments sédiments, macrofaune benthique, macrophytes et phytoplancton a permis de compléter l'état de nos connaissances sur l'état global de la lagune de Bages-Sigean vis-à-vis de l'eutrophisation.
Ce diagnostic faisait apparaître un gradient décroissant de l'eutrophisation du nord vers le sud du fait du confinement des bassins nord qui reçoivent d'importants apports du bassin versant. Les bassins sud en relation avec la mer étaient préservés.

Ce diagnostic a servi de base à l'élaboration d'un Contrat sur cet étang et a en particulier permis d'en fixer les objectifs principaux : améliorer la qualité du milieu vis-à-vis de l'eutrophisation, des contaminations chimiques et biologiques et d'optimiser le fonctionnement hydraulique.

En préalable au contrat signé en avril 2005, différentes actions ont été réalisées. La mise aux normes de la STEP de Narbonne, en juin 2003, a permis de réduire les apports en nutriments et l'enlèvement partiel du barrage à vannes sur le grau de Port-La-Nouvelle, en avril 2004, en favorisant les échanges entre la lagune et la mer, a eu pour conséquence de diminuer les temps de renouvellement des eaux lagunaires. Cependant, la pression anthropique sur cette lagune est forte et des pollutions accidentelles se produisent régulièrement (les 2 incidents successifs de la Comurhex ne sont qu'un exemple).

Un second diagnostic complet est réalisé cette année. Il devrait permettre de préciser l'évolution de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'ensemble des compartiments de la lagune de Bages-Sigean.

Le suivi des apports par les principales stations d'épuration du pourtour d'étang a été poursuivi en 2005.

En 2002, le modèle hydrodynamique MARS-3D a été appliqué sur cette lagune avec le double objectif d'acquisition de connaissances et d'aide à la gestion.
Afin de vérifier la capacité du modèle à reproduire correctement les volumes échangés entre la lagune et la mer, les résultats des simulations doivent être comparés à des mesures de débit dans le grau. Des courantomètres ont donc été mis en place, en avril 2005, dans le chenal afin d'acquérir des mesures haute fréquence de courant et d'estimer des débits. Les premiers résultats sont présentés dans ce rapport.

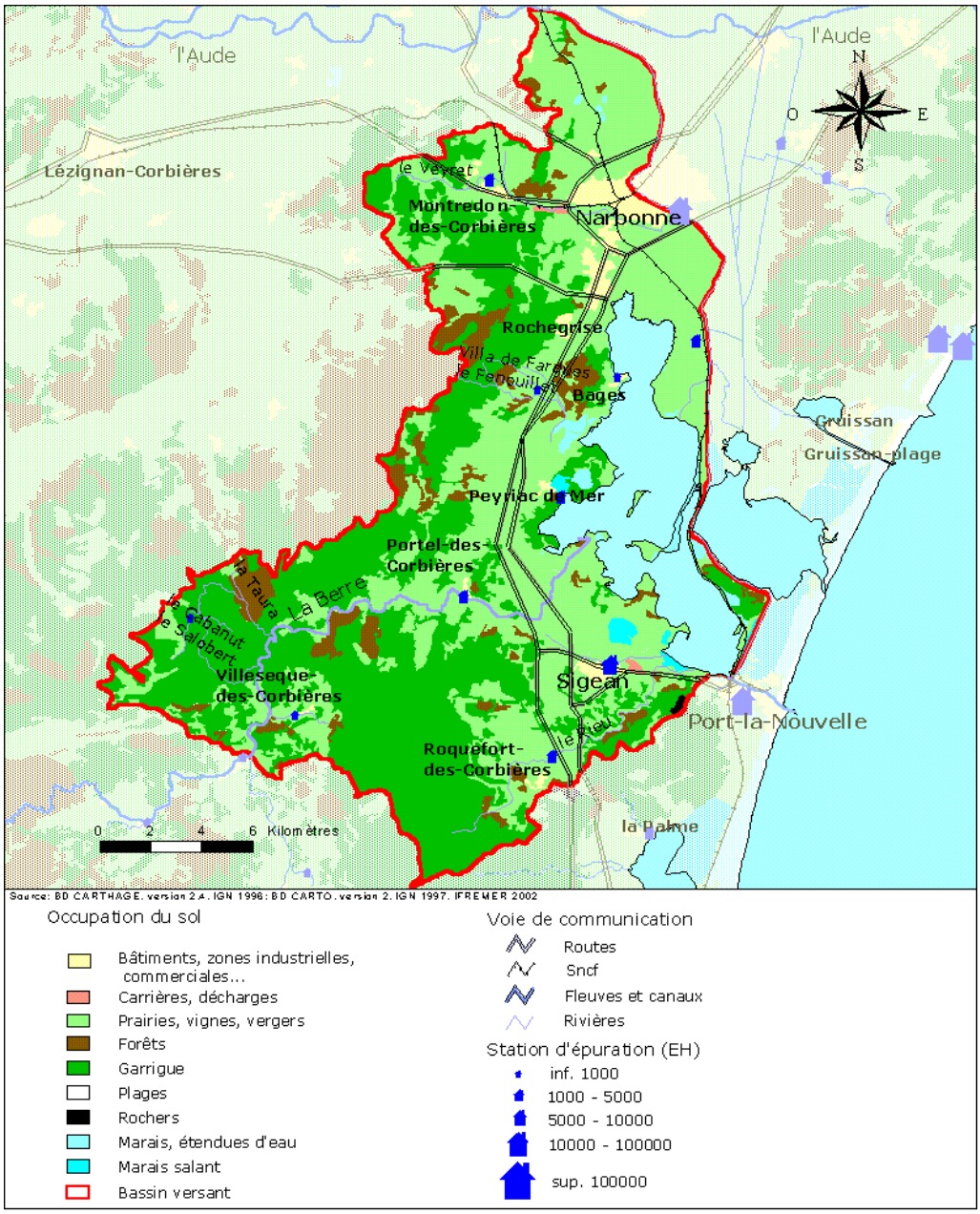


Figure 5. 1 *: Présentation de la lagune de Bages-Sigean et de son bassin versant.*

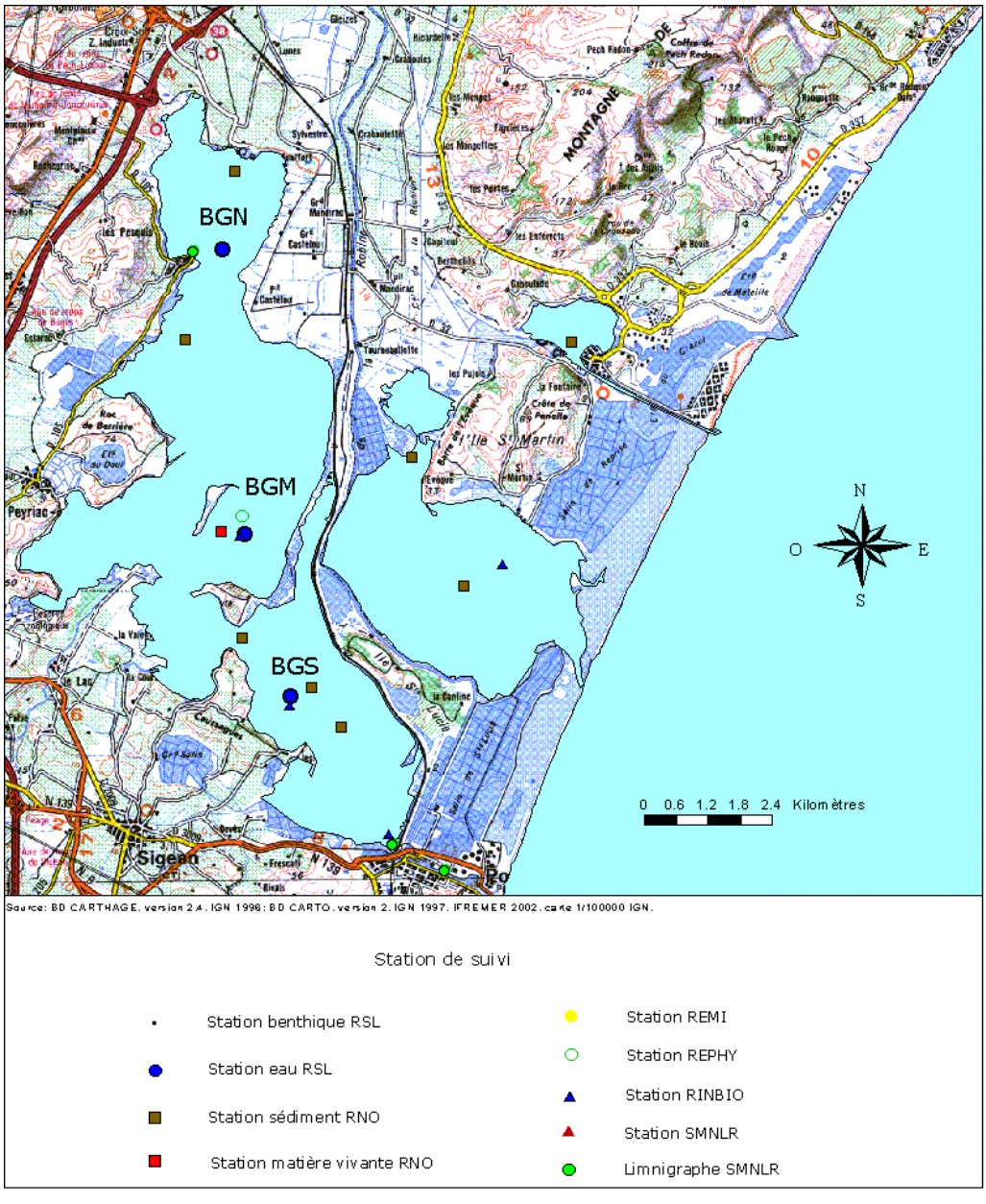


***Figure 5. 2** : Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Bages-Sigean.*

2. Suivi annuel de la colonne d'eau

En préalable au diagnostic complet des sédiments et des macrophytes, un suivi annuel de la colonne d'eau a été réalisé, à un pas de temps mensuel, entre octobre 2004 et septembre 2005. Les paramètres suivis sont identiques à ceux des grilles de l'eau estivales. Un suivi identique avait été effectué avant le précédent diagnostic complet de juin 99, entre octobre 1998 et septembre 1999.

Par ailleurs, les données mensuelles de salinité acquises dans le cadre du FOGEM depuis 1996, par le Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, viennent compléter celles du RSL. Sur les cinq stations suivies par le FOGEM[1] deux ont été retenues : la station de Bages qui est à proximité du point RSL-BGN et la station de Port-Mahon qui est à la fois sensible aux apports d'eau douce de la Berre et aux entrées d'eau marine par le grau de Port-La-Nouvelle.

2.1. Température et salinité

Le suivi annuel de la température met en évidence l'homogénéité des masses d'eau de surface au nord de l'île de l'Aute (Figure 5. 3) : les températures mesurées au point BGN et BGM diffèrent très peu tout au long de l'année. En revanche, l'influence des masses d'eau marines, moins froides en hiver que les eaux lagunaires se fait sentir au point BGS, avec un décalage systématique de +1° entre BGS et BGN/BGM entre novembre et mai.

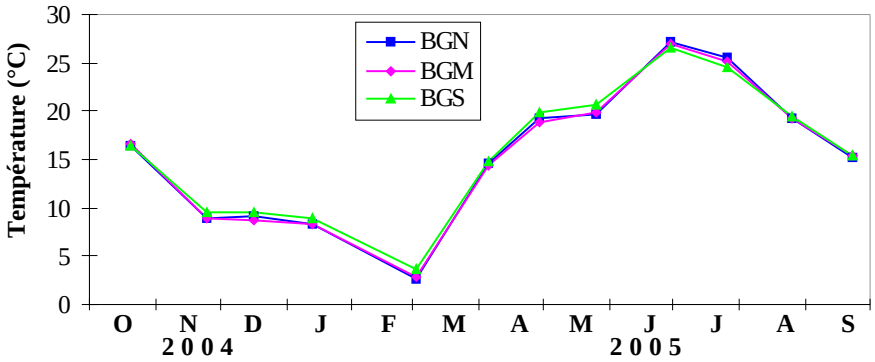


***Figure 5. 3** : Données mensuelles de température sur la période d'octobre 2004 à septembre 2005 aux stations BGN, BGM et BGS (RSL).*

Le mois de février 2005 a été relativement froid avec une température de l'air moyenne inférieure de 2,7° à la moyenne sur les cinq dernières années (Figure 1. 2c).

[1] Les dates des mesures réalisées dans le cadre du FOGEM ne sont pas précisées. Seule la quinzaine durant laquelle les mesures sont effectuées est enregistrée.

Les températures maximales ont été atteintes au mois de juin (Figure 5. 4). Les températures du mois d'août sont, en revanche, restées en dessous des normales saisonnières (moyenne mensuelle inférieure de 2,1°C à la moyenne sur les cinq dernières années).

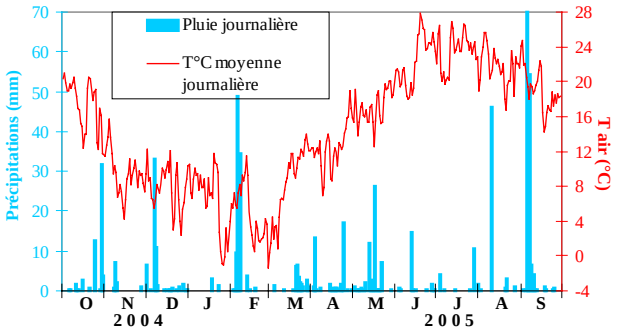


Figure 5. 4 : *Mesures de Température de l'air (moyenne journalière) et des précipitations journalières enregistrées à Narbonne-Joncquière (données Météo-France) entre octobre 2004 et septembre 2005.*

Les salinités mensuelles moyennes sur dix ans ont été calculées à partir des suivis réalisés dans le cadre du FOGEM aux stations Bages et Port-Mahon. On retrouve dans les cycles annuels moyens (courbe rouge Figure 5. 5) les variations saisonnières : dessalures en période hivernale liées aux apports par les rivières en crue, salinités élevées l'été du fait de l'évaporation.

Dans le bassin nord, les plus fortes dessalures sont, en moyenne, enregistrées en mars (S=22,2) et les salinités les plus élevées en septembre (S=29,7). L'amplitude des variations de la salinité moyenne au cours de l'année, à la station Port-Mahon est plus importante que celle mesurée dans la partie nord de la lagune (Figure 5. 5) : une différence de salinité de 10 est enregistrée entre le minimum en décembre (S=26,5) et le maximum en août (S=36,5).

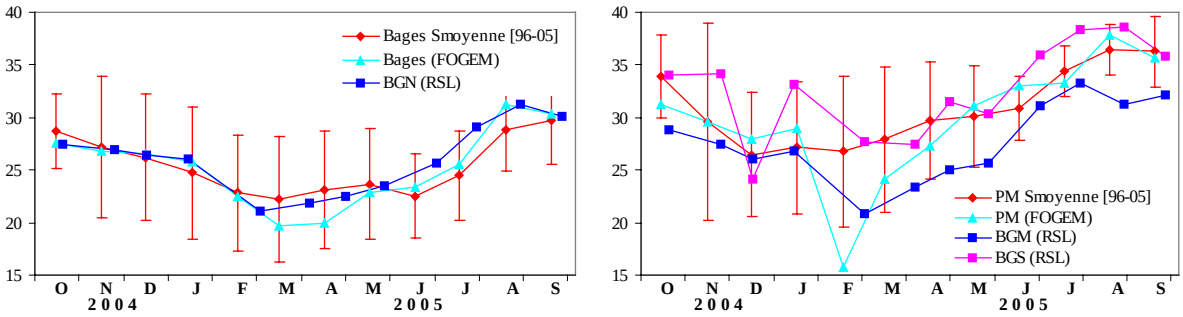


Figure 5. 5 *: Données mensuelles de salinité sur la période d'octobre 2004 à septembre 2005 aux stations FOGEM (Bages et Port-Mahon) et RSL (BGN, BGM et BGS). Les salinités mensuelles moyennes sur 10 ans sont calculées à partir des mesures du FOGEM aux stations Bages et Port-Mahon de 1996 à 2005.*

Les salinités enregistrées lors du suivi 2004-05 au point BGN (RSL) et à la station Bages (FOGEM) sont peu différentes. Les écarts observés sont vraisemblablement liés au fait que la station Bages-FOGEM est proche de la rive et par conséquent plus sensible aux apports du bassin versant suite à des épisodes pluvieux que la station BGN qui est dans la lagune. En particulier, les dessalures enregistrées durant la seconde quinzaine de février à la station Bages et le 2/03 au point BGN font suite à de fortes précipitations les 7, 8 et 9 février (104 mm cumulé sur 3 jours).

Les variations de salinités enregistrées à la station Port-Mahon sont, en règle générale, comprises entre celles mesurées aux points BGM et BGS : ceci est cohérent avec la localisation géographique de ces trois stations et confirme l'existence d'un gradient croissant de salinité Nord-Sud. De même que dans la partie nord, les fortes précipitations de début février se répercutent sur les salinités et ce d'autant plus qu'on est proche de l'embouchure de la Berre (point Port-Mahon Figure 5. 5). En revanche, la forte dessalure enregistrée en surface au point BGS en décembre 2004 est difficilement explicable. Des pluies début décembre (45 mm entre le 7 et le 9) ont entraîné une dessalure à Port-Mahon mais ne semblent pas être suffisantes pour expliquer la chute de salinité importante au point BGS.

Si l'on excepte le mois de février 2005 qui a été particulièrement pluvieux, les salinités mesurées sur la saison 2004-2005 aux stations du FOGEM s'écartent peu des salinités moyennes mensuelles (Figure 5. 5).
Les conditions météorologiques rencontrées sur la période d'octobre 2004 à septembre 2005 ne présentent donc pas de particularité, si ce n'est un mois de février plus froid et pluvieux que la moyenne sur les dix dernière années.

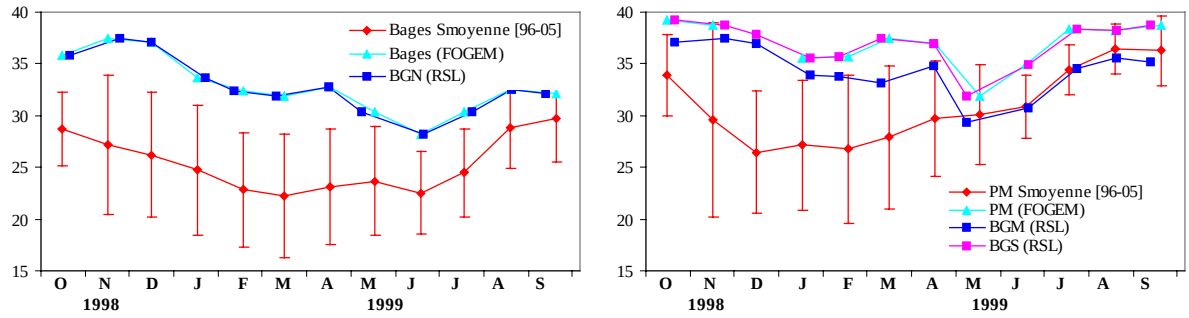


***Figure 5. 6** : Données mensuelles de salinité sur la période d'octobre 1998 à septembre 1999 aux stations FOGEM (Bages et Port-Mahon) et RSL (BGN, BGM et BGS). Les salinités mensuelles moyennes sur 10 ans sont calculées à partir des mesures du FOGEM aux stations Bages et Port-Mahon de 1996 à 2005.*

La comparaison des salinités enregistrées sur la période d'octobre 1998 à septembre 1999 montre en revanche, que l'année qui a précédé le diagnostic complet de l'été 99 a été une année plus sèche que la moyenne (Figure 5. 6) avec

des salinités sur l'ensemble de la lagune supérieures, durant tout le suivi, aux salinités mensuelles moyennes.

2.2. Paramètres des grilles de l'eau

Les fortes pluies du mois de février apportent des quantités excessives d'azote et de phosphore. La production primaire étant limitée par les faibles températures, les sels nutritifs se concentrent dans la colonne d'eau sans être assimilés par le phytoplancton ou les macrophytes. L'azote est principalement apporté sous forme de nitrate alors que les concentrations en ammonium restent relativement faibles. Le gradient Nord-Sud observé en salinité, se retrouve dans les concentrations en sels nutritifs : les concentrations en NID mesurées à cette période dans les secteurs nord de l'étang (BGN, Figure **5. 7** et BGM, Figure 5. 8) sont deux fois plus élevées que celles enregistrées au point BGS (Figure 5. 9).

Dans la partie nord de la lagune, les quantités de sels nutritifs présentes dans la colonne d'eau et la compétition moindre avec les macrophytes autorisent une succession de bloom de phytoplancton (Figure 5. 10) : d'abord du picophytoplancton (< 3µm) en avril, puis du nanophytoplancton (>3µm & <15µm) en mai. Ces abondances se répercutent d'autant moins sur les concentrations en chlorophylle a que les cellules sont de petites tailles. Les concentrations plus élevées chlorophylle a observées au mois de juin, non corrélées aux abondances en pico ou nano phytoplancton, peuvent être liées à un bloom de cellules de plus grande taille (microphytoplancton).
Au mois d'août, la production phytoplanctonique est limitée par d'autres facteurs que la disponibilité en sels nutritifs puisqu'il reste du phosphore et de l'azote (principalement sous forme d'ammonium) dans la colonne d'eau.

Au printemps, dans les bassins médian et sud, la croissance des macrophytes consomme la quasi totalité des sels nutritifs présents dans la colonne d'eau. La même succession d'espèces (pico puis nano) que dans la partie nord se retrouve dans ces bassins à des concentrations moindres (Figure 5. 10). Les abondances en picophytoplancton diminuent ensuite graduellement au mois durant l'été. Dans la partie sud de la lagune, les concentrations en sels nutritifs dans l'eau ne sont pas suffisantes pour soutenir un bloom estival de phytoplancton.

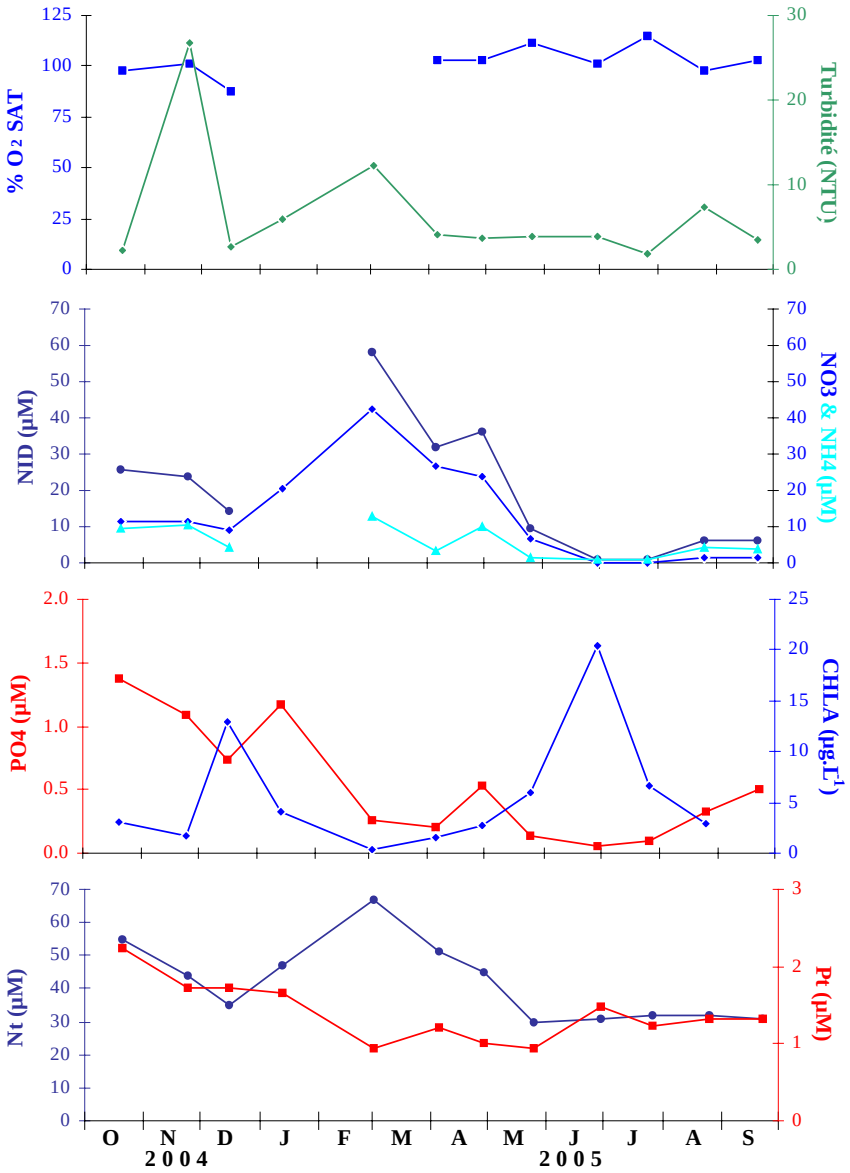


***Figure** 5. 7. : Suivi annuel, d'octobre 2004 à septembre 2005 des principaux paramètres physico-chimiques la colonne d'eau dans la partie nord de l'étang de Bages-Sigean (BGN).*

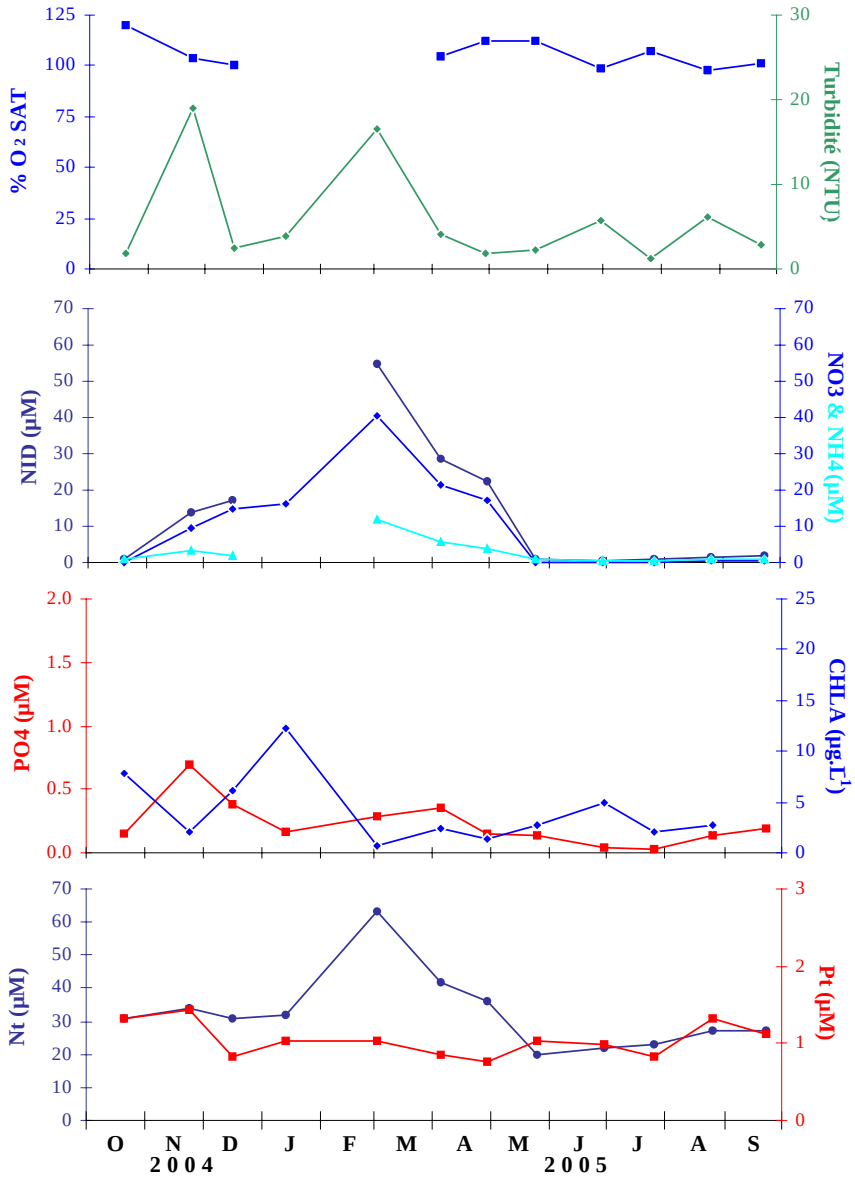


Figure 5. 8*. Suivi annuel, d'octobre 2004 à septembre 2005 des principaux paramètres physico-chimiques la colonne d'eau dans la partie médiane de l'étang de Bages-Sigean (BGM).*

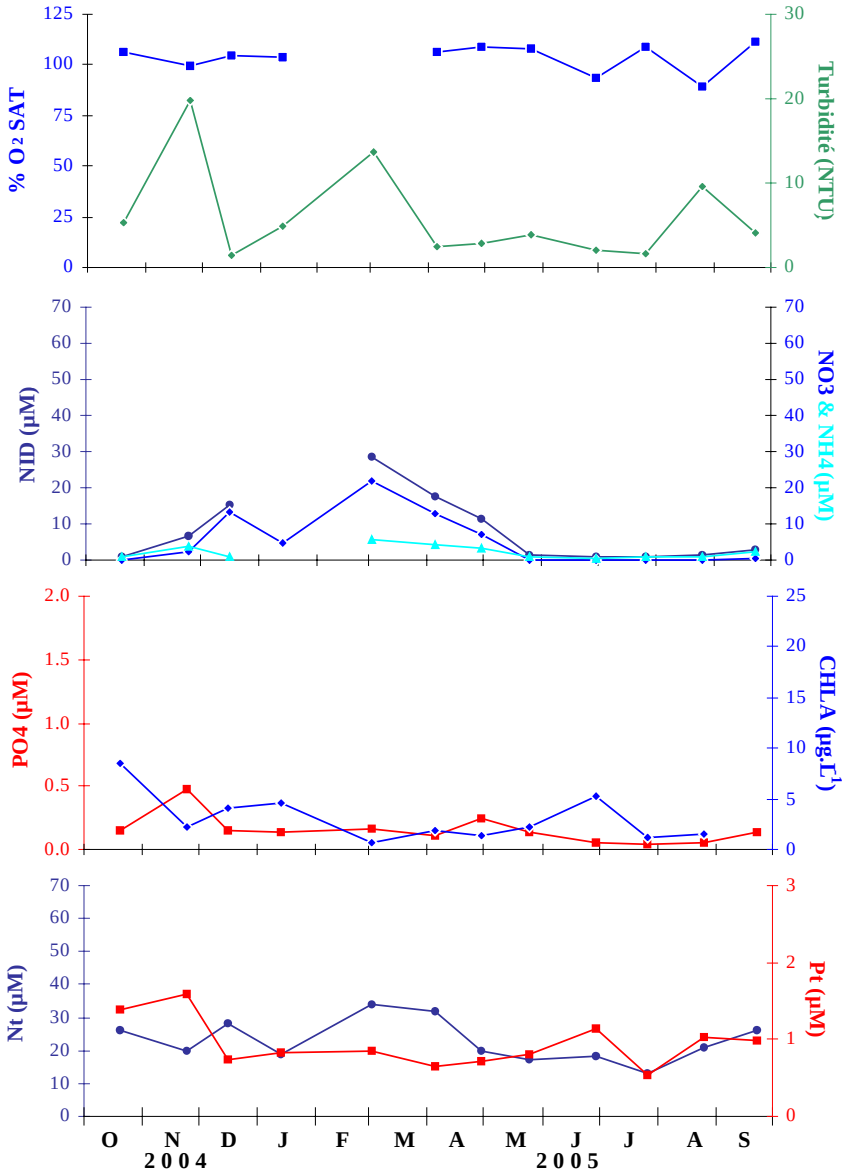


Figure 5. 9*. Suivi annuel, d'octobre 2004 à septembre 2005 des principaux paramètres physico-chimiques la colonne d'eau dans la partie sud de l'étang de Bages-Sigean (BGS).*

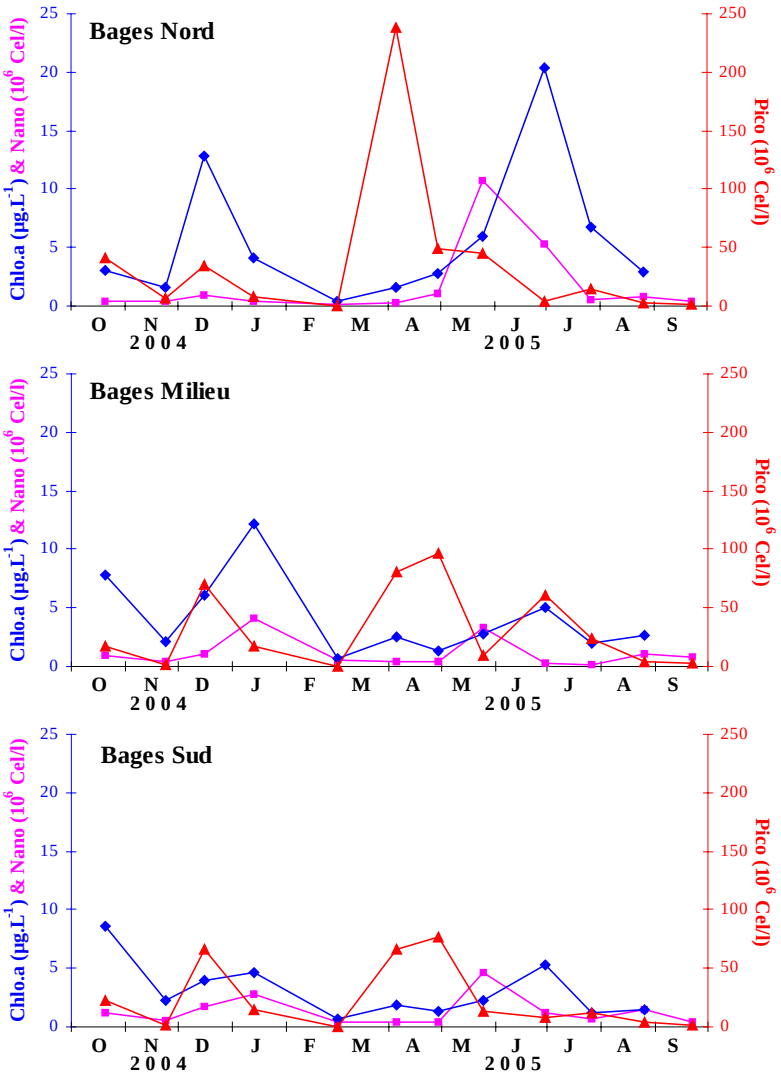


***Figure 5. 10**. Suivi annuel, d'octobre 2004 à septembre 2005 des abondances en pico et nanophytoplancton, associées à la chlorophylle a, dans les trois secteurs de l'étang de Bages-Sigean.*

La comparaison des suivis annuels de 98-99 et 2004-2005 fait apparaître des différences significatives dans la nature des apports. L'impact de la mise au norme de la station d'épuration de Narbonne en juin 2003 a eu pour conséquence une diminution marquée des concentrations en azote total (Figure 5. 11) et en ammonium (Figure 5. 12) dans la colonne d'eau sur l'ensemble de l'année et sur les trois secteurs de la lagune.

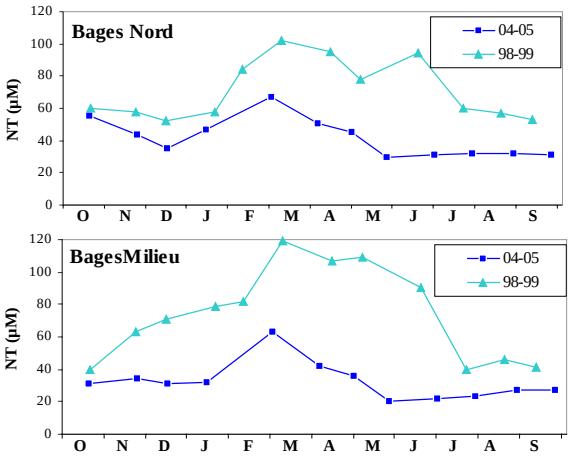


Figure 5. 11. *Comparaison des suivis annuels, 98-99 et 04-05 pour les concentrations en azote total dans la colonne d'eau pour les trois secteurs de la lagune de Bages-Sigean.*

Les concentrations en nitrate dans la colonne d'eau, pour les trois secteurs de la lagune sont plus importantes en 2004-2005 que lors du précédent suivi (Figure 5. 12). Cette différence est cohérente avec les différences de salinité mesurées entre 1999 et 2005. Les dessalures de 2005 témoignent d'apports plus importants, au moins jusqu'au mois de mai.

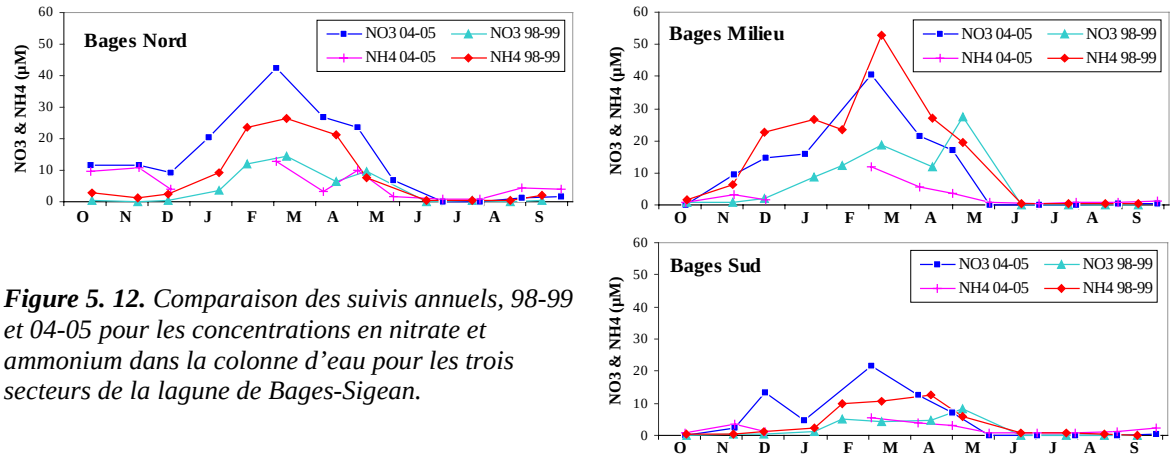


Figure 5. 12. *Comparaison des suivis annuels, 98-99 et 04-05 pour les concentrations en nitrate et ammonium dans la colonne d'eau pour les trois secteurs de la lagune de Bages-Sigean.*

3. Diagnostic complet de l'eutrophisation

Le dernier diagnostic complet sur cet étang a été réalisé en 1999 dans le cadre de l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Créocean-UMII, 2000).

Lors du diagnostic de l'été 2005, la grille d'échantillonnage de 1999 (32 stations) a été complétée par 3 stations : 2 stations (22 et 22bis) dans la partie médiane de l'étang afin de combler un manque au nord de l'île de l'Aute et une station (35) au sud dans l'Anse de Sigean. La localisation des stations d'échantillonnage est présentée Figure 5. 16.

Entre ces deux diagnostics complets, un diagnostic simplifié par les macrophytes a été effectué en 2002 aux mêmes stations qu'en 1999 (Ifremer, 2003).

3.1. Diagnostic des sédiments

3.1.1. Granulométrie

Sur la majorité des stations échantillonnées, les fonds apparaissent très majoritairement vaseux ou vaso-sableux (Figure 5. 13) : les pourcentages de sédiments fins sont supérieurs à 60% sur plus de ¾ des 35 stations. L'Anse de Sigean (station 35 non échantillonnée en 1999) présente un taux d'envasement de plus de 90%. Seules les stations situées le long des rives nord-est du bassin médian (stations 7, 11, 14, 19) et à l'extrême est du bassin de Sigean (stations 31 et 34) sont constituées majoritairement de sables (fins et grossiers).

Ce gradient décroissant d'ouest en est des particules fines dans les sédiments trouve son origine dans le fait que les rives occidentales, soumises aux apports du bassin versant et relativement protégées des vents dominants, constituent les zones préférentielles de dépôt des sédiments d'origine continentale. A l'opposé, les rives est sont sous l'influence directe d'un bassin versant limité et ne reçoivent que peu d'apports de matériel particulaire. En outre, elles sont exposées aux vents dominants donc soumises aux phénomènes de remise en suspension.

Depuis le dernier diagnostic des sédiments en 1999, deux phénomènes sont à remarquer (Figure 5. 13) :

- l'augmentation du taux d'envasement de l'étang de Bages. Les 6 stations à l'extrémité nord de l'étang présentent un taux d'envasement moyen supérieur à 90%, soit 10% de plus qu'en 1999.
- le « désenvasement » de l'extrême sud du bassin de Sigean (station 34). Alors qu'en 1999, cette station était composée à plus de 60% de sédiments fins, elle est maintenant constituée au 2/3 de sables [fins (40%) et grossiers (26%)]. Jusqu'en avril 2004, du fait de la présence du barrage à vannes, ce secteur de

lagune, en connexion avec le grau de Port-La-Nouvelle, constituait une zone d'atterrissement des sédiments d'origine continentale. L'enlèvement partiel du barrage a eu pour conséquence de favoriser les échanges entre la lagune et la mer : la couche superficielle de sédiments fins accumulés dans cette zone a été entraînée plus en aval dans le grau.

VASES-2005 **VASES 2005-99**

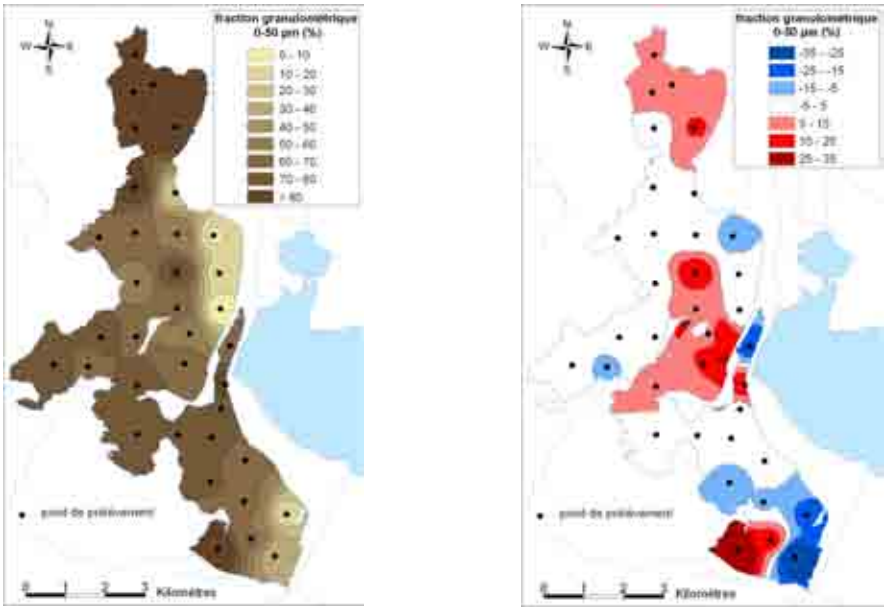


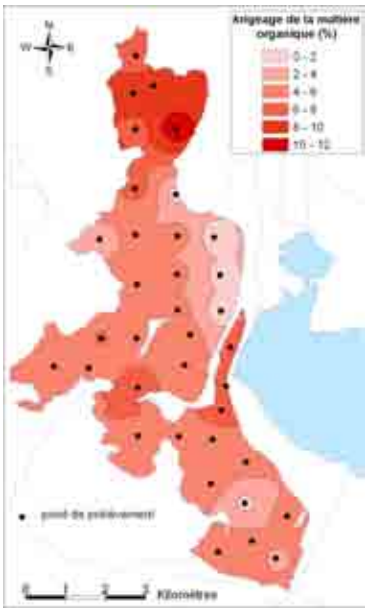
Figure 5. 13 : *Distribution spatiale des vases dans les sédiments de la lagune de Bages-Sigean en 2005 et différences mesurées entre 2005 et 1999 sur les pourcentages de vase dans les sédiments (krigeage sur Arcview 8).*

3.1.2. Teneurs en matière organique, azote et phosphore

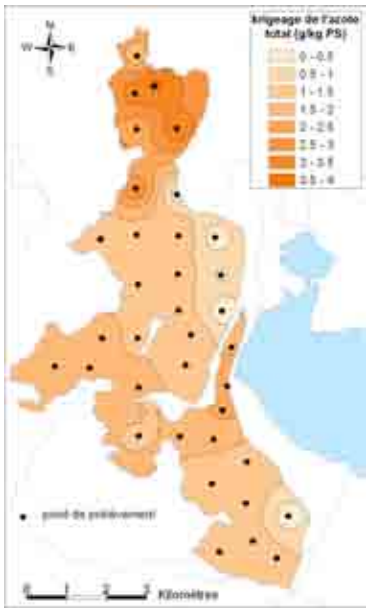
Les quantités de matière organique, azote et phosphore stockées dans les sédiments sont la résultante de processus qui se passent à la fois sur le bassin versant et dans la colonne d'eau de la lagune. La matière organique est alimentée par les particules d'origine terrestre issues du lessivage par les pluies, la sédimentation des organismes vivants dans la colonne d'eau et par leur déchets et par les organismes benthiques qui vivent et meurent dans le sédiment. L'azote et le phosphore sont des éléments constitutifs de cette matière organique. Mais, si les concentrations en azote sont fortement corrélées à celles de la matière organique (dans le sédiment, l'azote se présente essentiellement sous forme organique particulaire), la corrélation entre matière organique et phosphore est moins marquée. En effet, les liaisons « phosphore-composés organiques » sont faibles donc facilement rompues. Les phosphates peuvent être « libérés » lors de la dégradation de la matière vivante avant d'atteindre la lagune. Sur l'ensemble

des stations échantillonnées, la corrélation entre les teneurs en matière organique et l'azote total est relativement bonne.

MATIERE ORGANIQUE



AZOTE



PHOSPHORE

***Figure 5. 14**. Distribution spatiale de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments de la lagune de Bages-Sigean, en 2005 (krigeage sur Arcview 8).*

Plus qu'une évolution graduelle, les distributions spatiales des teneurs en matière organique, azote et phosphore total font apparaître des singularités :

- des valeurs faibles pour les trois paramètres aux stations situées en bordure de la rive est, cohérentes avec le faible pourcentage de la fraction fine dans ce secteur.
- Dans l'étang de Bages (stations 1 à 6 ; Figure 5. 14), les teneurs en matière organique, azote et phosphore sont significativement plus élevées que sur le reste de la lagune. La comparaison avec les valeurs mesurées en 1999 fait également apparaître une augmentation, au cours des cinq dernières années, de l'ensemble de ces paramètres (Figure 5. 15) dans ce bassin. Le compartiment sédimentaire du bassin de Bages est en voie de dégradation vis-à-vis du phénomène d'eutrophisation.
- Les sédiments de la zone proche de l'embouchure de la Berre (stations 15, 20 et 23) sont également riches en matière organique et en phosphore. La station 23, proche de la marche bathymétrique qui sépare les secteurs médian et sud constitue une zone d'atterrissement des particules apportées par la Berre. Une augmentation de respectivement 40% des teneurs en matière organique et 30% en phosphore à cette station a été observée depuis 1999.
- Les trois stations de l'étang de la Sèche (21, 24 et 25) se distinguent des autres stations du bassin sud par des teneurs élevées en matière organique (Figure 5. 15). Là encore, l'augmentation par rapport aux teneurs mesurées en 1999 est significative. En revanche, les concentrations en phosphore dans cette reculée restent faibles (Figure 5. 15). Cet enrichissement en matière organique non corrélé à une augmentation du phosphore trouve vraisemblablement son origine dans la dégradation des herbiers présents dans ce secteur (cf. diag macrophytes).

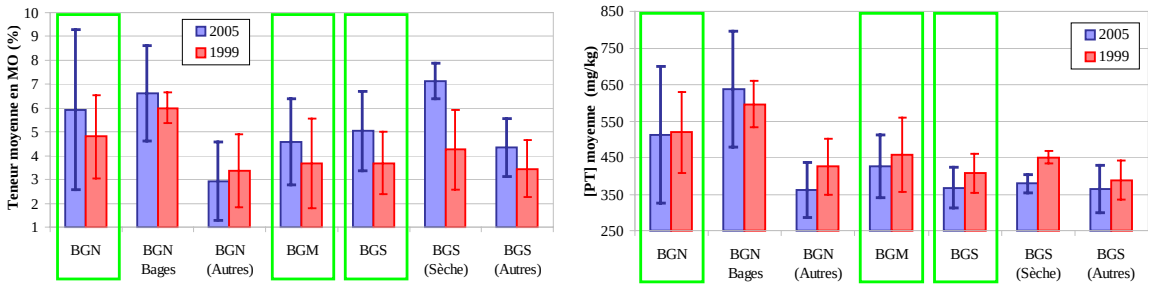


Figure 5. 15*.Valeurs moyennes dans différents secteurs de la lagune en 1999 et 2005 des teneurs en matière organique et des concentrations en phosphore total. Au découpage du RSL : Bages Nord (BGN), Bages Milieu (BGM) et Bages Sud (BGS) sont ajoutés différents sous-secteurs. BGN est découpé en « Etang de Bages » (stations 1 à 6) et les autres (stations 7 à 11). On distingue dans BGS les stations de l'étang de la Sèche (stations 21, 24 et 25) des autres.*

Exceptions faites des deux zones BGN-Bages et BGS-Sèche (Figure 5. 15), pour lesquelles les teneurs en matière organique sont élevées et en augmentation de 10% par rapport à 1999, les teneurs moyennes sur le reste de la lagune sont inférieures à 5%.

Enfin, excepté dans l'étang de Bages, dont le compartiment sédimentaire est en voie de dégradation, les concentrations moyennes en phosphore dans les autres secteurs de la lagune restent inférieures à 430 mg/kg. Ces concentrations sont systématiquement inférieures à celles mesurées en 1999 sans que la différence soit toutefois significative.

3.1.3. Diagnostic

Bages Nord

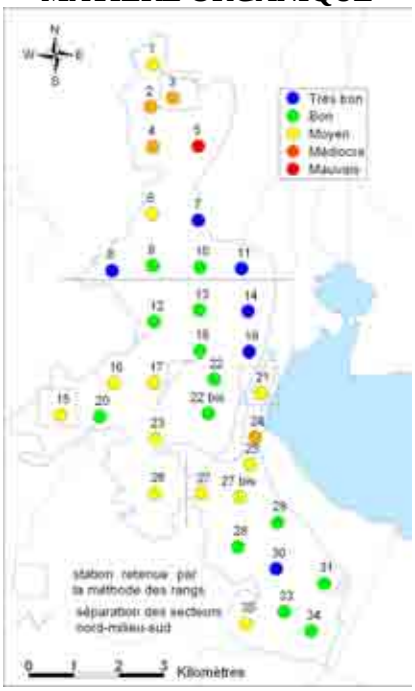
Les sédiments de la partie nord (BGN) de la lagune sont diagnostiqués dans un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 5. 1) et ce pour les trois paramètres. Ce sont les valeurs mesurées dans l'étang de Bages (stations 1 à 6) qui confèrent cet état à ce secteur. Le compartiment sédimentaire, qualifié de moyen en 1999[2] s'est dégradé au cours de ces cinq dernières années. Cet enrichissement en phosphore et en matière organique des sédiments de ce secteur est directement lié aux apports excessifs en sels nutritifs apportés par la Robine qui se sont accumulés dans cette zone confinée durant les quatre années (1999-2003) qui ont précédé la mise aux normes de la station de Narbonne. La diminution drastique des apports en azote et phosphore est encore trop récente pour qu'un effet bénéfique se soit déjà répercuté sur la qualité des sédiments.

Bages Milieu

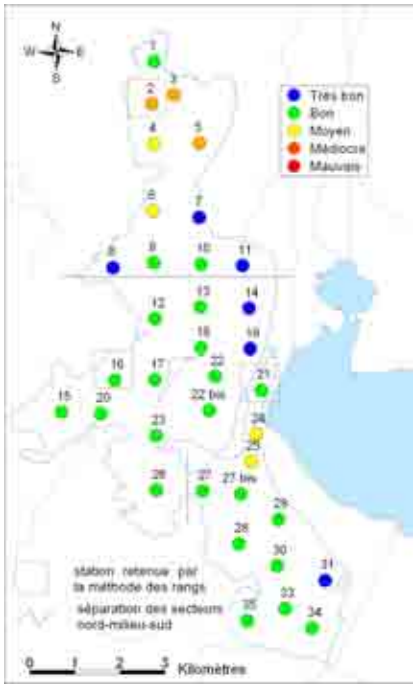
L'état des sédiments de ce secteur est qualifié de moyen vis-à-vis de l'eutrophisation du fait des teneurs en matière organique et des concentrations en phosphore. L'augmentation globale des teneurs en matière organique entre 1999 et 2005 fait perdre une classe de qualité à ce secteur pour ce paramètre. En revanche, la diminution des concentrations en phosphore n'est pas significative et fait que l'état moyen des sédiments pour ce paramètre reste stable.

[2] Lors du précédent diagnostic, le phosphore dans le sédiment du secteur BGN a été qualifié de médiocre par erreur. Cette erreur s'est répercutée sur le diagnostic complet en conférant un état médiocre au lieu de moyen au compartiment sédimentaire.

MATIERE ORGANIQUE



AZOTE TOTAL



PHOSPHORE TOTAL

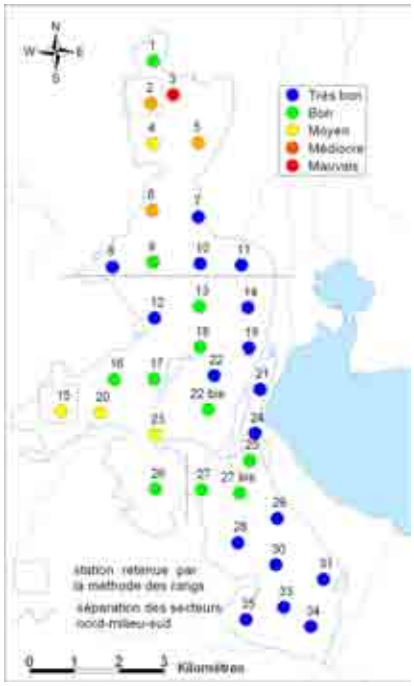


Figure 5. 16*. Etat du compartiment sédimentaire vis-à-vis de l'eutrophisation de la lagune de Bages-Sigean en 2005.*

Bages Sud

L'état des sédiments de ce secteur est qualifié de moyen vis-à-vis de l'eutrophisation du fait des teneurs en matière organique. Ce secteur de lagune affichait un bon état en 1999. C'est principalement l'augmentation des teneurs en matière organique aux stations proches des berges de l'île de l'Aute qui est responsable de cet état.

Sur l'ensemble de la lagune, le diagnostic des sédiments de 2005 fait apparaître une dégradation du compartiment sédimentaire au cours des cinq dernières années.

***Tableau 5. 1** : Récapitulatif des états de la matière organique, de l'azote total et du phosphore total pour les trois secteurs de la lagune de Bages-Sigean en 1999 et 2005.*

		MO	NT	PT	SEDIMENT
Bages Nord	2005	9,2	3,1	675	
	1999	6,3	2,3	595	
Bages Milieu	2005	5,9	1,7	528	
	1999	4,9	1,8	542	
Bages Sud	2005	6.4	2,0	406	
	1999	4,6	1,4	456	

MO : Matière organique (%); NT : Azote total (g/kg) ; PT : Phosphore total (mg/kg)

3.2. Diagnostic des macrophytes

3.2.1. Peuplements et distribution de la biomasse

Dans l'étang de Bages (stations 2 à 5), les macrophytes sont en nette régression. Lors du diagnostic complet de 1999, sur l'ensemble des quatre stations diagnostiquées, l'algue rouge *Gracilaria bursa-pastoris* constituait 95% d'une biomasse moyenne de 60 g/m^2 avec un taux de recouvrement moyen de 10%.
En 2002, le diagnostic simplifié révèle, à l'ouest du bassin (stations 2 et 4), une prédominance, avec un taux de recouvrement de 100%, de *Cladophora vagabonda* qui étouffe des touffes éparses d'herbiers à *Zostera marina* et *Zostera noltii.* A l'est (stations 3 et 5), ces mêmes algues vertes sont dominées par l'algue rouge *Gracilaria verrucosa*, avec des taux de recouvrement qui restent importants (60%).

En 2005, le taux de recouvrement des stations à l'est du bassin de Bages est nul. A l'ouest, la biomasse, majoritairement constituée par l'algue rouge *Gracilaria verrucosa*, n'excède pas 55 g/m^2 avec un taux de recouvrement inférieur à 5%.

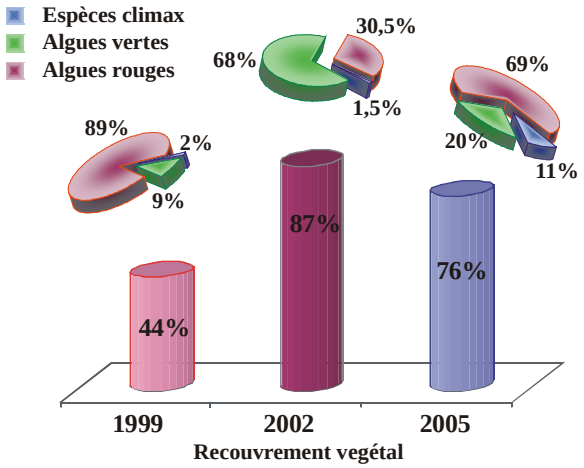


Figure 5. 17*. Partie nord de l'étang de Bages-Sigean (BGN). Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différentes groupes fonctionnels de macrophytes.*

Dans les bassins situés entre l'étang de Bages et le nord de l'île de la Planasse, les fortes biomasses sont majoritairement (à plus de 95%) dues à la présence de gracilaires.

Dans les zones les plus profondes (stations 10, 14) la biomasse est plus faible mais *Gracilaria verrucosa* reste largement dominante, elle représente encore 80% de la biomasse. Dans tous ces secteurs, quand elle n'est pas seule, cette algue rouge est accompagnée de l'algue verte *Cladophora vagabonda*. Les observations de 2005 font apparaître peu de différences avec celles de 1999 en terme d'espèces présentes et dominantes, de taux de recouvrement et de biomasse. A noter toutefois que les fortes biomasses de *Gracilaria verrucosa* et *Cladophora vagabonda* observées en 1999, sur les rives est au nord du débouché du Canelou ont laissé la place, en 2005, à l'herbier à *Zostera noltii*.

Plus au sud, la recolonisation de l'Anse de Peyriac par les herbiers à zostères observée en 1999, confirmée en 2002 par le diagnostic simplifié des macrophytes est encore observée en 2005 avec toutefois une modification des peuplements dominants et de leur localisation. Depuis 1999, les herbiers à *Zostera noltii* sont en régression au fond de l'Anse de Peyriac (station 15) au profit des algues vertes opportunistes alors qu'à l'ouest de l'île de la Planasse (stations 16, 17), les herbiers à *Zostera marina* sont dominants devant *Gracilaria verrucosa.*

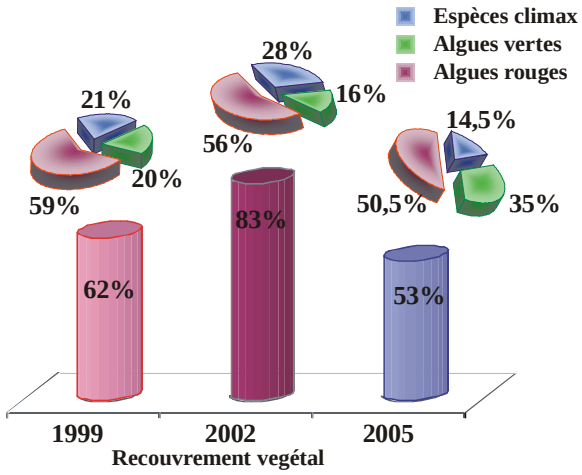


***Figure 5. 18**. Partie médiane de l'étang deBages-Sigean (BGM). Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différentes groupes fonctionnels de macrophytes.*

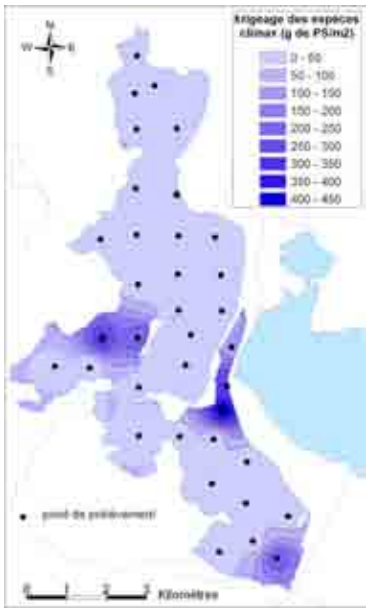
Dans la zone située à l'embouchure de la Berre (station 20), en fonction des apports en nutriments on peut observer soit une prédominance des algues vertes opportunistes comme en 2005, ou d'importants développements d'algues rouges comme en 1999.

L'étang de la Sèche, à l'est de l'île de l'Aute est entièrement colonisé par des herbiers à *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa* dans le secteur le plus au nord.
Les herbiers à zostères (Zostera noltii et Zostera marina) persistent également autour du chenal à l'extrême sud de la lagune (station 34).

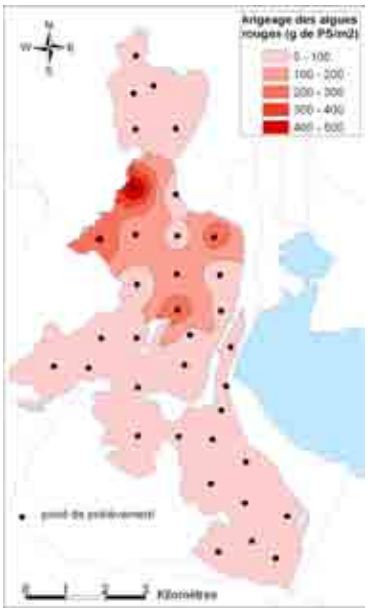
Dans la partie centrale du bassin sud, cinq stations sur les sept échantillonnées présentent des taux de recouvrement inférieurs à 5%. Le taux de recouvrement aux deux stations à l'ouest (stations 28 et 33) pour lesquelles un diagnostic a pu être réalisé sont de 65%. La densité de biomasse moyenne est inférieure à 30 g/m2 et est constitué pour plus de la moitié par des algues rouges dérivantes (*Gracilaria verrucosa*) et des cladophores. Les espèces climax constituent moins de 20% de la biomasse.

Dans l'étang de Tallavigne (station 35), les algues vertes *Ulva rigida* et *Cladophora vagabonda* constituent la totalité de la biomasse. Cette prolifération d'algues opportunistes est entretenue par les rejets de la station d'épuration de Sigean qui rejoignent la lagune au fond de cette anse confinée.

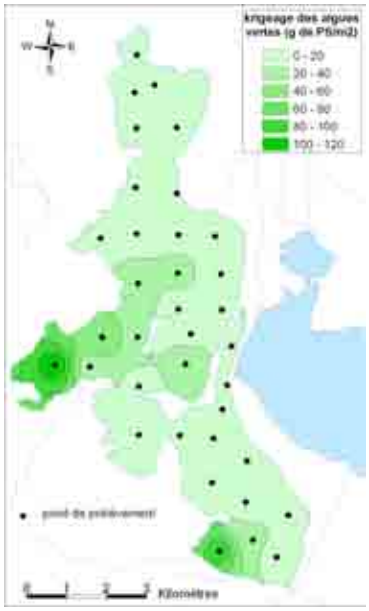
ESPECES CLIMAX



ALGUES ROUGES



ALGUES VERTES



BIOMASSE TOTALE

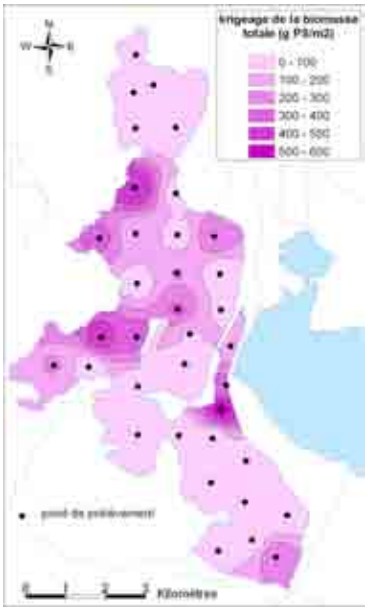


Figure 5. 19*. Distribution spatiale de la densité de biomasse des espèces climax, des algues rouges, des algues vertes opportunistes et de la biomasse totale dans la lagune de Bages-Sigean, en 2005 (krigeage sur Arcview 8.0).*

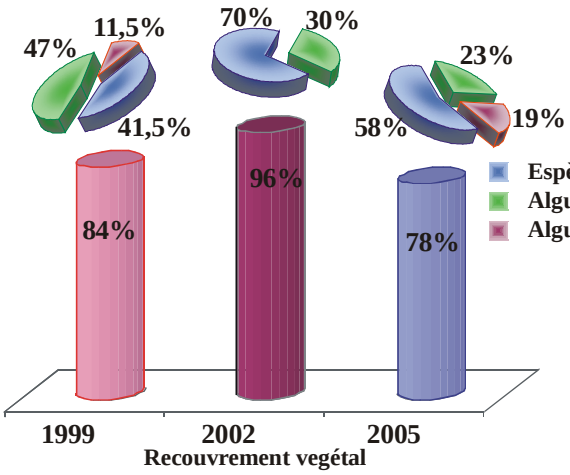


Figure 5. 20. *Partie sud de l'étang de Bages-Sigean (BGS). Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différentes groupes fonctionnels de macrophytes.*

3.2.2. Diagnostic

L'état général du compartiment « macrophytes » vis-à-vis de l'eutrophisation est déterminé à partir du pourcentage moyen de biomasse des espèces climax et du nombre total d'espèces recensées sur l'ensemble des prélèvements qui présentent une couverture végétale supérieure à 5%.

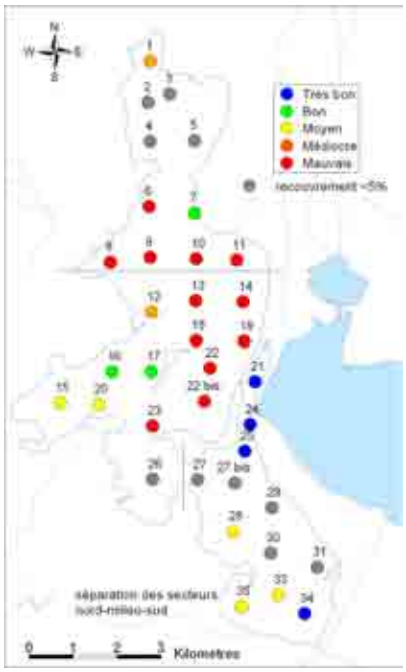


Figure 5. 21. *Distribution des états associés aux macrophytes dans la lagune de Bages-Sigean en 2005. L'absence de diagnostic (couleur noire) résulte d'un recouvrement végétal insuffisant (<5%).*

Bages Nord

En 2005, quatre des onze stations échantillonnées ne présentent pas un recouvrement suffisant pour établir un diagnostic. La présence de l'herbier sur la rive est, au nord du rejet du Canelou, confère à cette partie nord de l'étang une qualité « moyenne ». Le gain d'une classe de qualité par rapport aux années précédentes ne doit cependant pas faire oublier l'absence quasi totale de végétation dans l'étang de Bages.

	RV	%BC	Nsp	Q
Juillet 1999	44	2	5	
Juin 2005	76	11	5	

	RV	RC	Nsp	Q
Juillet 2002	87	1,5	9	

Légende: RV = recouvrement végétal. %BC = pourcentage de biomasse des espèces.
RC = recouvrement des espèces climax. Nsp = nombre d'espèces. Q = qualité vis-à-vis de l'eutrophisation.

***Tableau 5. 2** : Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans la partie nord de la lagune de Bages-Sigean (BGN).*

L'état vis-à-vis de l'eutrophisation des autres compartiments dans ce bassin ne permet pas d'expliquer une telle régression de la végétation. A l'heure actuelle, aucune explication n'a pu être donnée, toutefois cette question est récurrente depuis maintenant six ans.

Bages Milieu

Le compartiment « macrophytes » du secteur médian de l'étang de Bages-Sigean est, comme les années précédentes, de qualité moyenne. Cette stabilité est due à la colonisation des herbiers à l'ouest de l'île de la Planasse. Cependant depuis 1999 les espèces dérivantes et opportunistes dominent toujours dans ce secteur de l'étang et la tendance à l'augmentation du taux de recouvrement des espèces climax observée en 2002 n'a pas été confirmée en 2005.

***Tableau 5. 3** : Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans la partie médiane de la lagune de Bages-Sigean (BGM).*

	RV	%BC	Nsp	Q
Juillet 1999	62	21	6	
Juin 2005	53	14,5	7	

	RV	RC	Nsp	Q
Juillet 2002	83	28	13	

Légende : cf. Tableau 5. 2

Bages Sud

La malaïgue du mois de juin 2003 est vraisemblablement à l'origine de la « désertification » le long de la rive est et au centre du bassin de Bages sud. Sur les sept stations échantillonnées, l'étang de la Sèche et la zone à l'extrême sud affichent un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. La prédominance des algues vertes opportunistes et des algues rouges dérivantes à l'ouest du bassin fait que, en moyenne l'état vis-à-vis de l'eutrophisation du compartiment « macrophytes » est de bonne qualité.

***Tableau 5. 4** : Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans la partie sud de la lagune de Bages-Sigean (BGS).*

	RV	%BC	Nsp	Q
Juillet 1999	84	41,5	8	
Juin 2005	78	58	13	

	RV	RC	Nsp	Q
Juillet 2002	96	70	14	

Légende : cf. Tableau 5. 2

3.3. Potentialité biologique liée à la macrofaune invertébrée benthique

Les prélèvements pour l'analyse de la macrofaune invertébrée benthique sont réalisés en trois stations autour du point RSL-eau. Lors de précédent diagnostic de 1999, la station Bages Milieu n'avait pas été échantillonnée.

Globalement, le peuplement benthique du secteur nord de l'étang était extrêmement pauvre en espèces (3 espèces) ainsi qu'en individus (181 ind./m²). Cependant, l'état des sédiments vis-à-vis de l'eutrophisation ne suffisait pas à expliquer l'extrême pauvreté du peuplement de ce secteur. Un facteur contraignant plus important mais non identifié limitait la qualité du peuplement.

Au cours de ces six dernières années, le peuplement benthique s'est enrichi sur l'ensemble de la lagune. Le nombre d'espèces répertorié a augmenté sur les deux secteurs. En particulier, dans les prélèvements de Bages nord, 19 espèces sont inventoriées en 2005 contre 3 en 1999.
Le peuplement demeure encore pauvre en individus qui forment une faible biomasse totale. Les espèces dominantes au nord (*Heteromastus filiformis*) et au sud (Oligochète) sont des espèces qui affectionnent les sédiments enrichis en matière organique.

La potentialité biologique des secteurs Nord et Sud de l'étang pour la macrofaune invertébrée benthique est respectivement « moyenne » et « bonne » et s'est

légèrement améliorée depuis 1999. Le facteur limitant dans le bassin nord suspecté lors du précédent diagnostic semble toujours présent même s'il exerce un stress moins marqué, permettant le développement d'espèces résistantes.

***Tableau 5. 5** : Récapitulatif des états de la matière organique, de l'azote total et du phosphore total pour les trois secteurs de la lagune de Bages-Sigean en 1999 et 2005.*

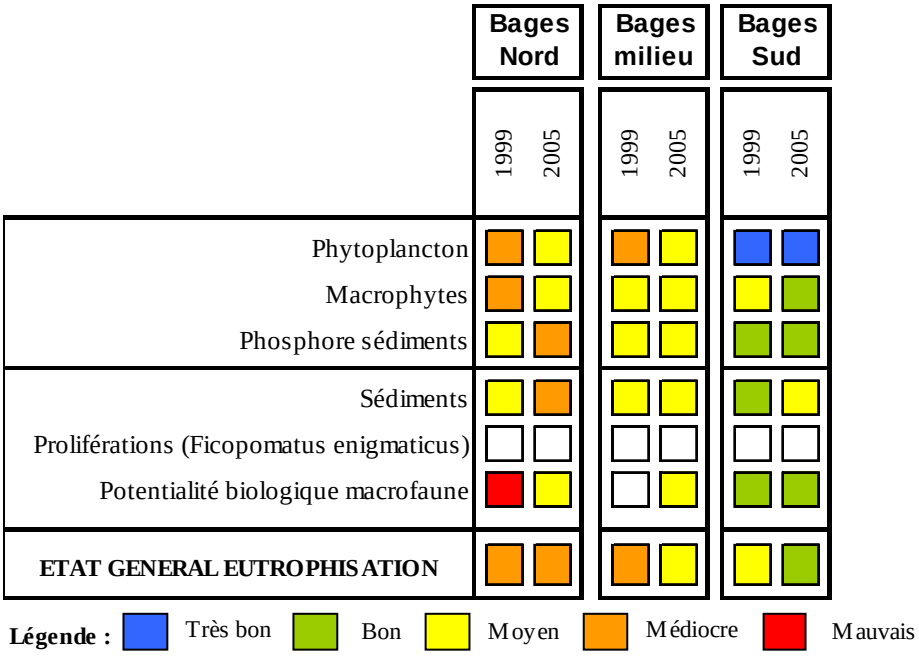
SECTEURS	Bages Nord		Bages Milieu		Bages Sud	
Année	1999	2005	1999	2005	1999	2005
Richesse spécifique totale (nb. espèces)	3	19		15	22	27
Densité totale par station (nb. ind./m²)	181	448		219	370	704
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)		2697		1533		1946
Potentialité biologique	Mauvaise	Moyenne		Moyenne	Bonne	Bonne

En 2005, la potentialité biologique du secteur médian pour la macrofaune invertébrée benthique est de qualité moyenne. Le peuplement benthique est assez pauvre en espèces (15 espèces) ainsi qu'en individus (219 ind./m²), qui forment une faible biomasse totale (1,5 g/m²). Ce secteur est le plus pauvre de l'étang.

3.4. Diagnostic général

Alors que les suivis de la colonne depuis 2002 faisait apparaître une tendance à l'homogénéisation de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation des trois bassins, le diagnostic complet de 2005 remet clairement à jour un gradient d'eutrophisation décroissant du nord vers le sud. Si le secteur nord est de qualité « médiocre » comme en 1999, les secteurs médian et sud ont gagné une classe de qualité : l'état général de Bages Milieu est de qualité « moyenne » et le bassin sud affiche une « bonne » qualité vis-à-vis de l'eutrophisation.

***Tableau 5. 6** : Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 de l'ensemble des compartiments pour les trois secteurs de la lagune de Bages-Sigean.*



L'évolution des compartiments de Bages Nord entre 1999 et 2005 mérite d'être détaillée. En 1999, c'est le phytoplancton qui est responsable de l'état général, alors que le phosphore dans les sédiments affiche une qualité moyenne. En 2005, la situation est inversée. Cela tend à signifier que la production phytoplanctonique en excès pendant des années dans ce secteur confiné, à alimenter le compartiment sédimentaire en phosphore. Ce phosphore excédentaire témoigne aujourd'hui, à juste titre, du passé eutrophisé de ce secteur de la lagune. L'amélioration du compartiment phytoplanctonique, lié à la diminution des apports en azote et phosphore du fait de la mise aux normes de la station de Narbonne pose alors, comme pour les étangs palavasiens, la question du temps nécessaire à la restauration du compartiment sédimentaire.

4. Diagnostic de la colonne d'eau

4.1. Grilles de l'eau

Tableau 5. 7 *: Grille de lecture de l'eau de la partie nord de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**15**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	**7.3**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0.3	**0.33**	1		1.5		4	
NID	(µM)	0		2		6	**6.1**	10		20	
NITRI	(µM)	0		0.3		0.5	**0.56**	0.75		1	
NITRA	(µM)	0		1	**1.2**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3	**4.3**	5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**20**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	**23**	25	
NT	(µM)	0	**32**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0.75	**1.48**	1.5		2.5		4.5	

4.1.1. Bages nord

Les grilles de lecture de l'eau pour la partie nord de la lagune de Bages-Sigean (point BGN) lui confèrent, pour la période estivale de 2005 une qualité « médiocre » vis-à-vis de l'eutrophisation. Comme cela a été mis en évidence à partir des résultats du suivi annuel de la colonne d'eau, les apports en sels nutritifs au printemps dans ce secteur ont été suffisamment importants pour soutenir un bloom de phytoplancton du mois de mai au mois de juillet avec un maximum en début d'été. Ce sont donc les concentrations en chlorophylle a et phéopigments mesurées au mois de juin qui sont les paramètres déterminants de cet état. Cette année, la biomasse de macrophytes présente dans l'étang de Bages n'était pas suffisante pour fixer les sels nutritifs et limiter la production phytoplanctonique.

Au mois d'août, la croissance du phytoplancton est limitée par d'autres facteurs que la disponibilité en sels nutritifs puisqu'il reste des nitrates, de l'ammonium et du phosphore dans la colonne d'eau.

4.1.2. Bages milieu

Les résultats des grilles de l'eau à la station Bages Milieu indiquent une « bonne » qualité de ce secteur vis-à-vis de l'eutrophisation. Les paramètres qui sont responsables de cet état sont la turbidité et les concentrations en phosphore total mesurées au mois d'août. Ces deux mêmes paramètres sont également responsables du « bon » état de la colonne d'eau au mois de juin. En début d'été, les valeurs « déclassantes » de la turbidité et du phosphore total peuvent être mises en relation avec les abondances élevées de picophytoplancton (Tableau 5. 11) alors que ce bloom de phytoplancton de petite taille ne se répercute pas sur les concentrations en chlorophylle a. Au mois d'août, il est probable que des phénomènes de remise en suspension soient à l'origine des valeurs mesurées.

La restauration de la qualité des eaux de Bages Milieu, mise en évidence l'année dernière suite à la mise au norme de la station de Narbonne se confirme cette année.

Tableau 5. 8 *: Grille de lecture de l'eau de la partie médiane de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**7**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	**6.1**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0.13**	0.3		1		1.5		4	
NID	(µM)	0	**1.2**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0.15**	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(µM)	0	**0.26**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0.83**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**5.0**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**5.6**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**27**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0.75	**1.31**	1.5		2.5		4.5	

4.1.3. Bages sud

A la station Bages Sud, le remplissage de la grille estivale de l'eau aboutit à un « bon » état pour l'été 2005. Les paramètres qui déterminent cet état sont, d'une part la chlorophylle a et le phosphore total du mois de juin et d'autre part la turbidité et l'ammonium au mois d'août. Le bloom de printemps explique les résultats de la grille de l'eau en début d'été. L'excès d'ammonium en fin d'été est

à mettre en relation avec les apports des stations d'épuration qui rejoignent la lagune dans le bassin sud.

***Tableau 5. 9** : Grille de lecture de l'eau de la partie sud de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	11	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	9.6	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0.05	0.3		1		1.5		4	
NID	(µM)	0	1.3	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0.07	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(µM)	0	0.12	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1.2	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5	5.3	7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	6.1	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0.75	1.15	1.5		2.5		4.5	

4.2. Grilles du phytoplancton

4.2.1. Bages nord

Les grilles de phytoplancton sont cohérentes avec d'une part le suivi annuel et d'autre part la grille de lecture de l'eau. Ce sont les abondances en nanophytoplancton au mois de juin qui sont responsable de l'état « moyen » de ce compartiment. Dès le mois de juillet les deux classes de taille affichent un « très bon » état.

***Tableau 5. 10 :** Grille du phytoplancton dans la partie nord de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	15.0	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5	5.3	10		50	

4.2.2. Bages milieu

De même que dans Bages nord, le bloom de phytoplancton observé au mois de juin est responsable de la qualité « moyenne » de ce compartiment. Il s'agit ici d'abondances de picophytoplancton qui ne s'est pas répercuté sur les concentrations en chlorophylle a. Ce bloom décroît durant le mois de juillet pour aboutir au mois d'août à un « très bon » état des deux classes de phytoplancton.

Tableau 5. 11 *: Grille du phytoplancton dans la partie médiane de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**61**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1.00**	2		5		10		50	

4.2.3. Bages sud

Le « bon » état de la colonne d'eau au mois de juin lié aux concentrations en chlorophylle a ne se retrouve pas dans la grille du phytoplancton. Les deux classes de taille restent durant tout l'été de « très bonne » qualité.

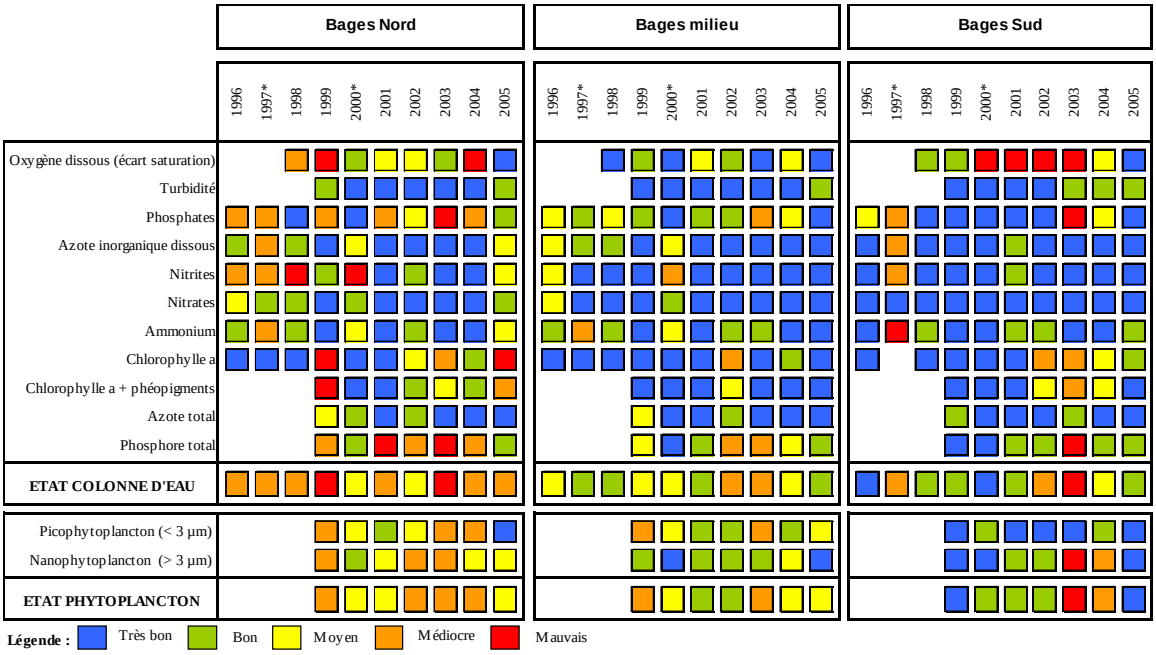
Tableau 5. 12 *: Grille du phytoplancton dans la partie sud de l'étang de Bages-Sigean pour l'été 2005.*

BGS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**12.2**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1.40**	2		5		10		50	

4.3. Evolution pluriannuelle

Les résultats de 1999 à 2004 sont complétés par les données acquises entre 1996 et 1998 dans le cadre de l'étude Ifremer-AME (Ifremer/AME, 2001). Les diagnostics du phytoplancton réalisés annuellement depuis 1999 permettent d'étudier l'évolution du compartiment « phytoplancton » en complément de la colonne d'eau pour les trois secteurs de la lagune.

Tableau 5. 13 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton pour l'ensemble des stations suivie s dans la lagune de Bages-sigean.*



** grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic*

Depuis 2002, le gradient d'eutrophisation décroissant du nord vers le sud qui existait jusqu'alors dans cette lagune, tendait à disparaître du fait d'une dégradation des secteurs Médian et Sud. Après les travaux réalisés sur la station d'épuration de Narbonne en juin 2003, une amélioration de la qualité des eaux en 2004 est observé sur l'ensemble de la lagune. Cette tendance est confirmée en 2005 avec, par rapport à 2004, le gain d'une classe de qualité pour les secteurs médian et sud et une amélioration marquée du compartiment « phytoplancton » sur toute la lagune. Ces résultats sont cohérents avec ceux du diagnostic complet.

5. Suivi des stations d'épuration

Initié en 2002, le suivi des principaux apports par les stations d'épuration à l'étang de Bages-Sigean, et de leur impact sur le milieu naturel, a été reconduit cette année encore. Les six principales stations d'épuration suivies, situées sur le pourtour de l'étang de Bages-Sigean, sont celles de Narbonne ville, La Nautique, Bages, Peyriac de Mer, Sigean et Port-La-Nouvelle (Tableau 5.14). Des prélèvements mensuels sont effectués avec la coopération des compagnies fermières. Le Parc Naturel Régional est associé à ce programme et participe à la logistique du suivi et au paiement des analyses microbiologiques.

Le déroulement du suivi ainsi que les résultats (analyse et présentation) sont validés par un groupe de travail comprenant des représentants des exploitants des stations (BRL et CGE), des SATESE et de la MISE de l'Aude, de l'Agence de l'Eau, du SMNLR (Police de l'Eau), de la Région Languedoc-Roussillon, du Cépralmar et de l'Ifremer.

Tableau 5.14: *Caractéristiques des stations d'épuration suivies dans le cadre du RSL en 2005.*

Station	Exploitant	Capacité nominale (EH)	Mise en service	Type de traitement	Autosurveillance officielle	Milieu récepteur
Narbonne ville	CGE	120 000	1975, 1987 et juin 2003*	Boues activées+ déphosphatation physico-chimique	Oui 156 analyses/an	Canal de la Robine (6 km)
Narbonne – la Nautique	CGE	1800	1982	Lagunage	Non 2 analyse/an	Etang (bassin nord)
Bages village	BRL	1000	1971	Boues activées (faible ch.)	Prévue en 2006	étang (bassin nord)
Peyriac de mer	CGE	3000	1988	Boues activées (faible ch.)	NON 2 analyses/an	Etang (bassin central)
Sigean	CGE	6000	1985	Boues activées (moy. ch.)	Oui 12 analyses/an	Ruisseau puis étang (bassin sud) (2 km)
Port la Nouvelle	CGE	30 000	1986 2005**	Boues activées + déphosphatation physico-chimique	Oui 51 analyses/an	Grau de l'étang

* nouvelle STEP
** modification de la STEP

Les résultats présentés dans le présent chapitre courent de janvier 2002 à décembre 2005 Le protocole du suivi, les méthodes de calcul et d'évaluation de l'impact du rejet sur les peuplements macrophytes du champ proche sont détaillés dans le rapport RSL 2001 (Ifremer, 2002). Depuis le début du suivi, deux aménagements majeurs ont été apportés aux infrastructures : la modification et l'amélioration du système de traitement pour Port-la-Nouvelle en mars 2005 et la mise en route d'une nouvelle usine de traitement pour Narbonne-Ville en juin 2003.

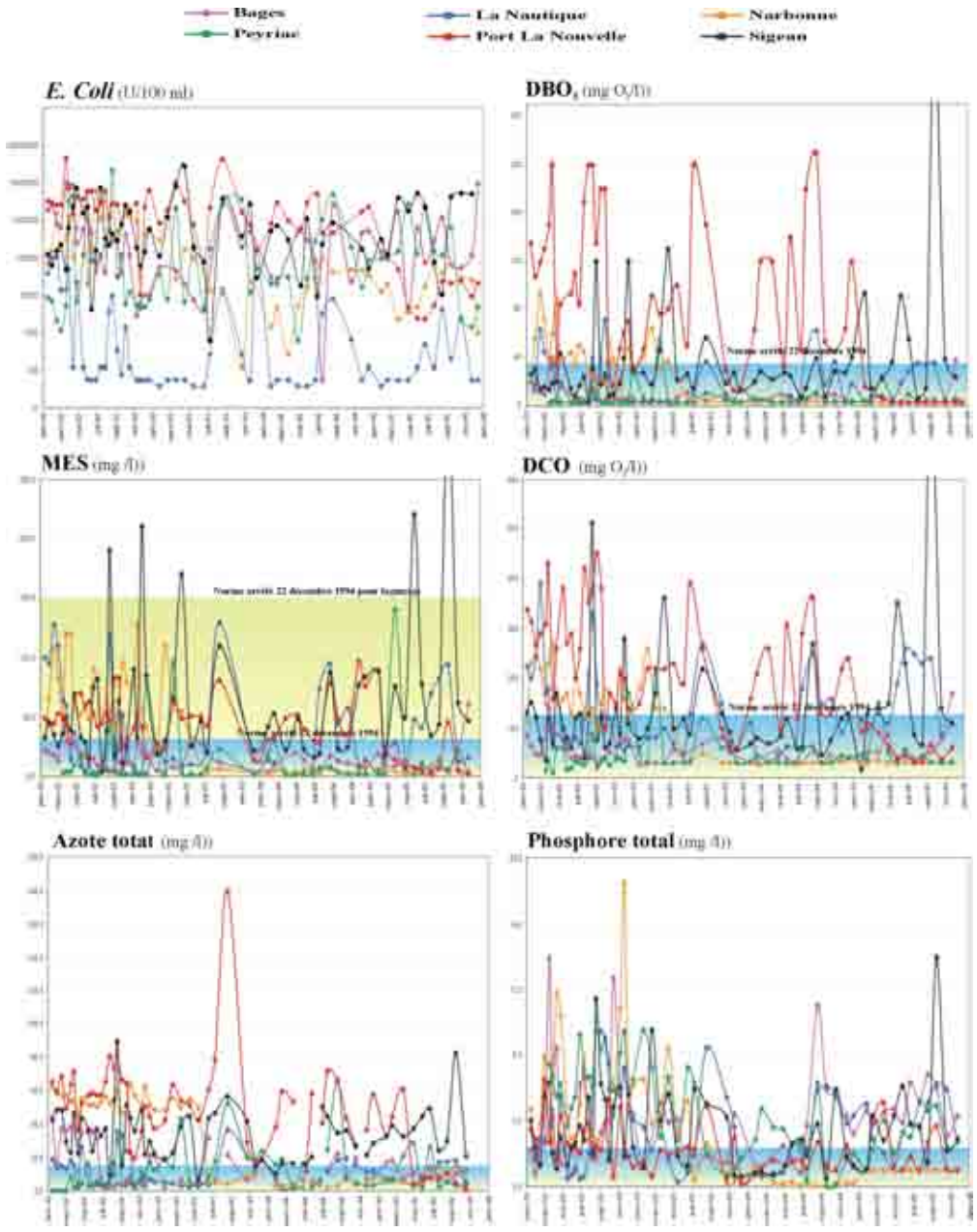


Figure 5. 22 : *Evolution mensuelle (2002-2005) de la qualité des effluents sortants des stations d'épuration situées sur le pourtour de la lagune de Bages-Sigean et suivies dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire. Pour les graphes de l'azote et du phosphore, sont indiquées les normes applicables dans le cadre de la Directive « Nitrates » et retenues au sein du projet de Contrat d'étang.*

5.1. Qualité des effluents sortants

5.1.1. Qualité bactériologique

Actuellement, il n'existe pas de normes réglementaires de rejet pour le paramètre *E. coli* pour les stations suivies. D'ailleurs, à l'exception de la station de lagunage de La Nautique, aucune des autres stations n'est conçue pour abattre la pollution microbiologique.

Le suivi de la qualité microbiologique des effluents (Figure 5. 22) permet de distinguer 3 groupes de stations :

- les stations de Peyriac, de Sigean et de Bages où les concentrations en *E. coli* fluctuent fortement sans schéma défini, avec ponctuellement des valeurs très élevées (jusqu'à 7 log). Aucune différence n'est identifiable par rapport aux années antérieures,
- les stations de Port-la-Nouvelle et de Narbonne ville avec des concentrations moindres (inférieurs à 3 log). Ces concentrations moindres sont la conséquence des aménagements réalisés sur ces deux stations comme en témoignent les fortes concentrations observées antérieurement à ces aménagements, même si les filières de traitement nouvellement mises en œuvre ne sont pas destinées à une traiter la pollution microbiologique.
- la station de la Nautique avec des concentrations très faibles toute l'année (au niveau du seuil de détection) mais avec une augmentation des concentrations durant la période estivale. Ce schéma saisonnier indique une diminution de l'efficacité du lagunage en été, période pourtant favorable à l'abattement microbiologique, et donc probablement conséquence à une capacité hydraulique dépassée ayant pour effet un temps de séjour raccourci.

5.1.2. DBO_5, DCO et MES

Les normes réglementaires qui s'appliquent sont fixées par l'arrêté du 22 décembre 1994 : 25 mg/l pour la DBO5, 125 mg/l pour la DCO et 35 mg/l pour les MES (sauf lagunage de La Nautique : 120 mg/l). Ces normes sont reportées sur les graphiques (Figure 5. 22).

Pour ces trois paramètres (Figure 5. 22), l'évolution la plus remarquable en 2005 est celle des effluents de la station de Port-la-Nouvelle. En effet, à partir du mois de mars, date de la mise en route de la nouvelle filière de traitement, on observe une chute radicale des concentrations de ces trois paramètres. Par la suite, les niveaux mesurés se situent tout juste à la limite des seuils de détection normatifs

et contrastent vivement avec les concentrations élevées et très fluctuantes observées auparavant.

Pour les autres STEP, les concentrations en 2005 sont en majorité demeurées sous les normes de rejet à l'exception des effluents de la station de Sigean montrant régulièrement des pics de pollution très élevés. A noter également des dépassement en période estivale pour la DCO des effluents de la station de lagunage de La Nautique, dépassements à associer à l'augmentation de la pollution microbiologique à cette même période.

5.1.3. Azote et phosphore total.

Pour ces deux paramètres et concernant la station de Port-la-Nouvelle en 2005 (Figure 5. 22), un constat similaire est fait de forte réduction des concentrations en azote et phosphore total au printemps, même si pour le phosphore on a observé quelques fluctuations postérieures vraisemblablement dues au temps de réglage du procédé physico-chimique destiné à abattre cet élément. En fin d'année, la qualité des effluents vis-à-vis de l'azote et du phosphore était similaire à celle constatée pour ceux de la nouvelle STEP de Narbonne ville.

Pour les quatre autres stations, le bilan est très contrasté suivant le paramètre considéré. Ainsi, pour l'azote et à l'exception des effluents de la station de Sigean, les concentrations mesurées se sont en moyenne situées en dessous ou proches de la norme de 15 mg/l préconisée dans le cadre du Contrat d'étang. A l'inverse pour le phosphore, les concentrations ont été en quasi-permanence supérieures à la norme préconisée. Le caractère très fluctuant des concentrations laisse supposer que la cause pourrait être une pollution par des eaux parasites (pluvial) généralement chargées en phosphore (lessivage des sols), ces stations n'étant pas conçues pour traiter le phosphore.

5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP

Pour comparer les contributions relatives de chaque STEP, le groupe de travail a préconisé que soient traitées à part les cinq STEP situées directement sur le pourtour de la lagune (Peyriac, La Nautique, Bages, Sigean, Port-La-Nouvelle) en raison de leur capacité nominale et de comparer ensuite Narbonne à la somme de ces cinq stations (Figure 5. 23). Par ailleurs, les considérations suivantes doivent être prises en compte dans l'interprétation des flux :

- le lagunage de la Nautique est soumis à des processus d'évaporation ayant pour effet de réduire la charge hydraulique sortante (mesures de débit faites en entrée). Un bilan hydrique saisonnier montre qu'à certaines périodes de

l'année le volume évaporé peut dépasser celui entrant. Les flux estimés sont donc surestimés et constituent une situation au pire.

- le rejet de Port-La-Nouvelle se réalise dans le grau, une partie des effluents étant évacués en mer. Il a été cependant décidé de conserver la totalité du flux, représentant également une situation au pire.

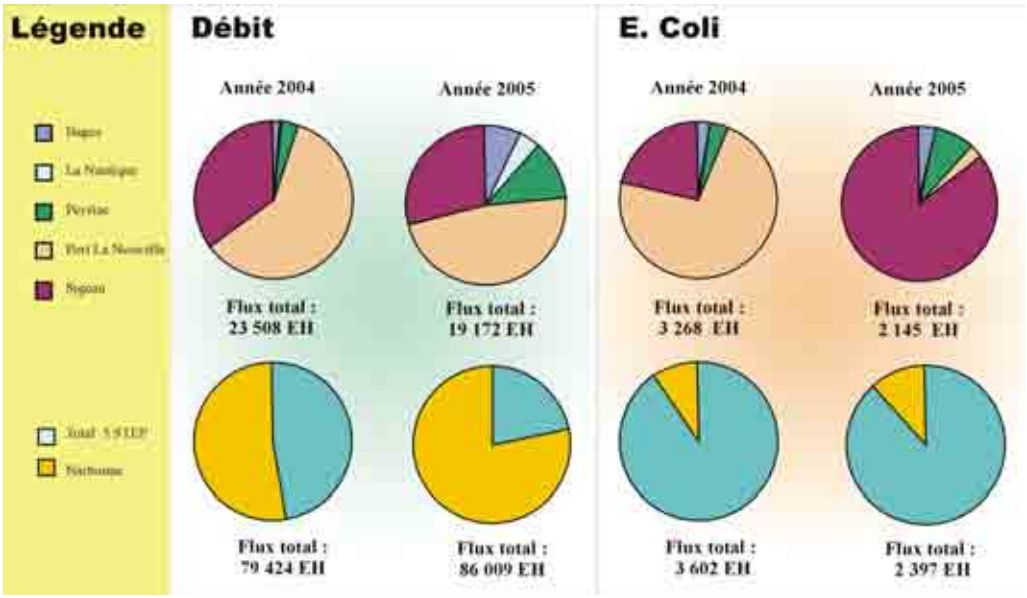


Figure 5. 23 : *Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux totaux moyens (chiffres) en eau et en* E. coli *amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL en 2004 et 2005.*

5.2.1. Débits

Entre 2004 et 2005, on observe une diminution sensible des débits rejetés pour les 5 stations dur pourtour direct de la lagune (Figure 5. 23), cette diminution est essentiellement due à une diminution des volumes rejetés par la station de Sigean qui ont été réduits en moyenne de 43%. Cette réduction a donc logiquement entraîné une augmentation des contributions relatives des quatre autres STEP au flux total.

Pour l'ensemble des six stations, le volume moyen émis a cependant augmenté entre les deux années suite à un accroissement de l'ordre de 20% des volumes rejetés par la station de Narbonne ville.

5.2.2. *Escherichia Coli*

Les flux émis de *E. coli* ont globalement diminué de 25% entre les deux années que ce soit pour les 5 STEP du pourtour direct de la lagune ou à l'échelle de l'ensemble des STEP suivies (Figure 5. 23). Cette réduction de flux est majoritairement le résultat de l'amélioration de la qualité microbiologique observée sur les effluents de la STEP de Port-la-Nouvelle où le flux moyen est passé de 1 946 EH en 2004 à 61 EH en 2005 soit une réduction de l'ordre de 92%.

Cette évolution a radicalement modifié la hiérarchie des contributions relatives au sein des cinq STEP du pourtour de lagune. Ainsi, on est passé d'une contribution majoritaire de la STEP de Port-la-Nouvelle en 2004 à une contribution très majoritaire de la STEP de Sigean en 2005. Etant donné les flux émis par la station de Narbonne ville, c'est cette station qui demeure le contributeur majoritaire d'*E. coli*. Cependant, il faut rappeler que l'éloignement du point de rejet de cette STEP par rapport à la lagune est de nature à fortement réduire son impact quant à la qualité microbiologique du milieu.

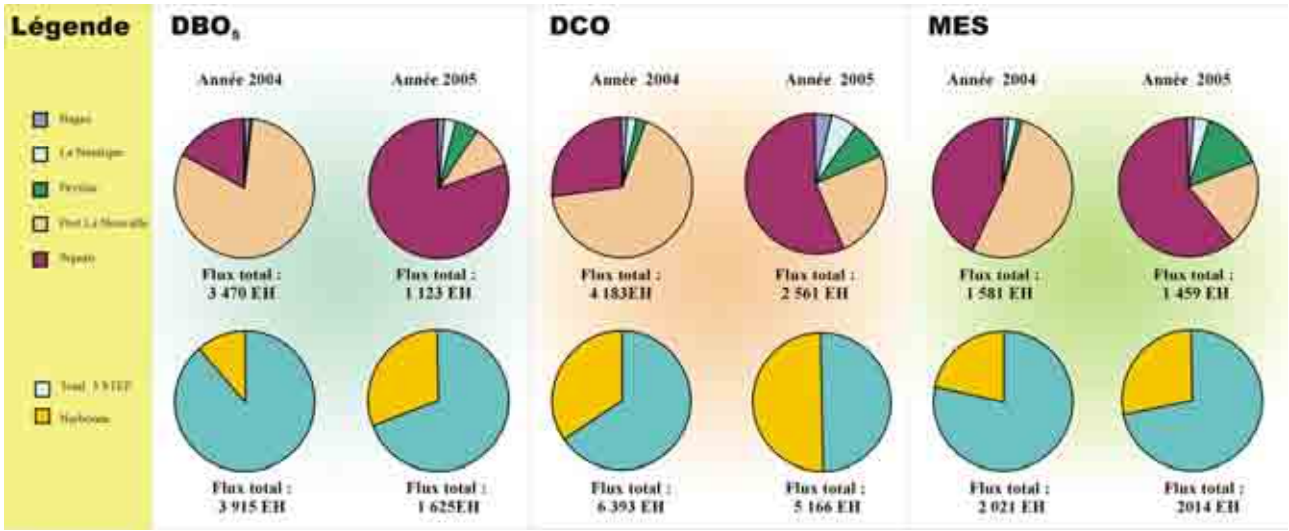


Figure 5. 24 : *Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque STEP et flux totaux moyens (chiffres) en DBO, DCO et MES amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL en 2004 et 2005.*

5.2.3. DBO_5, DCO et MES

Concernant ces paramètres, l'évolution entre 2004 et 2005 est très variable suivant le paramètre considéré (Figure 5. 24). Ainsi, on note une diminution significative des flux moyens pour la DBO5 (65%) et la DCO (39%) alors que

pour les MES celui-ci est demeuré stable. Pour deux paramètres relatifs à la pollution organique, cette évolution est amplement due à l'amélioration de la qualité des effluents de la STEP de Port-la-Nouvelle même si dans le même temps, on observe une augmentation des flux moyens émis par les autres STEP. Concernant les MES, l'accroissement des flux des cinq autres STEP a contrebalancé la réduction de ceux de Port-la Nouvelle aboutissant à un flux total moyen inchangé entre les deux ans.

Ces évolutions ont évidemment eu un impact sur la hiérarchie des contributions de chaque station au flux total. Globalement, pour les cinq stations du pourtour direct de la lagune, c'est la STEP de Sigean qui devient le pollueur majoritaire et avec une contribution non négligeable de la station de Peyriac. La contribution relative de la STEP de Narbonne Ville est évidemment de fait augmentée.

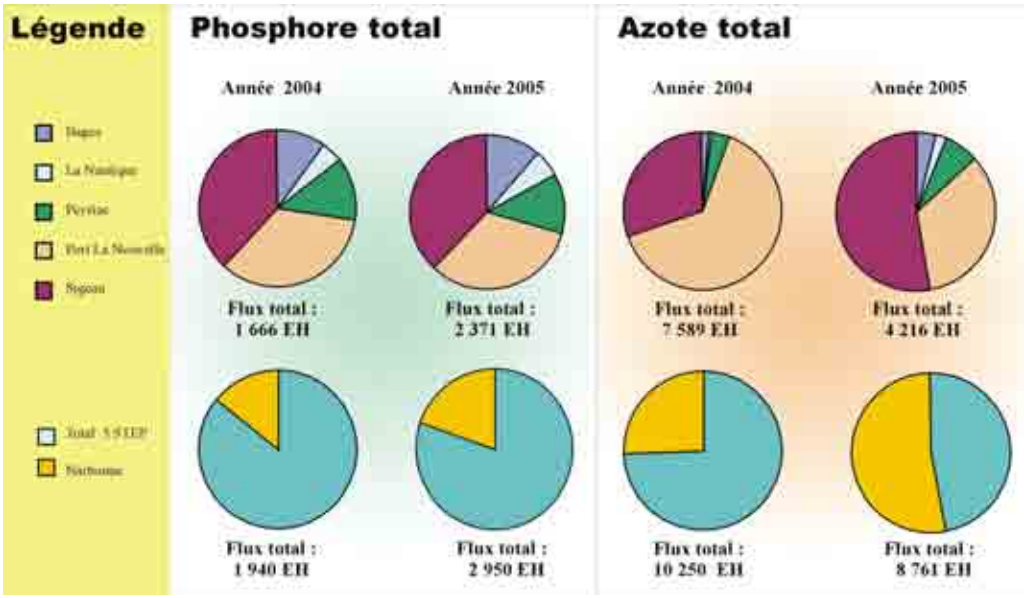


Figure 5. 25 : *Contribution relative (moyenne annuelle) de chaque station et flux total moyens amenés à la lagune de Bages-Sigean par les STEP suivies dans le cadre du RSL, le phosphore et l'azote total en 2004 et 2005. Pour le calcul du flux de phosphore pour la station de Narbonne, les données de concentrations utilisées sont celles mesurées par l'exploitant (Veolia).*

5.2.4. Phosphore et azote total

Les flux de phosphore ont augmenté entre 2004 et 2005 (Figure 5. 25). Cet accroissement (+ 43%) est le résultat des fortes concentrations observées pour un bon nombre de STEP et le retard du réglage de la filière nouvellement mise en place à la STEP de Port-la-Nouvelle. De plus, la hiérarchie des contributions relatives de chaque station au flux total n'a pas été modifiée.

A l'inverse, on note une forte réduction du flux total d'azote émis par les 5 stations du pourtour de la lagune (-44%) suite aux améliorations de performance de la station de Port-la-Nouvelle qui a vu son flux moyen passer de 4 929 EH en 2004 à 1 823 EH en 2005. Depuis c'est la station de Sigean, après évidemment celle de Narbonne, qui devient le contributeur prédominant de la pollution azotée à la lagune.

5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours des zones de rejet

L'évaluation de l'impact des rejets à leur débouché dans la lagune, sur les peuplements de macrophytes, a été réalisée en appliquant le protocole du diagnostic simplifié à 6 zones de l'étang au cours de deux campagnes organisées respectivement le 9 juin et 22 novembre 2005. Les zones examinées sont :

- débouché du canal recevant les effluents de La Nautique
- point de rejet de la STEP de Bages
- débouché du Canélou (STEP de Narbonne)
- débouché de la Berre
- point de rejet de la STEP de Peyriac
- debouché du canal recevant les effluents de la STEP de Sigean dans l'anse du Clot.

Par ailleurs au cours de la campagne d'automne un examen des peuplements macrophytes de la zone de débouché du Mourel-Redon, dans l'anse des Galères (Bages Nord), véhiculant les eaux de rejet du CET a été effectué à la demande du SMPNR.

***Tableau 5. 15** : Résultats 2005 du diagnostic simplifié par les macrophytes dans les différentes zones aux alentours du rejet ou de l'émissaire de rejet. La couleur noir indique une impossibilité de diagnostic étant donné l'absence de végétation.*

Station	Zone	Recouvrement total (%)		Recouvrement climax (%)		Nombre d'espèce		Diagnostic	
		Juin	Nov.	Mai	Nov.	Mai	Nov.	Juil.	Nov.
La Nautique	< 20 m	20	70	<5	<5	3	2		
	20-50 m	25	75	40	<5	3	4		
	>50 m	50	0	65	60	5	4		
Bages	< 20 m	50	35	<5	10	4	4		
	20-50 m	75	75	<5	51	4	5		
	>50 m	70	65	<5	40	3	2		
Canelou	< 20 m	8	<5	0	0	2	3		
	20-50 m	20	40	0	0	2	3		
	>50 m	80	10	0	<5	1	3		
Peyriac	< 20 m	<5	50	0	0	2	3		
	20-50 m	<5	75	0	0	2	3		
	>50 m	70	70	85	50	5	5		
Sigean	< 20 m	100	<5	0	0	2	1		
	20-50 m	100	0	0	0	2	0		
	>50 m	100	<5	0	0	2	1		
Berre	< 20 m	15	<5	100	<5	4	2		
	20-50 m	40	20	50	100	3	1		
	>50 m	15	10	100	100	2	2		

Légende : Très bon | Bon | Moyen | Médiocre | Mauvais

La lecture des diagnostics simplifiés par les macrophytes fait état, exception faite de l'embouchure de la Berre, d'un impact systématique des rejets dans le champ très proche (0-20 m) du débouché du rejet dans la lagune (Tableau 5. 15), avec un état mauvais des peuplements macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation. L'étendue de cet impact varie en fonction des stations concernées :

- pour les zones de débouchés du Canélou et des effluents de la station de Sigean, l'impact s'étend au-delà de la zone de référence (>50 m) ou la présence dominante d'algues vertes (ulves, cladophores et chaetomorphes) ou rouges (gracilaires) témoignent d'une eutrophisation continue. A noter que pour la station de Sigean, lors de la campagne d'automne, la majorité des ces communautés algales avait disparu (mortalité estivale) interdisant d'établir un diagnostic.
- pour les stations de La Nautique, Bages et Peyriac où l'on observe une amélioration de l'état des communautés macrophytes au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet. Pour la station de Bages, une amélioration a été constatée à l'automne où l'abondance de l'algue verte filamenteuse

Cladophora était moindre et donc a permis une recolonisation par l'herbier de zostère.

Comme les années précédentes, la zone de débouché de la Berre ne montre pas de dégradations liées à l'eutrophisation mais des taux de couverture végétale relativement faibles. Cette raréfaction de la végétation aquatique est vraisemblablement due à un effet mécanique résultat d'apport solides grossiers lors des crues du cours d'eau comme en témoigne l'avancée de la flèche du cours d'eau dans la lagune.

Concernant le débouché du Mourel-Redon, aucun impact lié à des apports eutrophisants n'a pu être observé. Au proche du rejet, la végétation immergée est quasiment absente. En s'éloignant, on retrouve les peuplements à gracilaires caractéristiques de l'ensemble de l'anse des galères.

5.4. Conclusion

Cette année 2005 est marquée par la mise en route des nouvelles filières de traitement de la station d'épuration de Port-la-nouvelle induisant une amélioration radicale de la qualité de ses effluents pour la quasi-totalité des paramètres mesurés. Comme cette station était un contributeur important aux flux de pollution, une réduction des flux émis en 2005 s'en est suivie ainsi qu'une modification des contributions relatives de chaque station, la STEP de Sigean devenant l'un des contributeurs les plus importants en terme de flux de pollution émis.

6. Autre réseau de surveillance

6.1. Réseau National d'Observation

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'IFREMER. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu.

Ce suivi qui a commencé en 1982 pour l'étang de Bages-Sigean se fait à la fois sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans, et sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre). Les dernières données prises en compte datent de février 2005 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques). Pour les sédiments, la dernière campagne date de 1995-1996, les résultats ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (Ifremer, 2003), la prochaine aura lieu en avril 2006.

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis en annexe 2. De nouveaux contaminants sont recherchés : argent, chrome, nickel et vanadium. Les sources potentielles et la toxicité des différents contaminants sont fournies dans l'annexe 2.

La problématique majeure de cette lagune est la pollution par le cadmium suite aux rejets d'usine de pigment de peinture située près de Narbonne. Les teneurs en cadmium dépassaient la médiane nationale de 630% sur ces trois dernières années (de 2002 à 2004) au lieu de 470% pour les années 2001-2002-2003 (cf. annexe 2**).** Depuis la « mise aux normes » du rejet, une diminution lente mais continue des teneurs dans les coquillages a été enregistrée. Cette teneur était inférieure au seuil réglementaire de consommation en 2002 et 2004 mais apparaît sensiblement supérieure au seuil à l'hiver 2005. En hiver, les teneurs sont souvent plus élevées qu'en automne (fonction des cycles physiologique des coquillages) expliquant peut-être cette apparente hausse. Cependant, il est nécessaire d'être très attentif à cette évolution pour éventuellement en élucider les causes et circonscrire les éventuelles sources.

Concernant les autres métaux, les concentrations demeurent stables. Pour les nouveaux contaminants recherchés, la teneur en nickel est de 290% supérieure à la médiane nationale. A noter que pour ce métal, les teneurs de base établies lors des carottages profonds (Ifremer, 2004) avaient révélé des niveaux supérieurs aux autres lagunes vraisemblablement en raison de la nature géologique du bassin versant de cette lagune. Pour ce qui est du chrome, de l'argent et le vanadium, les teneurs sont inférieures à la médiane nationale.

La teneur en lindane est 150% au delà du seuil de la médiane nationale mais tend à diminuer depuis 1983. Pour ce qui est du DDT et ses produits de dégradation (DDD et DDE), la teneur est de 540% supérieure à la médiane nationale mais est stable depuis quelques années.

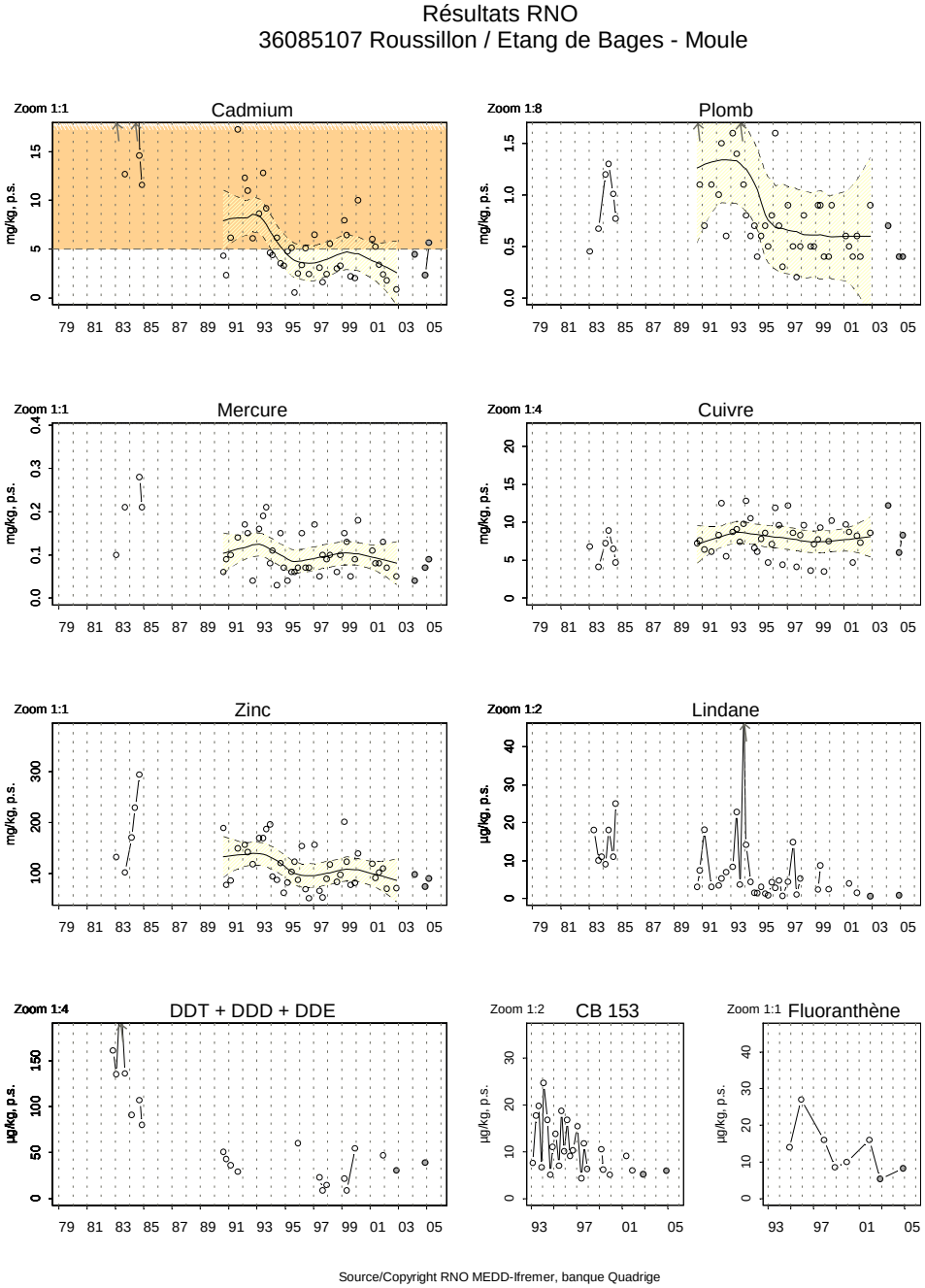


Figure 5. 26 : *Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination chimique dans les moules de la lagune de Bages-Sigean au point BGM, suivi dans le cadre du RNO.*

7. Mesures de courants - Estimation de débits dans le grau de Port-La-Nouvelle

7.1. Contexte

Le modèle hydrodynamique MARS-3D a été appliqué le site de Bages-Sigean dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (Ifremer, 2003) afin d'étudier les processus d'échanges entre la mer et la lagune ainsi que la dynamique des masses d'eau à l'intérieur des différents bassins sous l'action des principaux forçages météorologiques (vent, pression atmosphérique, marée).

A la demande du Syndicat Mixte de Gestion du PNR, deux propositions d'aménagement visant à limiter le confinement et l'eutrophisation des bassins nord ont été simulées à l'aide de ce modèle hydrodynamique : l'impact de l'enlèvement d'une partie du barrage à vannes sur le grau de Port-La-Nouvelle sur les temps de renouvellement des eaux (Ifremer, 2004) et l'impact d'une réouverture au droit de l'île de l'Aute sur les échanges entre les bassins nord et sud (Ifremer, 2005).

L'application du modèle hydrodynamique MARS-3D sur la lagune de Bages-Sigean constitue un « bel » exemple d'utilisation de ce type d'outil dans une double optique d'acquisition de connaissances et d'aide à la gestion.
Toutefois, dans sa version actuelle, ce modèle n'est pas validé. Sa calibration et sa validation nécessite de disposer de mesures de débits dans le grau de Port-La-Nouvelle et de courant dans la lagune afin de les comparer aux résultats de simulation. Cette confrontation permettra de définir le contexte dans lequel le modèle reproduit la réalité avec une marge d'erreur acceptable.

Afin de disposer de mesures haute-fréquence des débits échangés entre la lagune et la mer, depuis mai 2005 deux courantomètres sont positionnés dans le chenal de Port-La-Nouvelle. L'acquisition de données devrait se poursuivre jusqu'en décembre 2006 afin de couvrir l'ensemble des conditions météorologiques caractéristiques du site. L'instrumentation du chenal et le traitement des données acquises sont réalisés dans le cadre du projet « Mesures de débits dans le grau de Port-La-Nouvelle en vue de la modélisation des échanges hydrauliques entre la lagune de Bages-Sigean et la mer Méditerranée »[3].

[3] Projet co-financé par la Région Languedoc-Roussillon, la DIREN, l'Ifremer, le FEDER (axe 3, mesure 1, sous-mesure :3, action 3 du complément de programmation - Docup objectif 2 (2000-2006) : « Restaurer, aménager et gérer les milieux lagunaires et marins, modélisation permettant de quantifier et d'optimiser les échanges hydrauliques et des sédiments ».

7.2. Objectifs

L'objectif de ce présent chapitre est de présenter un état d'avancement du projet, de dresser un premier bilan des connaissances acquises et des méthodologies développées et de préciser les prochaines étapes du projet.

7.3. Matériels et méthodes

7.3.1. Profileur de courant à effet Doppler

Les deux profileurs Horizontaux de Courant à effet Acoustique Doppler (H-ADCP) utilisés dans ce projet, sont présentés dans le précédent rapport RSL (Ifremer, 2005).

Les courantomètres tridimensionnels (3D-ADCP) utilisés pour étalonner les méthodes d'estimation des débits à partir de mesures de courants horizontaux sont des profileurs de courant développés par la société RD Instruments. Le "Monitor" et le "Sentinel" (Figure 5. 27) sont munis de quatre transducteurs acoustiques émettant à la fréquence de 1200 kHz qui permettent de mesurer le courant dans les trois dimensions (Anonyme, 2002).

Figure 5. 27 : *Courantomètres 3D-ADCP : « Monitor » et « Sentinel ».*

7.3.2. Méthode d'acquisition des débits initialement retenue

Les connaissances antérieures sur l'étang de Thau (PNEC, 2005) et les contraintes techniques et financières ont initialement orienté le choix de la méthode. La méthodologie retenue, proposée par le fournisseur des appareils, est la même que celle utilisée pour estimer les débits des cours d'eau (fleuves et rivières). Notons, en outre, que le déploiement du matériel nécessaire à l'acquisition en continu de mesures directes du débit, n'est pas réalisable dans une zone portuaire telle que le grau de Port-La-Nouvelle.

Le courant dans une rivière présente un profil vertical homogène de la surface vers le fond, qui fait que l'estimation du débit peut être faite à partir de la mesure du champ de courant à **une profondeur donnée** et de l'épaisseur de la lame d'eau. La relation existant entre le champ de courant horizontal à une profondeur donnée et le débit à travers une **section de référence** doit être définie de façon

empirique. Plusieurs séries de mesures simultanées de débit et de champs de courant horizontaux sont nécessaires afin de mettre à jour cette relation et de la fiabiliser.

La mise en place, sur un site adapté, d'un courantomètre H-ADCP permet d'acquérir des mesures haute fréquence du courant horizontal et de la hauteur d'eau associée. Les acquisitions ponctuelles de débits sont réalisées à l'aide d'un courantomètre tridimensionnel embarqué.

7.3.3. Sites d'implantation des appareils

Le grau de Port-La-Nouvelle est le seul axe de communication entre l'étang de Bages-Sigean et la Méditerranée. D'une longueur de 2 km, il est bordé de digues artificielles (Port de commerce) et naturelles, et reçoit, dans sa partie amont, les apports du canal de la Robine.

Sa longueur, sa forme en "coude" ainsi que les deux darses qui le composent doivent avoir un impact sur les échanges entre la mer et la lagune. Afin d'étudier cet impact sur le fonctionnement hydraulique des échanges entre la lagune et la mer, deux sites ont été instrumentés, durant les six premiers mois, avec les profileurs H-ADCP (Figure 5. 28) : l'un, le plus en amont possible (station d'avitaillement) ; l'autre, le plus en aval possible (Ponton des pilotes).

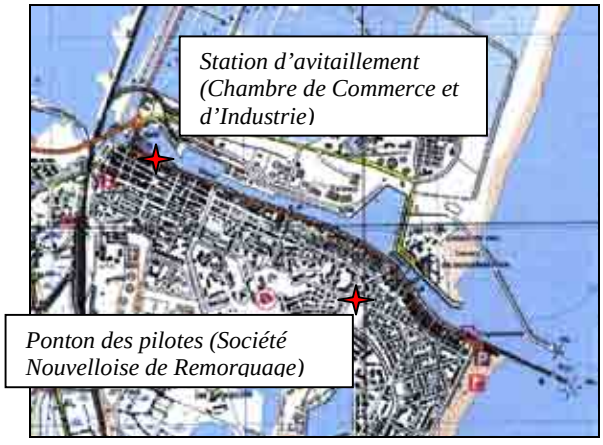


Figure 5. 28 : *localisation des sites retenus pour l'implantation des courantomètres H-ADCP dans le chenal de Port La Nouvelle.*

7.4. Fonctionnement des échanges entre la lagune et la mer

Seuls les principaux résultats des six premiers mois d'acquisition de données sont résumés dans ce paragraphe. L'analyse détaillée des mesures acquises sur les deux sites a fait l'objet d'un stage de Bachelor (Roucher, 2005).

7.4.1. Variation de la hauteur d'eau dans le grau

Durant cette première période d'acquisition, le marnage maximum dans le grau de Port-La-Nouvelle a été de 0,65 m. La hauteur minimale mesurée est 0,29 m, la hauteur maximale mesurée est 0,94 m.

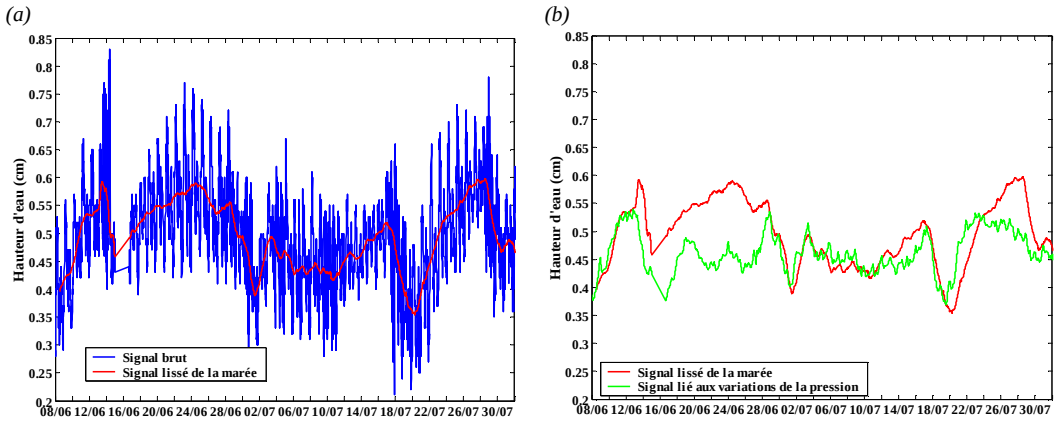


Figure 5. 29 : *Variations temporelles de la hauteur d'eau dans le grau de Port-La-Nouvelle. (a) : Signal mesuré (bleu) et signal lissé des effets de marée (rouge). (b) : Comparaison du signal lissé des effets de marée (rouge) et du signal lié aux variations de la pression atmosphérique (vert).*

Le niveau de l'eau présente des variations de différentes fréquences (Figure 5. 29) :

- des variations à l'échelle de la demi-journée avec un marnage compris entre 20 et 40 cm dues à l'onde de marée ; ce signal de marée comprend deux "petits" marnages sensiblement égaux, suivis de deux "grands" marnages de même amplitude, par jour. Ceci correspond à une marée semi-diurne à inégalité diurne dont la période est de 24h50 (Chevereau, 2001).
- des variations plus basse fréquence, à l'échelle de quelques jours, avec une amplitude maximale de l'ordre de 50 à 60 cm. Ces variations peuvent être, pour partie, mises en relation avec les variations de la pression atmosphérique. Cependant, sur cette lagune dont l'axe principal est orienté dans la direction des vents dominants, l'influence du vent à l'échelle du Golfe du Lion, sur les échanges avec la mer, est fortement marqué et est à

l'origine des différences observées entre le signal mesuré lissé des phénomènes de marée (rouge, Figure 5. 29b) et le signal de hauteur d'eau calculé à l'aide de la loi du baromètre inversé[4] (vert, Figure 5. 29b).

7.4.2. Variation du courant dans le grau

Les vitesses de courant dans le grau de Port-La-Nouvelle sont relativement faibles. La vitesse maximale du courant sortant mesurée est 0,5 m/s, et la vitesse maximale mesurée du courant entrant est de l'ordre de -0,3 m/s. Lors de périodes sans vent, les inversions de courant sont bien marquées (alternance entre courant sortant et entrant). En revanche, lors des périodes de fort vent de Nord (du 17 au 21 juillet), les phases de flot disparaissent devant un courant sortant en continu.

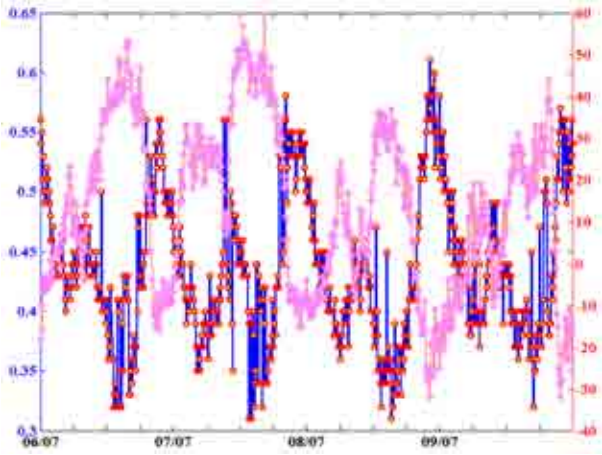


Figure 5. 30 : *Evolution dans le temps de la hauteur d'eau dans le grau de Port-La-Nouvelle (bleu ; axe de gauche en m) et du courant moyen mesuré par le H-ADCP (rose ; axe de droite en cm/s). Mesures enregistrées lors d'une période sans vent.*

Convention retenue pour les courants :
- courants positifs/sortants
- courants négatifs/entrants.

La superposition des variations de hauteur d'eau et de vitesse montre que ces dernières sont inversées sans présenter de déphasage (Figure 5. 30). En effet, les niveaux de l'eau les plus hauts coïncident avec les vitesses maximales du courant entrant, et les niveaux de l'eau les plus bas, coïncident avec les vitesses maximales du courant sortant. A l'inverse, les intensités de courant les plus faibles (proches de zéro) sont atteintes au milieu des marées montantes et descendantes. Ceci traduit la présence d'une onde de marée non stationnaire (Chevereau, 2001).

[4] Une diminution (respectivement une augmentation) de la pression atmosphérique de 1 mbar induit une augmentation (resp. diminution) du niveau marin de 1 cm.

7.4.3. Stratification dans le chenal de Port-La-Nouvelle

Les mesures acquises sur cette période ont mis en évidence la présence d'un coin salé dans le chenal de Port-La-Nouvelle (Figure 5. 31). Ce phénomène est généralement rencontré en estuaire où, dans la partie aval du fleuve, une couche d'eaux marines plus denses, « piégée» sous les eaux douces du fleuve, occupe le fond du cours d'eau sans se mélanger à la couche de surface.

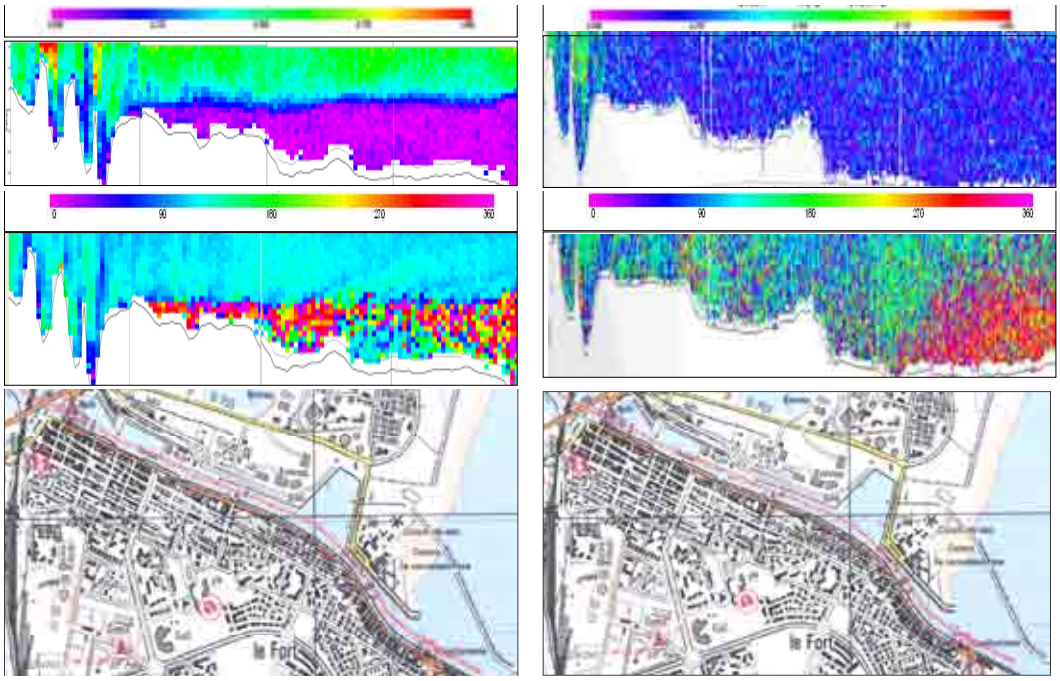


Figure 5. 31 : *Caractérisation de la stratification le long d'une section longitudinale du grau de Port-La-Nouvelle (Bas). (Haut) : Intensité du courant le long du transec. (Milieu) : Direction du courant le long du transec. (Gauche) : Le 18 novembre 2005 : fortes précipitations sur le bassin versant, le coin salé remonte vers la lagune. (Droite) : Le 18 juillet 2005 : Stratification peu marquée et présente dans la partie aval du grau uniquement*

Dans le cas de l'étang de Bages-Sigean, bien que la lagune ne soit pas un milieu stratifié[5] (le mélange des eaux par le vent est efficace dans ce milieu peu profond), les eaux saumâtres de la lagune peuvent être évacuées vers la mer en « glissant » sur une couche d'eau plus salée, immobile voire se déplaçant dans la direction opposée (de la mer vers la lagune). La remontée de ce coin salé, suivant

[5] Ce phénomène de stratification se retrouve dans le canal de Caronte, voie de communication entre l'étang de Berre et le Golfe de Fos. Dans ce cas cette stratification, qui existe dans toute la lagune trouve son origine dans les lâchers d'eau douce de l'usine hydroélectrique de Saint Chamas.

la section longitudinale du grau, dépend des conditions météorologiques. Il peut se déplacer jusqu'en amont de la station de mesure située au niveau du poste d'avitaillement ou rester localisé près de l'embouchure du grau en mer.

7.5. Confrontations des débits mesurés et simulés

7.5.1. Résultats préliminaires

Les mesures de hauteur d'eau, enregistrées par le H-ADCP positionné en aval dans le chenal de Port-La-Nouvelle, sont utilisées pour forcer le modèle dans la maille correspondante à la limite ouverte entre la mer et la lagune. Les courants dans cette même maille sont simulés en supposant que le phénomène responsable des variations de la hauteur d'eau est barotrope[6]. Les débits résultants (produit de la hauteur d'eau mesurée par le courant simulé et par une section du grau fixe) présentent (Figure 5. 32) des variations de plus grande amplitude que les débits estimés à partir de la mesure du courant à une profondeur (H-ADCP).

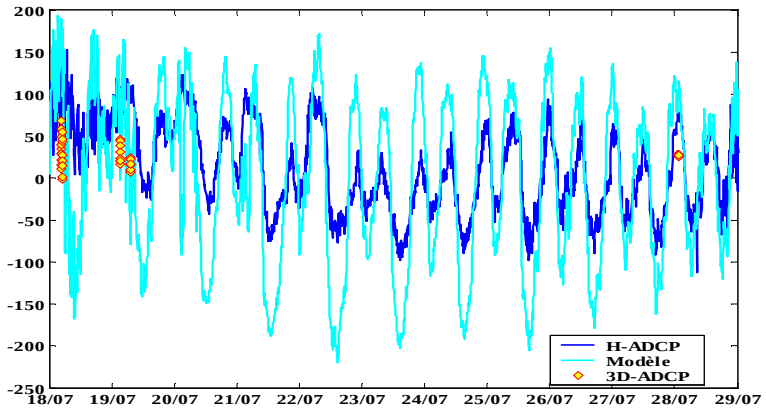


Figure 5. 32 : *Comparaison des débits (m^3/s) mesurés par le 3D-ADCP (bleu), estimés par le H-ADCP (cyan) et simulés (rouge). sur la période du 17 au 28 juillet.*

Lors des sept sessions d'étalonnage, les débits mesurés par le 3D-ADCP ne dépassent pas en moyenne 50 m^3/s. Cependant, peu de conditions météorologiques différentes ont pu être suivies, en particulier, seules des conditions de débits sortants ont été enregistrées. Les tendances et les ordres de grandeur des débits simulés sont cohérents avec les débits mesurés. En revanche, les débits estimés à partir du courant mesuré dans la couche de surface sont systématiquement surestimés.

[6] Phénomène barotrope : phénomène qui agit de façon homogène sur toute la colonne d'eau. La marée est un processus barotrope et induit des profils de courant sur la verticale du type de celui présenté sur la Figure 5. 34 en haut.

Le 18 juillet, après une période sans vent (du 13 au 17 juillet), un vent de type tramontane (N-NO) souffle à une vitesse de 70-80 km/h. Une oscillation périodique (T≈20mn) des débits dans le canal portuaire est mise en évidence (Figure 5. 33) par les mesures directes de débits (3D-ADCP). Cette oscillation n'est pas reproduite par le modèle. Les mesures de hauteurs d'eau sont à un pas de temps de 8 minutes. Ce pas de temps d'acquisition n'est pas suffisamment fin pour que l'information relative à ce phénomène ondulatoire soit contenue dans le signal de hauteur d'eau utilisé pour forcer le modèle hydrodynamique en condition à la limite.

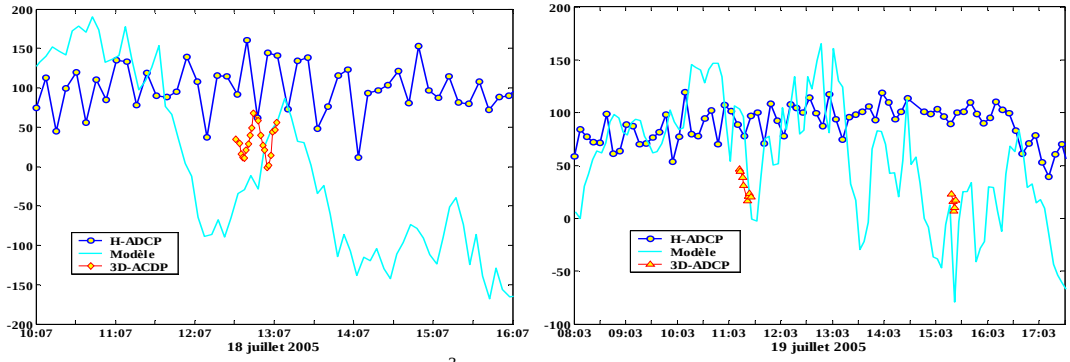


Figure 5. 33 : *Comparaison des débits (m^3/s) mesurés par le 3D-ADCP (bleu), estimés par le H-ADCP (cyan) et simulés (rouge) les 18 et 19 juillet.*

7.5.2. Conclusions

Cette notion d'information pertinente contenue dans les signaux de forçage de modèle est de toute première importance. En l'absence de hauteur d'eau mesurée, le modèle hydrodynamique est forcé par un signal de hauteur d'eau « théorique » qui ne dépend que des variations de niveau en mer dues à la marée et à la pression atmosphérique. Les effets du vent à l'échelle du Golfe du Lion, dont on a vu qu'ils peuvent être importants sur cette lagune (différence entre les courbes rouge et verte sur la Figure 5. 29), ne sont pas pris en compte à l'heure actuelle, car difficile à estimer. La mise en place d'un limnigraphe dans le chenal de Port-La-Nouvelle permettrait de disposer de mesures de hauteur d'eau en continu, mesures qui, à posteriori, seraient utilisées pour forcer le modèle hydrodynamique En outre, dans une optique de développement d'outils de prévision, une corrélation pourrait être recherchée entre les hauteurs d'eau mesurées et les vents.

Par ailleurs, les mesures directes de débit (3D-ACDP) ne sont pas suffisantes pour estimer la capacité du modèle à reproduire les volumes d'eau échangés entre la mer et la lagune. En particulier, il conviendrait de suivre plusieurs cycles entiers de marée, ainsi que des conditions météorologiques responsables

d'importantes phases de « remplissage » de la lagune (vent de mer associé à des précipitations) ainsi que d'importantes phases de « vidange » (vent N-NO).

7.6. Nouvelle méthode d'estimation des débits

7.6.1. Introduction

En limitant la section efficace d'échange, la remontée du coin salé au niveau de la station de mesure des courants induit un biais dans la méthode initialement retenue pour estimer les débits Afin de caractériser la stratification, une méthode utilisant deux courantomètres H-ADCP, l'un au dessus de l'autre dans la colonne d'eau, a été mise en place depuis fin novembre 2005 (Figure 5. 34). Le

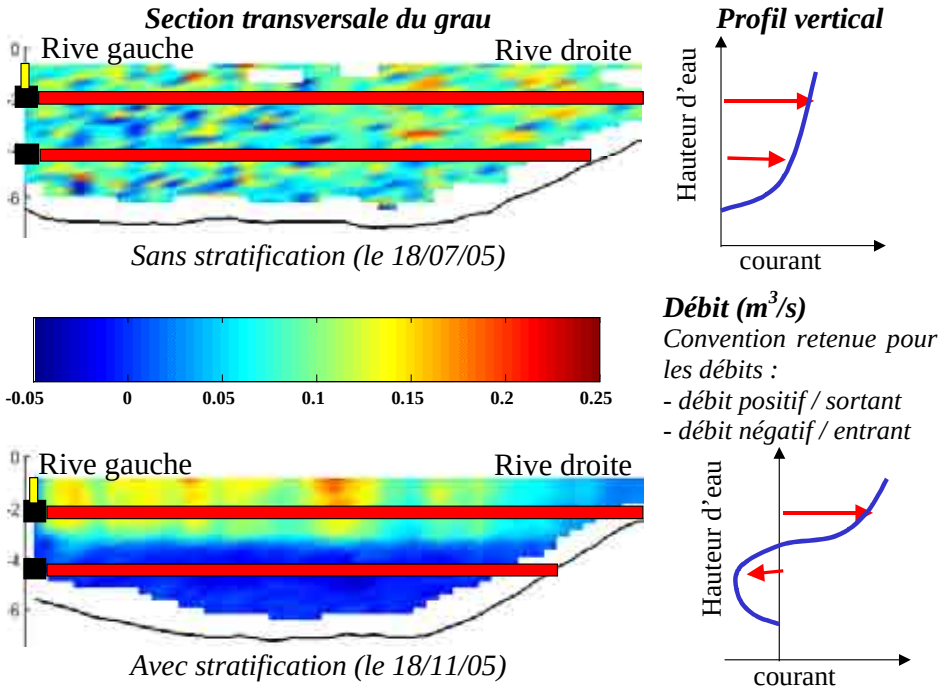


Figure 5. 34*. (Gauche)* ***:*** *Débits dans le chenal de Port-La-Nouvelle avec et sans stratification de la colonne d'eau. Les zones sondées par les deux courantomètres horizontaux sont représentées par les barres rouges. (Droite) : Représentation schématique des profils verticaux de courant (courbe bleue). Les courants « vus » par les deux appareils sont représentés par les flèches rouges.*

courantomètre du fond a été positionné de façon à mettre en évidence une éventuelle inversion de courant entre la surface et le fond. Une nouvelle méthode d'estimation des débits à partir des mesures de hauteur d'eau et des courants à deux profondeurs a été développée par le laboratoire. De nouvelles mesures directes de débits (à l'aide d'un courantomètre 3D-ADCP) doivent être réalisées afin de valider cette méthode. La description de cette méthode fera l'objet d'un rapport spécifique (en cours de rédaction).

7.6.2. Résultats préliminaires

Les données acquises dans cette nouvelle configuration sont en cours de traitement. Aucune mesure directe de débits n'ayant pu être effectuée simultanément aux mesures de courant en surface et fond[7], les débits estimés n'ont pu être confrontés à la réalité. De ce fait, les résultats de débit présentés ici ne le sont qu'à titre d'illustration et devront faire l'objet d'une validation.

Sur la période du 30 janvier au 13 février 2006, qui fait suite à un important épisode pluvieux, de forts courants sortants (de la lagune vers la mer) ont été enregistrés sur toute la colonne d'eau durant 4 jours (Figure 5. 35).

Par suite, à partir du 3 février, une stratification apparaît ; le coin salé est remonté jusqu'à la station d'avitaillement (le courant de fond est faible et opposé au courant de surface). Il faut attendre le 10 février pour retrouver des échanges entrants/sortant sur toute la colonne d'eau.

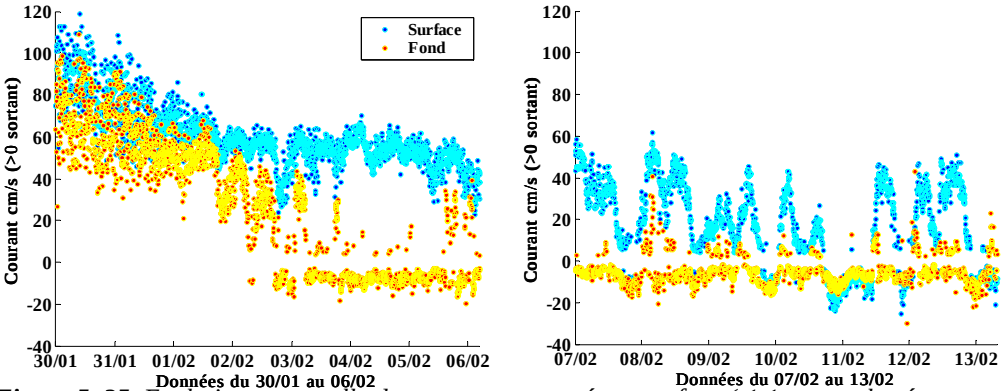


Figure 5. 35*. Evolution temporelle des courants mesurés en surface (-1.1 m sous le zéro hydro) et au fond (-3.3 m) dans le chenal portuaire de Port-La-Nouvelle sur la période du 30 janvier au 13 février 2006.*

[7] Le laboratoire ne dispose pas de son propre courantomètre 3D-ADCP. Les précédentes campagnes de mesures ont été réalisées avec du matériel en prêt. Depuis novembre 2005, aucun matériel n'a pu être mis à disposition du laboratoire.

Les débits associés à l'important phénomène de vidange sont estimés (par les deux méthodes) à plus de 100 m^3/s pendant les 4 premiers jours (Figure 5. 36). A partir du 10 février, on retrouve un débit moyen entrant/sortant de 50 m^3/s.

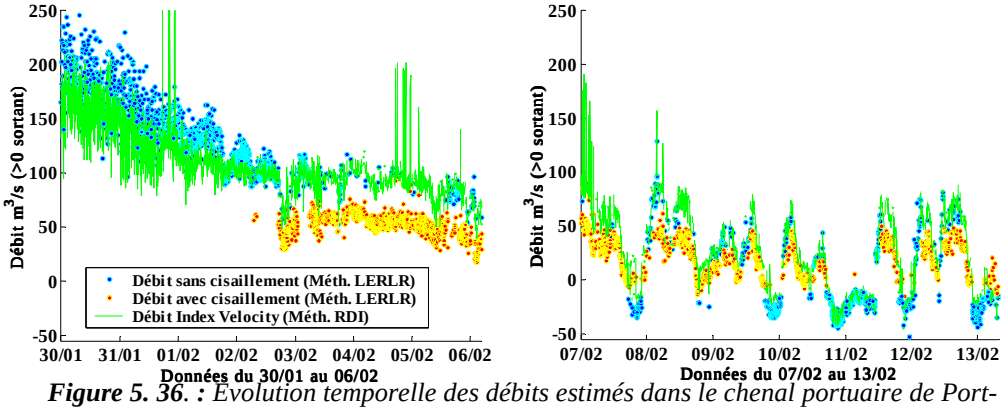


Figure 5. 36. : *Evolution temporelle des débits estimés dans le chenal portuaire de Port-La-Nouvelle sur la période du 30 janvier au 13 février 2006. Comparaison des débits estimés en utilisant soit les courants mesurés aux deux profondeurs (Méth. LERLR) soit le courant de surface uniquement (Méth. RDI).*

En l'absence de stratification, les débits estimés avec les deux méthodes sont peu différents (excepté durant la phase de forte vidange où la méthode RDI doit sous-estimer les débits). En revanche, en période de forte stratification, la méthode qui ne prend en compte que le courant de surface surestime fortement les débits.

7.7. Actions à venir

Afin de mener ce projet à son terme, les actions suivantes doivent être réalisées :

- Traitement de l'ensemble des données acquises en recherchant les éventuelles corrélations entre la remontée du coin salé jusqu'au niveau de la station de mesure des courants et les conditions météorologiques (vent, pression atmosphérique, précipitations…). Il serait intéressant, dans la mesure du possible, de définir, des typologies de fonctionnement des échanges entre la lagune de Bages-Sigean et la mer.
- Le LER-LR souhaite se porter acquéreur d'un courantomètre 3D-ADCP afin de disposer localement et en permanence du matériel adapté à ses besoins. Ce matériel permettra d'acquérir de nouvelles mesures de débit afin de fiabiliser la nouvelle méthode d'estimation des débits. Ces mesures devront être réalisées dans des conditions météorologiques correspondantes aux

différentes typologies mises à jour dans l'action 1 (avec et sans stratification, faible et fort débit…).

- Appliquer cette nouvelle méthode fiabilisée à l'ensemble des données acquises depuis octobre 2005.
- Simuler des périodes correspondantes aux différentes typologies afin de calibrer et valider le modèle hydrodynamique.

7.8. Conclusions et perspectives

Les sept premiers mois de mesures de courant dans le grau de Port La Nouvelle pour estimer les débits ont permis de mieux appréhender le fonctionnement du canal reliant la lagune de Bages Sigean à la Mer Méditerranée. En limitant la section efficace d'échange, la remontée du coin salé au niveau de la station de mesures des courants induit un biais dans la méthode d'estimation des débits à partie de la mesure de courant à une profondeur unique. De même, il conviendra de vérifier l'erreur qu'engendre ce phénomène sur le calcul des débits dans le modèle hydrodynamique MARS-3D. Par ailleurs, les conditions météorologiques dans lesquelles cette remontée du coin salé ainsi que l'oscillation périodique du plan d'eau portuaire apparaissent, devront être précisées.

Afin de caractériser le cisaillement, une méthode utilisant deux courantomètres H-ADCP, l'un au dessus de l'autre dans la colonne d'eau, a été mise en place depuis fin novembre 2005. Le courantomètre du fond a été positionné de façon à mettre en évidence une éventuelle inversion de courant entre la surface et le fond. Une nouvelle méthode d'estimation des débits à partir des mesures de hauteur d'eau et des courants à deux profondeurs a été développée. Des mesures directes de débits (à l'aide d'un 3D-ADCP) doivent être réalisées afin de fiabiliser cette méthode.

8. Conclusions

Le diagnostic complet de l'eutrophisation a permis d'estimer l'évolution de l'état d'eutrophisation de la lagune de Bages-Sigean au cours des six dernières années. Jusqu'en 2004, les suivis de la colonne d'eau montraient une tendance à l'homogénéisation de l'état d'eutrophisation des trois secteurs, avec une dégradation progressive des bassins sud.

Les travaux réalisés sur le bassin versant afin de limiter les apports en sels nutritifs, en particulier la mise aux normes de la station d'épuration de Narbonne et les aménagements faits sur le grau pour améliorer les échanges avec la mer semblent déjà porter leurs fruits.

Le diagnostic complet et les suivis annuel et estival de la colonne d'eau mettent en évidence une inversion de cette tendance à la dégradation avec une amélioration de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation des bassins sud et médian. L'impact de la diminution des apports est visible sur les compartiments biologiques ; bien qu'encore excessive dans le bassin médian, la production phytoplanctonique commence à être limitée.
L'évolution de la qualité du bassin nord est moins nette : le passé eutrophisé de ce secteur ayant porté atteinte à la qualité des sédiments.

L'évolution des différents secteurs de la lagune de Bages-Sigean tend à montrer, si besoin en était, que « l'inertie » de l'écosystème dans sa réponse à la diminution des apports est fortement dépendante de la qualité du milieu. La restauration de la colonne d'eau et des compartiments biologiques dans le bassin sud est quasi immédiate du fait que le compartiment sédimentaire n'est pas « touché ». Dans le bassin médian, deux ans après la modification des forçages, l'écosystème est stabilisé, la restauration est engagée. Dans le bassin nord, où l'état du sédiment a été dégradé, les autres compartiments sont en phase de stabilisation, on ne peut pas encore parler de restauration d'autant que les apports en sels nutritifs via la Robine dans ces secteurs confinés de la lagune sont encore probablement trop importants.

Toutefois, la prise de conscience, de cet état de fait, des gestionnaires du milieu et les efforts déjà réalisés (Narbonne et Port-La-Nouvelle) et à venir (Sigean et Bages) sur les stations d'épuration du pourtour de l'étang sont de bonne augure pour la restauration de l'état d'eutrophisation de cette lagune dans sa globalité. Cependant, ces efforts de réduction des apports sur le bassin versant de la lagune, impulsés notamment par le contrat d'étangs, devront être relayés au-delà de ce « territoire de gestion ». En effet, l'étang de Bages-Sigean est alimenté par les eaux de l'Aude via la robine, qui représentent, en terme de flux d'azote et de phosphore, une part qui, depuis ces deux dernières années, n'est plus négligeable. Des actions devront donc être menées, à l'échelle du bassin versant de l'Aude, visant à diminuer les apports en azote et phosphore dans le fleuve lui-même. Par voie de conséquence ces actions participeront à la restauration de la lagune.

La restauration de la qualité des eaux et des coquillages vis-à-vis des contaminations chimiques constitue également un des objectifs du Contrat d'étang. La tendance à la diminution des concentrations en cadmium dans les moules, mise en évidence depuis 2001 par le suivi RNO n'est pas confirmée par les résultats du printemps 2005. Le défi « Toxiques » devrait apporter des éléments de réponse sur les causes de cette nouvelle augmentation des teneurs en cadmium dans les moules de l'étang de Bages-Sigean. La sensibilité de l'étang vis-à-vis des contaminations chimiques (accidentelles ou chroniques) impose une grande vigilance et une limitation maximale des apports via les rejets industriels notamment.

Les sept premiers mois de mesures de courant dans le grau de Port La Nouvelle pour estimer les débits ont permis de mieux appréhender le fonctionnement complexe du canal reliant la lagune de Bages-Sigean à la Mer Méditerranée : l'existence d'un coin salé et la spécificité de l'onde de marée dans ce chenal ont pu être mises en évidence. Les conditions météorologiques dans lesquelles ces deux phénomènes se mettent en place devront être précisées. En particulier, le modèle MARS-3D pourrait être utilisé pour étudier le lien éventuel entre la structure particulière de l'onde de marée dans ce chenal et la présence des anciennes piles du pont SNCF qui limitent encore la section d'échange entre la lagune et la mer.

9. Références bibliographiques

Anonyme, 2002, WorkHorse Sentinel ADCP User's guide. ***In*** RDInstruments, San Diego, California, USA, 957-6163-00, 40 p.

Chevereau G, Scerci F, 2001. Hydrodynamique. ***In*** Guide méthodologie des lagunes méditerranéennes, Edition *sine loco* Région Languedoc Roussillon, tome 1, pp 49-80.

Ifremer/AME, 2001. P. Souchu, T. Laugier, K. Dusserre, D. Marobin. Suivi des paramètres trophiques dans les eaux de la Narbonnaise. Ifremer/AME, 2001. 41 p. + annexes.

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

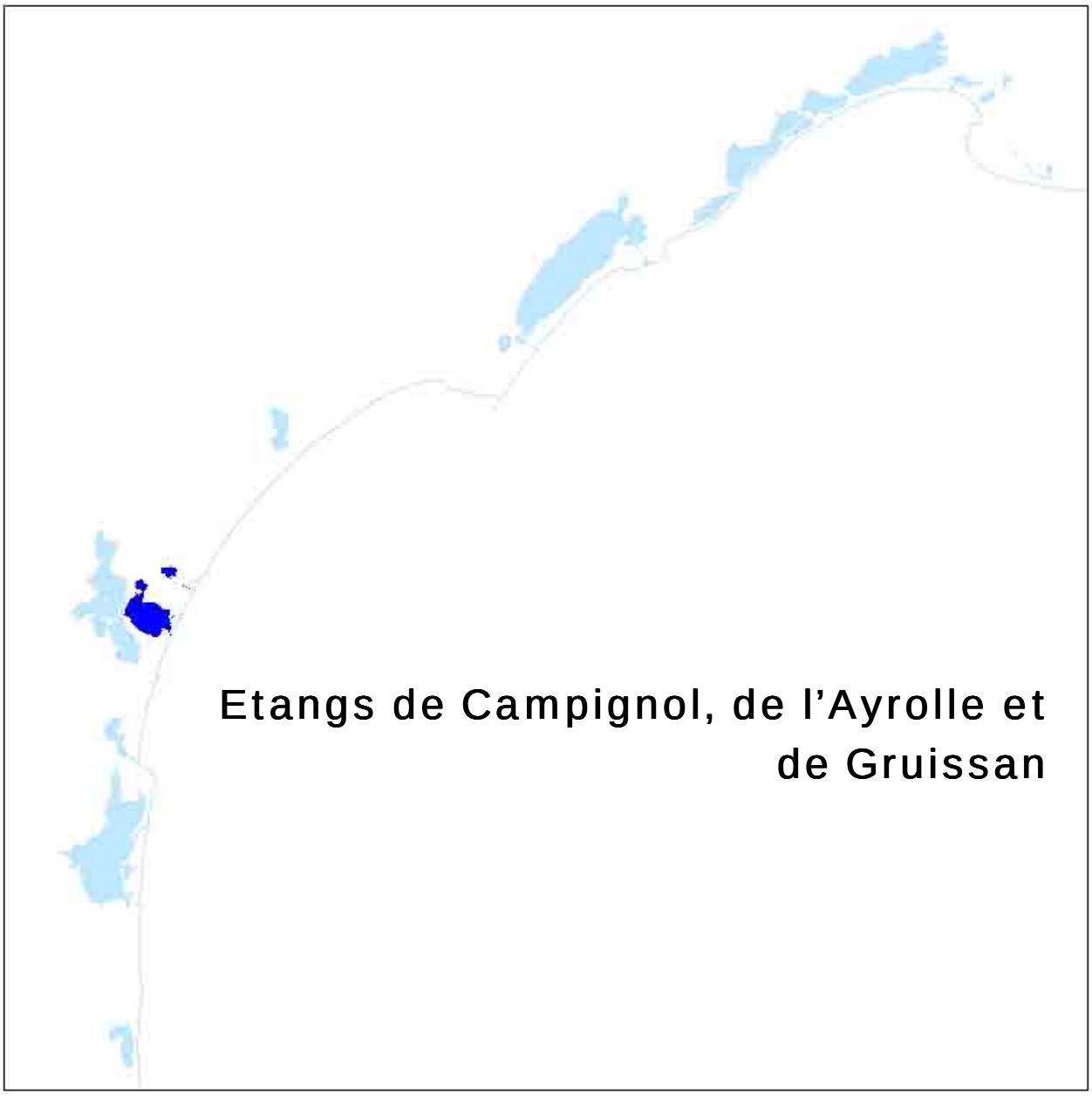
Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.

PNEC, 2005. PNEC Chantier "Lagunes méditerranéennes", Rapport d'activité à mi-parcours 2004. Atelier 5 "Outils d'étude". 96p.

Roucher, 2005. Mise en place, étalonnage et collecte des données de courantomètres à effet Doppler dans le grau de Port-La-Nouvelle. Rapport de stage de Bachelor. Institut National des Sciences et Techniques de la Mer. 40 p.



Etangs de Campignol, de l'Ayrolle et de Gruissan

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 163

2. DIAGNOSTIC COMPLET DE L'EUTROPHISATION 166

2.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS 166
2.1.1. Granulométrie 166
2.1.2. Teneurs en matière organique, azote et phosphore 169
2.1.3. Diagnostic 173
2.2. DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES 176
2.2.1. Peuplements et distribution de la biomasse 176
2.2.2. Diagnostic 181
2.3. POTENTIALITÉ BIOLOGIQUE LIÉE À LA MACROFAUNE INVERTÉBRÉE BENTHIQUE 183
2.4. DIAGNOSTIC GÉNÉRAL 184
2.4.1. Campignol 184
2.4.2. Ayrolle 185
2.4.3. Gruissan 186

3. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 186

3.1. GRILLES DE L'EAU 186
3.1.1. Campignol 186
3.1.2. Ayrolle 187
3.1.3. Gruissan 188
3.2. GRILLES DU PHYTOPLANCTON 189
3.2.1. Campignol 189
3.2.2. Ayrolle 189
3.2.3. Gruissan 190
3.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 190
3.3.1. Campignol 190
3.3.2. Ayrolle 191
3.3.3. Gruissan 192

4. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI) 193

4.1. CLASSEMENTS SANITAIRES DES ZONES DE PÊCHE ET D'ÉLEVAGES ET PROGRAMME DE SUIVI REMI 193
4.2. BILAN DE LA SURVEILLANCE REMI EN 2005 197
4.3. ESTIMATION DE LA QUALITÉ BACTÉRIOLOGIQUE DE LA ZONE CONCHYLICOLE 201

5. CONCLUSIONS 202

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 204

1. Introduction

Les lagunes de Campignol, Ayrolle et Gruissan, de même que les étangs de Bages-Sigean et de Vendres se situent sur le périmètre du SAGE de la Basse Vallée de l'Aude. En outre, bien que ne faisant pas partie du Parc Naturel Régional de la Narbonnaise, ces trois étangs sont inclus dans le Contrat des étangs du Narbonnais, signé en avril 2005.

L'amélioration de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'étang de Campignol est une des priorités du Contrat. En outre, un « Plan de gestion de l'étang de Campignol et de ses marais périphériques » est en cours d'élaboration. L'un des objectifs de ce plan, est de mieux connaître le fonctionnement hydraulique de cette zone et d'y réhabiliter la roselière.

Un diagnostic complet sur ces trois étangs a été réalisé en 2005. Il a permis, en complément aux suivis annuels de la colonne d'eau et par comparaison avec le même suivi effectué en 1999, de vérifier l'évolution de l'ensemble des compartiments de ces trois écosystèmes.

Après six ans d'apports excessifs en sels nutritifs dans l'étang de Campignol, il est particulièrement intéressant de qualifier l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'ensemble de cet écosystème. En particulier, l'évolution des teneurs en phosphore dans les sédiments de cette lagune, les perturbations éventuelles que peut subir la partie nord de l'étang de l'Ayrolle en connexion avec Campignol sont les premiers témoins qui vont nous renseigner sur la réponse de ces deux écosystèmes à des apports massifs de nutriments.

Ces résultats devraient aider les gestionnaires dans les propositions de suivis à mettre en place sur les écosystèmes pour juger de l'impact des aménagements qu'ils choisiront de réaliser.

En outre, le réseau de suivi du contrôle microbiologique (REMI) de la qualité des coquillages opéré par l'Ifremer depuis octobre 2004 sur les étangs de l'Ayrolle et Gruissan a apporté les premiers éléments de réponse quant à la qualité des zones de production de moules et de palourdes dans ces deux lagunes. Deux années de suivis sont encore nécessaires pour proposer un classement de ces zones de production.

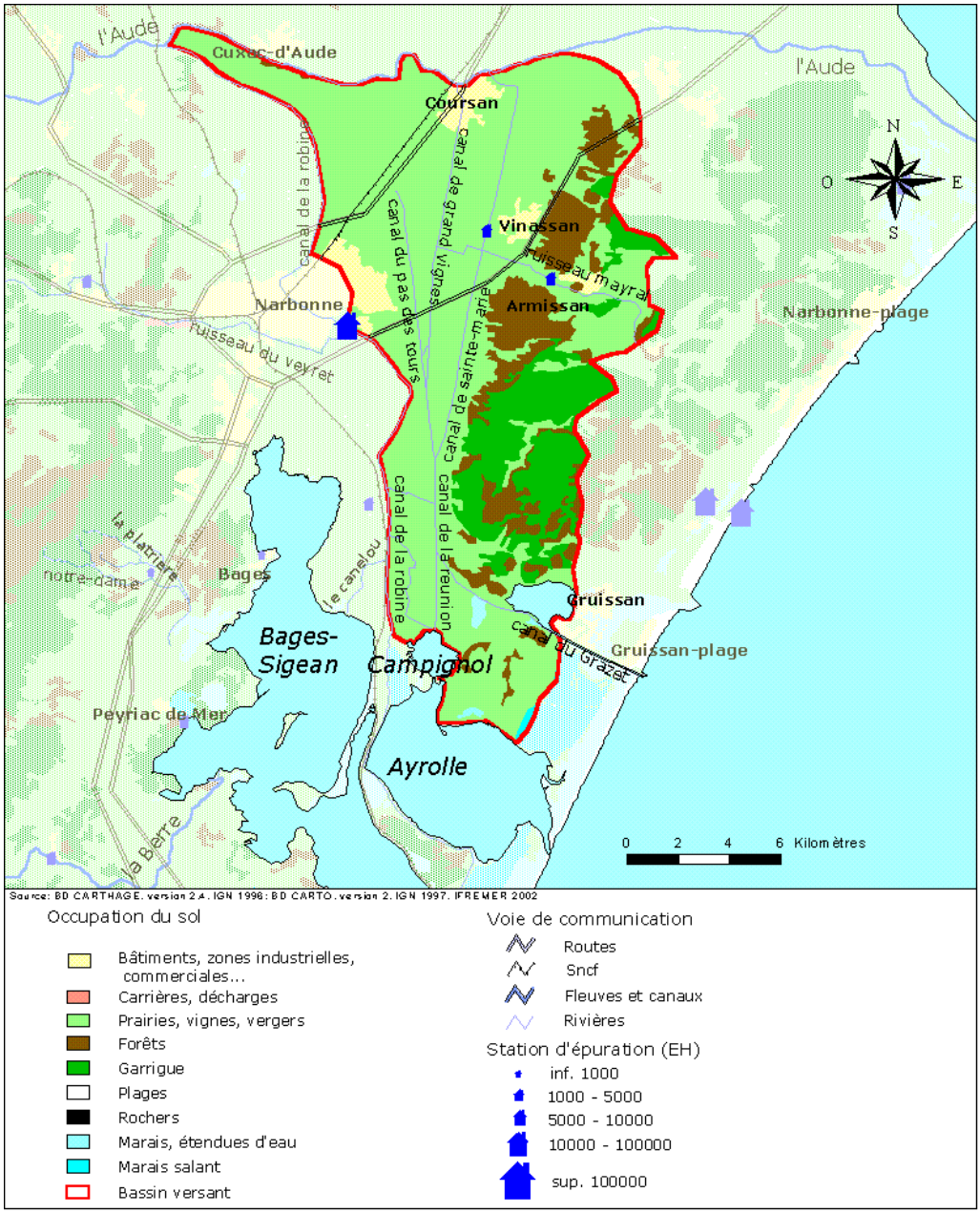


Figure 6. 1 : *Présentation des lagunes de Campignol, de l'Ayrolle et de Gruissan et de leurs bassins versants.*

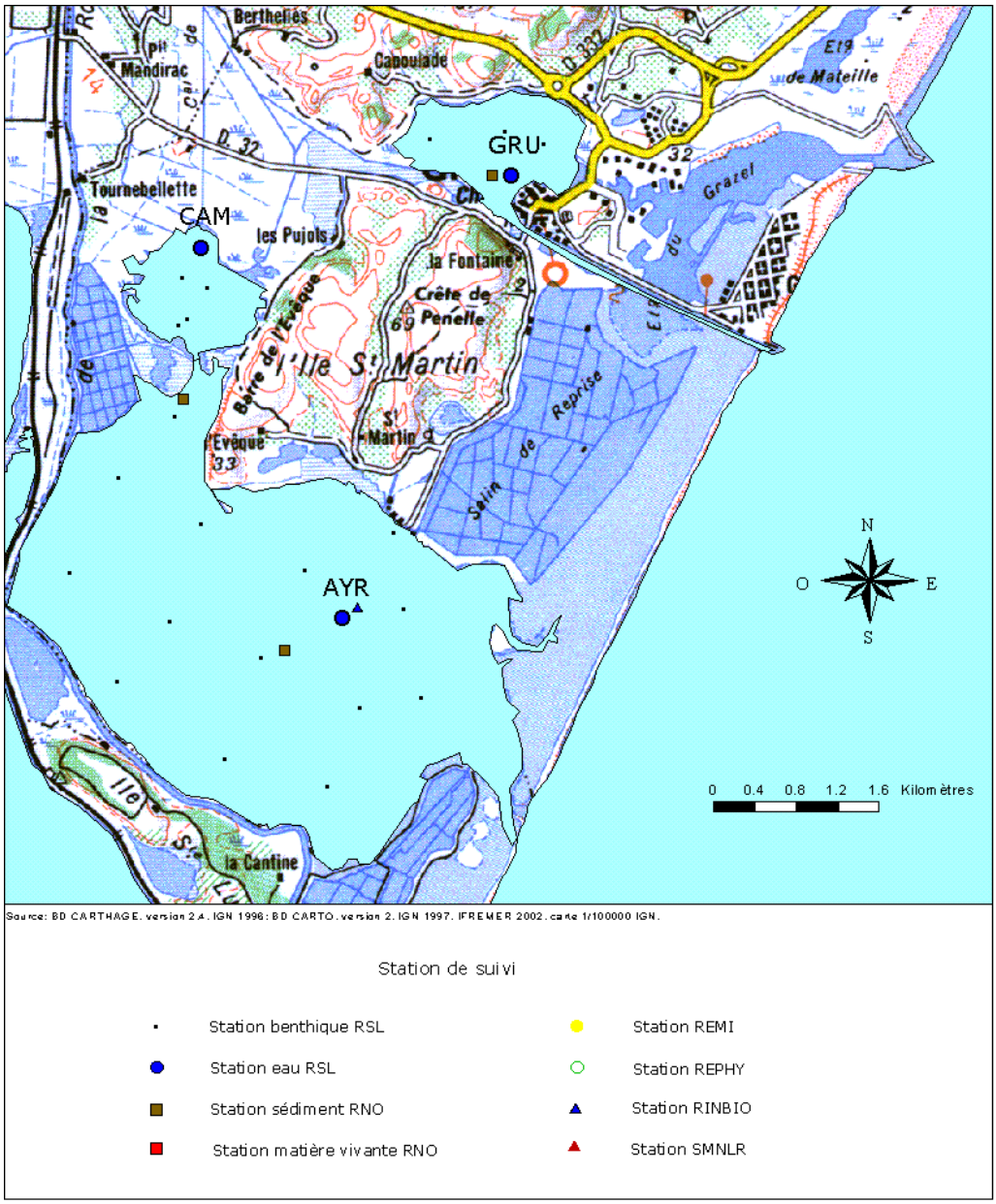


Figure 6. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs de Campignol, Ayrolle et Gruissan.*

2. Diagnostic complet de l'eutrophisation

Le dernier diagnostic complet sur ces étangs a été réalisé en 1999 dans le cadre de l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer-Créocean-UMII, 2000).

Le diagnostic de l'été 2005, a été réalisé sur la grille d'échantillonnage définie en 1999 : 14 stations dans l'étang de l'Ayrolle, 4 stations dans l'étang de Campignol, 3 stations dans l'étang de Gruissan.

Entre ces deux diagnostics complets, un diagnostic simplifié par les macrophytes a été effectué en 2002 aux mêmes stations qu'en 1999 (Ifremer, 2003).

2.1. Diagnostic des sédiments

2.1.1. Granulométrie

Campignol

Dans la partie nord (stations 1 et 2), les fonds de l'étang de Campignol sont de type sablo-vaseux, alors que les sédiments de la partie sud (stations 3 et 4) sont à plus de 60% constitués de particules fines. La comparaison avec les mesures de 1999 fait apparaître une augmentation marquée de la fraction de sables fins dans la partie nord et un envasement de la partie sud (station 4).

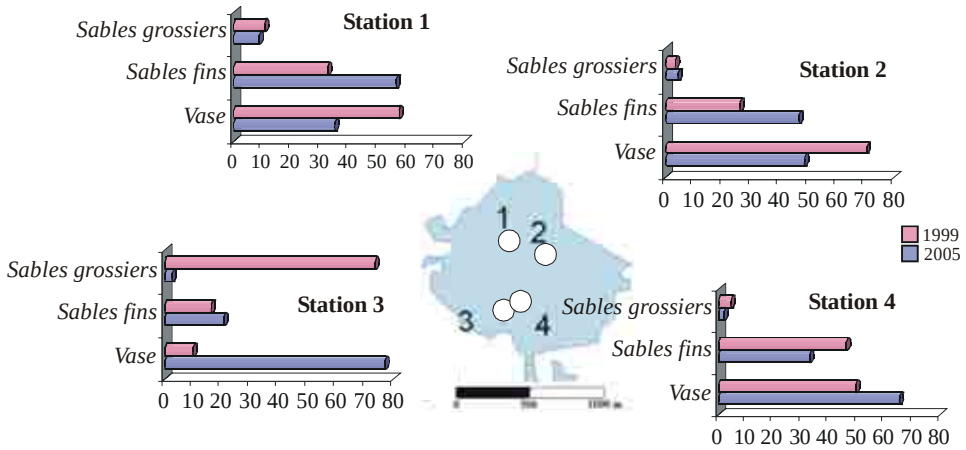


Figure 6. 3 : *Répartitions des différentes fractions granulométriques dans les sédiments de la lagune de Campignol en 1999 et 2005.*

La diminution des teneurs en vase dans la partie nord, pourtant directement sous l'influence des apports en particules fines par le canal Saint-Louis, peut trouver son explication du fait des travaux d'enlèvement des cascails qui ont eu lieu à deux reprises sur cet étang, la première fois en 2001 puis récemment en avril 2005.

L'hypothèse faite ici est que la présence de massifs volumineux de cascails, en limitant les courants et la circulation des masses d'eau dans la lagune peut, d'une part favoriser les dépôts de particules fines près de la zone d'apport et d'autre part limiter les processus de remise en suspension et de transport de ce matériel particulaire.

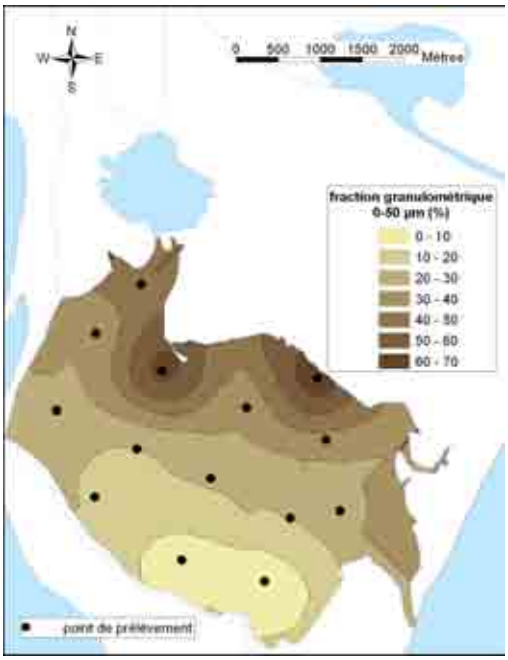
L'enlèvement de volumes importants de cascails permet, à contrario, le rétablissement de courants suffisants pour d'une part éroder les fonds vaseux du nord, laissant place à l'interface eau-sédiment à des sédiments plus anciens de type sablo-vaseux et d'autre part favoriser le transport des particules fines vers le sud de l'étang, qui de ce fait, s'envase.

Ayrolle

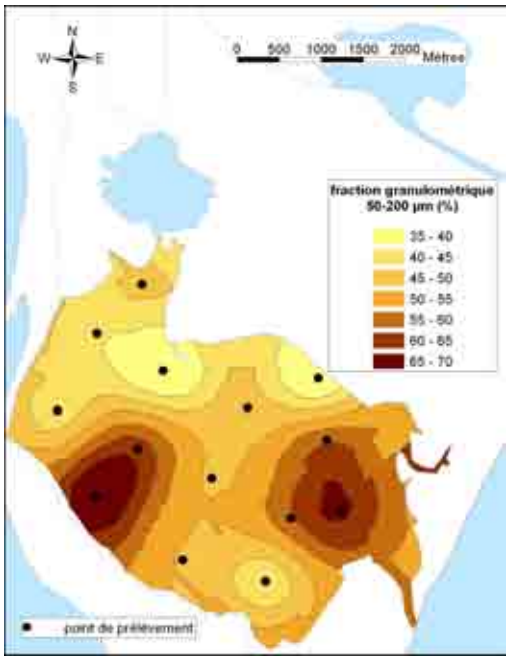
Les sédiments de l'étang de l'Ayrolle sont majoritairement constitués de sables fins. Cependant, plus nettement qu'en 1999, une répartition des différentes fractions granulométriques suivant un axe nord-sud se dessine (Figure 6. 4) : les stations du nord-est (2, 4, 1) se sont fortement envasées au cours de ces cinq dernières années. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans l'étang de Campignol à la station la plus proche de la communication entre les deux étangs (station 4). L'impact de l'étang de Campignol sur l'étang de l'Ayrolle commence à être observable : les fonds vaseux de la partie sud de Campignol, plus facilement remis en suspension que des sables, alimentent la partie nord de l'étang l'Ayrolle en particule fine de manière significative.

Dans la partie centrale, les sables fins dominent sur l'ensemble des stations. Au cours de ces cinq dernières années, la proportion de sables grossiers a fortement diminué sur près de la moitié des stations échantillonnées dans cette zone. A l'inverse, la station à l'extrême sud (station 14) est aujourd'hui constituée à plus de 50% de sables grossiers alors que cette fraction représentait moins de 7% en 1999. A noter également, le remaniement des sédiments le long de la côte ouest (stations 3, 8) où les vases, les sables fins et les sables grossiers sont équi-répartis alors que les sables fins dominaient largement en 1999.

VASES (0-50 µm)



SABLES FINS (50-200 µm)



SABLES GROSSIERS (200µm-2mm)

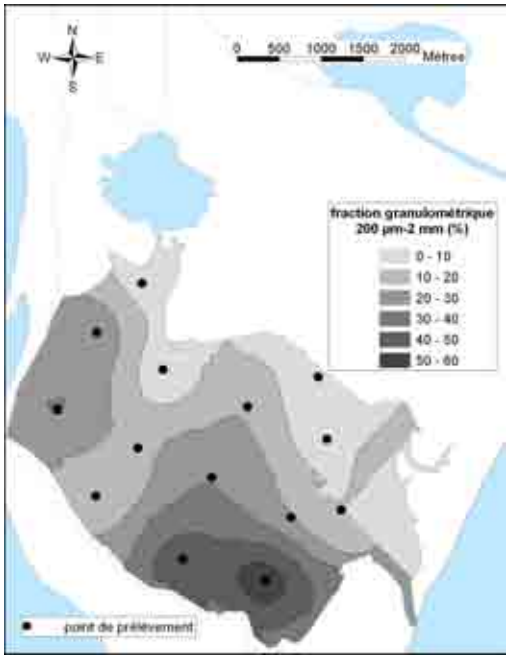


Figure 6. 4 : *Distribution spatiale des différentes fractions granulométriques dans les sédiments de la lagune de l'Ayrolle en 2005 (krigeage sur Arcview 8).*

Gruissan

Sur deux des trois stations échantillonnées (station 1 et 2), les sédiments de l'étang de Gruissan sont à 75% constitués de particules fines (Figure 6. 5). Les fonds de la station 3, proche de la communication avec l'étang du Grazel sont constitués à près de 50% par des sables grossiers. La prédominance des sédiments fins sur la majeure partie de l'étang de Gruissan souligne l'importance de l'impact des apports par le bassin versant sur cette lagune. De même, l'influence limitée de la mer se retrouve dans la faible proportion de sables fins aux trois stations. Ces résultats sont comparables à ceux de 1999.

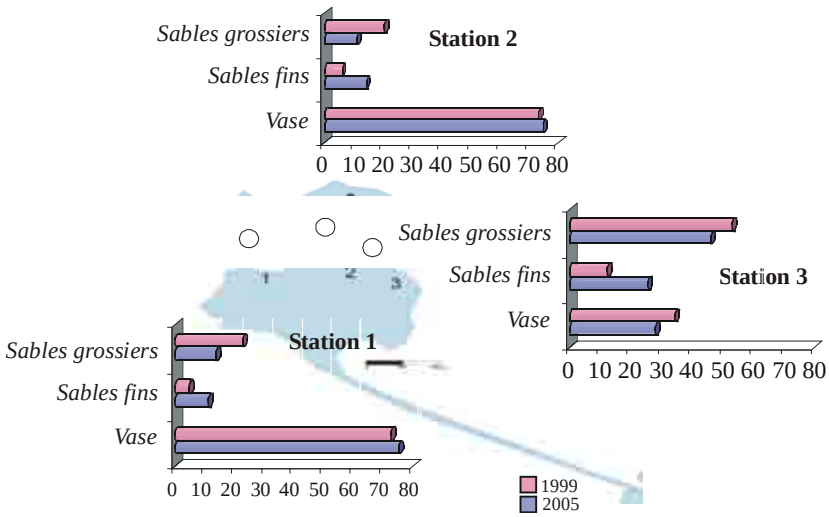


Figure 6. 5 : *Répartitions des différentes fractions granulométriques dans les sédiments de la lagune de Gruissan en 1999 et 2005.*

2.1.2. Teneurs en matière organique, azote et phosphore

Campignol

De même que pour la composition granulométrique des sédiments, les teneurs en matière organique, azote total et phosphore total mettent en évidence une différence marquée entre les stations du nord de l'étang et celles du sud. Les deux stations localisées au nord (stations 1 et 2) présentent des teneurs en matière organique, azote total et phosphore total faibles. Ces valeurs sont cohérentes avec la structure sablo-vaseuse des fonds et ce d'autant plus si ces fonds sont constitués par des sédiments plus anciens qui se retrouve à l'interface eau-sédiments suite aux travaux d'enlèvement des cascails. Les teneurs en matière

organique et les concentrations en azote total et phosphore total sont beaucoup plus fortes au sud (stations 3 et 4), où les sédiments sont majoritairement composés de vase.

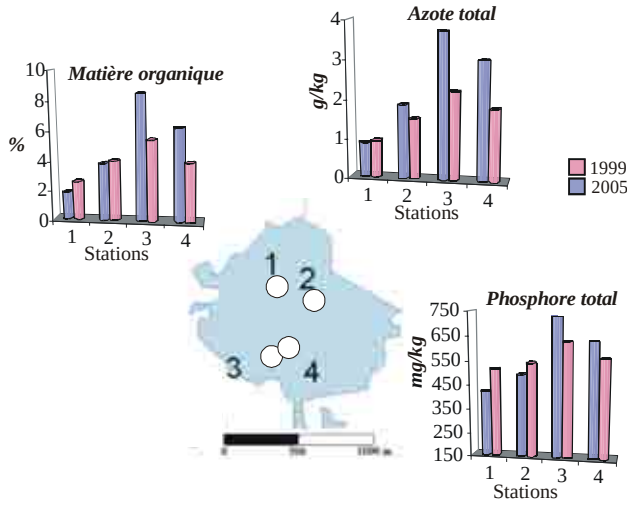


Figure 6. 6 : *Teneurs en matière organique, azote total et phosphore total dans les sédiments de la lagune de Campignol en 1999 et 2005.*

L'évolution au cours de ces cinq dernières années met en évidence un enrichissement non négligeable des sédiments en matière organique, azote et phosphore. Les apports excessifs en sels nutritifs auxquels cette lagune est soumise depuis de nombreuses années soutiennent une production de phytoplanctons et de macrophytes importante. En se dégradant dans la lagune ce matériel biologique alimente les sédiments en matière organique et participe au stockage des sels nutritifs dans ce compartiment. Les sédiments de l'étang de Campignol sont en phase de dégradation vis-à-vis de l'eutrophisation.

Ayrolle

Les distributions des teneurs en matière organique, concentrations en azote et phosphore total dans les sédiments de la lagune de l'Ayrolle suivent le même gradient décroissant du nord vers le sud que celui des particules fines (Figure 6. 6). Les valeurs de ces paramètres sont parmi les plus faibles de toutes les lagunes du Languedoc-Roussillon.

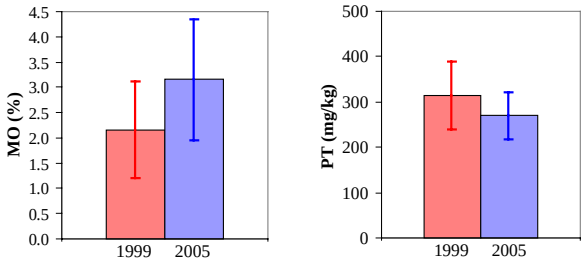
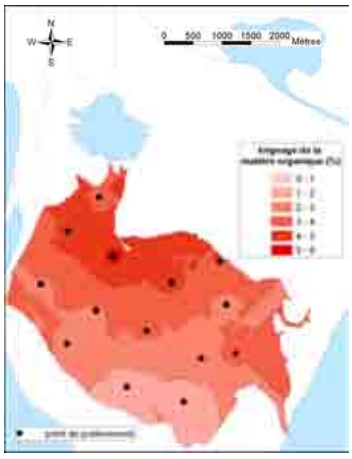


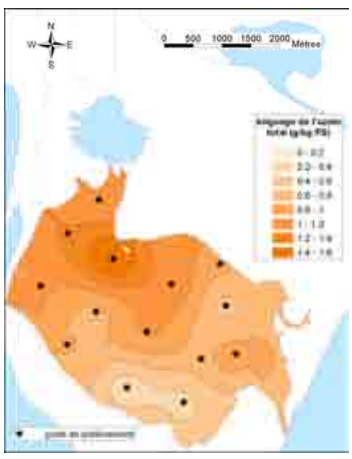
Figure 6. 7 : *. Valeurs moyennes et écarts types, sur les 14 stations échantillonnées, des teneurs en matière organique et en phosphore total dans les sédiments de l'étang de l'Ayrolle, en 1999 et 2005*

Cependant, au cours de ces cinq dernières années, une augmentation significative des teneurs en matière organique peut être observée sans que celle-ci ne soit associée à un enrichissement des sédiments en phosphore (Figure 6. 7).

MATIERE ORGANIQUE



AZOTE TOTAL



PHOSPHORE TOTAL

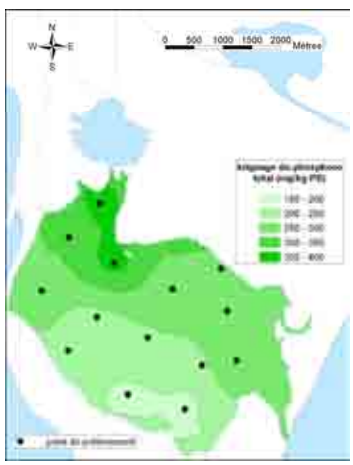


Figure 6. 8 : *. Distribution spatiale de la matière organique, de l'azote et du phosphore total dans les sédiments de la lagune de l'Ayrolle, en 2005 (krigeage sur Arcview 8).*

Les particules fines en provenance de Campignol qui s'accumulent dans le secteur nord de la lagune de l'Ayrolle sont riches en matière organique et en azote, le phosphore pouvant être libéré dans la colonne d'eau lors des phénomènes de remise en suspension.

Gruissan

Les teneurs en matière organique et en azote total sont en augmentation depuis le diagnostic de 1999 et constituent une charge excédentaire dans les sédiments de la lagune de Gruissan. Cet enrichissement confirme la forte sensibilité de l'étang de Gruissan aux apports du bassin versant. Cependant, de même que pour l'étang de l'Ayrolle, malgré l'augmentation des teneurs en matière organique et en azote total, les concentrations en phosphore restent faibles voire même en diminution depuis 1999 (Figure 6. 9).

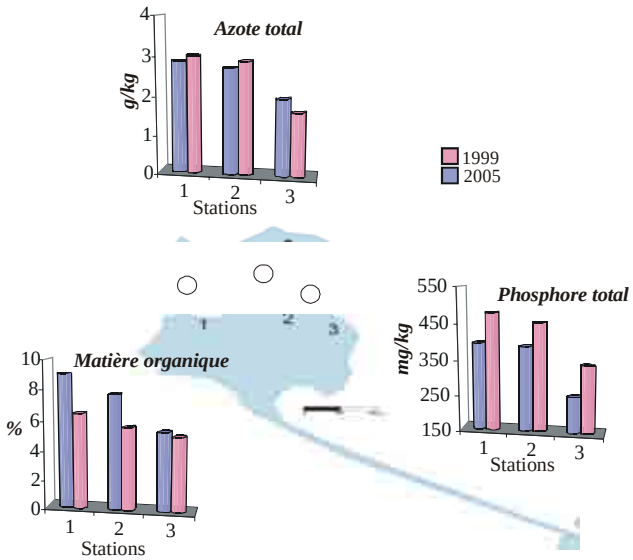


Figure 6. 9 : *Teneurs en matière organique, azote total et phosphore total dans les sédiments de la lagune de Gruissan en 1999 et 2005.*

2.1.3. Diagnostic

Campignol

Les sédiments de l'étang de Campignol, dont l'état vis-à-vis de l'eutrophisation était « moyen » en 1999 ont perdu une classe de qualité et sont aujourd'hui de qualité « médiocre » (Figure 6. 10).

La dégradation du compartiment sédimentaire est surtout marquée dans la partie sud de l'étang puisque, pour les deux stations de ce secteur (stations 3 et 4), les trois paramètres ont chacun perdu une classe de qualité depuis 1999 (Tableau 6. 1). Ainsi de même qu'en 1999, ce sont les concentrations en phosphore qui sont responsables de l'état « médiocre » des sédiments de l'étang de Campignol.

Au nord, le passage d'un état moyen en 1999 à un bon état des sédiments vis-à-vis du phosphore trouve vraisemblablement son explication dans la disparition de la couche superficielle de vases suite aux travaux d'enlèvement des cascails.

Ayrolle

Les concentrations en phosphore dans l'étang de l'Ayrolle sont telles que les sédiments affichent un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation pour ce paramètre. Cependant, l'augmentation, au cours des cinq dernières années, des teneurs en matière organique et en azote total sur les stations envasées du nord de l'étang (Figure 6. 10), fait que les sédiments de l'étang de l'Ayrolle sont aujourd'hui de « bonne » qualité vis-à-vis de l'eutrophisation.

Jusqu'alors, l'étang de Campignol « protégeait » l'étang de l'Ayrolle des apports excessifs en sels nutritifs. Il apparaît aujourd'hui que l'état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'étang de Campignol est tel que le matériel particulaire qui alimente le secteur nord de l'Ayrolle constitue pour cet étang une charge excédentaire.

MATIERE ORGANIQUE

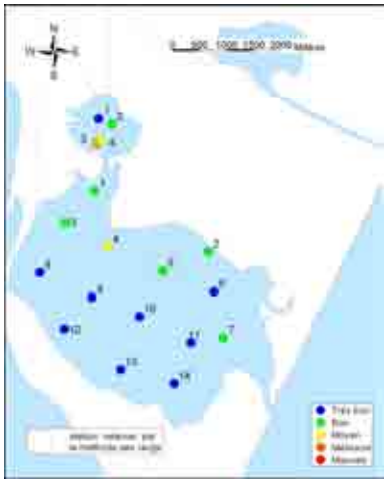
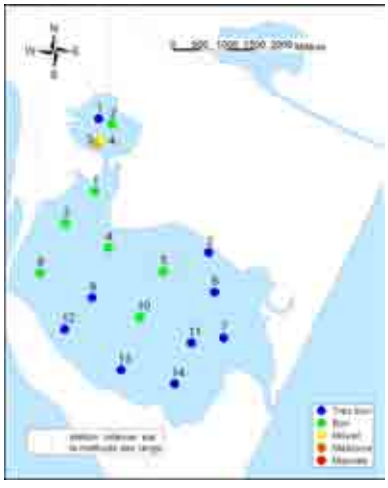
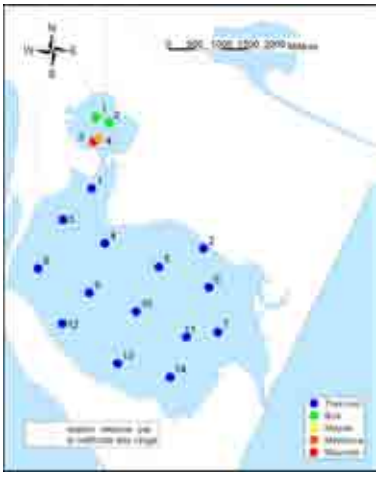


Figure 6. 10 : *Etat du compartiment sédimentaire vis-à-vis de l'eutrophisation, des lagunes de Campignol et Ayrolle en 2005.*

AZOTE TOTAL



PHOSPHORE TOTAL



La perte d'une classe de qualité depuis 1999 (Tableau 6.1), même si elle n'est pas le signe d'apports excessifs en sels nutritifs, est cependant à surveiller.

Gruissan

L'étang de Gruissan à suivi sur les cinq dernières années la même évolution que l'étang de l'Ayrolle. Un enrichissement excessif des sédiments en matière organique et en azote total fait que ce compartiment a perdu une classe de qualité par rapport au diagnostic de 1999 et est aujourd'hui de qualité « médiocre ».

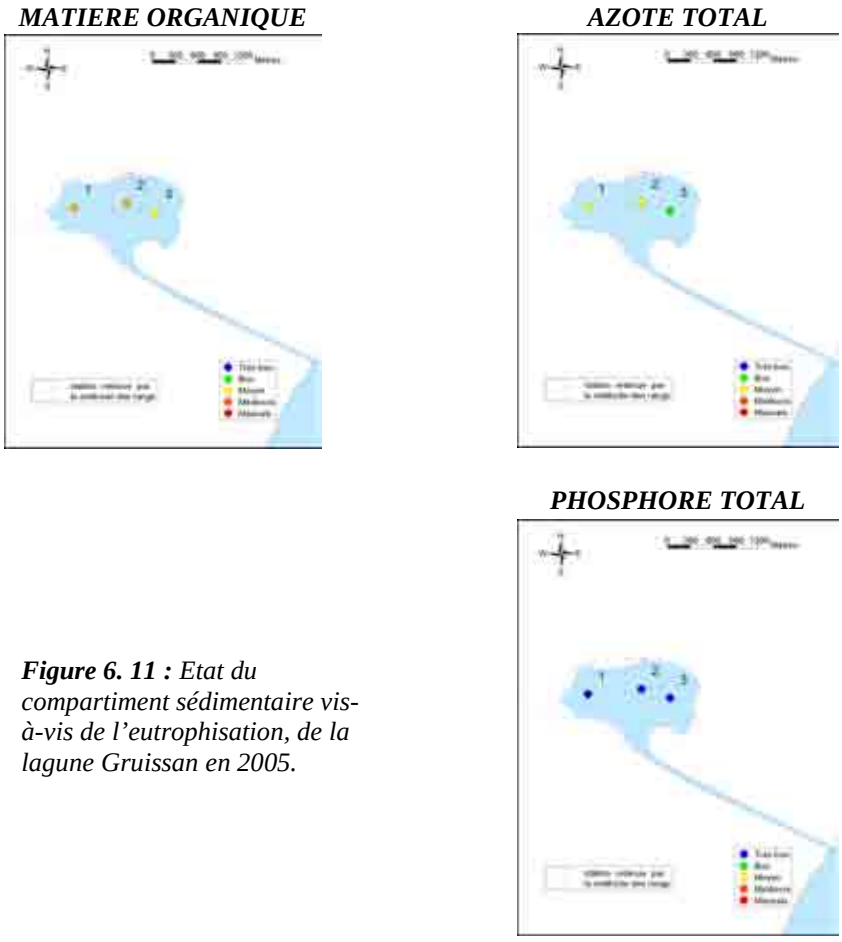


Figure 6. 11 : *Etat du compartiment sédimentaire vis-à-vis de l'eutrophisation, de la lagune Gruissan en 2005.*

Le très bon état de ce compartiment vis-à-vis du phosphore est le signe que cette matière organique excédentaire trouve son origine principalement dans la sédimentation des organismes qui vivent dans la colonne d'eau et le sédiment.

Tableau 6. 1 : *Récapitulatif des états de la matière organique, de l'azote total et du phosphore total pour les sédiments des étangs de Campignol, l'Ayrolle et Gruissan en 1999 et 2005.*

		MO	NT	PT	SEDIMENT
Campignol	2005	6,2	3,0	634	
	1999	4,1	1,8	566	
Ayrolle	2005	4,4	1,1	311	
	1999	3,2	1,0	400	
Gruissan	2005	7,8	2,7	389	
	1999	5,6	2,9	454	

MO : Matière organique (%); NT : Azote total (g/kg) ;
PT : Phosphore total (mg/kg)

2.2. Diagnostic des macrophytes

2.2.1. Peuplements et distribution de la biomasse

Campignol

Depuis 1999, les herbiers à *Zostera marina* et *Z. noltii* avaient disparu de l'étang de Campignol, du fait probablement des très faibles salinités que peut connaître cet étang : en 1999, lors du diagnostic complet, la salinité ne dépasse pas 7. Le *Potamogeton pectinatus* (espèce d'eau douce) associé à des algues vertes opportunistes (chaetomorphes, ulves) et à des algues rouges (gracilaires) sont les seules espèces répertoriées mais elles n'occupent que 25% de l'étang. La biomasse moyenne estimée en 1999, est très faible (60 g/m^2). Le diagnostic simplifié de 2002 ne révèle pas de modifications notables dans les peuplements des macrophytes et leur taux de recouvrement reste faible (21%). Le taux de recouvrement par les cascails estimé à 25% en 1999 est évalué à 10% en 2002, suite à la campagne d'enlèvement de 2001.

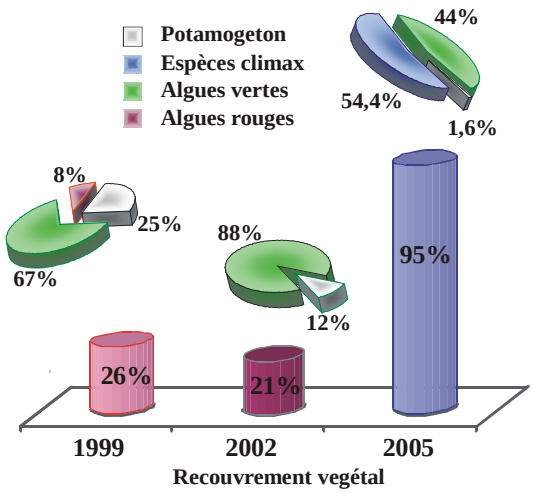


Figure 6. 12 : *Etang de Campignol. Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différents groupes fonctionnels de macrophytes.*

En 2005, avec un taux de recouvrement moyen de 95% et un pourcentage moyen en biomasse d'espèces climax de 54%, il apparaît que l'étang de Campignol est en partie recolonisé par les herbiers. L'herbier à *Ruppia cirrhosa* est en effet

présent aux quatre stations échantillonnées, avec une biomasse moyenne de 390 g/m^2.

Dans la partie nord de l'étang (station 1), secteur sous influence des apports d'eau douce, l'herbier à *Ruppia* qui représente 80% de la biomasse est associé à *Potamogeton pectinatus*. La salinité est de 0,5 au mois de juin, à la station de prélèvement d'eau du RSL. Ceci témoigne d'arrivées massives d'eau douce par le canal Saint-Louis en début d'été. Cependant, la présence de l'herbier à *Ruppia* suggère que la salinité au printemps était plus élevée pour permettre le développement massif de cette espèce dans ce secteur et limiter la production de *potamogeton*, espèce d'eau douce qui généralement domine largement dans cette zone sous influence des apports du Canal Saint-Louis.

Lorsqu'on s'éloigne de l'embouchure du canal, le *Potamogeton* disparaît et laisse la place aux algues vertes opportunistes. Au nord-est (station 2) ce sont les chaetomorphes qui dominent à 60% associées à des entéromorphes (10%). L'herbier à *Ruppia* représente 32% de la biomasse.

A l'extrême sud (station 4) ainsi que dans le chenal de navigation qui rejoint l'étang de l'Ayrolle, les ulves occupent la majeure partie des fonds et constituent, à part égale avec l'herbier à *Ruppia*, la quasi totalité de la biomasse.
Lorsqu'on s'éloigne du chenal vers le sud-ouest, l'herbier est dominant (57%). Les chaetomorphes et les ulves constituent le reste de la biomasse.

Au total sur l'ensemble des stations, six espèces dont une espèce climax ont été répertoriés en 2005. L'espèce *Gracilaria bursa-pastoris* répertoriée en 1999 a disparu cette année. *Gracilaria verrucosa* est la seule espèce d'algue rouge observée sur l'étang de Campignol.

En 2005, des massifs de cascails morts occupent encore 25% au sud de l'étang (entre les stations 3 et 4) et 15% au nord (entre les stations 1 et 2).

Ayrolle

Le diagnostic de 2005 met en évidence une dégradation importante des herbiers de zostères, qui jusqu'en 2002 colonisaient l'ensemble de la lagune de l'Ayrolle.
Le taux de recouvrement moyen est de 43% et sur la moitié des stations échantillonnées la couverture végétale ne dépasse pas 15%.
Le pourcentage moyen de biomasse des phanérogames dans les prélèvements n'est plus que de 32%, contre 83% en 1999.

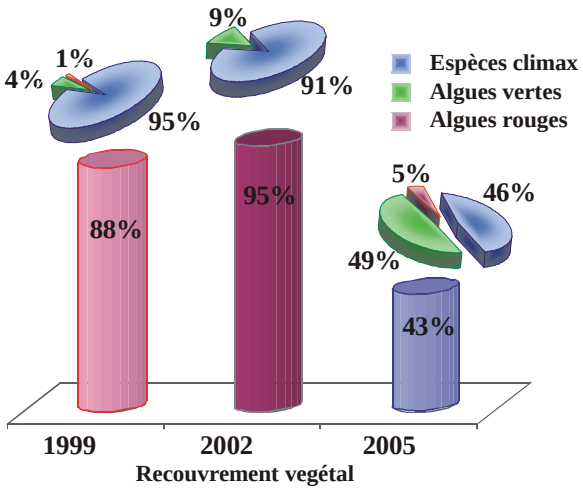


Figure 6. 13 : *Etang de l'Ayrolle. Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différents groupes fonctionnels de macrophytes.*

Les herbiers à *Z. noltii* ont quasiment disparu des secteurs où en 1999, ils présentaient les densités de biomasse les plus élevées (en moyenne 1500 g/m^2 aux stations 3, 8, 2).

Seules les stations peu profondes situées à l'extrême nord-est de la lagune (stations 1 et 4) sont encore occupées majoritairement par des herbiers à *Z. noltii* et *Z. marina* avec cependant des densités de biomasse cinq fois plus faibles qu'en 1999. Dans ce secteur sous influence des apports d'eau chargées en sels nutritifs en provenance de l'étang de Campignol, les ulves peuvent localement recouvrir l'herbier.

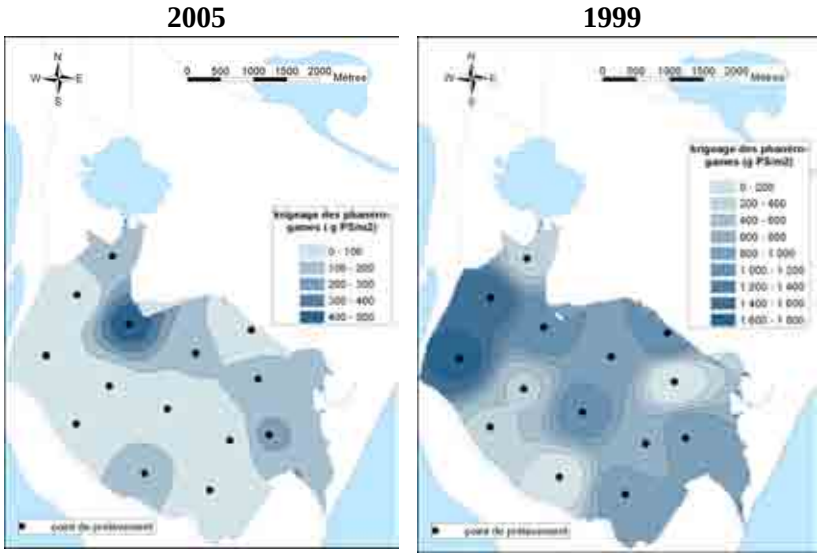


Figure 6. 14 : *Distribution spatiale des densités de biomasse des phanérogames dans l'étang de l'Ayrolle en 2005 et 1999.*

.

En descendant le long de la rive est, les herbiers à zostères sont localement recouverts par des tapis de *Cladophora glomerata.* Cette espèce opportuniste a pu se développer au nord puis être transportée par les courants de fond sur le reste de la lagune.

Sur les rives ouest de la lagune, les herbiers ont cédé la place aux espèces opportunistes *Chaetomorpha aerea* et *Cladophora glomerata* et *vagabunda*. La prolifération de chaetomorphes dans cette zone relativement éloignée de la communication avec l'étang de Campignol pourrait suggérer des apports de sels nutritifs localement, via des entrées d'eau de la Robine qui, à ce niveau, longe la rive ouest de l'étang de l'Ayrolle.

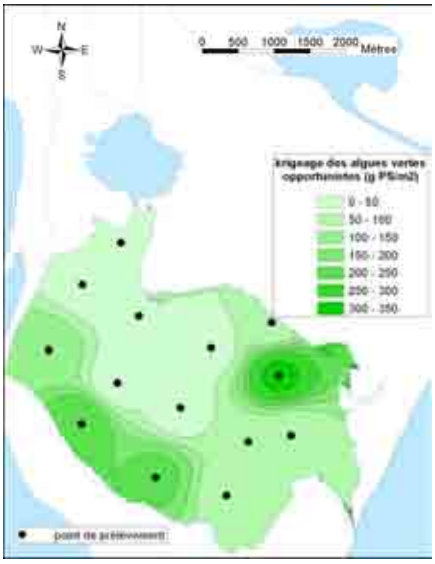


Figure 6. 15 : *Distribution spatiale des densités de biomasse des algues vertes opportunistes dans l'étang de l'Ayrolle en 2005 (krigeage sur Arcview 8).*

Les herbiers climax sont dégradés en de nombreux endroits de la lagune, soit par recouvrement de sédiments, soit par des algues opportunistes. Sur des superficies importantes des rhizomes morts sont enfouis dans les sédiments, signe que leur mortalité est récente. Les raisons de la dégradation de l'herbier n'apparaissent pas comme évidentes, mais des apports en sels nutritifs qui auraient favorisé le développement massif d'algues vertes opportunistes est suspecté. Sans en être la cause première, la prolifération de ces algues participe alors à la dégradation de l'herbier.

Par ailleurs, la présence de phanérogames dans un secteur stabilise les fonds en limitant les phénomènes de remise en suspension. La disparition des herbiers pourrait être à l'origine des remaniements observés dans la structure granulométrique des sédiments de surface, notamment dans le secteur central où la fraction des sables grossiers a diminué au profit des sables fins et à l'inverse sur la rive ouest où les proportions de vases, sables fins et sables grossiers sont équi-réparties alors que les sables fins dominaient largement en 1999.

Gruissan

Le taux de recouvrement moyen sur les trois stations est de 52% mais avec une forte hétérogénéité spatiale : on passe d'une couverture végétale de 100% dans le secteur proche de la communication avec l'étang de Grazel à un recouvrement de 6% dans le secteur central plus profond (0,9 m).

A l'est (station 3) les herbiers à *Ruppia cirrhosa* et *Z. noltii* constituent la quasi totalité de la biomasse, avec une densité satisfaisante de 400 g/m^2. On note également la présence, dans ce secteur peu profond (0,6 m) de trois autres espèces climax : l'algue verte *Acetabularia acetabulum*, l'algue rouge *Lophosiphonia obscura* et l'algue brune *Cystoseira repens*. Dans cette zone, les algues vertes opportunistes, cladophores et chaetomorphes, constituent moins de 2% de la biomasse totale.

Dans le secteur central, le recouvrement et la densité de biomasse sont très faibles (6% de recouvrement pour une densité de biomasse inférieure à 3 g/m^2) l'algue brune *Lophosiphonia obscura* est accompagnée d'ulves.

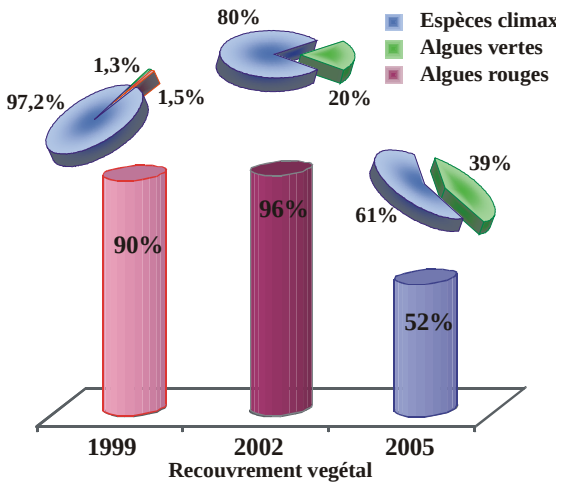


Figure 6. 16 : *Etang de Gruissan. Recouvrement végétal et répartition de la biomasse (1999 et 2005) ou pourcentage de recouvrement (2002) pour les différents groupes fonctionnels de macrophytes.*

Le taux de recouvrement dans le secteur nord-ouest (station 1) est de 50% et la biomasse est constituée à plus de 60% par des algues rouges climax *Chondria tenuissima*, *Polysiphonia opaca* et *Lophosiphonia obscura*. Les cladophores constituent le reste de la biomasse.

Ainsi, à l'exception du secteur est et d'une zone (non échantillonnée) très peu profonde à l'extrême nord-ouest de la lagune où *Ruppia cirrhosa* est également observé, les herbiers ont fortement régressé par rapport au dernier diagnostic complet de 1999. Ce diagnostic révélait une prédominance des herbiers à *Z. noltii* dans les trois secteurs de la lagune, avec un recouvrement moyen de 96% et une densité moyenne de biomasse climax de 80%.

Ainsi, la tendance déjà observée entre 1999 et 2002, d'une diminution des phanérogames au profit des algues vertes opportunistes sur l'étang de Gruissan, se confirme cette année.

2.2.2. Diagnostic

L'état général du compartiment « macrophytes » vis-à-vis de l'eutrophisation est déterminé à partir du pourcentage moyen de biomasse des espèces climax et du nombre total d'espèces recensées sur l'ensemble des prélèvements qui présentent une couverture végétale supérieure à 5%.

Campignol

Avec un herbier à *Ruppia cirrhosa* présent à toutes les stations, l'état des macrophytes de l'étang de Campignol, vis-à-vis de l'eutrophisation est « bon ». Ce compartiment, qualifié de « médiocre » lors des derniers diagnostics complets de 1999 et simplifié de 2002, a donc gagné deux classes de qualité.

Tableau 6. 2 : *Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans l'étang de Campignol.*

	RV	%BC	Nsp	NspC	NspD	NspO	NspE	Q
Juillet 1999	26	0	5	0	1	3	1	
Juin 2005	95	60	6	1	1	3	1	

	RV	RC	Nsp	NspC	NspD	NspO	NspE	Q
Juillet 2002	21,5	0	5	1	0	3	1	

Légende: RV = recouvrement végétal. %BC = pourcentage de biomasse des espèces. RC = recouvrement des espèces climax. Nsp = nombre d'espèces. NspC = nombre d'espèces climax. NspD = nombre d'espèces dérivantes. NspO = nombre d'espèces opportunistes. NspE = nombre d'espèce d'eaux douces. Q = qualité vis-à-vis de l'eutrophisation.

Cependant, la présence d'algues vertes opportunistes en quantité importante rappelle que cet étang est soumis à des apports excessifs en sels nutritifs. L'amélioration du compartiment « macrophytes » n'est que relative : le *Ruppia* n'est pas une espèce annuelle et même si elle est considérée comme une espèce climax, sa présence ne constitue pas un signe d'une bonne qualité du milieu. Par ailleurs, cet herbier a vraisemblablement pu se développer parce que le *potamogeton* a été limité. Cette modification des peuplements sur l'étang de Campignol est donc probablement liée à une augmentation de la salinité dans l'étang au moment des germinations.

A noter que lors des prélèvements d'eau des mois de juillet et d'août, les populations de macrophytes au nord de l'étang (au point de prélèvement eau) sont complètement différentes de celles observées lors du diagnostic de juin. La salinité est faible (< 6) et c'est l'espèce d'eau douce *Ceratophyllum* qui domine alors largement. Cela confirme que les fortes variations de salinité que peut subir cet étang font qu'aucune espèce de macrophytes ne peut s'établir durablement dans cet écosystème.

Un suivi de la salinité et du compartiment « macrophytes » dans l'étang pourrait être mis en place dans le cadre du « plan de gestion de l'étang de Campignol et de ses marais périphériques ».

Ayrolle

Le nombre d'espèces inventoriées dans la lagune de l'Ayrolle est identique à 2002. Avec 16 espèces et l'absence de population d'algue dérivante de fond, la diversité spécifique est satisfaisante.

Tableau 6. 3 : *Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans l'étang de l'Ayrolle.*

	RV	%BC	Nsp	NspC	NspD	NspO	Q
Juillet 1999	88	95	12	4	1	6	
Juin 2005	43	46	16	8	1	7	

	RV	RC	Nsp	NspC	NspD	NspO	Q
Août 2002	95	91	16	8	1	7	

Légende : cf. Tableau 6. 2

Cependant, la dégradation des herbiers à *Z. noltii* sur l'ensemble de la lagune est telle qu'en moyenne, les espèces climax ne représentent plus que 46% de la biomasse. Le compartiment « macrophytes » de l'étang de l'Ayrolle est donc en

2005 de qualité moyenne vis-à-vis de l'eutrophisation, encore proche cependant d'un « bon » état.

Gruissan

Avec un recouvrement moyen des espèces climax de 61%, le compartiment « macrophytes » dans l'étang de Gruissan est de « bonne » qualité en 2005. La régression des herbiers depuis 1999 au profit des algues vertes opportunistes se traduit par la perte d'une classe de qualité au cours des trois dernières années.

Tableau 6. 4 : *Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 et simplifié de 2002, des « macrophytes » dans l'étang de Gruissan.*

	RV	%BC	Nsp	NspC	NspD	NspO	Q
Juillet 1999	90	97	7	3	1	3	B
Juin 2005	52	61	10	7	0	3	V

	RV	RC	Nsp	NspC	NspD	NspO	Q
Août 2002	96	80	11	6	1	4	B

Légende : cf. Tableau 6. 2

2.3. Potentialité biologique liée à la macrofaune invertébrée benthique

Les prélèvements pour l'analyse de la macrofaune benthique sont réalisés en trois stations autour du point RSL-eau.

De même qu'en 1999, le nombre d'espèces benthiques dans l'étang de Campignol est réduite (11 en 2005 contre 10 en 1999). La densité d'individus est faible (1 215 ind/m^2). Un effet de seuil sur le nombre d'espèces fait que la potentialité biologique liée à la macrofaune est « moyenne » cette année.

Avec une richesse spécifique satisfaisante (24 espèces) et une densité moyenne faible, en forte diminution depuis 1999 (559 ind/m^2 en 2005 contre 1 781 ind/m^2) la potentialité biologique liée à la macrofaune est « bonne ».

Avec une richesse spécifique très satisfaisante et en très nette augmentation depuis 1999 (37 espèces contre 17 en 1999) et une densité moyenne normale, en très forte augmentation elle aussi (2 170 ind/m^2 en 2005 contre 170 ind/m^2) la potentialité biologique liée à la macrofaune a gagné trois classes de qualité et est qualifiée de « très bonne ».

Tableau 6. 5 : *Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans les lagunes de Campignol, Ayrolle et Gruissan en 2005 et potentialité biologique associée.*

LAGUNES	Campignol			Ayrolle			Gruissan		
Sous-stations	**CAM 1**	**CAM 2**	**CAM 3**	**AYR 1**	**AYR 2**	**AYR 3**	**GRU 1**	**GRU 2**	**GRU 3**
Richesse spécifique (nb. espèces par station)	5	10	7	13	16	8	22	22	16
		11			**26**			**37**	
Densité totale par station (nb. ind./m²)	1078	1689	711	578	944	156	2389	2600	1522
		1159			**559**			**2170**	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)		1636			1617			14270	
Potentialité biologique	Moyenne			Bonne			Très Bonne		

2.4. Diagnostic général

2.4.1. Campignol

Comme en 1999, l'état général de l'étang de Campignol vis-à-vis de l'eutrophisation est « médiocre ». Comme dans le nord de l'étang de Bages-Sigean, le passé eutrophisé de cette lagune « s'est inscrit » dans les sédiments. En outre, la gestion des prises d'eau sur l'Aude pour alimenter les terrains agricoles de la Basse Plaine de l'Aude a des répercutions fortes sur les compartiments biologiques du fait des variations de salinité qu'elle engendre dans l'étang. Les apports d'eau douce au printemps ont peut être été moins importants que les années précédentes. La salinité n'étant pas suffisamment basse pour permettre la pousse d'espèces d'eau douce, des espèces mieux adaptées à de brusques variations de salinité ont pu se développer. Il s'ensuit que la production de phytoplancton a été relativement limitée par la compétition avec les macrophytes.

La gestion des apports d'eau douce à l'étang de Campignol constitue donc un problème majeur tant du point de vue des quantités de sels nutritifs que le milieu peut tolérer que du point de vue des variations de salinité que ces apports peuvent induire, à des périodes clés dans le cycle de croissance des végétaux aquatiques.

2.4.2. Ayrolle

Le diagnostic général définit un état « moyen » pour l'étang de l'Ayrolle en 2005. Ce déclassement est cependant à pondérer. La construction de l'outil impose de retenir, pour qualifier l'état du milieu, le paramètre le plus déclassant entre le phytoplancton, les macrophytes et le phosphore dans le sédiment. L'état « moyen » est donc dû à la dégradation du compartiment « macrophytes », le phytoplancton et le phosphore dans les sédiments affichant toujours un « très bon état ». En outre, l'état des macrophytes est proche de la limite bon/moyen.

Par ailleurs , la cause première de la dégradation de l'herbier n'est pas liée à un phénomène d'eutrophisation de la lagune. Il sera cependant important d'infirmer ou de confirmer l'hypothèse d'apports en nutriments dans le secteur ouest. S'il s'avère que des entrées d'eau douce ont effectivement eu lieu, ce diagnostic met en évidence la forte sensibilité de l'étang de l'Ayrolle à ce type d'apport. Par ailleurs, il est important de comprendre les raisons de la disparition de l'herbier. Un diagnostic simplifié de ce compartiment pourrait être réalisé dans un avenir proche afin de vérifier si la structure de la communauté de macrophytes sur l'étang de l'Ayrolle a été modifiée de façon temporaire ou non.

Tableau 6. 6 : *Récapitulatif des diagnostics complets de 1999 et 2005 de l'ensemble des compartiments pour les lagunes de Campignol, Ayrolle et Gruissan.*

	Campignol		Ayrolle		Gruissan	
	1999	2005	1999	2005	1999	2005
Phytoplancton	Médiocre	Moyen	Très bon	Très bon	Bon	Très bon
Macrophytes	Médiocre	Bon	Très bon	Moyen	Très bon	Bon
Phosphore sédiments	Moyen	Médiocre	Très bon	Très bon	Bon	Très bon
Sédiments	Moyen	Médiocre	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre
Proliférations (Ficopomatus enigmaticus)	X	X				
Potentialité biologique macrofaune	Médiocre	Moyen	Très bon	Bon	Médiocre	Très bon
ETAT GENERAL EUTROPHISATION	Médiocre	Médiocre	Très bon	Moyen	Bon	Bon

Légende : Très bon, Bon, Moyen, Médiocre, Mauvais

2.4.3. Gruissan

La lagune de Guissan est, au vu des résultats du diagnostic complet, en « bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. De même que pour l'étang de l'Ayrolle, c'est le compartiment « macrophytes » et en particulier la régression de l'herbier au profit d'algues vertes opportunistes, qui détermine cet état. Lors du précédent diagnostic, le « bon » état de l'étang était lié à la production phytoplanctonique et au phosphore dans les sédiments. En 2005, ces deux paramètres sont en « très bon » état, témoignant d'une part que cette lagune n'est pas en voie de dégradation mais que cette lagune est soumise à des apports trop importants en nutriments qui, en fonction des conditions environnementales, « profitent » soit au phytoplancton, soit aux macrophytes.

3. Diagnostic de la colonne d'eau

3.1. Grilles de l'eau

3.1.1. Campignol

Cette année encore, les eaux de l'étang de Campignol sont diagnostiquées en « mauvais » état vis-à-vis de l'eutrophisation du fait des concentrations excessives en sels d'azote dans la colonne d'eau durant les trois mois d'été.

Tableau 6. 7 : *Grille de lecture de l'eau de l'étang de Campignol pour l'été 2005.*

CAM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**70**
TUR	(NTU)	0		5		10	**24**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0.3		1		1.5	**2.1**	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**50**
NITRI	(µM)	0		0.3		0.5		0.75		1	**4.2**
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	**41**
AMMO	(µM)	0		1		3		5	**7.0**	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	**16**	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	**21**	25	
NT	(µM)	0		50	**68**	75		100		120	
PT	(µM)	0		0.75		1.5		2.5	**3.80**	4.5	

L'accumulation des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans la colonne d'eau est un phénomène récurrent dans cet étang qui traduit à la fois des apports excessifs en sels nutritifs par le Canal Saint Louis et une relative limitation de la production primaire phytoplanctonique.

Bien qu'encore très au-dessus du seuil « médiocre/ mauvais », les concentrations dans la colonne d'eau en nitrate (et par conséquent en azote inorganique dissous), sont beaucoup moins élevées qu'en 1999 et 2002 (diminution de 50%). Une partie des sels nutritifs en excès a en effet, été assimilée par les macrophytes qui, cette année, constituaient au début de l'été une biomasse importante, contrairement aux années précédentes où ce compartiment était peu présent dans l'étang.

Les sous-saturations enregistrées au mois de juillet sont vraisemblablement à mettre en relation avec la dégradation de l'herbier à *Ruppia* qui, du fait des faibles salinités (S=0,5 en juin et S= 4,6 en juillet) cède la place à l'espèce d'eau douce *Ceratophyllum*.

3.1.2. Ayrolle

La grille estivale de l'eau pour la lagune de l'Ayrolle indique un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. L'ensemble des paramètres de la grille de lecture de l'eau affiche, durant les trois mois d'été, une « très bonne » qualité. Une telle qualité des eaux de la lagune ne s'était pas retrouvé depuis 1999.

Tableau 6. 8 : *Grille de lecture de l'eau de l'étang de Campignol pour l'été 2005.*

AYR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**11**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1.7**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0.20**	0.3		1		1.5		4	
NID	(µM)	0	**0.9**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0.06**	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(µM)	0	**0.00**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0.87**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**1.8**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**2.1**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**28**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	**0.61**	0.75		1.5		2.5		4.5	

Ainsi, du point de vue de la colonne d'eau, l'étang de Campignol continue de jouer, vis-à-vis de l'étang de l'Ayrolle, un rôle épurateur efficace.

Par ailleurs, si des apports en sels nutritifs ont effectivement eu lieu, ils ont vraisemblablement été temporaires et ont été totalement assimilés par le « compartiment » macrophytes, car aucun signe d'enrichissement de la colonne d'eau n'est mis en évidence durant l'été.

3.1.3. Gruissan

En 2005, les eaux de la lagune de Gruissan présentent un « bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les nitrates et l'ammonium non consommés se concentrent légèrement dans la colonne d'eau.

Tableau 6. 9 : *Grille de lecture de l'eau de l'étang de Gruissan pour l'été 2005.*

GRU			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	3	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	7.7	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0.24	0.3		1		1.5		4	
NID	(µM)	0		2	4.4	6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0.28	0.3		0.5		0.75		1	
NITRA	(µM)	0		1	2.3	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1.9	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	4.4	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	5.6	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	32	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0.75	1.13	1.5		2.5		4.5	

La grille estivale de lecture de l'eau est celle mesurée au mois de juin. Celle-ci est associée à une salinité relativement faible (S=29,2). Au mois de juillet et août, les salinités remontent (S=38,4 en juillet et 35,3 en août) et les grilles de l'eau associées affichent, pour tous les paramètres un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cette sensibilité de l'étang de Gruissan aux apports du bassin versant est maintenant bien connue, puisque confirmée chaque année depuis 2001.

3.2. Grilles du phytoplancton

3.2.1. Campignol

La grille du phytoplancton définit un état « moyen » vis-à-vis de l'eutrophisation pour ce compartiment. Ce sont les abondances de nanophytoplancton mesurées au mois de juillet qui sont responsables de cet état. Ce diagnostic est cohérent avec les grilles qui présentent des concentrations élevées en chlorophylle a à cette même période.

La production phytoplanctonique aux mois de juin et d'août a été fortement limitée, puisque pour ces deux mois, ce compartiment affiche un très bon état pour les deux classes de taille. La compétition avec les macrophytes (herbiers et algues vertes opportunistes) qui, cette année, ont recolonisé l'étang, a pu limiter la production phytoplanctonique au moins en début d'été.

Tableau 6. 10 : *Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Campignol pour l'été 2005.*

CAM			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**8.8**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5	**6.1**	10		50	

3.2.2. Ayrolle

La grille estivale du phytoplancton de l'étang de l'Ayrolle est cohérente avec la grille de l'eau. Ce compartiment affiche, pour les deux classes de phytoplancton, un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation durant tout l'été.

Tableau 6. 11 : *Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle pour l'été 2005.*

AYR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**8.1**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1.82**	2		5		10		50	

3.2.3. Gruissan

La grille estivale du phytoplancton de l'étang de Gruissan est cohérente avec les faibles concentrations en chlorophylle a mesurées dans la colonne d'eau. Ce compartiment affiche, pour les deux classes de phytoplancton, un « très bon » état vis-à-vis de l'eutrophisation durant tout l'été.

Tableau 6. 12 : *Diagnostic du phytoplancton dans l'étang de Gruissan pour l'été 2005.*

GRU			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**16.3**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1.53**	2		5		10		50	

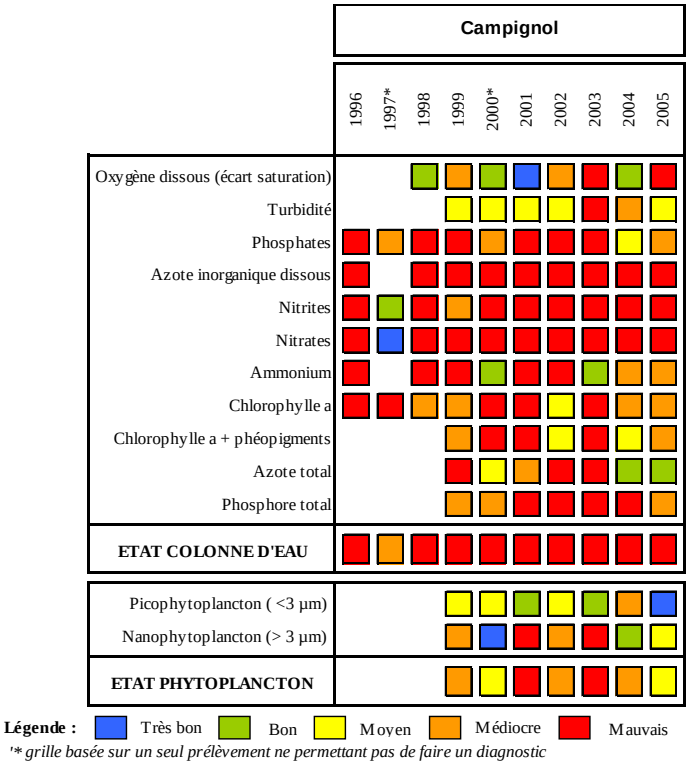
3.3. Evolution pluriannuelle

3.3.1. Campignol

L'état de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation est « mauvais » et ce depuis le début des suivis sur cet étang. Cette année, la production phytoplanctonique a été encore plus limitée que les années précédentes. Le diagnostic complet nous permet de savoir que c'est la compétition avec les macrophytes qui est responsable de cet état de fait.

Ainsi il est une constance, qui est que cette lagune est soumise à des apports excessifs en sels nutritifs. Cependant la gestion de ces apports est, quant à elle, très variable. L'impact de ces apports se fait alors sentir soit sur le compartiment phytoplanctonique soit sur les macrophytes. Quoi qu'il en soit, la reminéralisation de cette matière vivante produite dans l'étang depuis des années est responsable de la dégradation des sédiments observée cette année.

Tableau 6. 13 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de Campignol.*

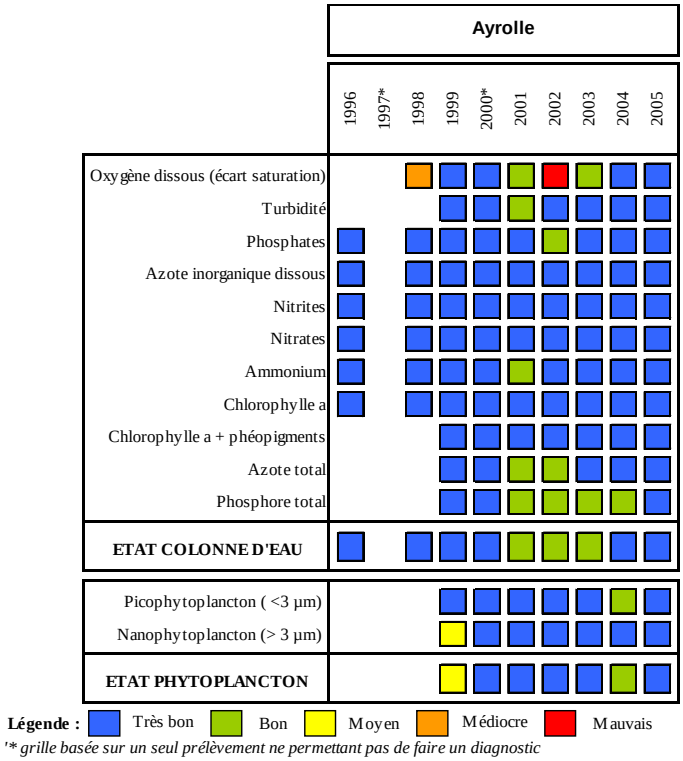


' grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic*

3.3.2. Ayrolle

La qualité des eaux et du compartiment « phytoplancton » de l'étang de l'Ayrolle est en règle générale « très bonne ». Aucun signe d'eutrophisation n'est mis à jour dans la colonne d'eau et les « très bons » états de ces deux dernières années confirment que les « bons » états des années précédentes n'étaient pas un signe d'enrichissement du milieu.

Tableau 6. 14 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de l'Ayrolle.*



' grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic*

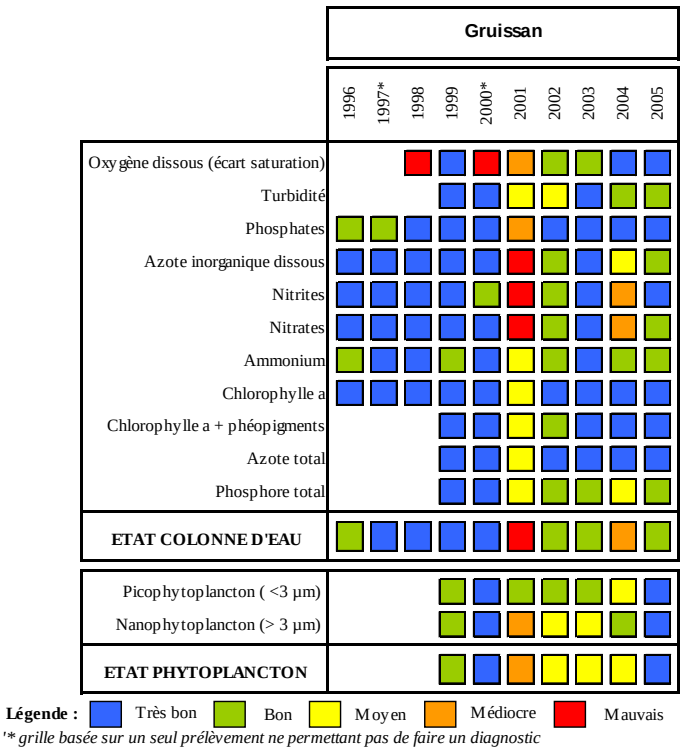
3.3.3. Gruissan

L'analyse de la grille pluriannuelle de l'eau et du phytoplancton révèle non seulement la sensibilité du milieu aux apports d'eau douce chargée en nutriments mais souligne, une fois de plus, l'importance de la période à laquelle ces apports se font. En effet, cette année, comme en 2003, les apports d'eau douce ont eu lieu au mois de juin et non pas au mois d'août comme se fut le cas en 2004. Les conséquences sur la qualité des eaux de l'étang de Gruissan sont directement observables.

Par ailleurs, suite à l'eutrophisation ponctuelle observée en 2001, l'année dernière le constat suivant était fait : « *la bonne qualité des eaux révélée dès 2002 et confirmée en 2003 souligne la forte capacité qu'a le compartiment eau à se restaurer rapidement dès lors que les apports sont stoppés ou de courte durée. Toutefois, ce même constat de « restauration rapide » ne peut s'appliquer au compartiment phytoplancton qui, trois ans après la dégradation subie en 2001, affiche encore un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation.* ».

Cette « restauration » du compartiment phytoplanctonique aura demandé trois ans puisque cet été le phytoplancton affiche un « très bon » état.

Tableau 6. 15 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton dans l'étang de Gruissan.*



' grille basée sur un seul prélèvement ne permettant pas de faire un diagnostic*

4. Réseau Microbiologique (REMI)

4.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevages et programme de suivi REMI

Les étangs du Narbonnais sont découpés en plusieurs zones de pêche et d'élevage dont les délimitations géographiques et les classements sanitaires sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les Figure 6. 17 à Figure 6. 19. Ces classements sont fixés par l'arrêté préfectoral n°2003-0989 du 23/04/2003 « portant classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants sur le littoral du département de l'Aude ». Ils s'appuient sur les résultats des études menées en 2000 et 2001, dans le cadre du

« Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire » coordonné par le Cépralmar.

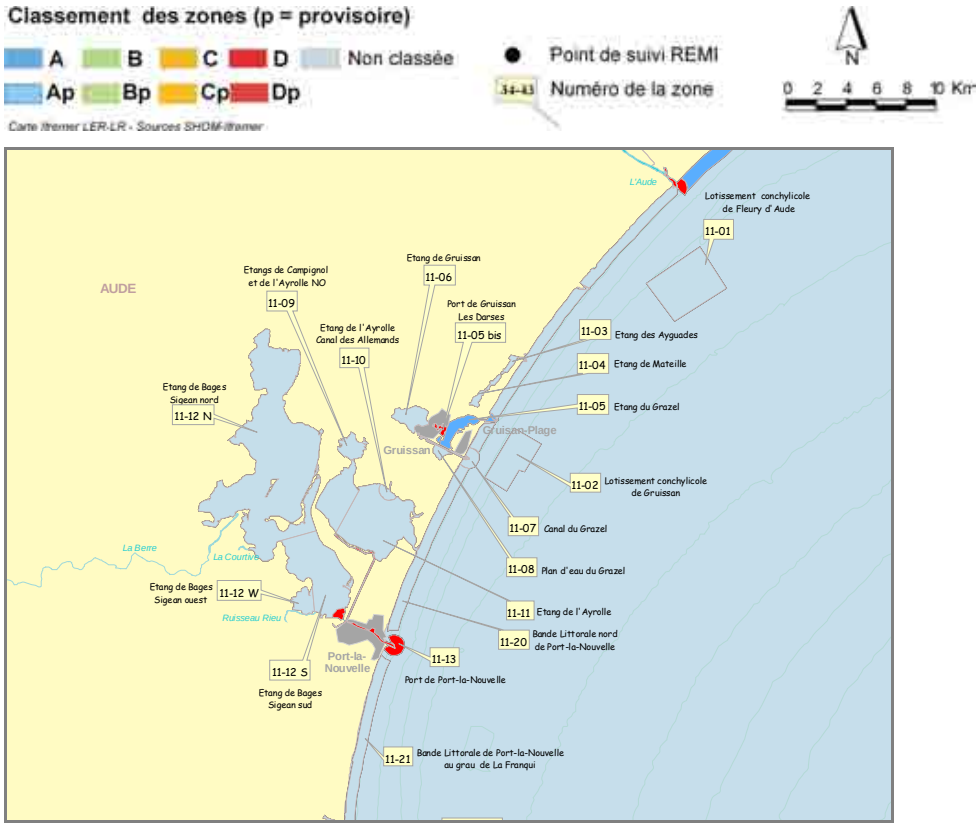


Figure 6. 17 *: Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude.*

Exceptée la lagune du Grazel, les zones de pêche des étangs du Narbonnais ne sont pas classées pour les coquillages du groupe 1 (les gastéropodes, les échinodermes et les tuniciers), en raison de l'absence d'exploitation de ce groupe. En conséquence, ces espèces de coquillage ne sont pas suivies dans le cadre du REMI.

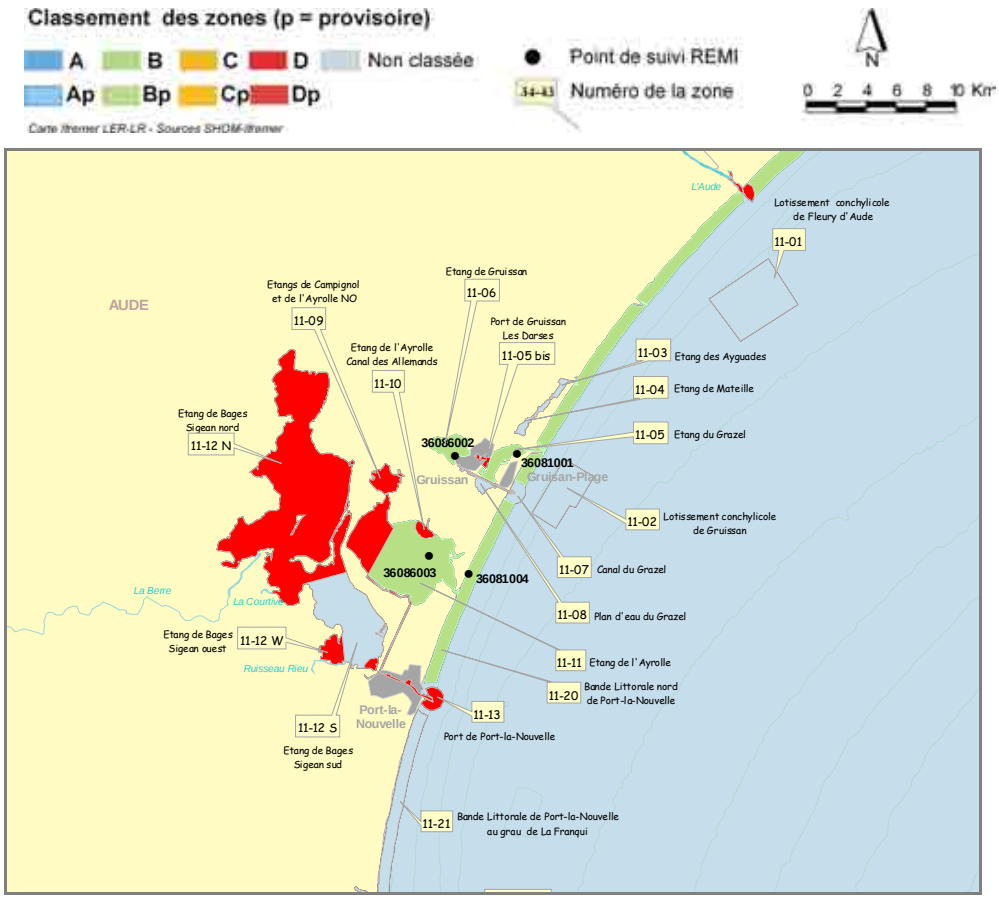


***Figure 6. 18**: Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude et localisation des points de suivi REMI.*

La pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 2 (palourdes, clovisses, …) sont autorisées dans la zone centrale de la lagune de l'Ayrolle, et dans les lagunes de Gruissan et du Grazel. Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers dans ces étangs (rapport Cépralmar 2002), la pêche annuelle de palourde est estimée à 9 tonnes.

Afin de mieux gérer les stocks de gisements naturels de palourdes, la prud'homie de Gruissan délivre un nombre limité de licences de pêche et a recours à des fermetures saisonnières des zones, publiées chaque année par la DIDAM Pyrénées-Orientales et Aude (Tableau 6. 16).

Tableau 6. 16 *: Périodes d'interdiction temporaire de pêche de palourdes dans les zones de pêche du narbonnais en 2005 définies par la DIDAM 66 -11.*

N° Zone	Nom de la zone	Période d'interdiction	N° arrêté
11.05	Etang du Grazel	Du 01/10/04 au 01/03/05	2004/680 du 18 juin 2004
11.06	Etang de Gruissan	Du 01/10/05 au 01/03/06	2005/438 du 15 juin 2005
11.11	Etang de l'Ayrolle	Du 01/08/05 au 01/11/05	2005/438 du 15 juin 2005

La surveillance REMI est prévue pour ce groupe dans l'ensemble des zones du Narbonnais classées en B, pendant les périodes d'ouverture de la pêche. Des palourdes sont prélevées mensuellement dans le cadre du REMI (cf. points REMI sur la Figure 6. 18) dans les étangs de l'Ayrolle et de Gruissan.

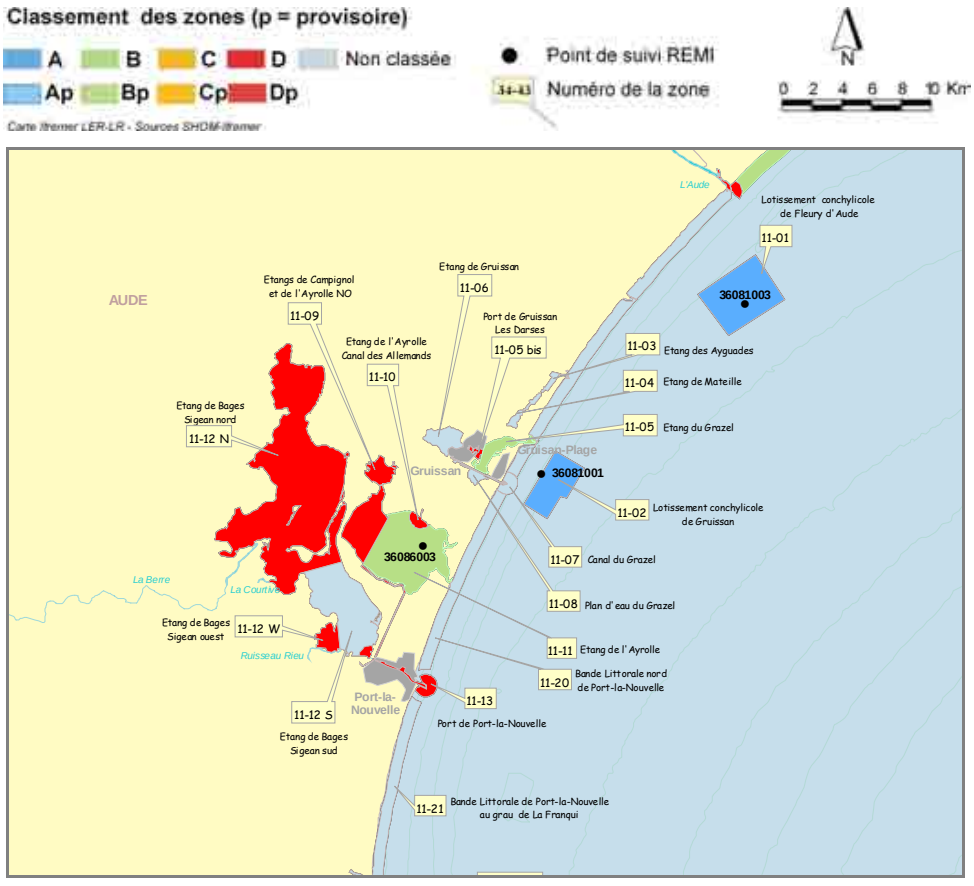


Figure 6. 19 *: Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans l'Aude, du grau de La Franqui à l'embouchure de l'Aude et localisation des points de suivi REMI.*

La pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 3 (palourdes, clovisses, …) est autorisée dans la zone centrale de la lagune de l'Ayrolle et dans le Grazel. Bien que l'activité de pêche de ce groupe de coquillage semble occasionnelle et peu significative dans ces zones (Cépralmar, 2002), la qualité microbiologique des coquillages du groupe 3 est suivie dans le cadre du REMI dans l'étang de l'Ayrolle, en raison de son potentiel de pêche. Des prélèvements de moules sont effectués mensuellement au niveau du point localisé sur la Figure 6. 19.

4.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

La surveillance régulière REMI est opérationnelle depuis octobre 2004 dans les étangs de Gruissan et de l'Ayrolle. Elle s'effectue en collaboration avec la Prud'homie de Gruissan chargée de réaliser les prélèvements de coquillages sur les points définis. Les résultats bactériologiques obtenus en 2004 et 2005 sont présentés sur la Figure 6. 20 pour la zone de Gruissan et sur la Figure 6. 21 pour la zone de l'Ayrolle. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole étoile. Les symboles qui apparaissent encerclés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E. coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme « fortes précipitations » est utilisé lorsque les précipitations, au niveau de la station de Narbonne, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement sont supérieures au quantile 90[1], estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période 2003-2004-2005. D'une manière générale, peu de données bactériologiques sont enregistrées concomitamment à de fortes précipitations dans les zones de pêche à pied, car le ruissellement engendré par les pluies trouble les eaux lagunaires et de ce fait, rend impraticable l'activité de pêche à pied et la réalisation de prélèvements.

La zone n°11.06 « Etang de Gruissan » présente au cours de l'automne 2004 et l'année 2005 des niveaux élevés de contamination fécale pour le groupe 2 (palourdes). Des pics de pollution avaient déjà été observés entre octobre 2000 et octobre 2001 au cours de l'étude de zone.

[1] Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

En septembre 2005, l'impact de l'épisode orageux pluvieux du 05/09/2005 au 07/09/2005 (cumul de 126 mm de précipitations à la station de Narbonne) sur la qualité microbiologique de la zone, a pu exceptionnellement être mesuré par l'analyse de prélèvements de palourdes effectués le 07/09/2006 au niveau des points REMI des zones de Gruissan et du Grazel. Les niveaux de contamination fécale atteints dans ces palourdes (respectivement 88 000 et 82 000 *E.coli*/100g de CLI) sont sans précédent dans les résultats REMI acquis en Languedoc-Roussillon pour cette espèce. Des flux importants d'eaux usées peu ou pas traitées ont probablement atteint la lagune au cours de l'épisode pluvieux.

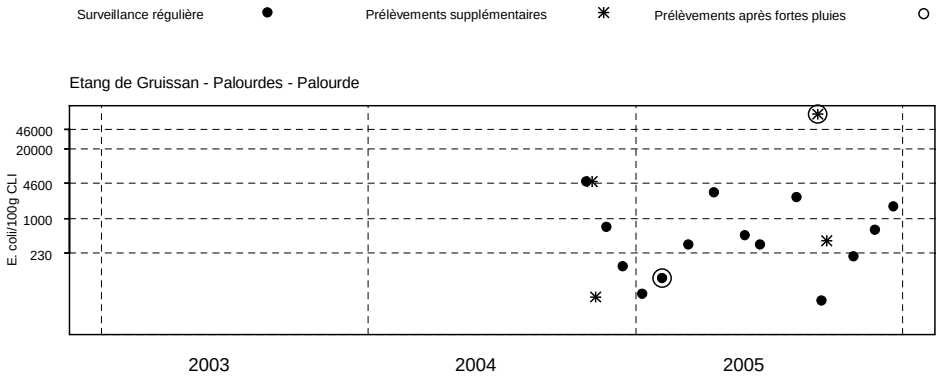


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	14	5	5	3	1	0	0	0	4900	378
%		35.7	35.7	21.4	7.1	0	0	0		

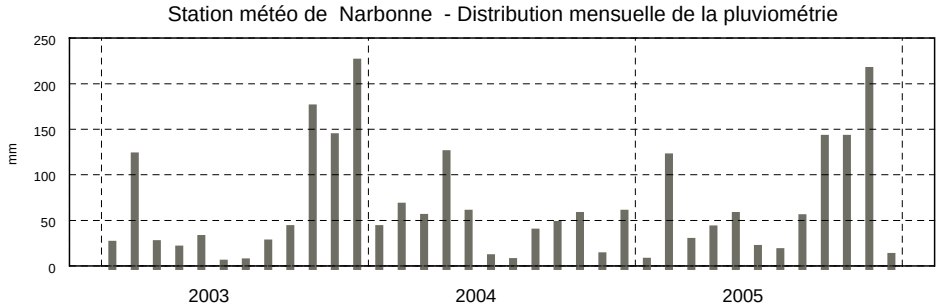


Figure 6. 20 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone de pêche n°11.06 « Etang de Gruissan» pour le groupe 2 et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.*

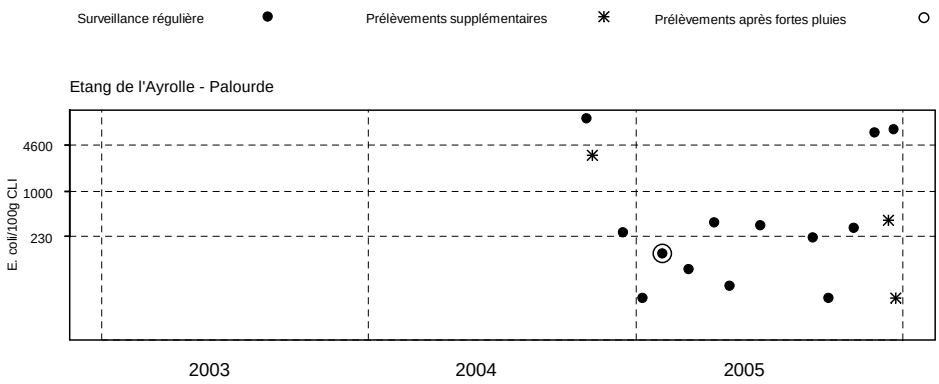


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	14	6	4	0	4	0	0	0	11000	350
%		42.9	28.6	0	28.6	0	0	0		

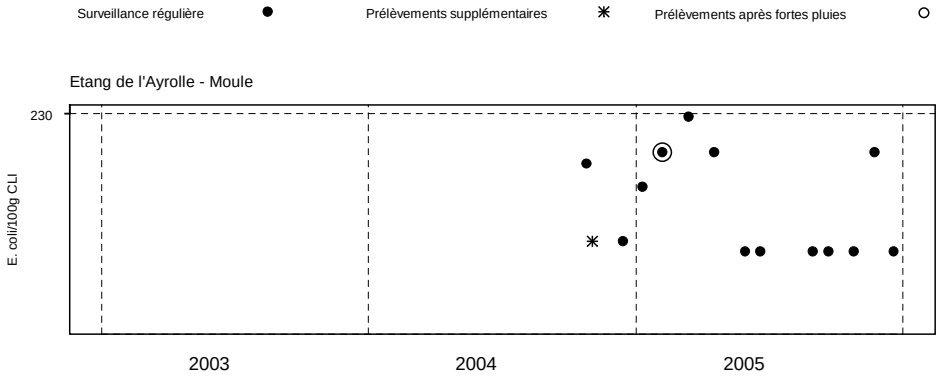


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	13	13	0	0	0	0	0	0	220	36
%		100	0	0	0	0	0	0		

***Figure 6. 21** : Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone de pêche n°11.11 « Etang de l'Ayrolle» pour les groupes 2 et 3, et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.*

.

Suite à la mise en évidence de ces pics de pollution, un arrêté préfectoral a été pris par l'Administration le 12/09/2005, portant interdiction temporaire de ramassage, de la commercialisation et de la mise à la consommation humaine des palourdes en provenance des zones de production de Gruissan et du Grazel (arrêté n°2005-11-3022 abrogé le 20/09/2005).

L'étang de Gruissan est petit et peu profond, il communique directement avec la mer par le chenal du Grazel (Figure 6. 17), et avec l'étang du Grazel par le port de la commune de Gruissan. Il reçoit peu d'apports d'eau douce potentiellement contaminée car une déviation creusée à son amont évacue directement les eaux de la basse plaine de l'Aude dans un chenal d'écoulements à la mer. A l'occasion d'évènements pluvieux importants, cette lagune peut cependant subir d'importantes dessalures (Ifremer/AME, 2001). De plus, malgré l'absence de pluie intense, des entrées non négligeables d'eau douce ont été mises en évidence en août 2004 lors du suivi de l'eutrophisation (Ifremer, 2004). Les sources de pollution microbiologique d'origine fécale de la zone de Gruissan ne sont pas à ce jour clairement identifiées. Il n'existe pas d'étude inventoriant et hiérarchisant l'ensemble des sources potentielles de pollution de la zone. En 2005, une étude d'impact des émissaires de rejet des eaux pluviales de la ZAC de Mateille dans l'étang du Grazel, financée par la mairie de Gruissan, a été initiée.

Les eaux usées des Chalets de la Plage, du Village de Gruissan, du Quartier du Port et du camping des Ayguades du Pech Rouge sont traitées par la station d'épuration de la commune de Gruissan, dont les rejets s'effectuent en mer par l'intermédiaire d'un émissaire diffusant à 3500 mètres des côtes par 26 mètres de fond. Le réseau de collecte de la commune de Gruissan est de type séparatif, mais l'étude diagnostic de BCEOM de 1998 révèle un volume important d'eaux claires parasites acheminées vers la station par temps de pluie. Des dysfonctionnements du réseau d'assainissement de la commune de Gruissan par forte pluie ne sont pas à exclure. En 2006, la mairie de Gruissan, en collaboration avec le SMNLR, devrait enquêter sur les éventuels dysfonctionnements et étudier différents traitements possibles.

La zone centrale de la lagune de l'Ayrolle n°11.11, affiche au cours de l'automne 2004 et l'année 2005, une très bonne qualité bactériologique pour l'espèce « moule », aucun pic de pollution n'a été détecté au cours du suivi (Figure 6. 21). Dans cette zone, les palourdes présentent un profil plus dégradé de contamination fécale, avec des niveaux élevés enregistrés notamment au cours des automnes 2004 et 2005. En 2005, ces contaminations font suite à l'épisode orageux pluvieux du 12 au 14 novembre, au cours duquel un cumul de 205 mm de précipitations est enregistré à la station météorologique de Narbonne. Suite à la confirmation de l'alerte REMI, un arrêté préfectoral a été pris par l'Administration le 25/11/2005, portant interdiction temporaire de ramassage, de la commercialisation et de la mise à la consommation humaine des palourdes en provenance de la zone de production l'Ayrolle (arrêté n°2005-11-4027). Cette arrêté a été abrogé par l'Administration fin janvier 2006, suite à l'obtention de

deux séries consécutives de résultats inférieurs au seuil d'alerte (4 600 *E.coli*/100g de CLI).

Des contaminations sporadiques des palourdes avaient également été mises en évidence lors de l'étude de zone menée en 2000 et 2001. Comme pour la lagune de Gruissan, il n'existe aucune étude inventoriant et hiérarchisant l'ensemble des sources potentielles de pollution fécale de la zone de l'Ayrolle. L'Ayrolle est une vaste lagune en communication directe avec la mer dans sa partie sud. Son pourtour n'étant pratiquement pas urbanisé, elle ne doit recevoir pas ou peu directement d'effluents. Dans sa partie nord (classée en D pour les groupes 2 et 3), l'Ayrolle est cabanisée. Il communique avec l'étang de Campignol alimenté par des prises d'eau sur la Roubine et le canal Saint-Louis qui reçoit des eaux d'origine agricole, des rejets ponctuels de la station d'épuration d'Armissan-Vinassan et, depuis septembre 2004, ceux de l'aire de repos des autoroutes de Sud de France (Ifremer, 2004).

4.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

De façon transitoire, en 2006, et dans l'attente d'instructions DPMA[2]-DGAL[3] spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement 854/2004 (cf. annexe 1).

La deuxième partie des Figure 6. 20 et Figure 6. 21 résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus dans la zone sur les trois dernières années en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière.

Le nombre de résultats acquis en surveillance régulière dans les zones de l'Ayrolle et du Grazel est insuffisant pour permettre une estimation de la qualité

[2] Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

[3] Direction Générale de l'Alimentation

bactériologique, la surveillance REMI de ces zones n'étant effective que depuis l'automne 2004. Les premiers résultats peuvent être commentés :

- les 13 premiers résultats acquis en surveillance régulière dans la zone de pêche n° 11.11 « Etang de l'Ayrolle » pour le groupe 3 (moules) sont inférieurs à 230 *E.coli*/100 g de CLI, ces résultats sont pour l'instant compatibles avec les seuils de qualité définis pour une zone A,
- sur les 14 premiers résultats acquis en surveillance régulière dans la zone de pêche n° 11.11 « Etang de l'Ayrolle » pour le groupe 2 (palourdes), 4 dépassent le seuil de 4 600 *E.coli*/100 g de CLI. Ces premiers résultats pourraient, dans une hypothèse favorable, être compatibles avec les seuils définis pour une zone B, (absence de pics de pollution en 2006) ou en C, selon les seuils définis par l'arrêté du 21 mai 1999. Aucune tolérance de dépassement des seuils microbiologiques n'étant définie dans le règlement 854/2004, les résultats sont compatibles avec les seuils définis pour une zone C.
- sur les 14 premiers résultats acquis en surveillance régulière dans la zone de pêche n° 11.06 « Etang de Gruissan » pour le groupe 2 (palourdes), 1 seul résultat dépasse le seuil de 4 600 *E.coli*/100 g de CLI. Sous réserve de l'acquisition en 2006 de résultats comparables, ces premiers résultats sont compatibles avec les seuils définis pour une classe B selon l'arrêté du 21 mai 1999 et C selon la nouvelle réglementation européenne.

5. Conclusions

Le premier point remarquable est que le phénomène d'eutrophisation fait maintenant « partie de l'histoire » de l'étang de Campignol. Ce résultat n'a malheureusement rien de surprenant compte tenu des résultats enregistrés sur la colonne d'eau et le phytoplancton depuis dix ans.

Cependant, la recolonisation par les herbiers observée cette année est signe que la restauration de cet étang est encore possible. Le plan de gestion de Campignol et de ses marais périphériques qui se met en place réponds à un besoin fort de mieux connaître le fonctionnement hydraulique de cette zone. Il devrait aboutirà la mise en place d'actions afin d'optimiser l'utilisation de l'eau douce pour les cultures locales et de réhabiliter la roselière dans les marais périphériques. Cette roselière permettrait de piéger les nutriments et d'améliorer la qualité des eaux qui alimentent les étang de Campignol et de Gruissan. Dans le cadre de ce plan de gestion, un suivi régulier et annuel de la salinité de l'étang Campignol et de son compartiment « macrophytes » dès le printemps pourrait être un bon indicateur de l'efficacité des actions de gestion des eaux douces dans cette zone.

Le diagnostic complet réalisé cet année sur les étangs de Campignol, l'Ayrolle et Gruissan a permis de préciser le fonctionnement de ces trois écosystèmes et leur sensibilité aux apports excessifs en sels nutritifs par le Canal Saint-Louis. Si les charges en nutriment qui alimentent les lagunes constituent le point crucial sur lequel il faut agir en priorité, une attention particulière doit être apportée, dans toute gestion des apports d'eau douce, aux périodes « critiques » durant lesquelles ces apports peuvent ou ne doivent pas être faits ainsi qu'aux points de rejets. La gestion des eaux douces au printemps va déterminer la salinité de la lagune et par conséquent les peuplements de macrophytes qui sont susceptibles de coloniser le milieu. De même, une biocénose « installée » dans un écosystème ne supportera pas d'importantes variations de salinité. Enfin, il convient de garder en mémoire qu'à quantité de nutriments égale, l'impact ne sera pas le même selon que l'apport se fait dans une zone confinée ou non.

L'étang de l'Ayrolle qui jusqu'alors semblait être préservé de tout apport externe de matières eutrophisantes a vu cette année son compartiment « macrophytes » fortement dégradé. Sans que cela soit un signe d'eutrophisation de la lagune, il semble nécessaire de vérifier dans quelle mesure l'herbier à *Zostera noltii* recolonise le milieu. Les causes de cette dégradation de l'herbier et celles du développement d'algues vertes opportunistes soulèvent des questions auxquelles il semble important, pour la préservation de la qualité de cet écosystème, d'apporter des éléments de réponse.

Par ailleurs, l'envasement de la partie nord de l'étang de l'Ayrolle est le signe que l'étang de Campignol commence à avoir un impact observable dans ce secteur. Une question se pose alors : dans quelle mesure l'enlèvement des cascails dans l'étang de Campignol, a-t-il pu accélérer le phénomène d'envasement ? Afin de préciser cet impact il serait intéressant de mettre en place un point RSL-eau dans la partie nord de l'étang de l'Ayrolle, si le réseau se poursuit après 2006.

La surveillance de la qualité bactériologique des étangs de l'Ayrolle et de Gruissan est opérationnelle depuis octobre 2004. Trois années de suivi étant nécessaires pour déterminer le classement d'une zone, une première estimation de la qualité des milieux a été proposée pour les deux lagunes et les deux groupes de coquillages exploités, moules et palourdes.

6. Références bibliographiques

Cépralmar, 2003. Programme régional d'études des zones de pêche de coquillages en vue de leur classement sanitaire. Rapport final. Novembre 2003.

Cépralmar, 2002. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.

BRGM, 2000. Recherche de l'origine de la contamination bactériologique de l'étang de Salses-leucate.

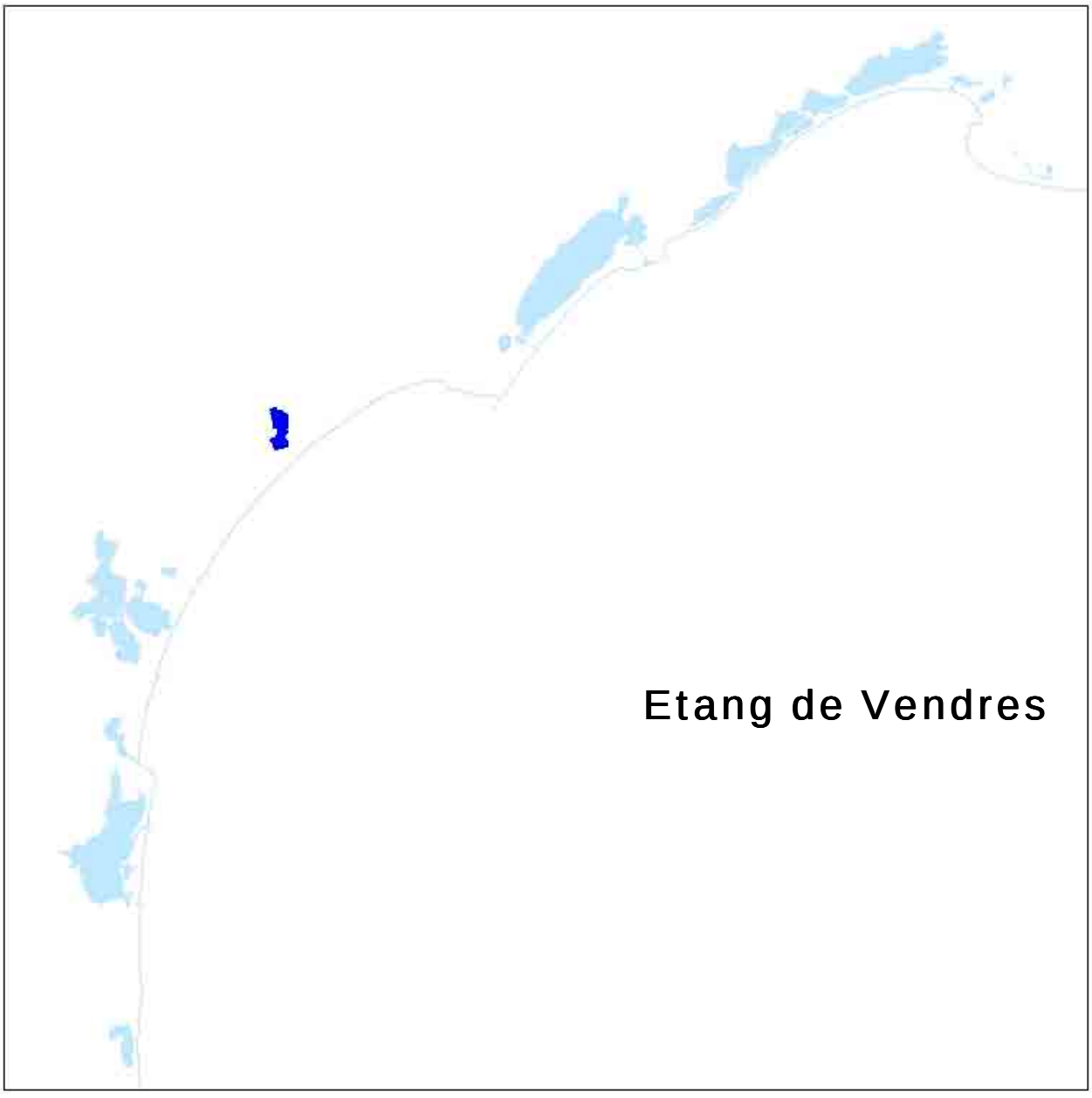
Ifremer/AME, 2001. P. Souchu, T. Laugier, K. Dusserre, D. Marobin. Suivi des paramètres trophiques dans les eaux de la Narbonnaise. Ifremer/AME, 2001. 41 p. + annexes.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.



Etang de Vendres

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 209

2. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION 212

2.1. GRILLE ESTIVALE DE LECTURE DE L'EAU 212
2.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 213
2.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 214
2.4. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 215

3. CONTAMINATION CHIMIQUE 217

3.1. CONTAMINATION DES SÉDIMENTS RNO 217
3.2. EVALUATION DE LA CONTAMINATION PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES 220

4. CONCLUSIONS 221

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 222

1. Introduction

L'étang de Vendres fait partie des zones humides de l'embouchure de l'Aude et est inclus, à ce titre, dans le périmètre du SAGE Basse Vallée de l'Aude. La définition d'un plan de gestion de ces zones humides, initiée en 2003 par le Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude a permis de fixer les actions à mener sur cet étang afin d'atteindre l'objectif fixé par les acteurs locaux et repris par le SAGE qui est la restauration de la roselière, au sein de la mosaïque des milieux humides qui constituent l'étang.

Les principales actions identifiées sur l'étang de Vendres sont :

- une gestion des échanges entre la mer et la lagune (au niveau de la vanne du Chicoulet) permettant une exportation des eaux salées.
- l'établissement d'un programme des travaux à réaliser afin d'améliorer les apports d'eau douce et la circulation des masses d'eau au sein de l'étang.

Le diagnostic de l'eutrophisation de la colonne d'eau et du phytoplancton réalisé dans le cadre du RSL depuis 2001 a été complété par un diagnostic des sédiments et du compartiment « macrophytes » en 2002 (Ifremer, 2003). Le mauvais état de santé de l'ensemble des compartiments (sédiment, macrophytes, phytoplancton, colonne d'eau) dans le secteur du Grand Clair, le plus confiné de la lagune, indique que cette dégradation est le fruit de plusieurs années d'eutrophisation.
Bien que cet écosystème (prolongement d'une vaste zone humide) soit naturellement eutrophe, cette situation structurelle est largement amplifiée par les apports des eaux de l'Aude, de qualité insuffisante pour alimenter un milieu confiné et les rejets des deux stations d'épuration de la commune de Vendres.

Cette année en complément au suivi estival de la colonne d'eau et du phytoplancton, un diagnostic simplifié par les macrophytes a été réalisé.

A la demande du SMBVA, deux points RNO sédiments ont été positionnés sur cet étang dans lequel on ne dispose d'aucune donnée sur la contamination chimique de ce compartiment. De même, un suivi sur deux ans, a été initié afin d'estimer la contamination par les phytosanitaires.

Ces diagnostics fournissent au SMBVA un état de référence et peuvent, en outre, constituer un outil de suivi des impacts de la gestion hydraulique de cet étang sur l'état d'eutrophisation de cet écosystème fortement perturbé.

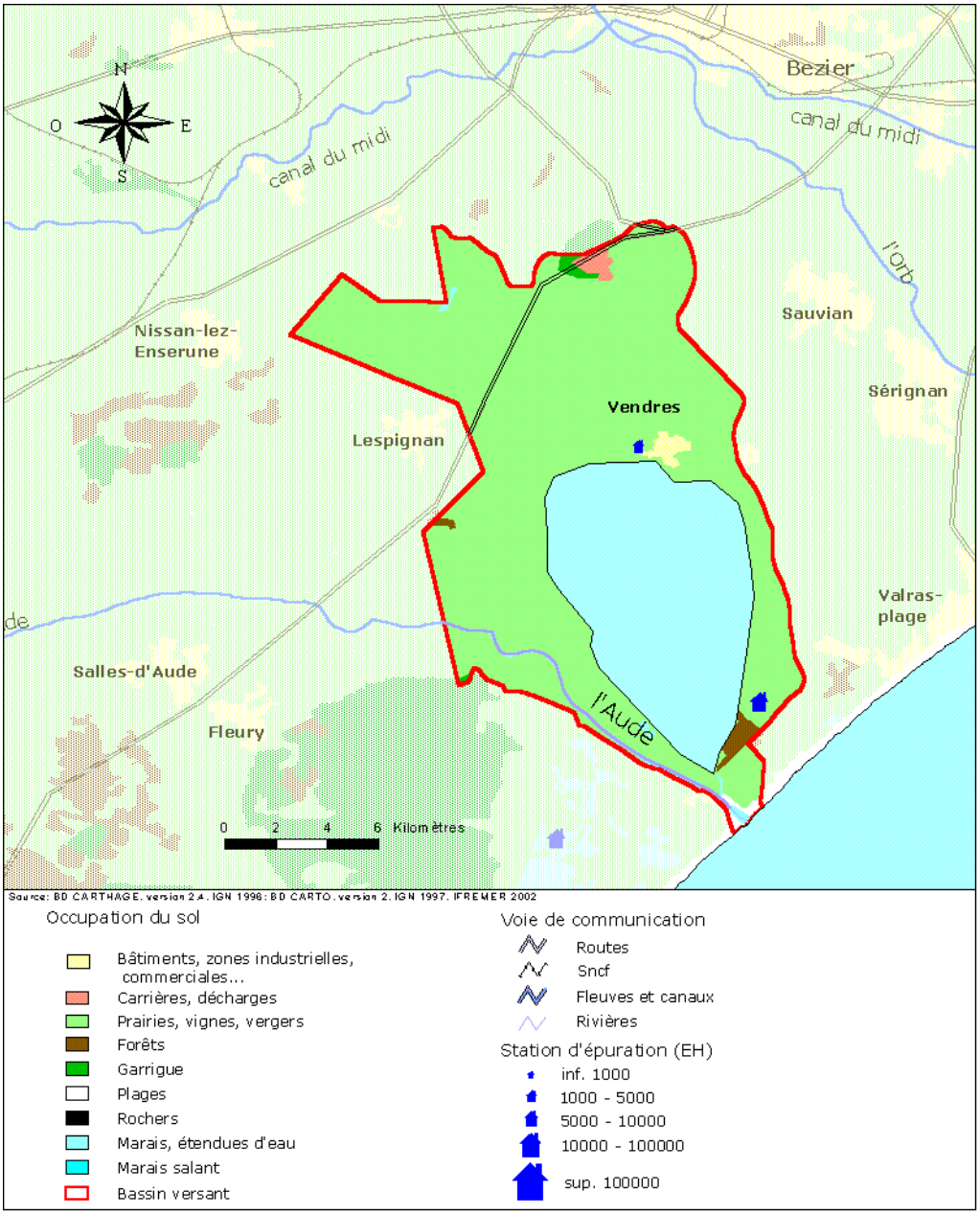


Figure 7. 1 : *Présentation de l'étang de Vendres et de son bassin versant.*

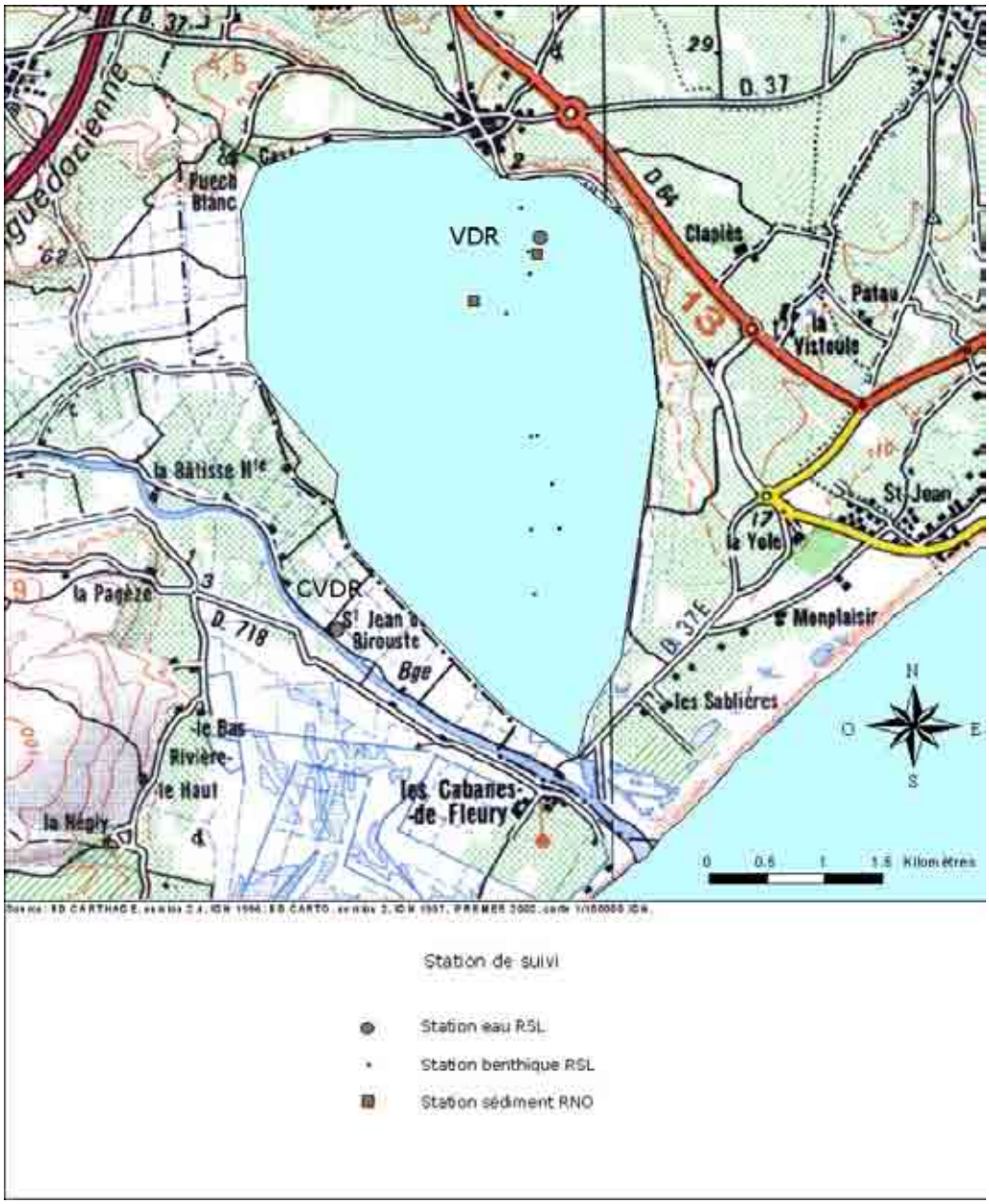


Figure 7. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Vendres.*

2. Diagnostic de l'eutrophisation

2.1. Grille estivale de lecture de l'eau

En 2005, suite à une impossibilité d'accéder à la station Canal de Vendres suivie les années antérieures (accès interdit par le propriétaire), une nouvelle station sur ce même canal mais plus en amont (quelques dizaines de mettre en aval de la prise d'eau sur l'Aude) a été échantillonnée. Il est rappelé que ce point est suivi à titre indicatif pour estimer la qualité des eaux qui alimentent l'étang.

Contrairement à l'année précédente où grâce à la gestion hydraulique menée par le SMBVA et suites aux fortes précipitations de l'hiver 2004, les salinités étaient demeurées relativement faibles tout au long de l'été (max. : 12,4), durant l'été 2005, la salinité des eaux de l'étang de Vendres a présenté des valeurs comprises entre 17 et 24. Le déficit de précipitations enregistré sur cette zone géographique au printemps de la même année (cf. Chapitre 1) explique en partie cette augmentation des salinités.

Tableau 7. 1 : *Grille estivale de lecture de l'eau de l'étang de Vendres en 2005.*

VDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**55**
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	**63**
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,77**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,5**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,03**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,43**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**202**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**235**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**525**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**46**

La grille estivale de l'eau pour l'étang de Vendres affiche en 2005 (Tableau 7. 1) un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cette grille s'est répétée à l'identique au cours des trois mois d'été, tout comme elle se répète d'année en année. Les paramètres déclassants sont ceux relatifs à la biomasse chlorophyllienne et ceux résultant de l'azote et du phosphore total, la turbidité et l'oxygène dissous. Les sels nutritifs sont consommés en quasi-totalité par la production primaire phytoplanctonique avec notamment des concentrations traces pour les sels d'azote. A noter que cette année, les concentrations

maximales en chlorophylle *a* sont presque deux fois moins élevées qu'en 2004 alors que dans le même temps les concentrations maximales en azote et en phosphore total ont presque doublé. Cette situation paradoxale signifie qu'une grande part de l'azote et phosphore organique trouvé dans l'eau est d'origine détritique, provenant vraisemblablement des roselières du pourtour de la lagune.

Pour la station Canal de Vendres, un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation est également constaté (Tableau 7. 2). Mais dans cette eau qui alimente l'étang de Vendres, ce sont les sels d'azote qui sont majoritairement déclassants avec une très forte composante nitrate, caractéristique d'apports d'origine agricole. En revanche, les phosphates présentent des concentrations relativement peu élevées, sous-entendant que le phosphore qui supporte la production phytoplanctonique dans la lagune de Vendres provient à la fois des flux sédimentaires et des apports détritiques issus des zones humides environnantes.

Tableau 7. 2 : *Grille estivale de lecture de l'eau de à la station Canal de Vendres en 2005.*

CVDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	5	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	111
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,68	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	44
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	1,6
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	41
AMMO	(µM)	0		1		3		5	7,8	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	17	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	23	25	
NT	(µM)	0		50		75	82	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	4,7

2.2. Diagnostic du phytoplancton

Le diagnostic du phytoplancton 2005 pour l'étang de Vendres (Tableau 7.3) révèle un mauvais état vis-à-vis du phytoplancton. Les deux classes de taille présentent de fortes abondances et contribuent à cet état. Au cours de l'été, les abondances de picophytoplancton ont été multipliées par 35 entre le mois de juin et le mois d'août. Les valeurs maximales enregistrées en 2005 demeurent tout de même 3 fois plus faibles qu'en 2004 à l'instar des constats faits sur la chlorophylle *a* dans le diagnostic de la colonne d'eau.

Tableau 7.3 : *Grille estivale de lecture du phytoplancton de l'étang de Vendres en 2005.*

VDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**36542**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**126**

Pour le point Canal de Vendres, la grille de lecture établit un état moyen vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 7.4). Les abondances de nanophytoplancton mesurées dans les prélèvements du mois de juin sont le paramètre déclassant de ces grilles estivales. Toutefois, l'évolution des populations phytoplanctoniques durant l'été en ce point est difficilement interprétable. La production primaire y est fortement variable car dépendante du temps de résidence des eaux, dans ce secteur où la dynamique est fonction de la gestion des apports d'eau douce.

Tableau 7.4 : *Grille estivale de lecture du phytoplancton pour la station Canal de Vendres en 2004.*

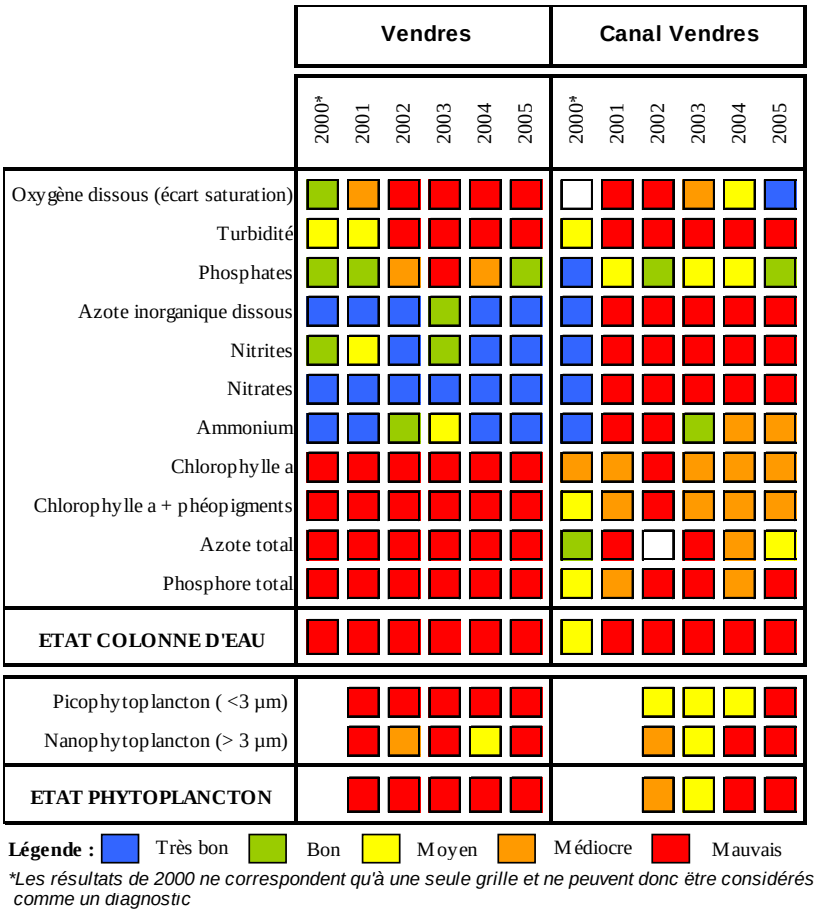
CVDR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**54**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**3,4**	5		10		50	

2.3. Evolution pluriannuelle

Le Tableau 7. 5 reporte l'ensemble des résultats des diagnostics de l'eau et du phytoplancton réalisés dans le cadre du RSL pour les deux stations suivies sur l'étang de Vendres.

Au fil des années du suivi, la photographie de l'état d'eutrophisation de la lagune Vendres est identique et sans variations majeures. Les diagnostics successifs font état d'un milieu fortement eutrophisé, totalement dominé par la production phytoplanctonique consommant la totalité des nutritifs apportés à la lagune. Cette biomasse est majoritairement composée de picophytoplancton, sous forme de production régénérée tout au long de l'été.

Tableau 7. 5 : *Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour l'étang de Vendres et le canal de Vendres.*



2.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Le précédent diagnostic des macrophytes de l'étang de Vendres a été réalisé en 2002 lors du diagnostic complet de cette lagune (Ifremer, 2003). Ce diagnostic faisait état d'un bilan contrasté avec une absence totale de végétation dans le plan d'eau principal nord et quelques herbiers à *Ruppia cirrhosa* dans les petits plans d'eau libre dans les roselières de la partie sud.

En 2005, le diagnostic est exactement le même (Figure 7. 3). Le plan d'eau principal est exempt de macrophytes. Les petits plans d'eau libres des roselières au sud sont partiellement colonisés par des herbiers à *Ruppia* et l'algue verte

Chaetomorpha aerea. Si l'on considère uniquement la partie lagunaire, aucun diagnostic ne peut être établi pour les macrophytes pour la lagune de Vendres.

Etant donnés les résultats obtenus pour le diagnostic de la colonne d'eau depuis 2002, cet état des macrophytes était prévisible. Les fortes biomasses phytoplanctoniques présentes dans la colonne d'eau interdisent tout développement des macrophytes. Seuls les petits plans dans la partie sud où les roselières exercent une compétition intense pour les ressources nutritives offrent une possibilité de développement aux macrophytes, majoritairement phanérogames et donc enracinés.

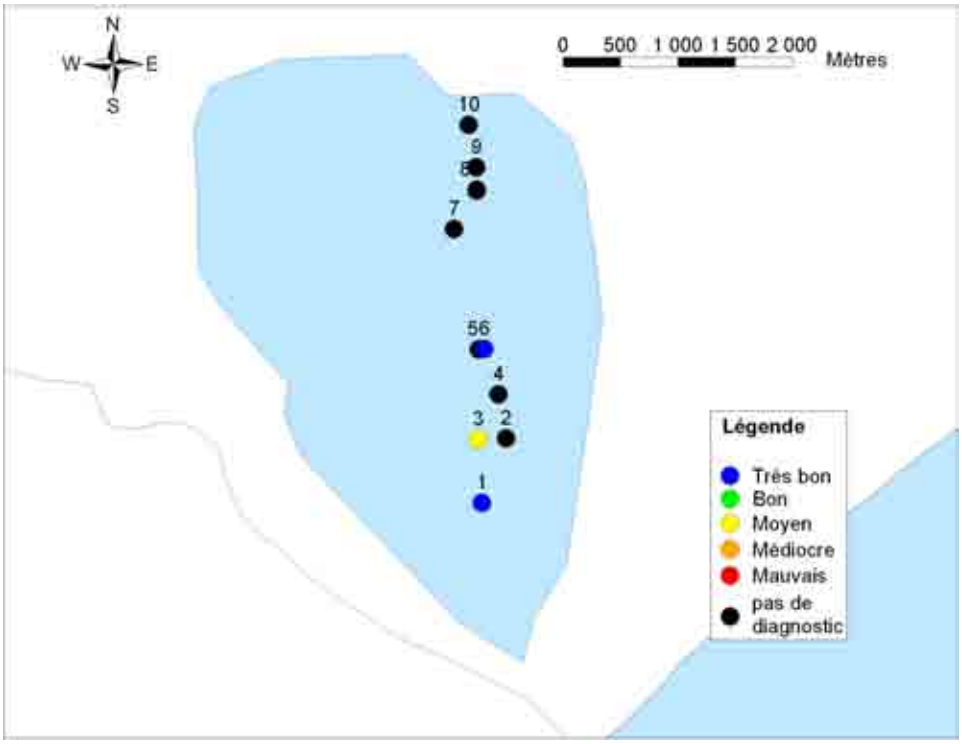


Figure 7. 3 : *Distribution des états des macrophytes dans la lagune Vendres en 2005. La couleur noire indique un recouvrement végétal inférieur à 5% interdisant tout diagnostic.*

3. Contamination chimique

En 2005, deux actions concernant la contamination ont été réalisées sur l'étang de Vendres : une estimation de la contamination par les phytosanitaires dont la réalisation se terminera en 2006, une évaluation de la contamination chimique des sédiments au titre du RNO.

3.1. Contamination des sédiments RNO

Pour les sédiments, deux stations ont été échantillonnées dans la lagune de Vendres. Pour les prélèvements et analyses, le protocole RNO a été suivi, les résultats de cette campagne sont partie intégrante de ce réseau et seront archivés dans la base de données Quadrige à ce titre. Au total 57 paramètres ont été mesurés au sein desquels 43 molécules organiques, 9 métaux et 5 paramètres d'interprétation. La liste complète des éléments et les résultats associés sont fournis en annexe 2.

Il serait fastidieux de décrire l'ensemble de ces résultats pour certains porteurs de peu d'information. A l'image du rendu des résultats de la campagne RNO sédiments 95-96 (Ifremer, 2003), une évaluation simplifiée de la contamination peut être réalisée à partir d'une sélection des métaux et substances prioritaires analysés pendant la campagne RNO (1996). Parmi les éléments métalliques, nous avons retenu le mercure, en raison de son caractère toxique et de sa capacité à être biomagnifié dans les chaînes trophiques, le cadmium et le plomb, éléments toxiques et bioaccumulables. Bien qu'étant des oligoéléments, c'est-à-dire impliqués dans les processus biologiques mais toxiques à fortes doses, le cuivre et zinc méritent une attention particulière du fait de leurs utilisations multiples. En ce qui concerne les substances organiques le DDT, insecticide largement utilisé par le passé en Languedoc Roussillon, est aujourd'hui suivi à titre de traceur régional ; les niveaux de contamination étant faibles mais persistants. Une comparaison des situations des différentes lagunes peut se révéler intéressante. Trois congénères des PCB, CB138, CB153 et CB180 qui constituent les « majeurs », ainsi que quatre Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), représentatifs des hydrocarbures d'origine pyrolitique, dont le Benzo 3, 4 pyrène cancérigène notoire, complètent l'évaluation.

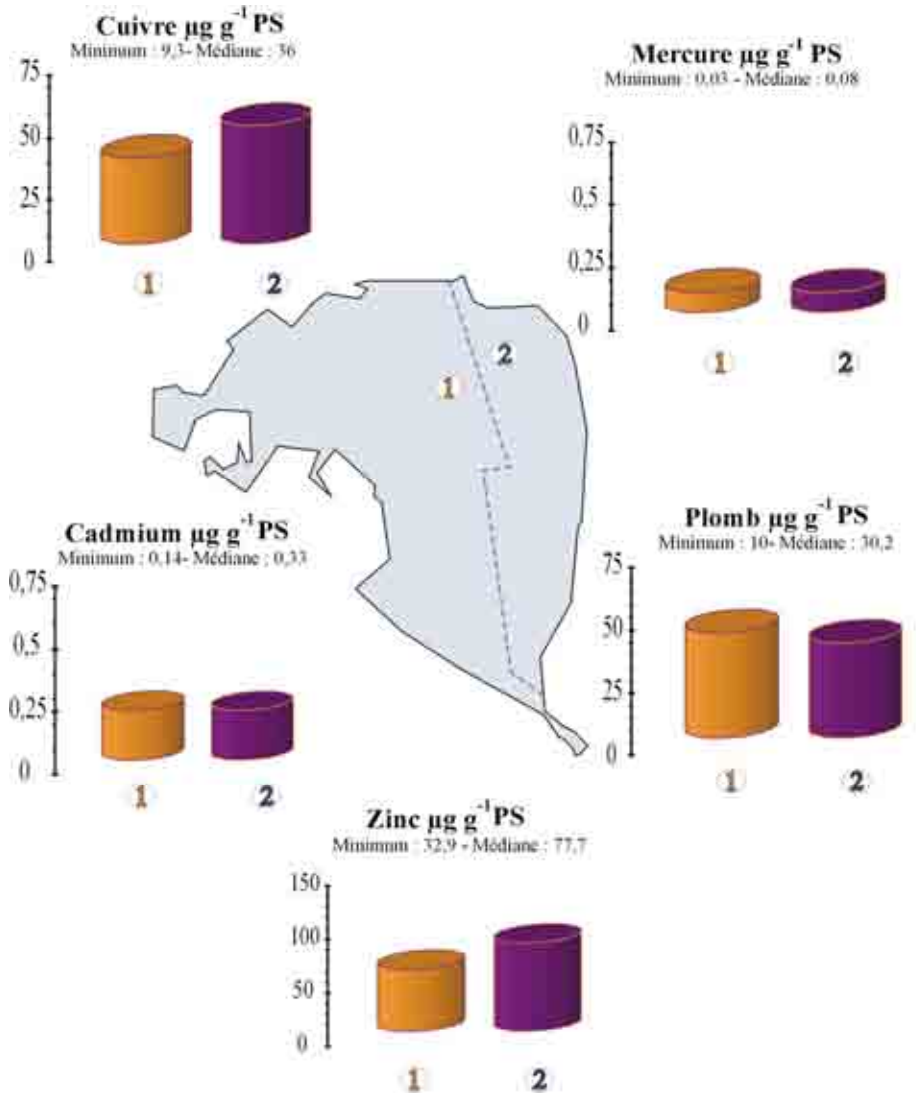


Figure 7. 4 : *Niveaux de la contamination métallique (Pb, CU, Hg, Cd et ZN) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Vendres. Les valeurs médianes et minimums sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc- Roussillon.*

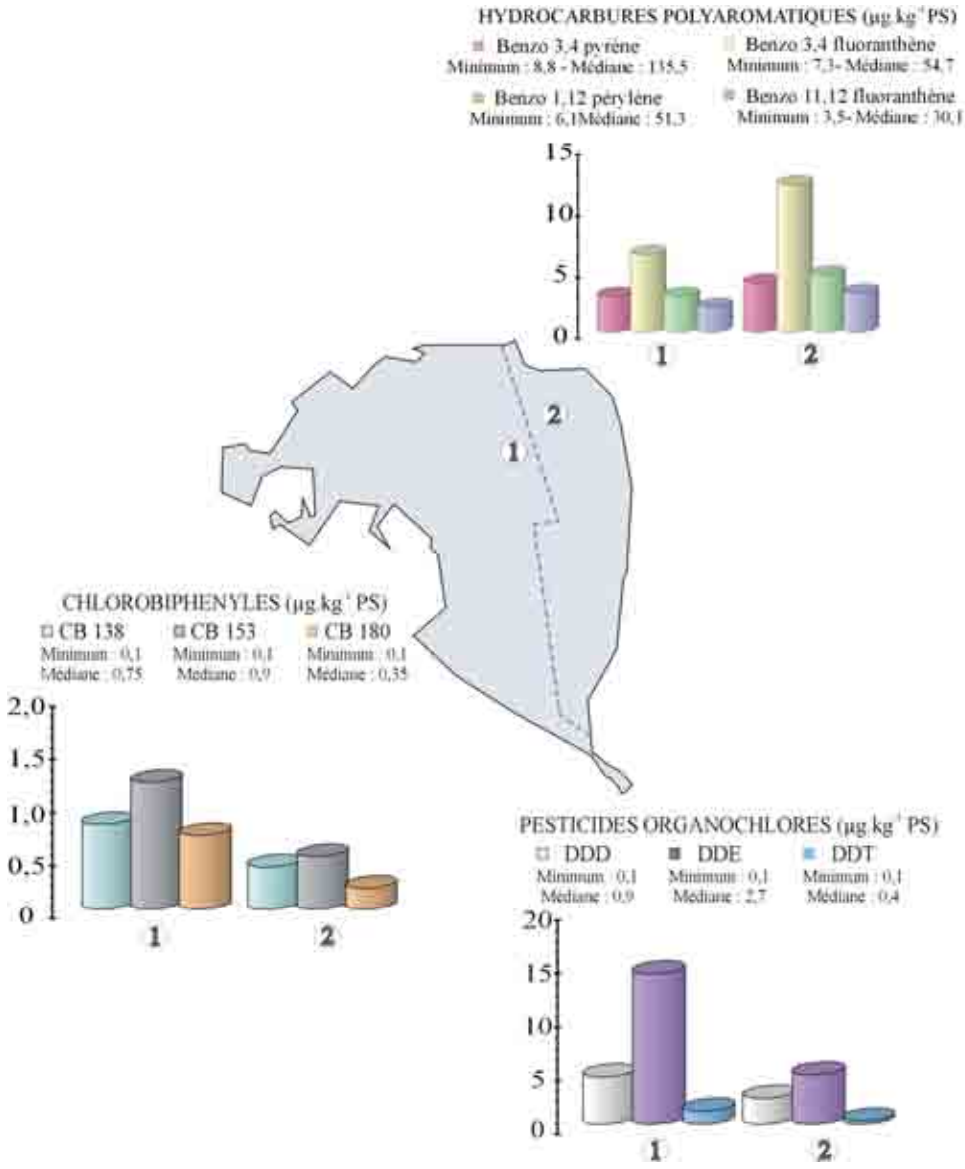


Figure 7. 5 : *Niveaux de la contamination organique (PAH, PCB et DDT) dans les sédiments (fraction < 2mm) de la lagune de Vendres. Les valeurs médianes et minimums sont données pour l'ensemble des lagunes du Languedoc- Roussillon.*

Concernant les métaux (Figure 7. 4), on peut distinguer deux niveaux de contamination pour les sédiments de Vendres :

- Le cuivre et le plomb qui présentent des niveaux modérément supérieurs aux médianes observés pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon. Néanmoins, par rapport aux valeurs de bruit de fond retenues pour les lagunes de la région (Ifremer, 2003), on constate des valeurs deux fois plus importantes.
- Le zinc, le mercure et le cadmium avec des niveaux aux alentours voir inférieurs aux médianes régionales.

Vis-à-vis des contaminants organiques (Figure 7. 5), on observe une contamination historique avérée par le DDT et ses produits de dégradations, et dans une moindre mesure des PCB, avec un signal plus marqué dans la station de la partie ouest de la lagune, la plus soumise aux apports agricoles. Pour les hydrocarbures polyaromatiques, les concentrations mesurées sont très inférieures aux médianes régionales témoignant d'une contamination faible du milieu.

Pour les autres molécules ou éléments analysés dans le cadre de cette campagne, aucune ne montre des niveaux témoins d'une contamination avérée.

L'ensemble de ces résultats sont à pondérer par le fait qu'à l'image des concentrations en matière organique record mesurées dans les sédiments de l'étang de Vendres lors du diagnostic complet de 2002 (Ifremer 2003), les concentrations en carbone organique total mesurées lors de cette campagne sont très élevées (4 fois la valeur médiane) et donc de nature à favoriser l'adsorption des contaminants et donc leur accumulation.

En conclusion, les sédiments de l'étang de Vendres ne présentent pas de niveaux de contamination préoccupants pour les molécules analysées dans la présente campagne. Les contaminations avérées concernent des contaminants historiques (DDT et PCB) et/ou liées aux activités traditionnelles (Pb, Cu).

3.2. Evaluation de la contamination par les produits phytosanitaires

L'enjeu identifié par les acteurs locaux sur l'étang de Vendres est le maintien et la restauration des marais à roselière. Pour cela, une réduction de la salinité de l'étang est réalisée grâce à l'apport d'eau douce en provenance de l'Aude. La présence de produits phytosanitaires (cf données RNB et CERPE (Ifremer, 2004)) dans les eaux de ce fleuve constitue une source potentielle de contamination pour la lagune. Par ailleurs, le bassin versant de l'étang de Vendres est le siège d'une activité viticole importante utilisatrice des produits

phytosanitaires susceptibles de constituer une source de contamination pour la lagune.

Dans ce contexte, suite aux interrogations du SMBVA, un suivi particulier a été initié dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire en 2005 dont les objectifs sont triples : connaître les niveaux de présence des produits phytosanitaires dans l'étang de Vendres, évaluer l'impact des activités agricoles sur l'étang de Vendres et notamment l'impact du transfert d'herbicides à l'étang lors de la pratique de ressuyage hivernal des vignes, et enfin tester une méthodologie d'évaluation de la contamination par des produits phytosanitaires en milieu lagunaire qui pourra être reproduite sur d'autres sites lagunaires, notamment grâce à l'utilisation de capteurs passifs.

Afin de répondre à ces objectifs, ces suivis seront réalisés à deux périodes différentes de l'année: la période des pratiques de ressuyage (hiver 2005) et la période printanière (printemps 2006), qui constitue la principale période d'utilisation des produits phytosanitaires sur les bassins versants agricoles et par conséquent qui est aussi la principale période de contamination des hydrosystèmes situés directement sous l'influence de bassins versants agricoles, comme c'est le cas de l'étang de Vendres.

Pour des raisons budgétaires, ces deux campagnes seront réalisées sur 2 ans (celle de l'hiver 2005 a d'ores et déjà été réalisée, la prochaine le sera au printemps 2006) et les résultats seront rendus simultanément à la fin du suivi, dans le cadre du rapport du RSL 2007.

4. Conclusions

L'objectif prioritaire sur cette lagune est la restauration de la roselière. Cette restauration passe par un contrôle de la salinité. Certaines des actions, visant à diminuer la salinité dans l'étang, ont déjà été engagées. En particulier une gestion adaptée de la vanne du Chichoulet et une optimisation des apports d'eau douce aux zones humides périphériques lors des crues de l'Aude durant l'hiver 2003-2004 avait permis de garder une salinité faible dans l'étang. L'hiver 2004-2005 a été beaucoup plus sec et la gestion des apports d'eau douce beaucoup plus délicate. En conséquence, des salinités relativement élevées ont été enregistrées durant tout l'été.

Comme en 2002, le diagnostic simplifié par les macrophytes n'a pas abouti dans la partie du Grand-Clair car le recouvrement végétal est nul aux deux stations échantillonnées.

Le suivi RNO-sédiments n'a pas mis à jour de contamination chimique importante. Seul point remarquable : le cuivre et le plomb présentent des niveaux

modérément supérieurs aux médianes observés pour l'ensemble des lagunes du Languedoc-Roussillon.

Rappelons pour finir le « mauvais » état vis-à-vis de l'eutrophisation de la colonne d'eau et du phytoplancton.

5. Références bibliographiques

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-03/2003, 495 p.

Ifremer, 2004.. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 523 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 424 p.

Etang du Grand Bagnas

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 227

2. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION 230

2.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 230
2.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 231
2.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 232

3. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 233

4. CONCLUSIONS 234

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 234

1. Introduction

Situé à l'extrémité ouest de l'étang de Thau, sur l'ancien delta de l'Hérault, le Bagnas est une zone humide de 560 hectares classée Réserve Naturelle depuis 1983 et dont la maîtrise foncière est assurée par le Conservatoire du Littoral et des Rivages Lacustres pour plus 95% depuis 2004. En 2005, l'Association de Défense de l'Environnement et de la Nature du pays d'Agde (ADENA) a élaboré, en concertation avec les acteurs locaux, un plan de gestion de la réserve ciblé sur des actions de conservation du patrimoine naturel et d'accueil et sensibilisation du public.

Le territoire du Bagnas est caractérisé par une grande diversité d'habitats (milieux dunaires, marais, prés salés, roselières,…). Seul le Grand Bagnas, étang peu profond et faiblement salé de 150 hectares, est suivi dans le cadre du RSL (Figure 8. 1). Cet étang fermé, sans exutoire naturel, communique cependant avec le Canal du Midi et l'étang de Thau. En 2005, le diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton a été complété en septembre par un diagnostic simplifié des macrophytes (Figure 8. 2).

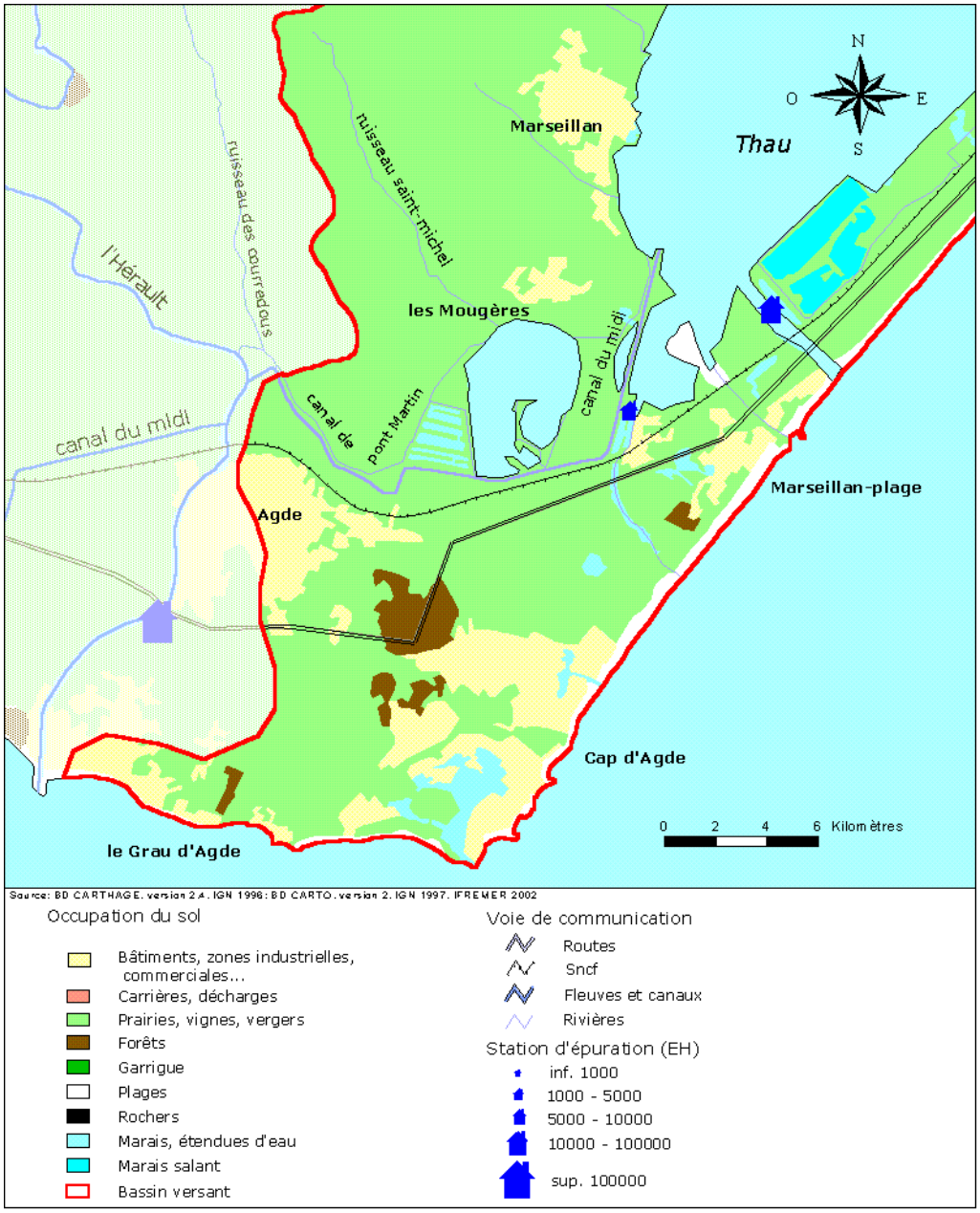


Figure 8. 1 : *Présentation de l'étang du Grand Bagnas et de son bassin versant.*

Figure 8. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL sur l'étang du Grand Bagnas.*

2. Diagnostic de l'eutrophisation

2.1. Diagnostic de la colonne d'eau

En 2005, le diagnostic estival de la colonne d'eau conduit à classer le Grand Bagnas en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation, sur la base de quatre des onze paramètres de la grille (Tableau 8. 1). En plus du faible cumul de précipitations de l'année, le mauvais état d'une martelière fermée l'été pour retenir les eaux à l'intérieur de l'étang, a conduit à des niveaux d'eau très bas en 2005.

Les teneurs très importantes en azote et phosphore total peuvent s'expliquer par l'importance des apports de matériel détritique végétal, certainement issu de phanérogames terrestres des zones humides périphériques. Ces végétaux sont réfractaires à la reminéralisation, la matière organique apportée tendant à s'accumuler dans l'étang.

La chlorophylle *a* et ses phéopigments dépassent le seuil orange/rouge pendant les trois mois d'été du fait des fortes densités de phytoplancton (cf. 2.2). L'importance de la biomasse de phytoplancton en période estivale engendre une forte turbidité et une désoxygénation de la colonne d'eau. Cette forte production végétale explique également les faibles niveaux en éléments nutritifs dissous, ces derniers étant consommés dans leur quasi-totalité pour l'alimenter.

Tableau 8. 1 : *Grille estivale (2005) de lecture de l'eau pour la station du Grand Bagnas (BAN).*

BAN			**Très bon**		**Bon**		**Moyen**		**Médiocre**		**Mauvais**
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**45**	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**37**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,30**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,0**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,00**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,92**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**93**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**115**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**207**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**6,50**

2.2. Diagnostic du phytoplancton

La grille du phytoplancton donne le même résultat que celle de la colonne d'eau, les densités de nano et picophytoplancton dépassant largement le seuil du mauvais état.

Le picophytoplancton (<3 µm) connaît une évolution particulière au cours de l'été, avec au mois de juin une densité qui dépasse 10^9 cel/L, puis descend à moins de 20 cel/L au mois de juillet, pour revenir en août à plus de 10^9 cel/L. Les efflorescences mises en évidence aux mois de juin et août correspondent vraisemblablement à des populations différentes, adaptées aux conditions du milieu, très variables dans l'étang du Grand Bagnas du fait de son fonctionnement semi-naturel (alimentation en eau douce et salée contrôlée par des ouvrages hydrauliques). En particulier, la salinité et la température ont augmenté au cours de l'été, pouvant expliquer la succession des efflorescences de différentes espèces de picophytoplancton.

Lors de l'été 2005, les densités de phytoplancton relevées sont parmi les plus importantes obtenues sur le Grand Bagnas dans le cadre du RSL. Les très faibles niveaux d'eau enregistrés et les températures élevées ont favorisé le relargage par les sédiments des éléments nutritifs stockés, permettant une production régénérée d'une abondance exceptionnelle. Les vents forts ont également pu engendrer la remise en suspension du microphytobenthos présent à la surface des sédiments superficiels, contribuant à la forte augmentation de la concentration en chlorophylle *a* dans la colonne d'eau (Tableau 8. 1) (Bec, 2005).

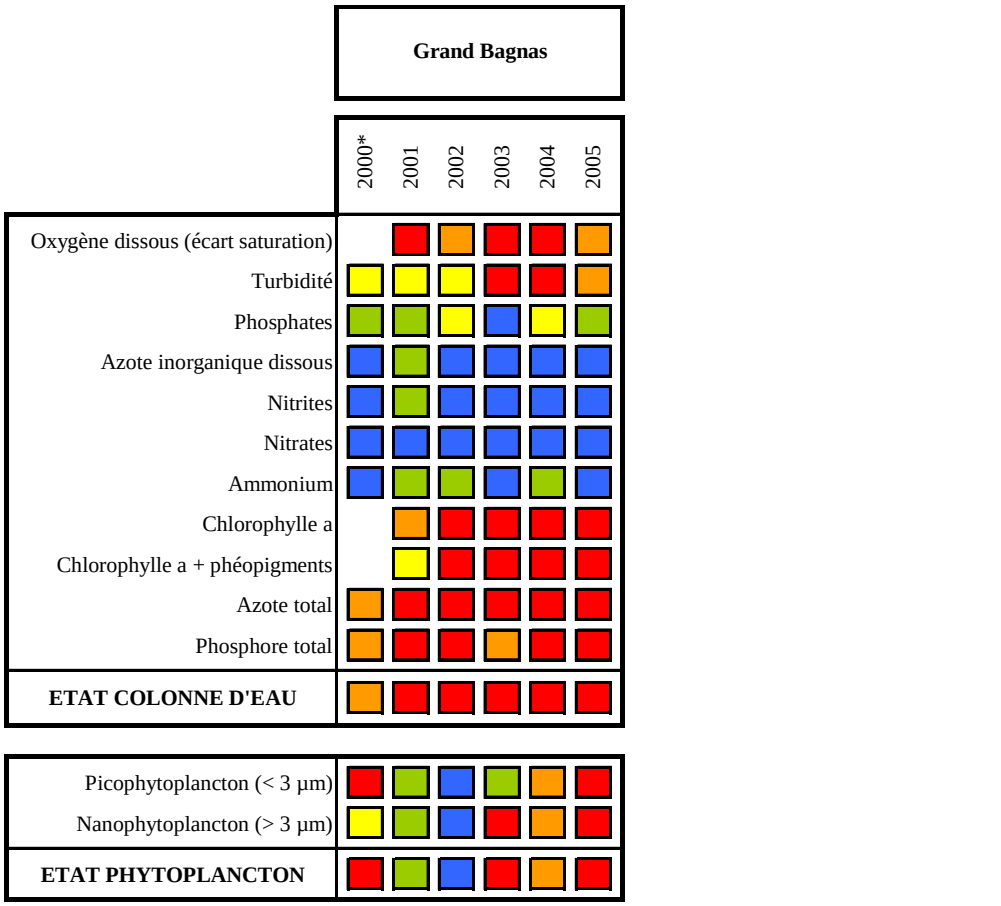
Tableau 8. 2 : *Grille estivale de lecture du phytoplancton pour la station du Grand Bagnas.*

BAN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**1496**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**319**

2.3. Evolution pluriannuelle

Les grilles de l'eau et du phytoplancton de l'été 2005 confirment le mauvais état du Grand Bagnas vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 8. 2). Le diagnostic du phytoplancton montre que l'état de ce compartiment s'est dégradé par rapport aux années précédentes, du fait de densités remarquablement élevées en cellules de petite taille, traduisant l'intensité de la production régénérée. Cette production en masse confirme l'importance du stock d'éléments nutritifs au sein des sédiments du Grand Bagnas, favorisée par le relatif confinement et les faibles salinités relevées sur cet étang (Souchu *et al.*, 2005).

Tableau 9. 1 : *Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Grand Bagnas.*



**Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille de l'eau et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic*

3. Diagnostic simplifié par les macrophytes

En 2005, sur les quatre stations suivies de l'étang du Grand Bagnas, le recouvrement végétal moyen est de 69%, contre 85% en 2002 (Figure 8. 3) (Ifremer, 2003). Tout comme en 2002, seule l'espèce *Potamogeton pectinatus* (potamot) a été retrouvée (Tableau 8. 3).

Cette phanérogame d'eau douce, présente un caractère envahissant, ne laissant pas la possibilité à d'autres espèces de se développer, conduisant au classement en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Comme les années précédentes, la présence de cascails a été notée mais le suivi des surfaces de recouvrement n'a pas pu être réalisé cette année.

Tableau 8. 3 : *Diagnostic simplifié de l'eutrophisation par rapport aux recouvrements de macrophyes dans l'étang du Grand Bagnas en 2005.*

Sept 2005	RV	RC	RD	RO	RPot	Nsp	NspC	NspD	NspO	Nsp douce	Etat
BAN	69	0	0	0	69	1	0	0	0	1	

RV *= recouvrement végétal (%).* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax (%).* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes (%).* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes (%).* ***RPot*** *= recouvrement par le Potamot (%).* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Nspdouce*** *= nombre d'espèces d'eau douce.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation.*

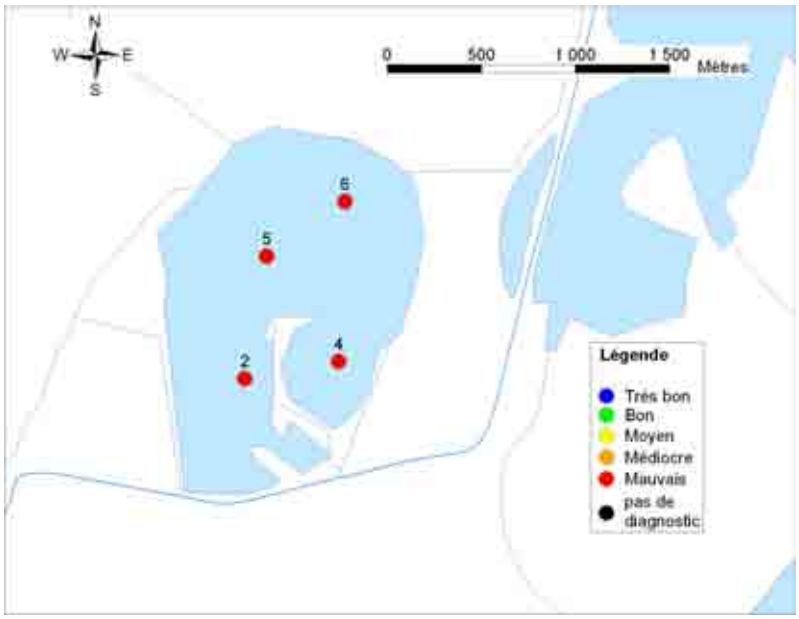


Figure 8. 3 : *Distribution de l'état des macrophytes par rapport à l'eutrophisation dans l'étang du Grand Bagnas en 2005 (diagnostic simplifié).*

4. Conclusions

En 2005, le diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton montre encore l'état de dégradation avancé vis-à-vis de l'eutrophisation de l'étang du Grand Bagnas. Le suivi du recouvrement des macrophytes et phanérogames confirme également ce mauvais niveau de qualité, le potamot envahissant les fonds de l'étang.

Ce mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation peut s'expliquer par la qualité des eaux d'alimentation (canal du Midi, ruissellement), les apports de matériel détritique végétal des zones humides périphériques, mais aussi par le relatif confinement de l'étang, qui favorise le stockage des nutriments et le comblement. A partir d'avril 2006, un suivi mensuel des sels nutritifs sera mis en œuvre dans le canal du Midi en amont de l'étang (Figure 8. 1). Les données recueillies permettront une évaluation des flux nutritifs apportés au Grand Bagnas.

En 2005, les premières actions du plan de gestion de la réserve ont été mises en œuvre, avec la finalisation des travaux de rénovation des plus gros ouvrages hydrauliques et le curage des fossés d'amenée et d'évacuation d'eau, ce qui devrait permettre d'optimiser la gestion des niveaux d'eau de l'étang du Grand Bagnas.

5. Références bibliographiques

ADENA, 2004. Plan de gestion 2006-2009. Réserve naturelle du Bagnas. 84 p.

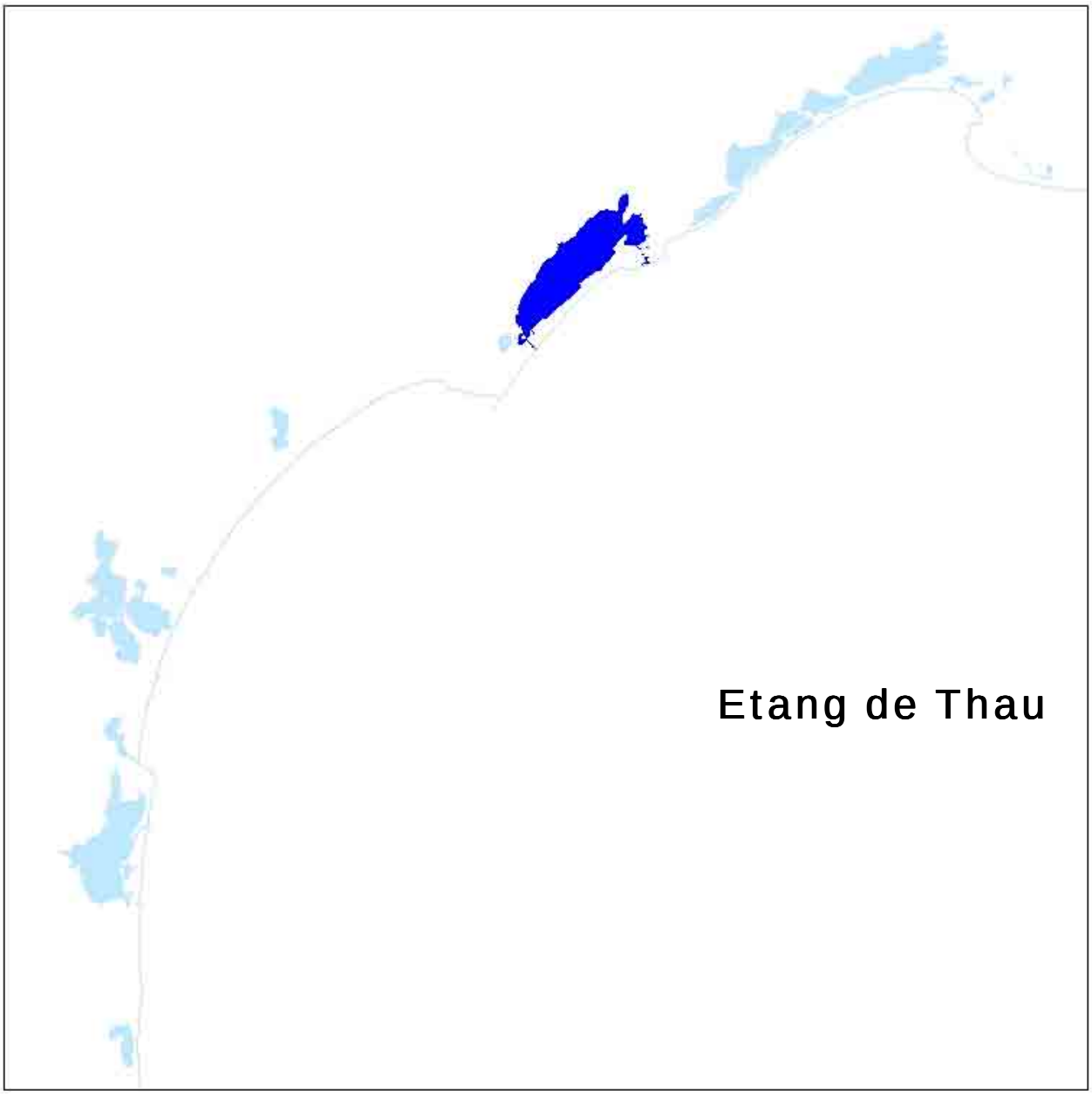
Bec B., 2005. Dynamique du picophytoplancton dans les lagunes méditerranéennes du Languedoc-Roussillon et de Corse. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III, école doctorale d'écologie fonctionnelle. 207 p.

Ifremer 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 488 p.

Ifremer, 2004 (a). Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.



Etang de Thau

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 239

2. HYDROLOGIE GÉNÉRALE 242

3. DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION 244

3.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 244
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 248
3.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE 250

4. AUTRES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE 254

4.1. RÉSEAUX MOLLUSQUES 254
4.1.1. REPAMO (Réseau de Pathologie des Mollusques) 254
4.1.2. REMORA (Réseau Mollusques des Rendements Aquacoles) 255
4.2. QUALITÉ BACTÉRIOLOGIQUE 258
4.2.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage et programme de suivi REMI 258
4.2.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005 261
4.2.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole de l'étang de Thau 266
4.3. PHYTOPLANCTON TOXIQUE 267
4.3.1. Réseau phytoplancton toxique (REPHY) 267
4.3.2. Programme de recherche Alexandrium 269
4.4. CONTAMINATION CHIMIQUE 270

5. CONCLUSIONS 274

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 275

1. Introduction

En 2005, l'étang de Thau a fait l'objet comme en 2004 d'un diagnostic estival de l'eau et du phytoplancton sur les six stations RSL (Figure 9. 2). Suite à l'épisode de malaïgue de l'été 2003, l'étang avait retrouvé dès 2004 la qualité des années précédentes, oscillant autour du bon état pour la colonne d'eau et autour de l'état moyen pour le phytoplancton (Ifremer 2004 et 2005). Les résultats de 2005 conduisent à un diagnostic identique voire meilleur que celui de l'année précédente sur plusieurs stations, mettant en évidence la stabilité de la qualité trophique des eaux de l'étang de Thau et confirmant la capacité de récupération de l'écosystème aux épisodes de dégradation ponctuels.

Les autres réseaux mis en œuvre sur l'étang de Thau ont permis de suivre la qualité de la production conchylicole, mettant en évidence plusieurs épisodes de contamination microbiologique faisant suite à des pollutions sur le bassin versant et/ou à des événements pluvieux. Les efflorescences de phytoplancton toxique observées en 2005 n'ont pas conduit à des dépassements des seuils de toxicité dans les coquillages.

L'année 2005 est marquée par la constitution de l'équipe du Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT) qui, après les actions engagées sur la collecte des déchets conchylicoles, a démarré les interventions dans le cadre du "Contrat Qualité", dont la mise en œuvre actuelle se fixe comme priorité d'améliorer la qualité des eaux lagunaires et de la rendre conforme aux exigences de qualité liées aux activités et usages définies par les directives européennes (eaux conchylicoles et eau de baignade notamment).

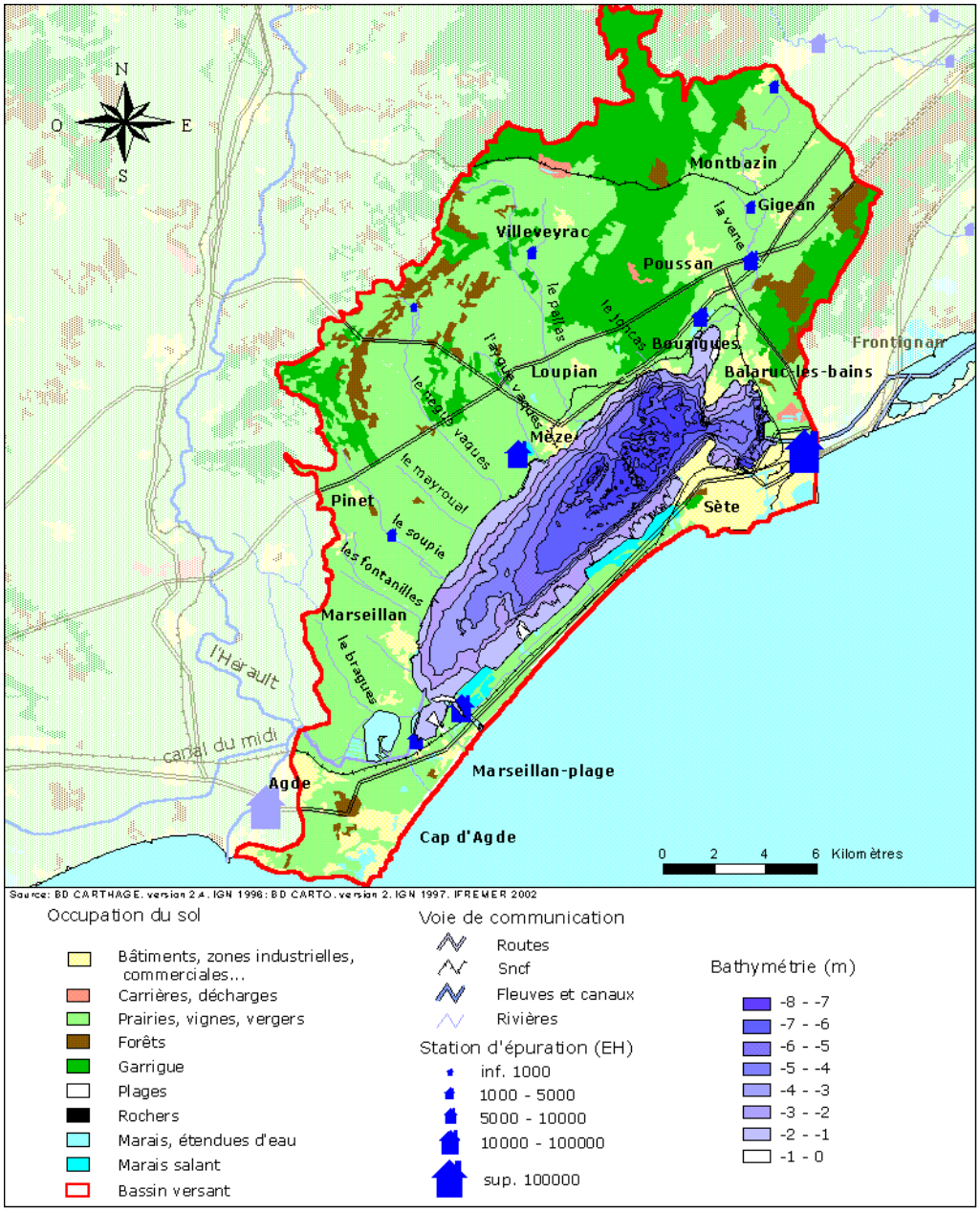


Figure 9. 1 : *Présentation de l'étang de Thau et de son bassin versant.*

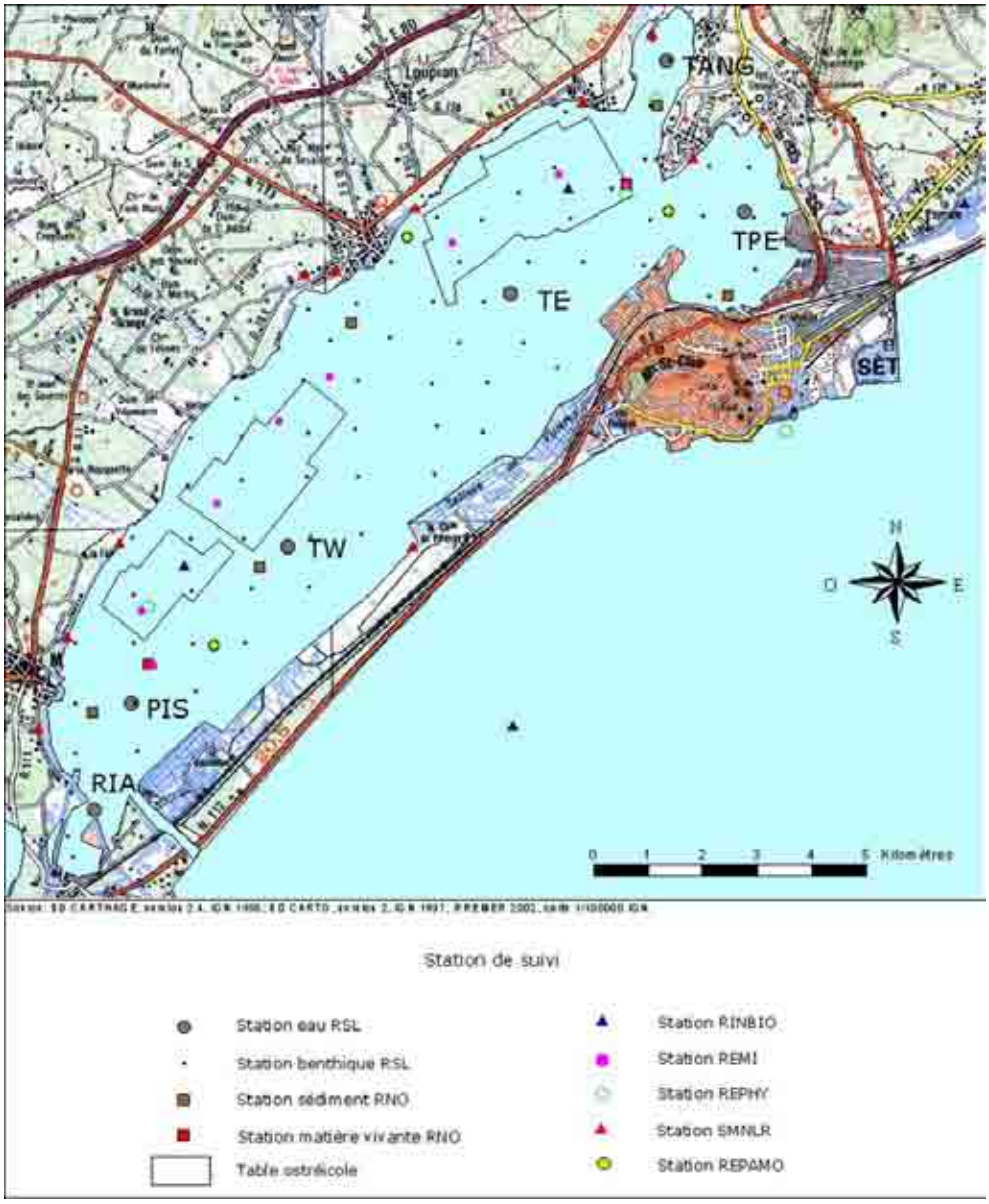


Figure 9. 2 : *Localisation des stations de prélèvements du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de Thau.*

2. Hydrologie générale

Les conditions météorologiques de 2005 enregistrées au sémaphore de Sète mettent en évidence le déficit hydrique de l'année hydrologique, avec un rapport à la normale de l'ordre de 70 % pour le cumul des précipitations de septembre 2004 à août 2005 (cf. Chapitre 1).

La sécheresse estivale, accompagnée de vents forts, a eu des répercussions sur l'hydrologie de l'étang, suivie mensuellement sur les trois points du réseau REPHY (Figure 9. 3 : résultats à Bouzigues).

- Après un hiver marqué par des températures de l'eau plus froides que la moyenne des dix dernières années, le début d'été est caractérisé par des températures nettement supérieures. Les températures de l'eau du mois d'août sont en revanche parmi les plus faibles enregistrées depuis 1996 sur l'étang. La tramontane, qui a fortement soufflé pendant les mois de juillet et août (la vitesse moyenne a dépassé 58 km/h pendant 17 jours), a provoqué cette brusque chute de température et a contribué au brassage et à la bonne oxygénation de la colonne d'eau.
- Dès le mois de février, la salinité mesurée sur les stations REPHY est parmi les plus hautes enregistrées au cours des dix dernières années. Le faible cumul de précipitations, conduisant à des apports d'eau douce en moindre quantité, explique ces fortes salinités. Les mois d'été, chauds et particulièrement secs, ont conduit à des valeurs de salinité maximales, malgré les quelques pluies orageuses du mois d'août.

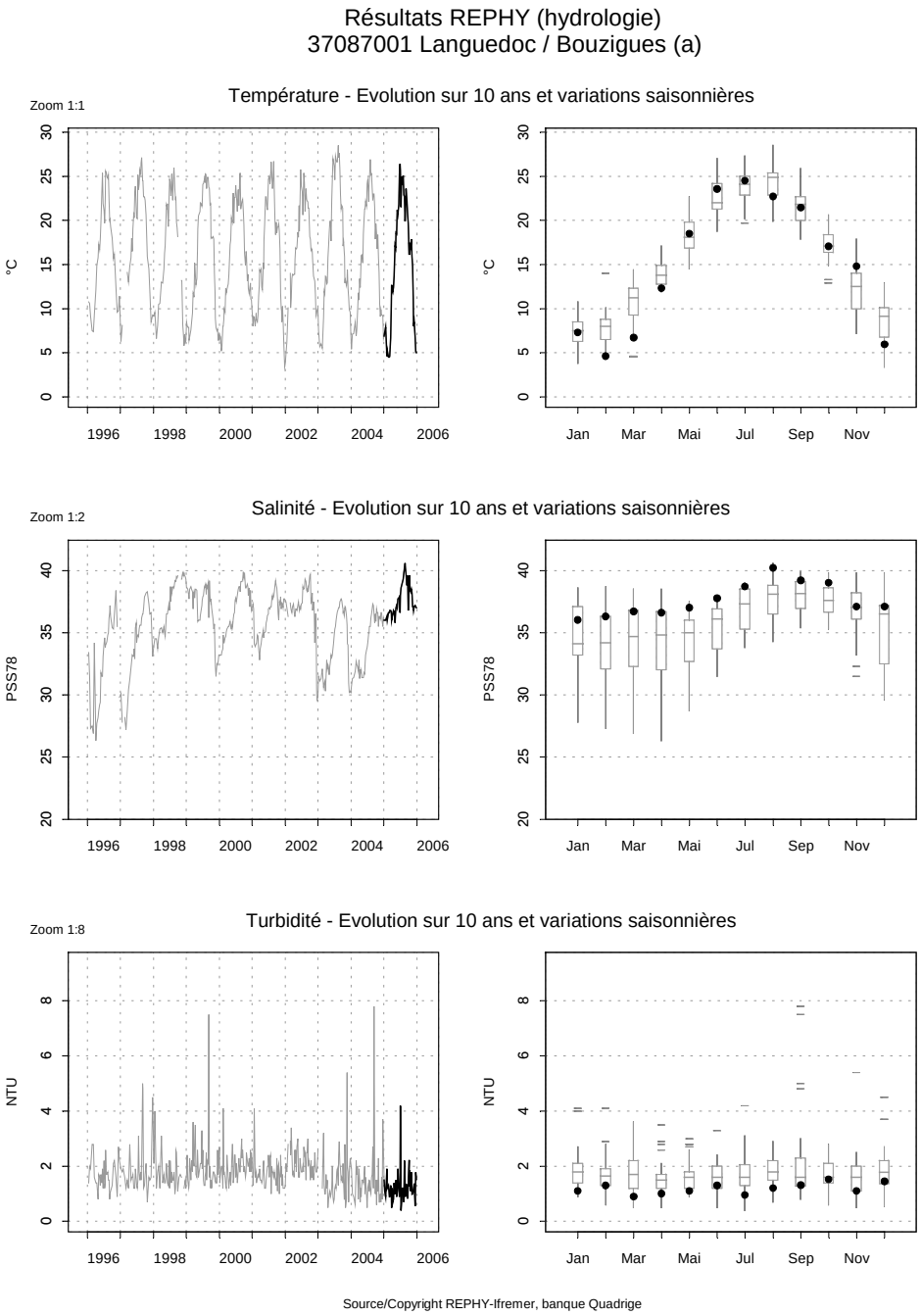


Figure 9. 3 : *Variations saisonnières et pluriannuelles de la température de l'eau, de la salinité et de la turbidité à la station Bouzigues. L'année 2005 est représentée en noir. Les graphes de droite présentent la distribution statistique de ces paramètres sur les dix dernières années.*

3. Diagnostic de l'eutrophisation

3.1. Diagnostic de la colonne d'eau

En 2005, la station Thau Ouest (TW) présente un bon état général (Tableau 9. 1), avec des niveaux très bon à bon pour la majorité des paramètres. Seul le phosphore total dépasse le seuil de qualité moyen aux mois de juillet et août, du fait du relargage par les sédiments. Les faibles concentrations estivales en azote dissous confirment l'origine interne de l'excès de phosphore. Pour la plupart des paramètres, les mesures effectuées en surface et en profondeur donnent des résultats très proches, traduisant l'absence de stratification, couramment observée l'été au niveau des stations profondes de l'étang. En effet, l'été très venté de 2005[1] a favorisé un bon mélange et une bonne oxygénation de la colonne d'eau.

Tableau 9. 1 : *Grilles estivales (2005) de lecture de l'eau pour les stations surface (TWS) et fond (TWF) du point ouest de l'étang de Thau.*

TWS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**18**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,0**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,64**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,0**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,06**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,09**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,90**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5	**6,5**	7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7	**7,8**	10		15		25	
NT	(µM)	0	**19**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**2,10**	2,5		4,5	

TWF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % Q SAT]		0	**18**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,2**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,66**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,0**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,06**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,89**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5	**5,4**	7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**6,6**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**20**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**2,02**	2,5		4,5	

[1] Pour juillet et août à Sète, le cumul des jours où la vitesse moyenne des vents a dépassé 58 km/h a été de 17 jours.

Les mesures réalisées au niveau des autres stations de la moitié ouest de l'étang (PIS et RIA) donnent également un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 9. 2), grâce à des teneurs situées en dessous du seuil de qualité moyen pour la plupart des éléments suivis. Sur la station de la reculée du Riac (RIA), seul le phosphore total dépasse très légèrement le niveau de qualité moyen au mois de juin, mais la valeur obtenue ne conduit pas au déclassement de la grille estivale.

Tableau 9. 2 : *Grilles estivales (2005) de lecture de l'eau pour les stations de Pisses-Saumes (PIS) et de la reculée du Riac (RIA).*

PIS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**4**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**0,6**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,30**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,5**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,05**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,49**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**1,8**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**2,1**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**23**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75	**1,18**	1,5		2,5		4,5	

RIA			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**29**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**2,5**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,34**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,9**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,11**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,83**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5	**5,4**	7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**6,4**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**24**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**1,51**	2,5		4,5	

Les mesures réalisées sur la station Thau Est (TE) donnent un bon état, malgré des teneurs en phosphore total correspondant au niveau de qualité moyen pour les trois mois d'été (Tableau 9. 3). Comme à la station Thau Ouest, les grilles de l'eau sont pratiquement similaires pour les prélèvements d'eau réalisés en surface et au fond, traduisant l'homogénéité de la colonne d'eau. Le brassage de la masse

d'eau a été tel que, malgré la profondeur élevée de cette station (7 m), la formation d'une thermocline n'a pas été observée.

Tableau 9. 3 : *Grille estivales (2005) de lecture de l'eau pour les stations surface (TES) et fond (TEF) du point est de l'étang de Thau.*

TES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**7**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,0**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,83**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,8**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,07**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,66**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**4,6**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**5,8**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**18**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**2,01**	2,5		4,5	

TEF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**10**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,5**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,82**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,9**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,07**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,78**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**4,9**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**6,4**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**26**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**2,37**	2,5		4,5	

La station localisée dans le Petit Etang (TPE) présente un niveau de qualité moyen, du fait des teneurs en chlorophylle *a* et en phosphore total relevées au mois de juillet (Tableau 9. 4).

Les teneurs en chlorophylle *a* déclassent également la grille estivale de la station Crique de l'Angle (TANG), du fait de valeurs dépassant le seuil médiocre au mois de juin, mais repassant à un niveau de bonne qualité en juillet et août. La quantité de phosphore total atteint la classe de qualité moyenne pour les trois prélèvements estivaux.

Tableau 9. 4 : *Grilles estivales (2005) de lecture de l'eau pour les stations du Petit Etang (TPE et de la Crique de l'Angle (TANG).*

TPE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**11**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,2**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,47**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,6**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,04**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,56**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7	**8,7**	10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10	**10**	15		25	
NT	(µM)	0	**14**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**1,70**	2,5		4,5	

TANG			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**4**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**3,3**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,64**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,7**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,02**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,64**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	**14**	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	**16**	25	
NT	(µM)	0	**27**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**2,39**	2,5		4,5	

Dans son ensemble, l'étang présente un état satisfaisant vis-à-vis de l'eutrophisation pour les paramètres de la colonne d'eau, quatre des six stations suivies affichant un bon niveau de qualité. Ces bons résultats peuvent en partie s'expliquer par le déficit de précipitations de l'année 2005 (cumul de pluie de janvier à août correspondant environ à 70 % des normales), qui a conduit à un moindre transfert d'éléments nutritifs du bassin versant vers l'étang. En outre, l'été très venté a favorisé le mélange et l'oxygénation de la colonne d'eau, empêchant le phénomène de stratification et diminuant le risque d'anoxie.

Seules les stations peu profondes de la moitié est de l'étang (TANG et TPE) présentent des états inférieurs au seuil de qualité bon, du fait des biomasses chlorophylliennes importantes qui ont pu se développer à partir des éléments nutritifs apportés en continu par la Vène ou relargués par les sédiments (Ifremer, 2004).

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Lors de l'été 2005, l'état du phytoplancton sur les stations de la moitié ouest est globalement moyen, du fait des densités importantes de picophytoplancton (cellules de taille inférieure à 3 µm), dont les abondances estivales sont maximales dans l'étang de Thau (Bec, 2005).

A Thau Ouest (TW), les densités de picophytoplancton du mois de juillet se situent au-delà du seuil de qualité moyenne (Tableau 9. 5), alors que les niveaux obtenus pour le nanophytoplancton (> 3 µm) sont de très bon à bon pour les trois prélèvements estivaux. Comme pour les autres paramètres suivis sur la colonne d'eau (Tableau 9. 1), les densités de phytoplancton mesurées en surface et en profondeur mettent en évidence l'homogénéité de la colonne d'eau, résultant des vents forts de l'été qui ont assuré un bon brassage des eaux de l'étang.

Tableau 9. 5 : *Grilles estivales de lecture du phytoplancton pour les stations de la moitié Ouest.*

TWS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**56**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1,86**	2		5		10		50	

TWF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**56**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**2,1**	5		10		50	

RIA			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20	**50**	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**2,6**	5		10		50	

PIS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**91**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1,43**	2		5		10		50	

La station "Pisses-Saumes" (PIS) obtient également un état moyen du fait des densités de picophytoplancton. Les dénombrements du mois de juillet, les plus élevés de l'étang, ne se répercutent pas sur la teneur en chlorophylle *a* (Tableau 9. 2) à cause de la petite taille des cellules.

La station de la reculée du Riac (RIA) présente un bon état, les sels nutritifs disponibles étant probablement mobilisés par les macroalgues (essentiellement algues rouges) qui peuvent se développer en grande quantité l'été dans ce secteur de très faible profondeur, où la lumière traverse toute la colonne d'eau.

Tableau 9. 6 : *Grilles estivales de lecture du phytoplancton pour les stations de la moitié Est.*

TES			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**55**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**4,8**	5		10		50	

TEF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20	**41**	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**3,4**	5		10		50	

TANG			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**78**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**1,34**	2		5		10		50	

TPE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20	**37**	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**11**	50	

Sur la station Thau Est, l'état obtenu en surface est moyen à cause des densités de picophytoplancton qui partent d'un niveau très bon en juin, puis croissent pour dépasser le seuil vert/jaune au mois d'août (Tableau 9. 6). En profondeur, les densités augmentent également au cours de l'été mais restent en dessous du niveau de qualité moyenne.

Dans la Crique de l'Angle (station TANG), les dénombrements de cellules de picophytoplancton correspondent à une qualité moyenne au mois de juillet, tandis que le nanophytoplancton conserve un très bon état tout l'été. La teneur élevée

en chlorophylle *a* observée au mois de juin (niveau médiocre, Tableau 9. 4) ne trouve pas d'explication dans la grille du phytoplancton, qui ne prend pas en compte le microphytoplancton (taille >20 µm). En revanche, les résultats du réseau REPHY dans la Crique de l'Angle mettent en évidence une efflorescence de *Pseudo-Nitzschia*, diatomées qui peuvent s'assembler en chaîne et constituer des biomasses importantes (Figure 9. 14).

Dans le Petit Etang (TPE), l'état du phytoplancton est médiocre à cause du nanophytoplancton qui s'est développé en juin, profitant des apports nutritifs du bassin versant apportés par les précipitations des mois de mai et juin (cf. chapitre 1). Malgré le faible dépassement du seuil jaune/orange, les densités de nanoplancton se répercutent sur la teneur en chlorophylle *a* à cause de la biomasse que peuvent représenter ces cellules de taille plus importante (Tableau 9. 4).

En 2005, l'état du phytoplancton atteint un niveau globalement moyen, du fait des densités des cellules de petite taille (picophytoplancton). En période chaude et sèche, quand les apports du bassin versant sont faibles, le picophytoplancton, moins limité par les nutriments que les fractions plus grosses (nano et microphytoplancton), se développe à partir du recyclage des sels nutritifs, en particulier via l'excrétion des bivalves en élevage, le relargage par les sédiments et la reminéralisation, constituant ainsi la production régénérée (Bec, 2005 ; Deslous-Paoli *et al*., 1998). Les événements pluvieux ayant été très rares au cours de l'année 2005 (précipitations cumulées inférieures à 70 % des normales), les quantités de sels nutritifs apportées par le bassin versant ont été modérées. Cependant, les densités de picophytoplancton mesurées ont atteint des niveaux importants, ce qui confirme l'efficacité de la production régénérée et la bonne productivité estivale de l'étang de Thau.

3.3. Evolution pluriannuelle

En 2005, pour l'ensemble de l'étang, les grilles de l'eau donnent un bon état, alors que celles du phytoplancton diagnostiquent un état moyen (Tableau 9. 7 à Tableau 9. 9). Ce décalage, généralement observé l'été dans l'étang de Thau, traduit la bonne productivité du milieu, qui permet de supporter la bonne croissance des coquillages en élevage sans apport excessif de nutriments (Knopper, 1994 ; Gangnery, 2001).

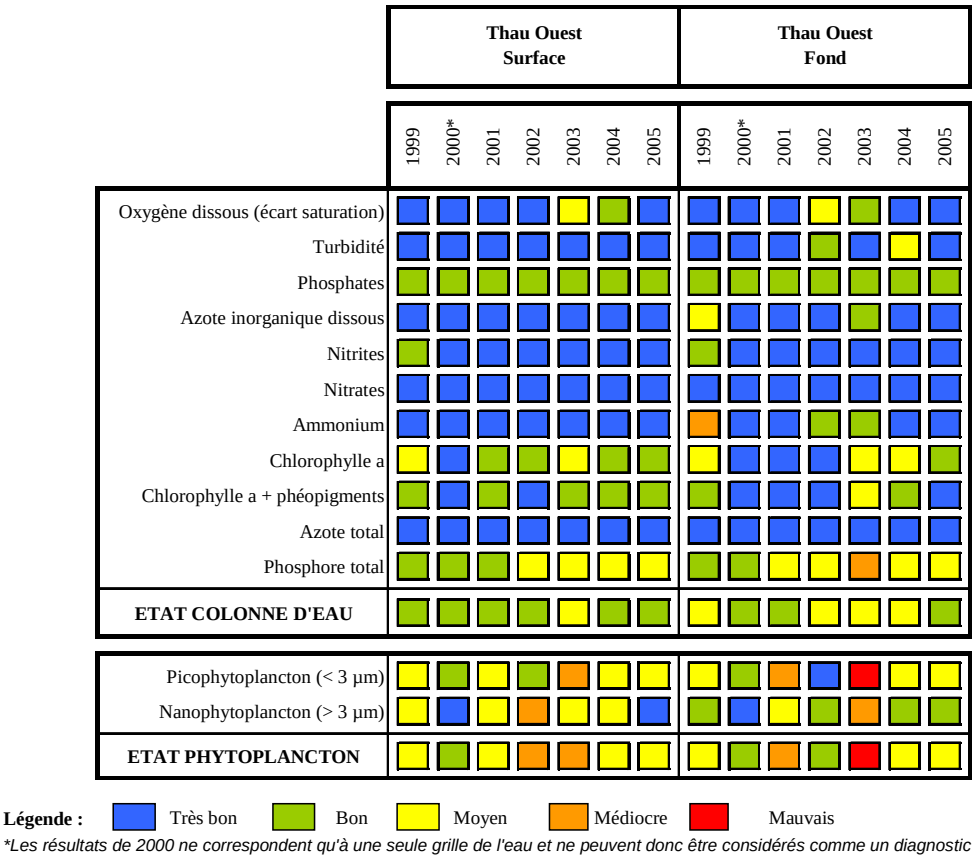
Les stations de la moitié ouest de l'étang voient leur qualité se stabiliser (TWS) ou s'améliorer (TWF et RIA) par rapport à l'année précédente, sauf pour la station "Pisses-Saumes", où les densités de picophytoplancton passent du niveau bon au niveau moyen (Tableau 9. 9). Depuis 1999, l'état des stations de la moitié

ouest oscille entre les niveaux bon et moyen avec quelques dépassements du seuil médiocre pour le phytoplancton.

En ce qui concerne la moitié Est, l'état s'améliore sur la station Thau Est (TE), en particulier pour le prélèvement réalisé en profondeur, traduisant la moindre importance du flux benthique de nutriments (Tableau 9.8). Les stations peu profondes affichent un niveau de qualité identique pour le Petit Etang (TPE) et inférieur pour la Crique de l'Angle, essentiellement à cause des teneurs en chlorophylle *a*.

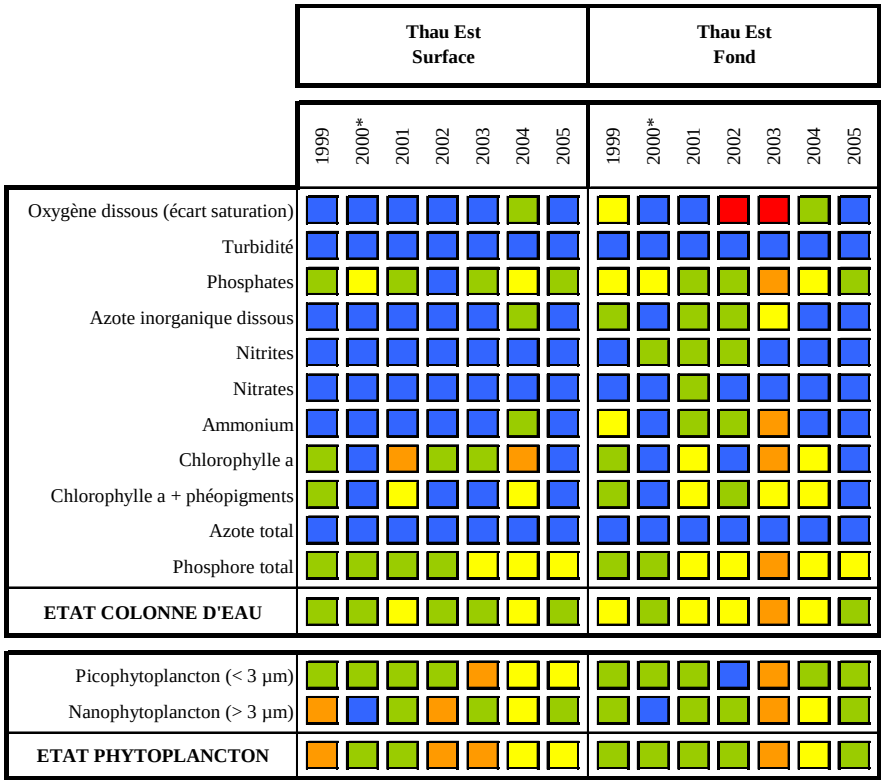
Les diagnostics de l'eutrophisation de l'été 2005 montrent que, conformément à ce qui est observé depuis 1999 sur l'étang de Thau, la qualité oscille autour du bon état pour la colonne d'eau et autour de l'état moyen pour le phytoplancton. L'épisode de malaïgue, survenu en 2003 dans des conditions de canicule, s'est répercuté sur le diagnostic de cet été là, mais n'a pas eu de conséquences décelable sur les grilles de qualité des années suivantes (Ifremer, 2004 et 2005).

Tableau 9. 7 : *Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Thau Ouest.*



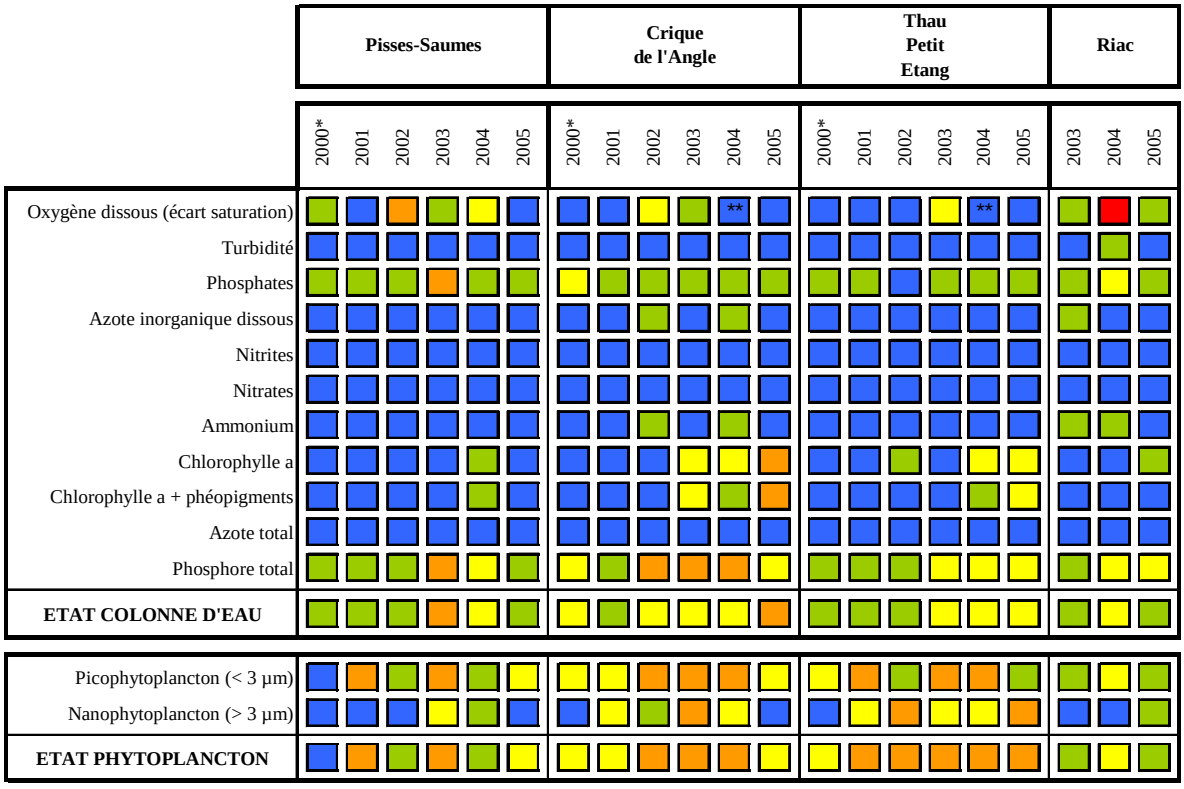
**Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille de l'eau et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic*

Tableau 9. 8 : *Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour la station Thau Est.*



**Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille de l'eau et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic*

Tableau 9. 9 : *Evolution du diagnostic de l'eau et du phytoplancton pour les stations Pisses-Saumes, Crique de l'Angle, du Petit Etang et de la reculée du Riac.*



Légende : Très bon Bon Moyen Médiocre Mauvais

**Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille de l'eau et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic*

4. Autres réseaux de surveillance

4.1. Réseaux mollusques

4.1.1. REPAMO (Réseau de Pathologie des Mollusques)

Le suivi de base des mollusques, mis en œuvre par le REPAMO, permet de disposer d'informations sur l'état zoosanitaire des coquillages en dehors des épisodes de mortalités (situation de crise) dans le but de garantir des échanges commerciaux sans danger zoosanitaire. Il répond à des obligations réglementaires mentionnées dans la Décision Européenne 95/70/CE. En 2004, le suivi a porté sur la palourde (*Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum*) et en particulier son infestation par le parasite *Perkinsus olseni*, infection nouvellement inscrite sur la liste des maladies à déclaration obligatoire (Décision 2003/83/CE). Cette action a été poursuivie en 2005.

En Méditerranée, deux secteurs de suivi ont été identifiés, la lagune de Thau et l'étang de Salses-Leucate. Dans la lagune de Thau, 3 points de prélèvements (de 30 individus) sur les 5 identifiés en 2004 ont été retenus (Roquerols, Mèze et Le Piotche de Marseillan) (Figure 9. 2).

Pour chaque point, 3 paramètres ont été suivis :

- taille et poids du mollusque,
- examen macroscopique de la coquille pour recherche de l'anneau brun (VP1)[2],
- recherche de *Perkinsus olseni* sur les branchies par la technique quantitative au thioglycolate.

Les résultats confirment ceux obtenus en 2004 sur les 3 points, à savoir la très forte contamination des mollusques par *Perkinsus olseni* (prévalence apparente de 57% à Roquerols, 83% à Piotche et 91% à Mèze). L'anneau brun qui était présent chez 10 à 20% des individus en 2004 n'a pas été retrouvé en 2005. Comme en 2004, aucune mortalité anormale de palourdes n'a été déclarée sur le secteur.

En 2006, le suivi de la ressource portera sur les moules d'élevage *Mytilus galloprovincialis* pour la recherche du protozoaire du genre *Marteilia*.

[2] La maladie de l'anneau brun de la palourde d'élevage *Ruditapes philippinarum* se caractérise par le développement d'un dépôt de matériel organique de pigmentation brune, sur la face interne des valves. Cette maladie, associée à des mortalités élevées dans les élevages, est provoquée par une bactérie *Vibrio* sp. appelée "VP1".

4.1.2. REMORA (Réseau Mollusques des Rendements Aquacoles)

Le réseau REMORA suit la croissance, la mortalité et la qualité des huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) dans les différents bassins ostréicoles français à partir d'un lot unique. L'ensemble des résultats fait l'objet d'un rapport national et certaines informations sont disponibles sur le site internet : http://www.ifremer.fr/remora .

En 2005, cinq stations ont été suivies sur l'étang de Thau (Figure 9. 4). Les huîtres ont été mises en élevage le 25 mars et les échantillonnages (30 individus) ont été réalisés successivement les 15 juin, 15 septembre, 28 novembre et 15 février.

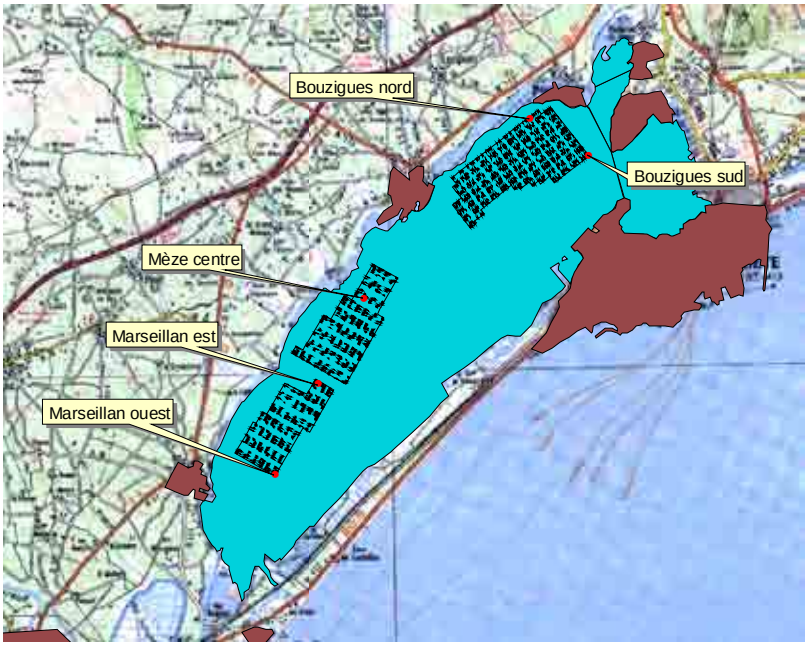


Figure 9. 4 : *Localisation des stations REMORA suivies en 2005 sur l'étang de Thau.*

Mortalité et croissance

Le taux de mortalité observé au cours de l'année 2005 est très faible. Une forte croissance printanière a été observée dans la zone de Bouzigues (Figure 9. 5). Pour les zones de Mèze et de Marseillan, la période estivale a été la plus favorable. La croissance automnale la plus importante est obtenue au niveau des deux stations situées vers "le large", en bordure des zones d'élevage. Sur Thau, le taux de croissance exceptionnel a permis aux huîtres d'atteindre un poids moyen

de 86,7 g après un an d'élevage, c'est-à-dire de multiplier par trois leur poids en un an !

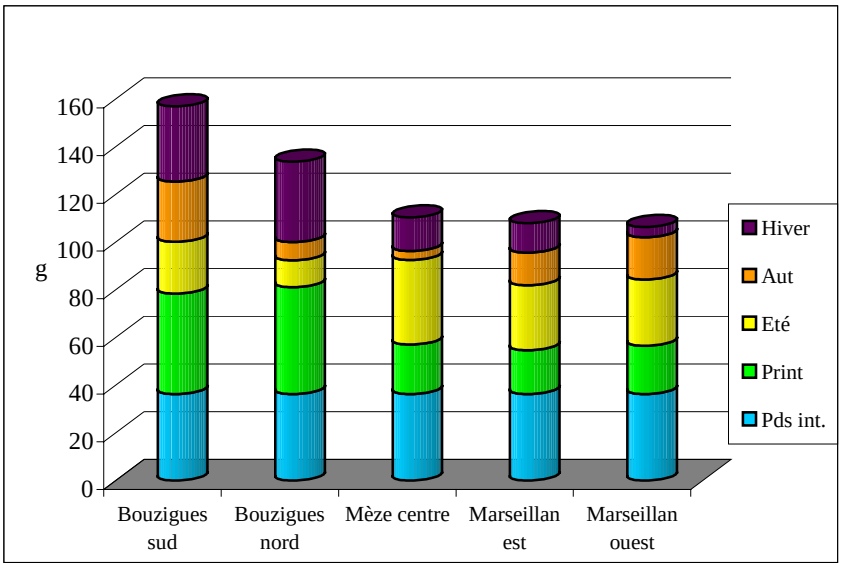


Figure 9. 5 : *Gain de poids saisonnier pour l'année 2005.*

Qualité

En 2005, le taux de chambrage à gélatine, lié aux peintures anti-salissures contenant du TBT, a été observé presque exclusivement sur les lots en élevage dans la zone de Bouzigues (Figure 9. 6). Le lot situé à la pointe sud de cette zone (station Bouzigues sud) a été particulièrement touché par le chambrage entre des mois de mars à septembre (jusqu'à 63%), pour ensuite présenter une recalcification durant la période hivernale. L'influence des apports portuaires de Sète peut expliquer les niveaux de chambrage plus élevés mesurés dans la zone de Bouzigues (Ifremer, 2002).

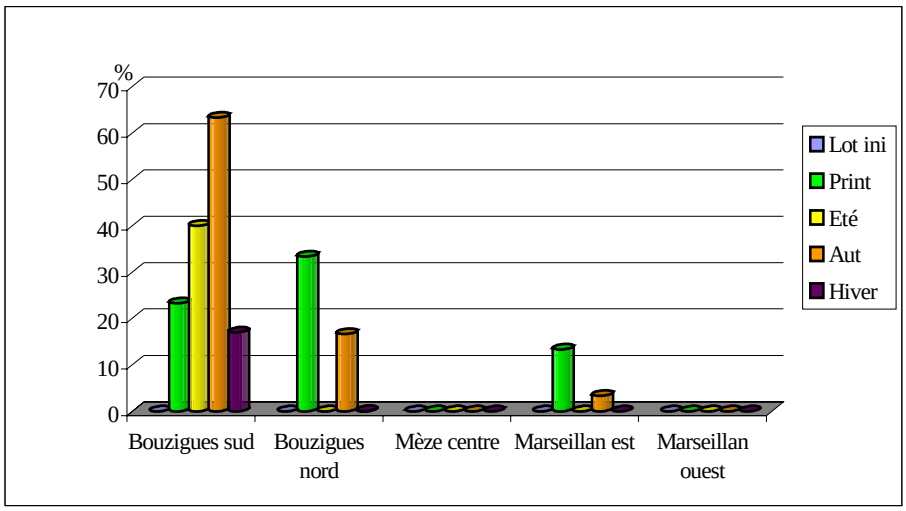


Figure 9. 6 : *Evolution saisonnière du chambrage à gélatine pour l'année 2005.*

L'indice *Polydora* reflète l'infestation (quantité et surface) des coquilles par le ver polychète *Polydora sp.* (Ifremer, 2004). L'année 2005 est caractérisée par un niveau d'infestation relativement faible. On note cependant une dégradation lors de la période estivale au point Mèze Centre puis à Marseillan au cours de l'automne (Figure 9. 7). Ces deux stations retrouvent des valeurs faibles lors de l'échantillonnage de décembre.

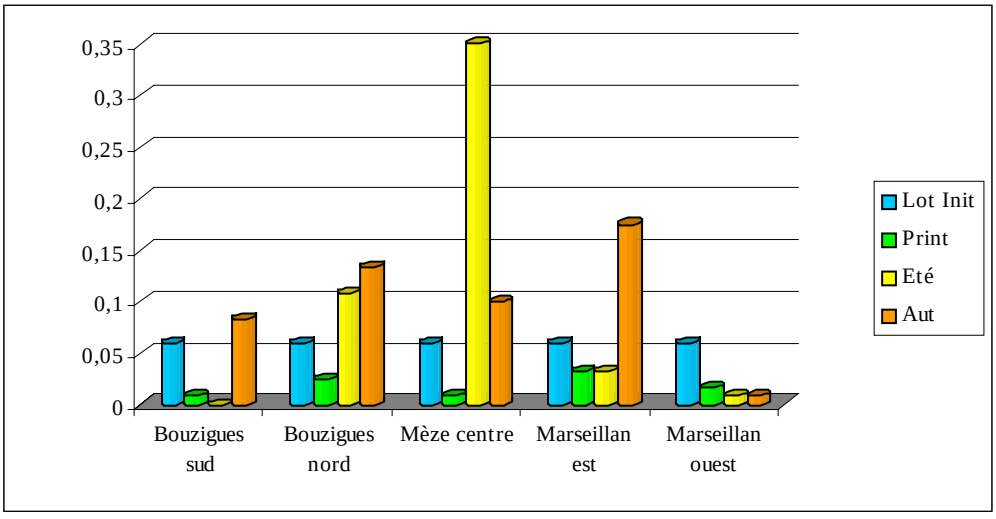


Figure 9. 7 : *Evolution saisonnière de l'indice Polydora sur le cheptel d'huîtres en 2005.*

Le remplissage des huîtres de la lagune de Thau est encore très élevé en 2005, plaçant l'ensemble des lots suivis dans la catégorie d'appellation commerciale "spéciales" selon les normes Afnor[3] (Figure 9. 8).

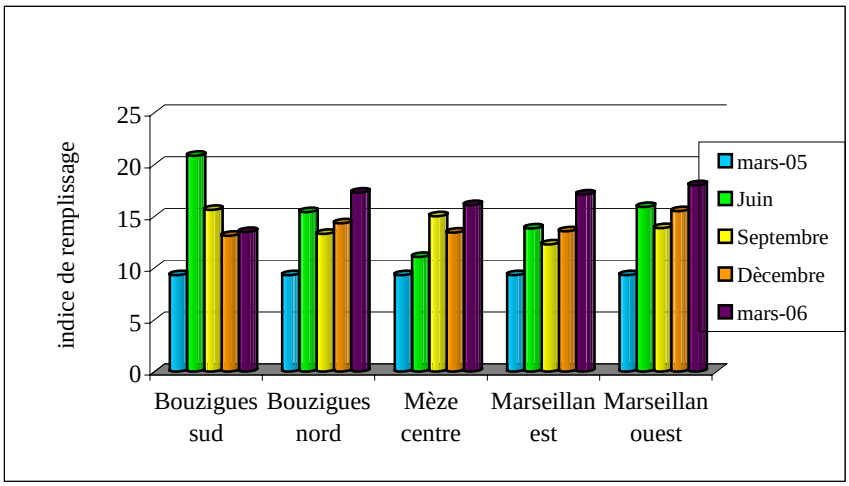


Figure 9. 8 : *Taux de remplissage des huîtres en 2005 selon les normes Afnor.*

4.2. Qualité bactériologique

4.2.1. Classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage et programme de suivi REMI

Les délimitations géographiques et les classements sanitaires des différentes zones de pêche et d'élevage de la lagune de Thau sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les cartes 1, 2 et 3. Ces classements sont fixés par deux arrêtés préfectoraux :

- n°1996-1-027 bis du 05/01/1996 "portant classement de salubrité des zones de production et de reparcage de l'Hérault",

[3] L'indice Afnor est un indice de remplissage de chair qui permet un classement des huîtres en 3 appellations. Il est calculé de la façon suivante (CNC 2000) : ***Indice de chair*** = poids frais chair x 100.
poids total
La catégorie "**spéciales**" correspond à un indice supérieur à **10,5**, la catégorie "**fines**" à un indice compris entre **6,5** et **10,5** et les huîtres "**non classées**" présentent un indice inférieur à **6,5**.

- n°2004.01.1496 du 22/06/2004 "portant classement de salubrité et de surveillance des zones de production des coquillages vivants de la lagune de Thau".

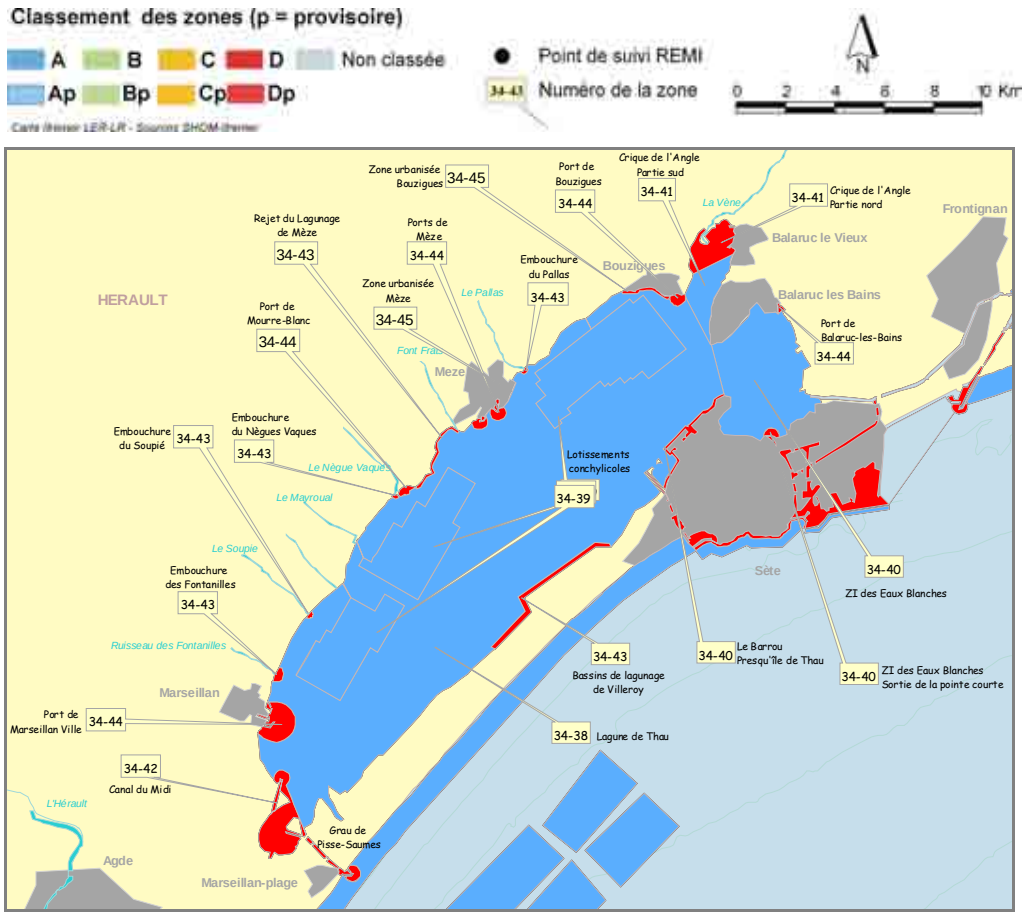


Figure 9. 9 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 dans la lagune de Thau.*

Le classement actuel en A autorise la pêche des coquillages du groupe 1 (les gastéropodes, les échinodermes et les tuniciers) dans la lagune de Thau (Figure 9.9). Selon les dernières données disponibles sur la pêche aux petits métiers (rapport Cépralmar 2002), la pêche de murex représente annuellement environ 350 tonnes dans l'étang.

Les coquillages du groupe 1 ne sont pas suivis dans le cadre du REMI sur ces zones.

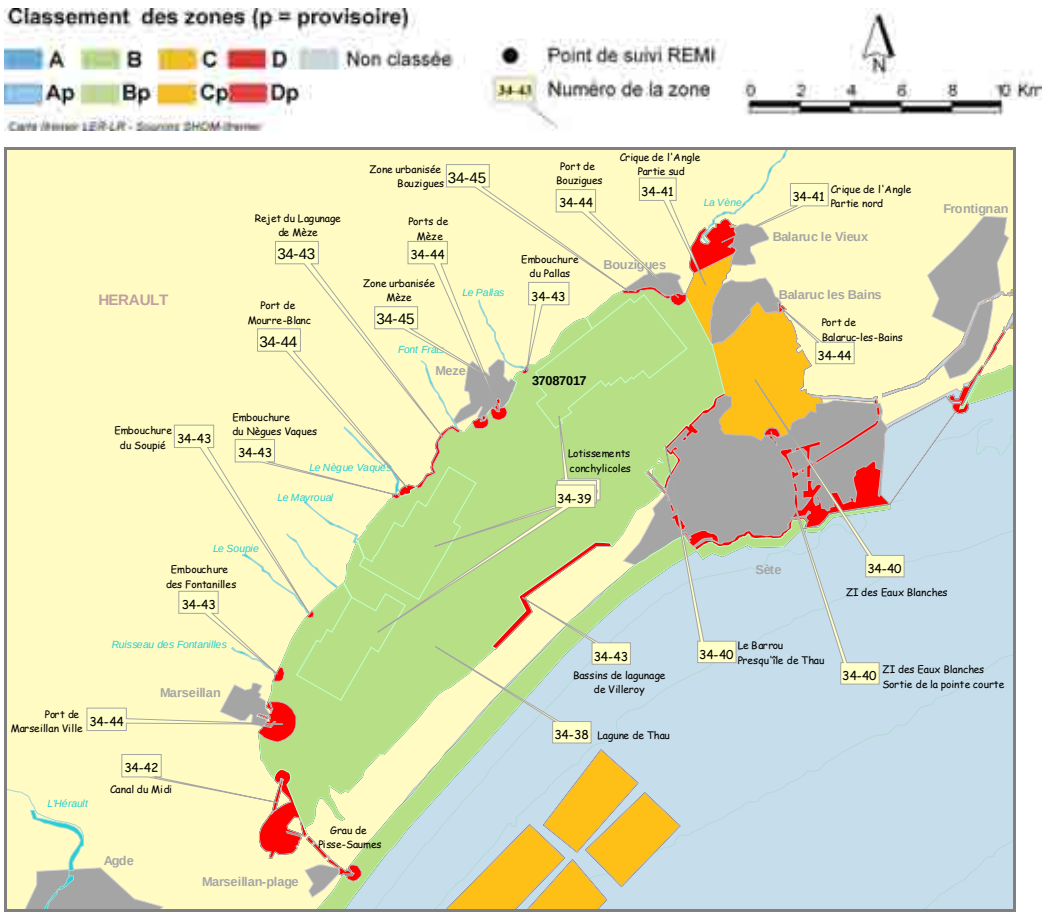


Figure 9. 10 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 dans la lagune de Thau.*

Depuis la parution en juin 2004 du nouvel arrêté de classement, la pêche et la commercialisation après purification des coquillages du groupe 2 (palourdes, clovisses, …) est autorisée dans la zone n°34.38 "Lagune de Thau" et interdite dans les zones n°34.40 "Les Eaux Blanches" et n°34.41 "Crique de l'Angle" (Figure 9. 10).

La palourde est le produit phare de l'étang de Thau pour les pêcheurs aux petits métiers et représente une ressource importante avec une pêche annuelle estimée à 400 tonnes, selon le rapport Cépralmar 2002.

La surveillance régulière REMI de ce groupe de coquillages sera initiée en 2006, les prélèvements seront effectués au niveau des trois principaux gisements de palourdes dans la lagune de Thau (Roquerols, Mèze et Villeroy) et d'un gisement situé dans la zone des Eaux Blanches.

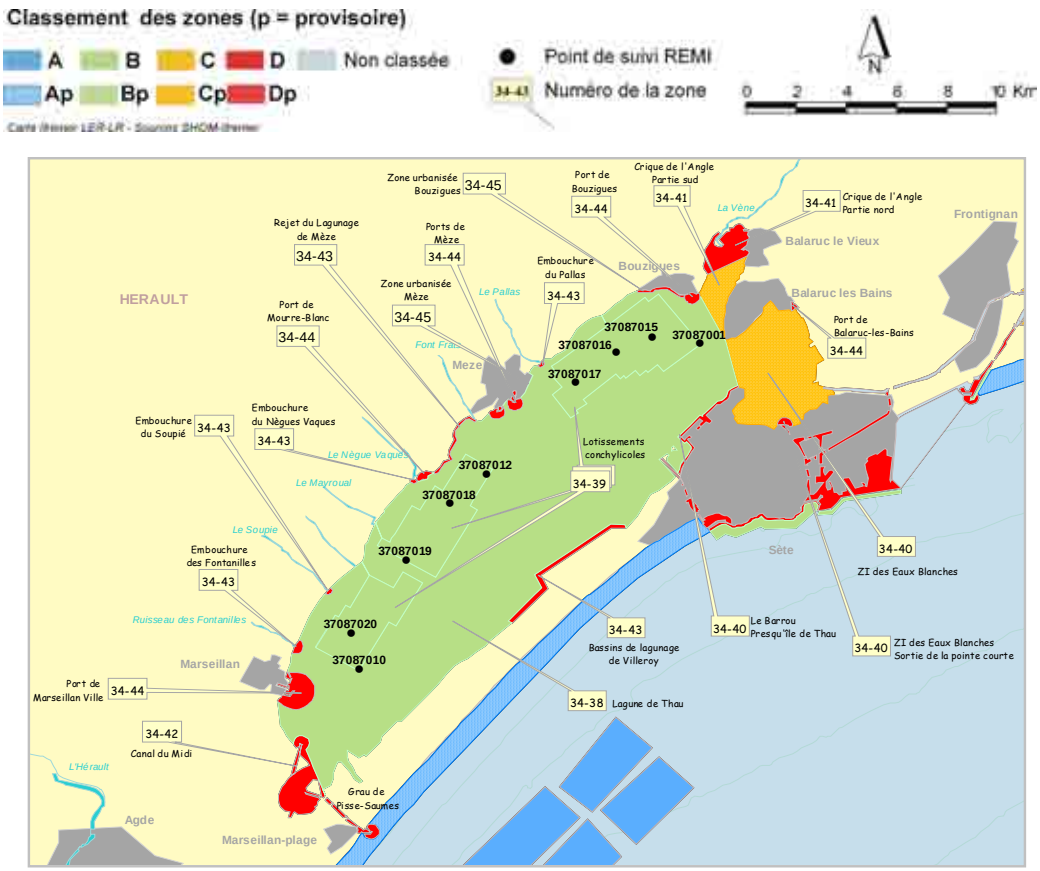


Figure 9. 11 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 dans la lagune de Thau et localisation des points de suivi REMI.*

Depuis juin 2004, les lotissements conchylicoles de la lagune de Thau (zone n°34.39) sont classés en B pour le groupe 3. La commercialisation de ces coquillages est conditionnée par un passage en bassin de purification agréé. Cette zone de production bénéficie d'une surveillance REMI importante, avec 9 points de prélèvements pérennes, dont 8 points "huîtres" et 1 point "moules", échantillonnés à une fréquence mensuelle en stratégie de surveillance régulière et hebdomadairement pendant les alertes (Figure 9. 14).

4.2.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

Les résultats bactériologiques obtenus en 2005 dans le cadre du REMI sur la zone des parcs conchylicoles de l'étang de Thau sont présentés sur la Figure 9. 13. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole rond, et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole en étoile. Les symboles qui apparaissent encerclés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E.coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme "fortes précipitations" est utilisé lorsque les précipitations, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement au niveau de la station de Sète, sont supérieures au quantile 90[4], estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période 2003-2004-2005. Pour faciliter la lecture du graphe, les résultats sont également présenté sur la Figure 9. 12 sans le symbole indiquant la pluviométrie.

La zone des parcs de l'étang de Thau présente en 2005 des profils de contamination fécale globalement comparables à ceux des années précédentes. La qualité sanitaire des coquillages en élevage est dégradée de façon récurrente, majoritairement suite à des événements pluvieux de forte intensité. Actuellement, peu de données ou d'études sont disponibles sur les différentes sources de pollution du bassin versant de l'étang de Thau, leur mode de transfert et la contribution relative de chaque source à la dégradation de la qualité sanitaire de la zone pendant les périodes de contamination.

✓*Qualité microbiologique de la lagune de Thau en période sèche*

Hors événement pluvieux, des dysfonctionnements ponctuels du réseau d'assainissement peuvent provoquer des contaminations du milieu lagunaire, notamment pendant les périodes de forte pression anthropique. Lorsque les microorganismes atteignent les zones de production conchylicole, ils sont susceptibles, si les concentrations dans l'eau et le temps d'exposition sont suffisants, de contaminer les coquillages en élevage.

En 2005, bien que les niveaux de contamination fécale enregistrés en surveillance régulière se soient maintenus en dessous du seuil de mise en alerte (4 600 *E.coli*/100 g de CLI[5] en zone B), deux pics de pollution ont été enregistrés en surveillance régulière. Le premier correspond à un résultat de 2000 *E.coli*/100g acquis au niveau du point "Marseillan large" sur un échantillon d'huîtres, prélevé le 2 novembre 2005. Simultanément, le suivi effectué par le SMNLR sur le bassin versant met en évidence une pollution fécale au niveau du débouché du ruisseau des Fontanilles (1 300 000 *E.coli*/100ml), situé en amont du point REMI "Marseillan Large" (Figure 9. 2), qui pourrait être à l'origine du pic de pollution

[4] Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.
[5] Chair et Liquide Intervalvaire

enregistré sur ce point. Cette pollution est probablement liée à un incident survenu sur le système d'assainissement de Pinet-Pomerols, et clos le 07/11/2005, avec débordement d'eaux résiduaires urbaines dans le réseau pluvial puis dans le ruisseau des Fontanilles (informations communiquées par le SMNLR).

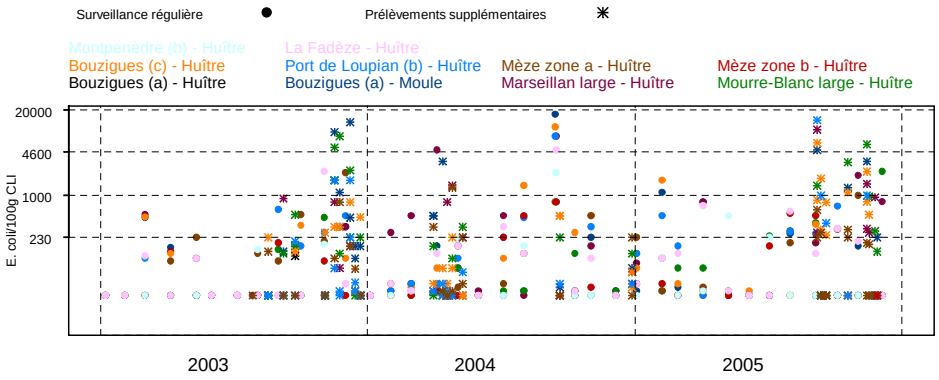


Figure 9. 12 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2005.*

Tableau 9. 10 : *Correspondance entre les noms des points de suivis REMI et leur numéro indiqué sur la Figure 9.11..*

N° point de suivi	Nom du point	Coquillage suivi
37 087 001	Bouzigues (a)	
37 087 010	Marseillan large	
37 087 012	Mourre-Blanc large	
37 087 015	Bouzigues (c)	
37 087 016	Port de Loupian (b)	
37 087 017	Mèze zone a	
37 087 018	Mèze zone b	
37 087 019	Montpénèdre (b)	
37 087 020	La Fadèze	

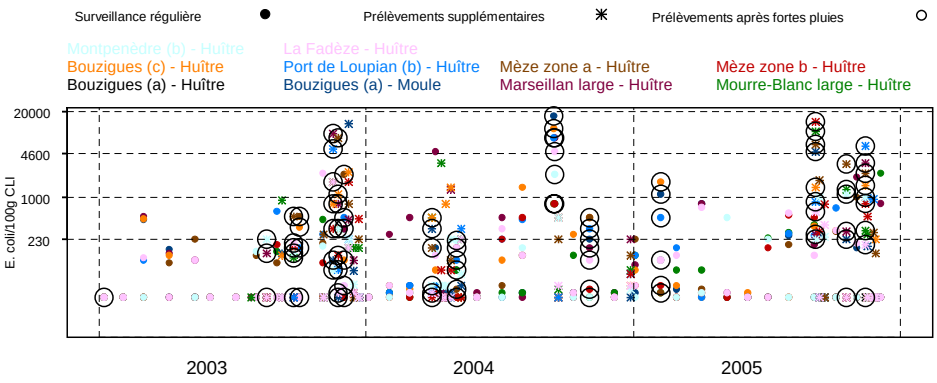


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	321	256	50	9	6	0	0	0	17000	43
%		79.8	15.6	2.8	1.9	0	0	0		

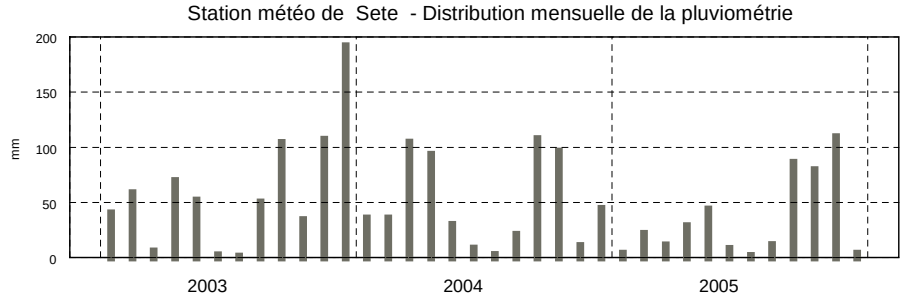


Figure 9. 13 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone conchylicole n°34.39 de l'étang de Thau pour le groupe 3 et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.*

Aucun information disponible à ce jour ne peut expliquer le second pic de pollution à 2300 *E.coli*/100 g de CLI enregistré, hors évènement pluvieux, le 05/12/05 au niveau du point « Mourre Blanc large ».

Suite à l'information du SMNLR concernant l'existence d'une fuite sur l'émissaire de la station d'épuration de Sète dans le canal de la Peyrade, la pré-alerte REMI déclenchée préventivement le 25/11/2005, n'a pas mis en évidence de contaminations fécales des coquillages en élevage .

✓*Qualité microbiologique la lagune de Thau suite à des événements pluvieux*

La pluviométrie conditionne fortement les apports du bassin versant, essentiellement d'origine anthropique, en mobilisant et drainant lors des crues les pollutions microbiologiques accumulées dans le lit des cours d'eaux pendant les périodes d'étiage (PNEC, 2005). Les fortes pluviométries peuvent également provoquer des dysfonctionnements des ouvrages d'assainissement, entraînant des rejets ponctuels d'effluents peu ou pas traités, via les réseaux d'eaux usées et d'eaux pluviales.

En 2005, de nombreux pics de pollution enregistrés dans le cadre du REMI sont associés à des événements pluviométriques de forte intensité. La zone enregistre des niveaux élevés de contamination fécale pendant les trois alertes, déclenchées préventivement pour suivre l'impact des pluies sur la qualité sanitaire de la zone. Les deux plus intenses événements pluvieux de l'année 2005 (cumul de précipitations à la station météorologique de Sète de 64 mm du 05 au 06/09 et de 71,2 mm du 12 au 14/11), ont provoqué des dégradations marquées de la qualité sanitaire des coquillages (dépassements du seuil de mise en alerte). Des prélèvements supplémentaires ont été effectués à une fréquence hebdomadaire pendant ces alertes confirmées, jusqu'à l'obtention de deux séries consécutives de résultats inférieurs au seuil de mise en alerte, permettant la levée des alertes respectivement le 21/09 et le 28/11.

Pendant ces épisodes pluvieux, des incidents sur le réseau d'eaux usées de la commune de Balaruc les Bains, avec rejets d'effluents non traités dans la lagune, ont été communiqués par le SMNLR.

En 2005, les pollutions de la zone de Thau ont conduit l'Administration à prendre deux arrêtés préfectoraux :

- le 08/09/2005 "portant interdiction de pêche, ramassage, mise sur le marché et expédition pour la consommation des huîtres, moules et coquillages fouisseurs de lagune de Thau" (arrêté n°2005-01-2212 du 08/09/2005, abrogé le 13/09),
- le 15/11/2005 "portant certaines mesures restrictives concernant la pêche, le ramassage et la mise sur le marché des coquillages en provenance de la lagune de Thau" (arrêté n°2005-01-2852, abrogé le 18/11).

4.2.3. Estimation de la qualité bactériologique de la zone conchylicole de l'étang de Thau

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

De façon transitoire, en 2006, et dans l'attente d'instructions DPMA[6]-DGAl[7] spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée dans ce rapport successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement 854/2004 (cf. annexe 1).

La deuxième partie de la Figure 9. 13 résume sous forme d'un tableau la répartition des 321 résultats bactériologiques obtenus sur les trois dernières années calendaires en surveillance régulière par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière.

Il ressort de l'analyse de ces données que la qualité microbiologique estimée de la zone conchylicole de l'étang de Thau est B pour la période 2003-2004-2005 selon les critères microbiologiques de l'arrêté du 21 mai 1999, conformément au classement actuel.

La prise en compte des seuils microbiologiques du règlement 854/2004 aboutit à une estimation de la qualité en C. Aucune tolérance de dépassement des seuils microbiologiques n'est acceptée dans la nouvelle réglementation pour un maintien du classement sanitaire en B. Or, 6 dépassements du seuil de 4 600 *E.coli*/100 g de CLI sont enregistrés en surveillance régulière en 2004 sur la zone de l'étang de Thau.

[6] Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture
[7] Direction Générale de l'Alimentation

4.3. Phytoplancton toxique

4.3.1. Réseau phytoplancton toxique (REPHY)

Le réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines REPHY a deux objectif principaux :

- la connaissance "patrimoniale" des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains événements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité…),
- le suivi des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques :
    - *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques),
    - *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques),
    - *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante).

En 2005, l'abondance en phytoplancton dans l'étang au point REPHY "Bouzigues" est la plus faible des cinq dernières années (Figure 9. 14). Cette relative diminution devra être surveillée pour vérifier son caractère ponctuel, lié probablement à une météorologie particulière en 2005 (précipitations inférieures à la moyenne).

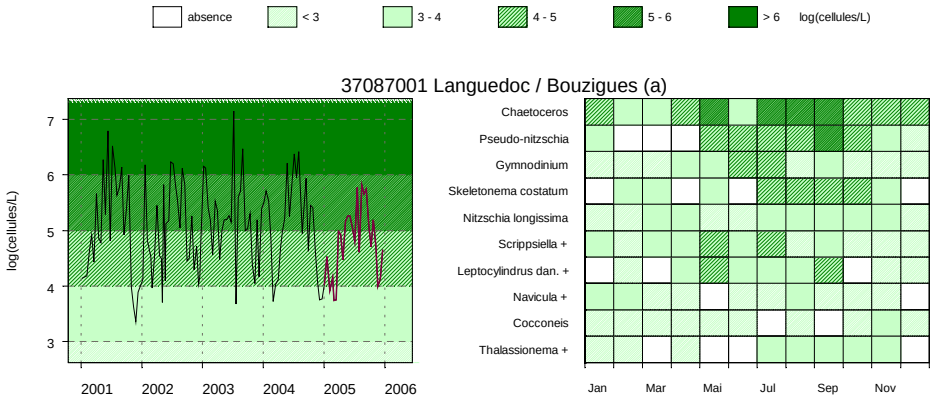


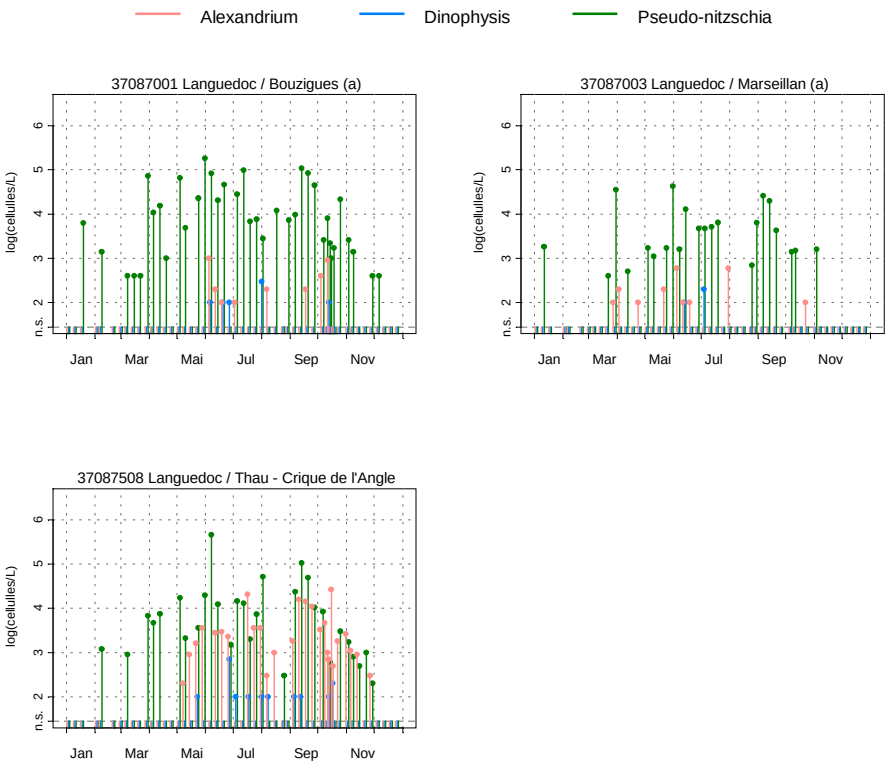
Figure 9. 14 : *Abondances totales phytoplanctoniques sur 5 ans et abondance des dix taxons dominants en 2005 mesurées dans le cadre du REPHY dans l'étang de Thau à la station Bouzigues.*

Depuis 1998 et l'apparition de l'espèce *Alexandrium catenella/tamarense* dans l'étang, trois points de suivi (Figure 9. 2) sont échantillonnés à fréquence régulière (hebdomadaire pendant la période à risque et par quinzaine hors période à risque). Les échantillons d'eau sont observés au microscope. Dès que l'espèce *Alexandrium catenella* est détectée, un test biologique est effectué sur un prélèvement de coquillages pour mesurer la teneur en toxine PSP.

L'année 2005 est marquée, comme chaque année depuis 1998, par une efflorescence d'*Alexandrium catenella* (Figure 9. 15). Contrairement à l'année précédente, la toxicité décelée dans les coquillages est restée inférieure au seuil de toxicité (moules en octobre) (Tableau 9. 11).

On observe la présence d'*Alexandrium* de mai à novembre dans la Crique de l'Angle. Cependant, la concentration en cellules dans l'eau dans le reste de l'étang est restée faible, d'où l'absence de toxicité dans les coquillages.

Les deux autres espèces toxiques ont été observées dans l'étang mais sans atteindre le seuil de déclenchement de l'alerte (à l'exception de *Pseudo-nitzschia* en juin).



Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

Figure 9. 15 : *Abondances cellulaires des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans la lagune de Thau en 2004.*

Tableau 9. 11 : *Résultats des tests de toxicité effectués sur la lagune de Thau dans le cadre du REPHY.*

Toxines paralysantes (PSP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37087001	Bouzigues (a)													
37087001	Bouzigues (a)													
37087003	Marseillan (a)													

Toxines amnésiantes (ASP)

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
37087001	Bouzigues (a)													

pas d'information — toxine non détectée — toxine présente en faible quantité — toxicité

Source/Copyright REPHY-Ifremer, banque Quadrige

Pour plus de précisions, consulter le site : http://www.ifremer.fr/envlit .

4.3.2. Programme de recherche *Alexandrium*

Les observations effectuées chaque année dans la Crique de l'Angle aux périodes favorables aux efflorescences d'*Alexandrium catenella* (printemps et automne) se sont poursuivies en 2005. Aucune fermeture de la commercialisation pour cause de contamination par les toxines PSP d'*Alexandrium* n'a été nécessaire. L'apparition d'*Alexandrium catenella* a été discrète aux deux périodes, mais le suivi de l'automne devrait être très riche en informations quand l'ensemble des résultats des numérations cellulaires et des nutriments dans la crique seront disponibles. En effet, pour la première fois depuis le début du programme, l'une des sources de nutriments de la crique de l'Angle, le lagunage de Poussan-Bouzigues, a été interrompue en septembre et octobre, période sensible pour le démarrage des blooms.

En septembre, *Alexandrium catenella* s'est développé jusqu'à atteindre 400 000 cellules par litre le 29 septembre. Ce développement a été interrompu à la suite

d'un coup de vent de ouest/nord-ouest de 5 à 10 m/s entre cette date et le 5 octobre.

L'état d'avancement du traitement des échantillons et de la calibration et validation du modèle hydrodynamique Mars-3D au niveau de la Crique de l'Angle ne permettent pas de conclure sur l'effet de la suppression des apports du lagunage de Poussan-Bouzigues sur l'évolution du bloom, ni sur l'effet de ce coup de vent (dispersion ou destruction des cellules par l'agitation de la colonne d'eau).

Depuis 2005, l'acquisition régulière de plusieurs variables environnementales en continu dans la Crique de l'Angle, à partir d'un sonde multiparamètre installée sur un engin submersible tracté, devrait permettre d'aborder l'étape indispensable de validation du modèle.

4.4. Contamination chimique

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Ce suivi se fait à la fois sur des sédiments littoraux, à raison d'une campagne tous les dix ans, et sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre).

Les résultats de la dernière campagne sur les sédiments datant de 1995-1996 ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (Ifremer, 2003). La prochaine campagne aura lieu en avril 2006.

Les données présentées ci-dessous concernent les analyses effectuées sur les coquillages aux stations Thau 1 et Thau 4 en février 2005[8] (Figure 9. 16 et Figure 9. 17). De nouveaux contaminants sont recherchés depuis 2005 : argent, chrome, nickel et vanadium[9].

[8] Les résultats du RNO sont rendus avec un an de décalage pour des raisons techniques.
[9] Ces substances sont listées dans la Directive 76/464/CEE sur les substances dangereuses.

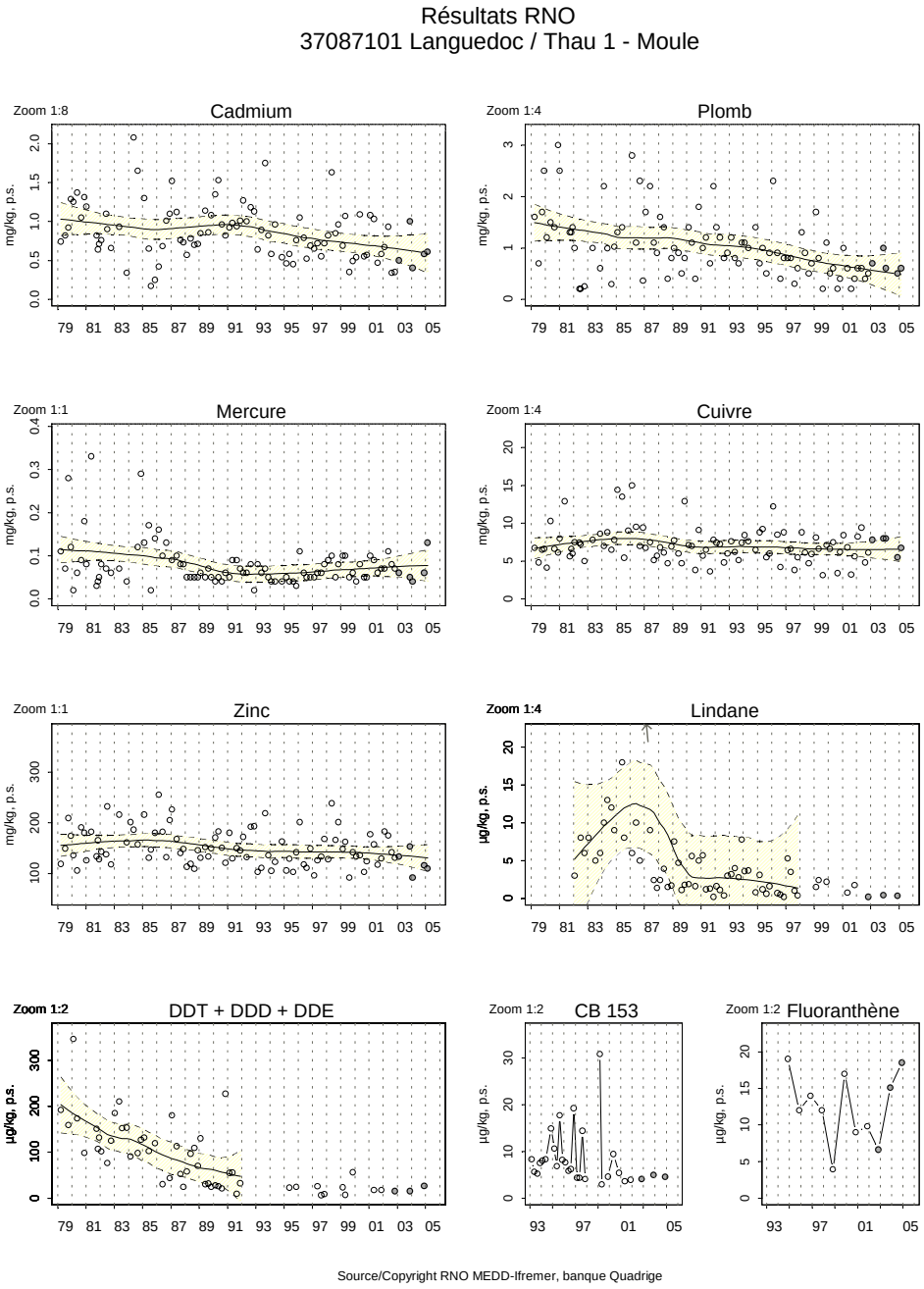


Figure 9. 16 : *Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules à la station Thau 1 (ouest).*

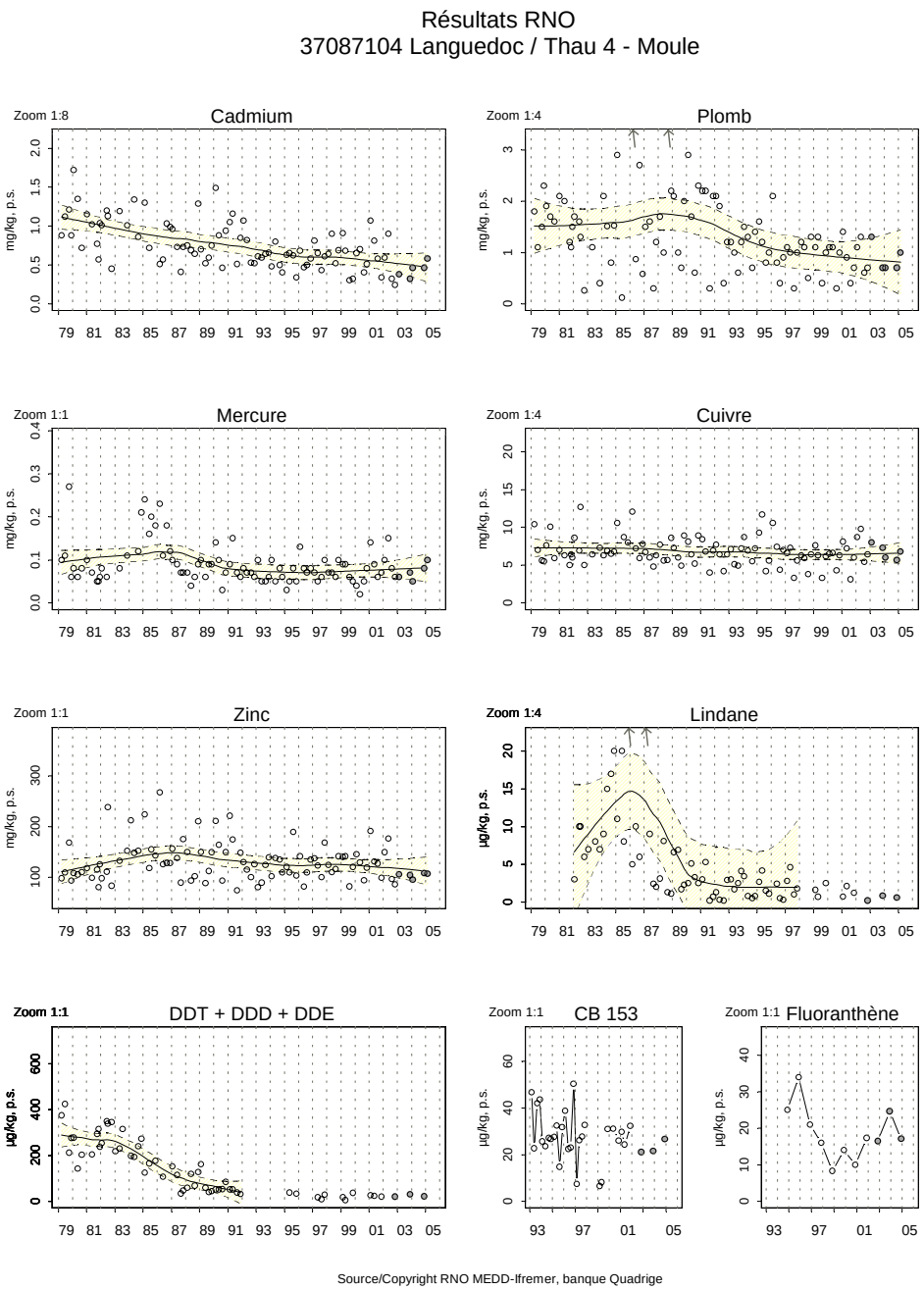


Figure 9. 17 : *Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules à la station Thau 4 (est).*

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc-Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournies annexe 2. La provenance et la toxicité des différents contaminants sont également fournis dans l'annexe 2.

En 2005, la teneur en cadmium, qui est sensiblement égale à la médiane nationale à la station Thau 1, avait une tendance à diminuer depuis 1992 et semble se stabiliser depuis 2000. Cette teneur, qui est passée en dessous de la médiane nationale pour le point Thau 4, continue à diminuer.

Il y a peu d'évolution pour le mercure et le cuivre aux deux stations.

Les quantités de plomb semblent diminuer pour la station Thau 1 et stagner pour la station Thau 4.

Même si les concentrations ont beaucoup diminué depuis quelques années, on trouve encore des traces de DDT et de ses dérivés (DDE, DDD), malgré l'interdiction de cet insecticide en 1969. Ces teneurs sont largement au-delà de la médiane nationale (240 % pour la station 1 et 330 % pour la station 4).

La teneur en fluoranthène[10] a augmenté ces trois dernières années pour la station Thau 1. Il faudra rester vigilant sur les concentrations de ce contaminant au cours des prochaines années.

Les teneurs en lindane et CB 153 à la station Thau 4 sont supérieures d'environ 120% à la médiane nationale, et stagnent depuis une dizaine d'années.

En ce qui concerne les nouveaux contaminants analysés en 2005 (argent, chrome, nickel et vanadium[11]), les teneurs mesurées sur les deux stations de Thau sont largement inférieures à la médiane nationale.

[10] Le fluoranthène appartient à la famille des HAP (Hydrocarbures Poly aromatiques). Il peut être issu des transports ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles et enfin de la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion de bois et de pétroles. Il est aussi très utilisé pour le revêtement de protection pour l'intérieur des cuves et des tuyaux en acier servant au stockage et à la distribution des eaux potables (Annexe 2).

[11] Le vanadium est très utilisé en métallurgie pour fabriquer des aciers spéciaux et autres alliages ayant une forte résistance mécanique et/ou à la corrosion ainsi que dans l'industrie chimique. Il est émis par le raffinage du pétrole et la combustion de charbon (Annnexe 2).

5. Conclusions

Le diagnostic de l'eutrophisation réalisé lors de l'été 2005 met en évidence une amélioration sur certaines stations suivies dans l'étang par rapport à 2004. Le bon état général obtenu pour l'eau et l'état moyen pour le phytoplancton sont conformes à ce qui est observé depuis 1999 sur l'étang de Thau, hors conditions météorologiques exceptionnelles pouvant encore conduire à des épisodes de malaïgue comme en 2003.

- Suite à la condamnation de la France en septembre 2004 par la Cour de justice de la Communauté Européenne pour défaut d'application de la Directive ERU[12,] le Préfet coordonnateur du bassin Rhône-Méditerranée a désigné, par un arrêté du 22 décembre 2005, l'étang de Thau et son bassin versant en zone sensible à l'eutrophisation, imposant la mise en œuvre d'un traitement plus poussé des eaux usées[13]. En réponse à cette désignation, un argumentaire justifiant une demande de modulation de cette obligation de traitement, a été développé par l'administration et remis au Préfet de bassin. Cet argumentaire, appuyé en grande partie sur les résultats du RSL et du "Défi Territorial Eutrophisation" de l'Agence de l'Eau RM&C, démontre qu'en appréhendant la gestion des apports à la lagune de manière globale à l'échelle de l'écosystème, il est possible d'assurer un contrôle de l'état trophique du milieu compatible avec la mise en œuvre de la Directive ERU.
- En 2005, les réseaux de surveillance sanitaire opérés sur l'étang par l'Ifremer ont mis en évidence la présence d'espèces phytoplanctoniques toxiques dont *Alexandrium*, mais sans dépassement du seuil de toxicité dans les coquillages. En revanche, plusieurs pics de contamination microbiologique ont été enregistrés dans les coquillages, dont deux faisant suite à des événements pluvieux qui ont conduit l'Administration à prendre des arrêtés préfectoraux d'interdiction et de restriction de mise sur le marché.
- Parmi les études et recherches mises en œuvre en 2005 sur l'étang, on peut citer la thèse soutenue par Béatrice Bec, portant en particulier sur les paramètres de croissance et mortalité du picophytoplancton dans Thau et le programme européen DITTY, dont le séminaire de clôture s'est déroulé à Sète en février 2006.

En 2005, le Syndicat Mixte du Bassin de Thau a constitué son équipe et démarré les premières actions dans le cadre du Contrat Qualité de la lagune. Dès 2006, des outils d'aide à la décision et à la gestion du territoire seront mis en œuvre, en

[12] Directive 91/271/CEE sur le traitement des eaux résiduaires urbaines.
[13] Circulaire du 9 /11/04 Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

s'appuyant plus particulièrement sur le système de surveillance haute fréquence, avec un couplage bassin versant-lagune, qui permettra de définir l'impact des activités et usages sur le milieu lagunaire et d'agir en amont pour garantir la qualité des eaux lagunaires. La démarche innovante de mis en œuvre simultanée d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) et d'un Schéma de Cohérence Territoriale (SCOT), devrait permettre, par l'intégration de la gestion de l'eau dans la gestion d'aménagement du territoire, d'établir de véritables choix politiques de gestion intégrée du territoire.

6. Références bibliographiques

Bec B., 2005. Dynamique du picophytoplancton dans les lagunes méditerranéennes du Languedoc-Roussillon et de Corse. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III, école doctorale d'écologie fonctionnelle. 207 p.

Cépralmar, 2002. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.

Deslous-Paoli J.-M., Souchu P., Mazouni N., Juge C ., Dagault F., 1998. Relations milieu-ressources : impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau). *Oceanol. Acta*. 21 : 831-843.

Chapelle A., Ménesguen A., Deslous-Paoli J.-M., Souchu P., Mazouni N.,Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. Ecological Modelling. 127 : 161-181.

Gangnery A., Bacher C. & Buestel D., 2001. Assessing the production and the impact of cultivated oysters in the Thau lagoon (Mediterranee, France) with a population dynamics model.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1012-1020.

Ifremer 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

Ifremer, 2004 (a). Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 488 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Knopper B., 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. *In* : Kjerfve B. (ed.) Coastal Lagoon Processes. Elseviers Oceanography Series, Amsterdam : 243 - 287.

PNEC (Programme National Environnement Côtier), 2005. Chantier "Lagunes Méditerranéennes" - Rapport d'activité à mi-parcours du chantier. 49 p.

10

Canal du Rhône à Sète

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 281

2. HYDROLOGIE ET MÉTÉOROLOGIE GÉNÉRALES 284

2.1. TEMPÉRATURES 284
2.2. PRÉCIPITATIONS 284
2.3. SALINITÉ 284

3. DIAGNOSTIC DE L'EAU 289

3.1. ETAT GÉNÉRAL 289
3.2. PARTICULARITÉS DE L'ANNÉE 2005 290

4. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 295

5. CONCLUSIONS 298

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 299

1. Introduction

Bordant l'étang de l'Or et traversant les étangs palavasiens, le canal du Rhône à Sète, qui comme son nom l'indique relie le petit Rhône à l'étang de Thau et finalement au canal du Midi, constitue un axe de communication majeur en Languedoc-Roussillon. Depuis plusieurs années, le développement du tourisme fluvial en été et le transport de marchandises par péniche se sont intensifiés, marquant la place de plus en plus importante que tient cet ouvrage dans le développement économique régional. Toutefois, cela ne doit pas occulter le rôle environnemental majeur de ce canal. En effet, en raison de sa position centrale au milieu des lagunes, il a complètement bouleversé leur hydrodynamisme et pour la plupart d'entre elles, il constitue maintenant l'unique exutoire avec lequel des échanges d'eau sont possibles (Figure 10. 1). La qualité de ses eaux influence donc fortement celle des étangs avec lesquels il communique, c'est pourquoi le canal du Rhône à Sète fait l'objet depuis 2000 d'un suivi de la colonne d'eau dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire.

Les derniers résultats montrent que l'eutrophisation excessive dont fait l'objet le canal du Rhône à Sète perdure depuis plusieurs années (Benau, 2000, Ifremer 2002, 2003, 2004 & 2005). Ces surcharges nutritives sont causées par des rejets directs (rejets de cabanes ou de Step…) et par les cours d'eau qu'il croise et qui lui apportent d'énormes quantités d'azote et de phosphore en provenance de leurs bassins versants. On citera par exemple le Vistre et son bassin versant agricole, le Vidourle ou encore le système Lez & Mosson qui draine le bassin versant très urbanisé de l'agglomération montpelliéraine. Par conséquent, le canal du Rhône à Sète compte parmi les écosystèmes littoraux les plus dégradés. Des actions sont en cours, à la fois dans le cadre du programme d'action du SIEL et du contrat de Baie de l'étang de l'Or pour réduire les apports aux lagunes et au canal. Dernièrement, l'opération « Port Propre » a permis de réaliser un inventaire quasi-exhaustif des différentes sources de pollution.

Enfin, en novembre 2005, après plus d'une année de retard, l'émissaire qui relie la station d'épuration de la Céréreide à la mer, a été mis en service. Il rejète maintenant au large les eaux traitées de l'agglomération montpelliéraine au lieu de les rejeter dans le Lez et finalement dans le canal du Rhône à Sète et les lagunes palavasiennes. Ce n'est donc pas encore cette année que nous pouvons nous attendre à une certaine réduction des apports car les grilles estivales ont été réalisées pendant l'été, c'est-à-dire avant la mise en route effective, mais nul doute que cette action aura un impact positif sur l'état du canal du Rhône à Sète et sur les lagunes palavasiennes.

Dans ce chapitre, seront présentés les résultats de la campagne 2005 du RSL, au cours de laquelle les grilles de qualité de l'eau et du phytoplancton ont été complétées sur les 11 stations du canal du Rhône à Sète, du Vidourle à l'étang de Thau (Figure 10. 2). Ces résultats seront comparés à ceux des campagnes précédentes.

***Figure 10. 1** : Présentation du canal du Rhône à Sète et de son bassin versant proche.*

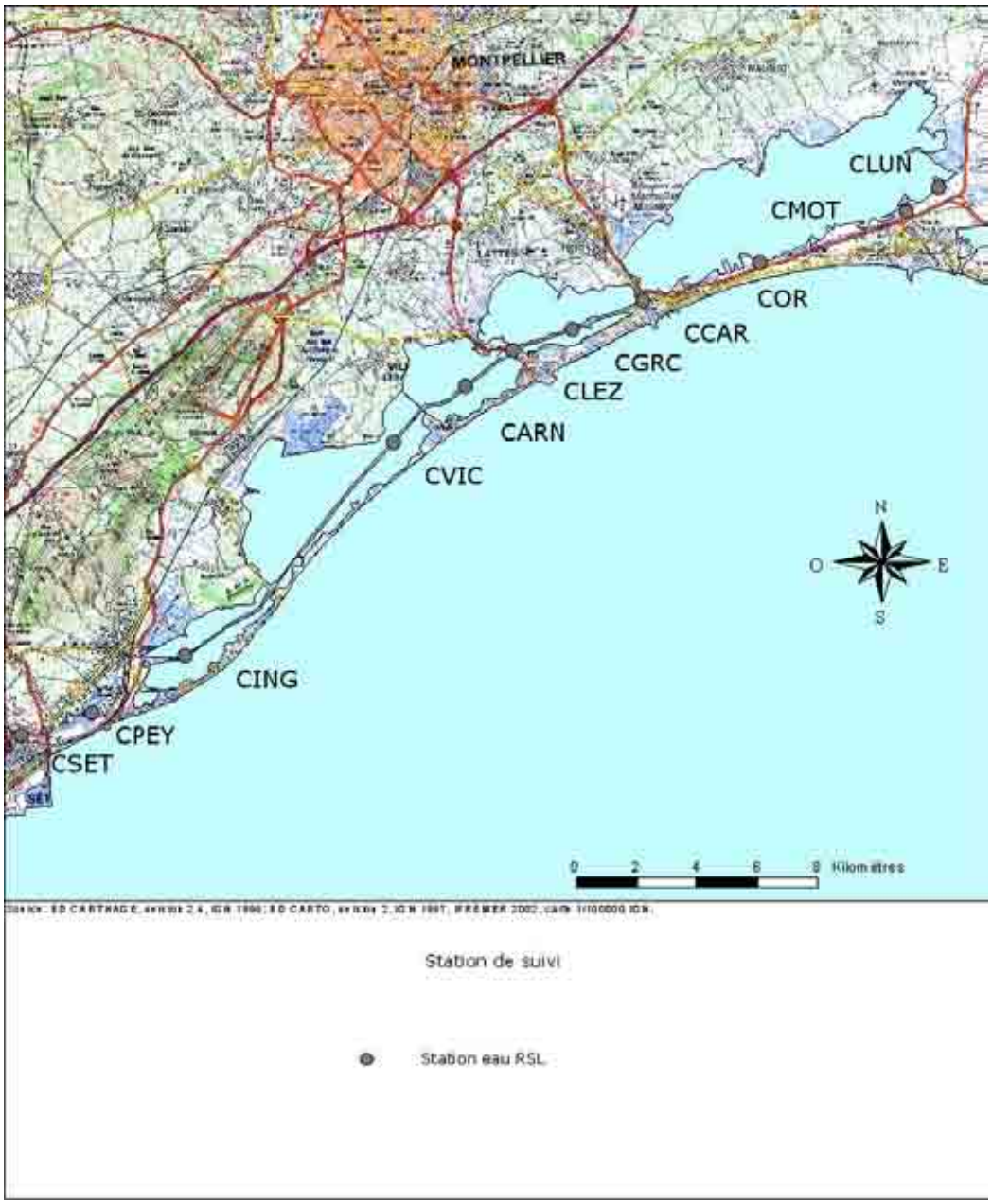


***Figure 10. 2** : Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur le canal du Rhône à Sète.*

2. Hydrologie et météorologie générales

2.1. Températures

L'évolution de la température au cours de l'été 2005 a été sensiblement la même que pour l'été 2004. Le mois de juin 2005 a connu des températures très chaudes dans l'Hérault, largement supérieures aux normales, avec de deux à trois degrés de plus sur les minimales et de trois à quatre degrés de plus sur les maximales (comme en 2004). La fin du mois a été particulièrement chaude (5 à 6 degrés de plus que les normales sur les températures maximales) même si aucun record de chaleur n'a été battu ensuite, en juillet puis en août, les températures sont restées chaudes mais elles ne sont pas montées proportionnellement. Elles se sont finalement confondues avec les normales saisonnières sur le littoral. (Météo-France, 2005).

2.2. Précipitations

Au niveau des précipitations, le mois de juin 2005 ont été particulièrement sec, avec des pluies n'atteignant même pas 40% des normales dans l'Hérault. A l'inverse, le littoral gardois a enregistré un excédant pluviométrique (180 % des normales au Grau-du-Roi) en raison de quelques gros orages tombés en juin qui n'ont toutefois pas été classés dans la gamme des épisodes cévenols. Le mois de juillet 2005 a été ensuite très sec sur les deux départements avec une pluviométrie proche de zéro. Enfin, contrairement à juin, l'Hérault a connu en août quelques averses orageuses importantes, ramenant les précipitations du mois à 90 % des normales sur la côte (Météo-France, 2005). Le Gard a subi également en août quelques averses de moindre intensité. Globalement sur les deux départements, et malgré les rares pluies orageuses tombées au cours de la période estivale, la sècheresse persiste depuis septembre 2004.

2.3. Salinité

Les eaux du canal du Rhône à Sète présentent comme chaque année un gradient croissant de salinité d'Est en Ouest (Figure 10. 3). A l'Est, la dessalure naturelle du canal est accentuée par les apports en eau douce du Vidourle, du Vistre et du canal de Lunel. Au niveau de Montpellier, les apports du Lez entraînent les plus importantes variations de salinité relevées sur une station du canal (CLEZ). A l'Ouest, les apports d'eau douce sont plus rares et les communications avec la mer plus nombreuses (canaux de Sète, étang de Thau, grau de Frontignan et du Prévost), ce qui tend à mariniser les eaux du canal.

Dès le milieu du mois de juin, les salinités sont déjà élevées sur l'ensemble des stations du canal en raison de la sécheresse persistante (Figure 10. 4). A la même période, le Gard subit quelques gros orages mais lors des prélèvements, les eaux douces tombées sur les terres n'avaient visiblement pas encore atteint la côte. En juillet, la sécheresse s'intensifie c'est pourquoi la salinité des stations du canal au niveau des étangs palavasiens continue d'augmenter (jusqu'à 40,6 pour CING). En revanche, on voit une dessalure nette des eaux du canal à l'Est, qui s'étend jusqu'à la station CARN. C'est la signature des pluies de juin drainées par le Vidourle et le Vistre (Figure 10. 5). Enfin, en août, compte tenu du décalage entre les rares pluies orageuses tombées sur les terres et leur influence sur les salinités du canal et des étangs, on note toujours une augmentation de la salinité avec des valeurs maximales de 51 pour les étangs (Vic) et 46,7 pour une station du canal : CING (Figure 10. 6). Le Lez n'aura finalement que peu influencé les eaux du canal au regard de son impact sur la salinité.

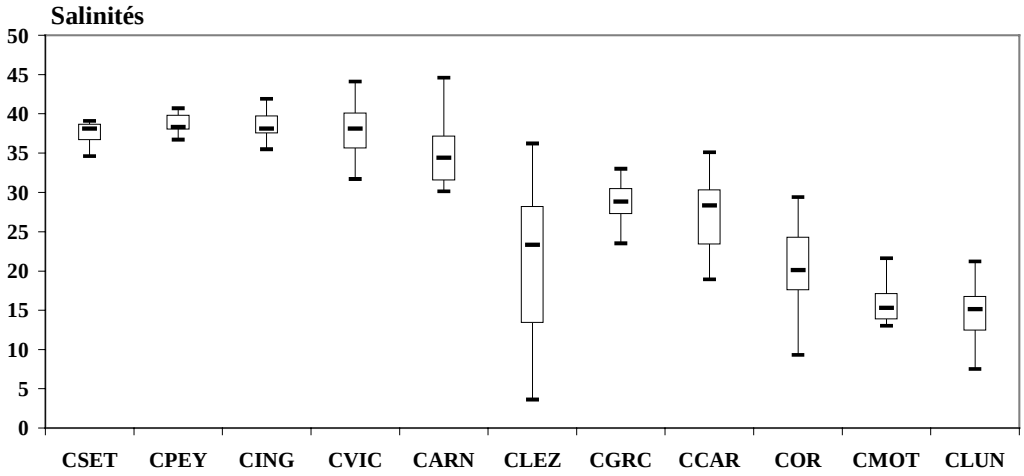


Figure 10. 3 : *Variations estivales (juin, juillet et août) de la salinité au niveau des points RSL sur le canal du Rhône à Sète. Représentation en boites à moustaches[1] des données 2001 à 2005.*

[1] Explication de la représentation graphique en boites à moustaches : Chaque rectangle correspond à une « boite » qui représente 50% des valeurs d'une série, comprises entre le premier et le troisième quartile. Le trait vertical dans la boite représente la valeur de la médiane de la série. Le trait vertical (la moustache) supérieur relie q3 avec la valeur la plus élevée de la série comprise entre q3 et q3+1.5*(q3-q1), et la moustache inférieure relie q1 à la valeur la plus faible comprise entre q1 et q1-1.5*(q3-q1).

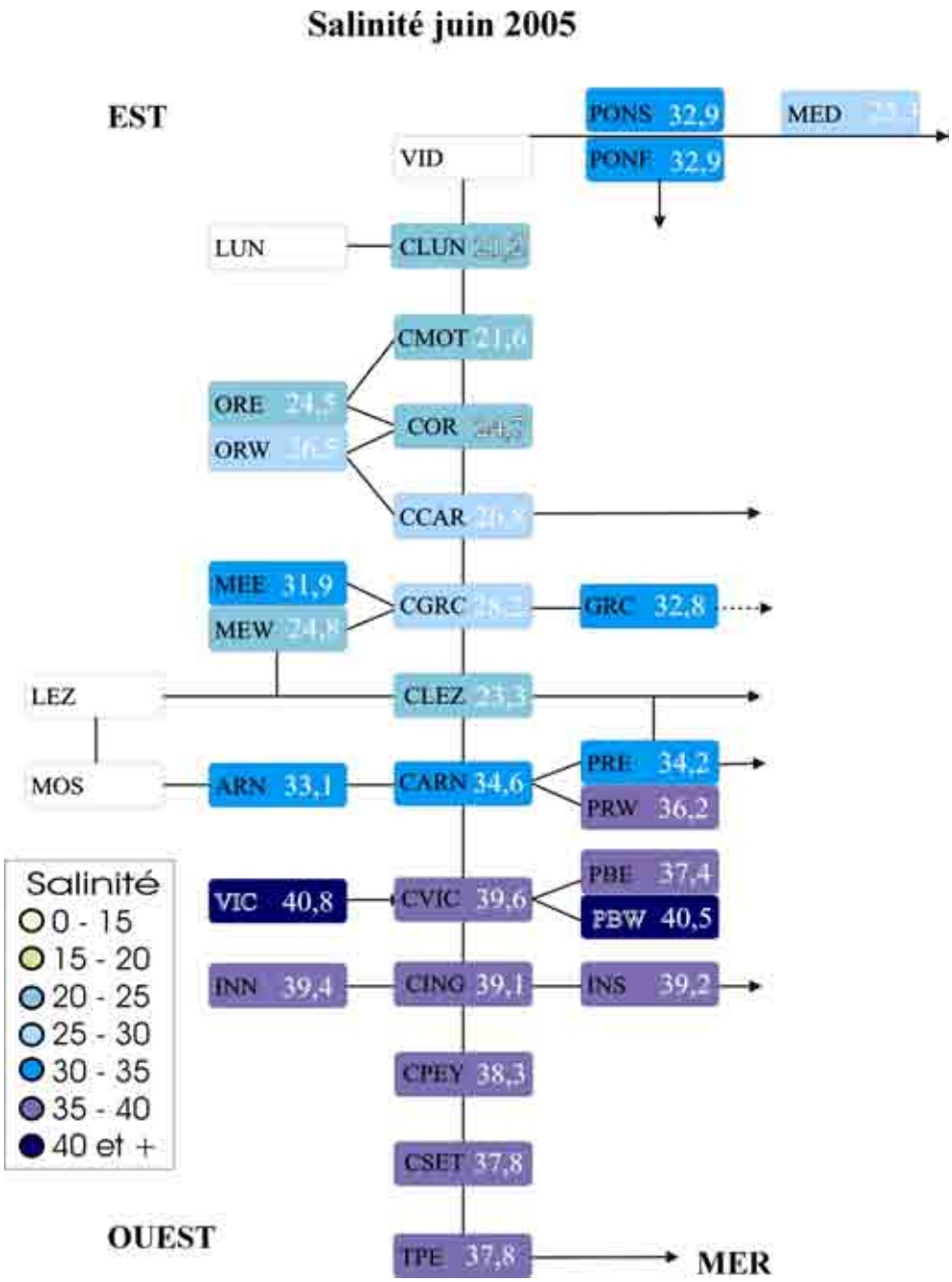


Figure 10. 4 : *Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements de juin 2005. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.*

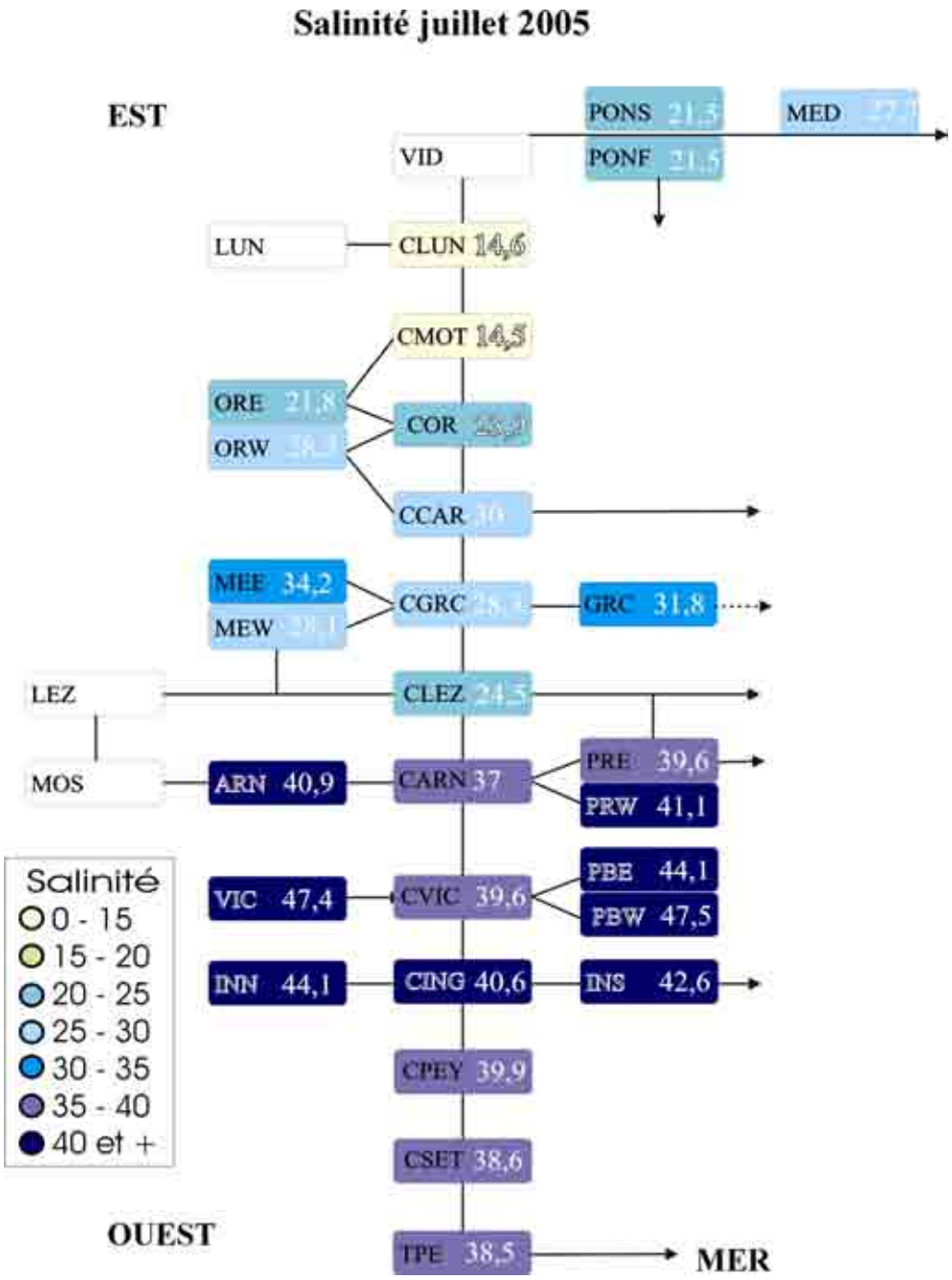


Figure 10. 5 : *Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements de juillet 2005. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.*

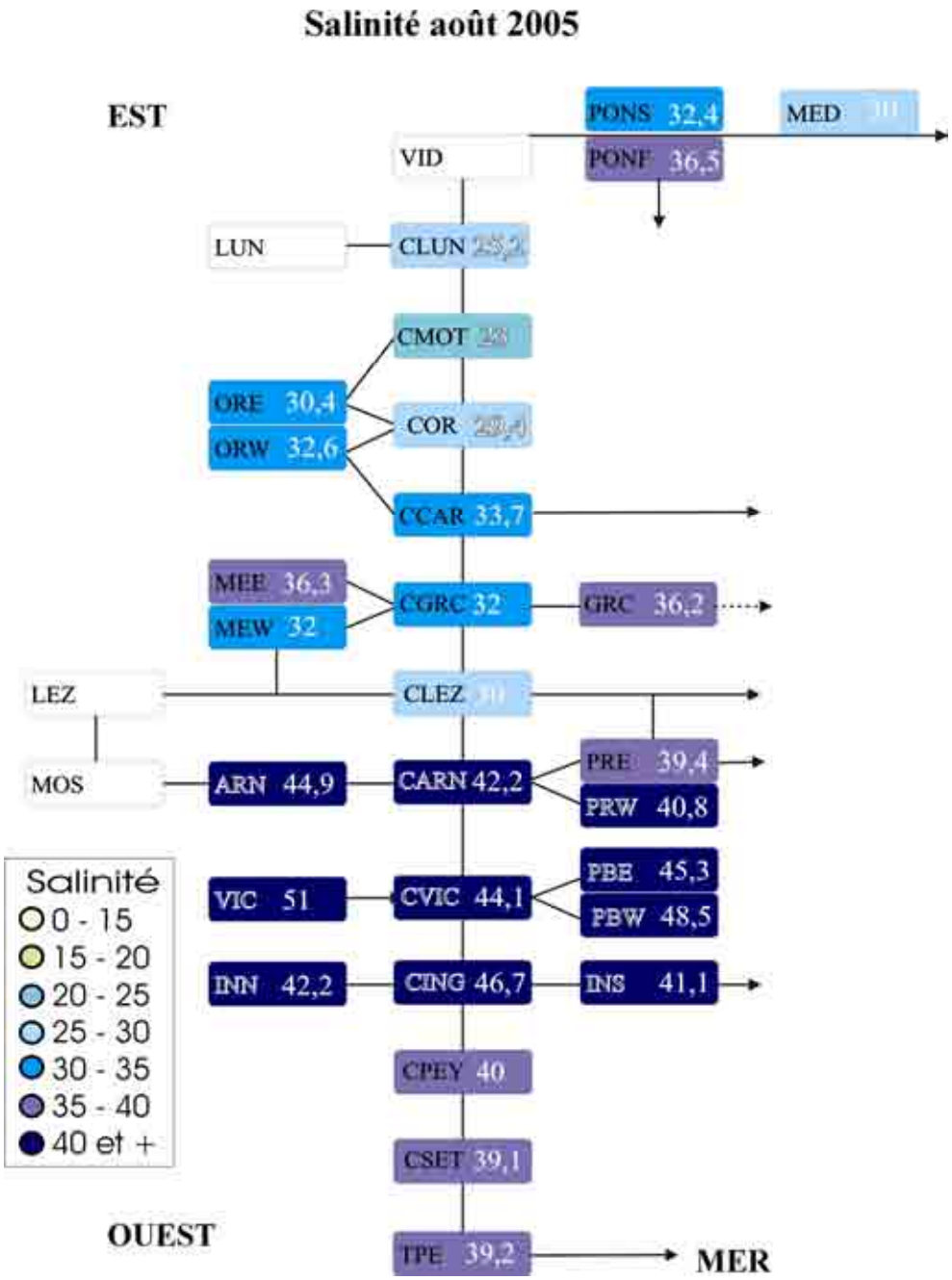


Figure 10. 6 : *Distribution des salinités dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-lagunes lors de la campagne de prélèvements d'août 2005. Chaque cadre représente une lagune ou un secteur de lagune, un secteur de canal ou un cours d'eau. Les traits symbolisent une liaison hydraulique. Les flèches indiquent une communication avec la mer.*

3. Diagnostic de l'eau

3.1. Etat général

Comme les années précédentes, les grilles de l'eau établies en 2005 pour les stations du canal du Rhône à Sète possèdent une majorité de mauvais états vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 10. 1).

Aucun changement n'est à noter sur les huit stations les plus à l'Est, de CLUN à CVIC. Elles possèdent cette année encore, un mauvais état général en raison d'apports excessifs d'éléments nutritifs d'origine agricole et domestique. Les principales sources en cause sont le Vidourle, le Vistre, les affluents de l'étang de l'Or, le canal de Lunel, la STEP de la Grande-Motte, de Carnon, et toutes les autres stations d'épurations qui ne se rejettent pas directement dans le canal mais dont les apports se répercutent sur sa qualité, comme la STEP de Palavas ou la Céréreide (STEP de l'agglomération montpelliéraine) via le Lez… Ces différentes sources possèdent bien entendu des contributions différentes et parfois variables en fonction des conditions climatiques ou de la fréquentation estivale.

De même, aucun changement n'est à noter entre 2004 et 2005 pour les deux stations situées le plus à l'Ouest, CSET et CPEY. Elles possèdent respectivement une qualité mauvaise et médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation en raison de sources d'apports locales.

Seul le point CING voit sa qualité changer de 2004 à 2005 et elle se détériore, passant d'une qualité moyenne à mauvaise, malgré la proximité du grau de Frontignan.

Tableau 10. 1 : *Comparaison des diagnostics estivaux de l'eau obtenus sur les onze stations du canal du Rhône à Sète depuis 2001.*

ETAT COLONNE D'EAU	CSET	CPEY	CING	CVIC	CARN	CLEZ	CGRC	CCAR	COR	CMOT	CLUN
2001											
2002											
2003											
2004											
2005											

3.2. Particularités de l'année 2005

Les faits marquants en terme de qualité de l'eau sur les stations du canal du Rhône à Sète cette année sont les suivants (Tableaux 10.2) :

- Le point CING voit son état se dégrader en raison de prolifération phytoplanctoniques qui déclassent la grille de l'eau d'août en rouge. Ces proliférations font suite à des teneurs relativement élevées en sels nutritifs (essentiellement de l'ammonium provenant sans doute d'apports du Lez) dans les eaux en juin et en juillet, qui ont contribué au développement d'un bloom phytoplanctonique en août. Compte tenu de la mise en place de l'émissaire, l'état de cette station éloignée du Lez devrait donc retrouver dès l'année prochaine, un état au moins aussi bon que celui des années précédentes.
- Le point CSET a été sujet à une importante pollution en juin 2005. L'ammonium a atteint des valeurs exceptionnelles pour ce point (plus de 80 µM) tout comme les nitrates (52 µM) et les phosphates (plus de 7 µM). Cette pollution minérale ne touche pas l'étang de Thau (point TPE) ni l'amont du canal (point CPEY), c'est pourquoi son origine provient certainement de sources locales et ponctuelles (en effet, la pollution disparaît presque complètement dès le mois suivant). Un dysfonctionnement est à suspecter au niveau de la zone industrielle de Sète, qui s'étend le long du canal. Des mesures doivent impérativement être mises en œuvre pour localiser l'origine exacte de ces apports et éviter que cela ne se reproduise à l'avenir.
- Le Lez constitue toujours la principale source de pollution aux lagunes palavasiennes et au canal du Rhône à Sète. Les teneurs en ammonium, NID, phosphates, Nt et Pt relevées au point CLEZ sont les plus importantes du complexe Or/palavasiens/canal. Une partie des apports est exportée en mer, mais l'autre partie se disperse dans les lagunes via le canal du Rhône à Sète. La mise en route de l'émissaire en novembre 2005 devrait améliorer les concentrations dans les eaux. Un suivi annuel est actuellement mis en œuvre en trois points du canal (CLEZ, CGRC et CVIC) et sept points dans les lagunes pour mettre en évidence d'éventuelles améliorations.
- Une tendance à l'amélioration des niveaux de phosphates dans les eaux est relevée au point CMOT (en moyenne sur l'été, on note une réduction par huit des teneurs depuis 2001). Les concentrations en NID semblent aussi diminuer depuis 2001 mais la tendance est moins claire. Cela semble confirmer l'amélioration du traitement réalisé par la station d'épuration de la Grande Motte même si celle-ci continue d'influencer négativement la qualité des eaux du canal.

***Tableaux 10.2* :** *Grilles de lecture de l'eau aux stations du canal du Rhône à Sète suivies pendant l'été 2005 (présentation des grilles d'Est en Ouest).*

CLUN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**41**	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**34**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**1,6**	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**59**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**4,6**
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	**21**
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**34**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**159**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**195**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**312**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**17,10**

CMOT			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**49**	50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**24**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,93**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**75**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**4,7**
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	**22**
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**73**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**199**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**254**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**344**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**16,51**

COR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**36**	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**39**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,36**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**67**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**5,5**
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	**11**
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**50**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**105**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**140**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**198**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**13,39**

CCAR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	56
TUR	(NTU)	0		5		10		25	40	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1	1,4	1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	112
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	3,7
NITRA	(µM)	0		1		3		5	7,7	10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	101
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	66
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	101
NT	(µM)	0		50		75		100		120	147
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	11,80

CGRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	56
TUR	(NTU)	0		5		10		25	30	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	9,2
NID	(µM)	0		2		6		10		20	295
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	6,3
NITRA	(µM)	0		1		3		5	8,9	10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	282
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	86
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	121
NT	(µM)	0		50		75		100		120	349
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	15,16

CLEZ			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	65
TUR	(NTU)	0		5		10		25	34	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	18,3
NID	(µM)	0		2		6		10		20	495
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	8,7
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	30
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	483
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	105
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	149
NT	(µM)	0		50		75		100		120	595
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	23,93

CARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**29**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**34**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**3,6**	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**51**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**3,4**
NITRA	(µM)	0		1	**2,3**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**45**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**66**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**81**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**137**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**9,04**

CVIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**40**	50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**31**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,88**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**29**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**2,8**
NITRA	(µM)	0		1	**1,9**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**24**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**83**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**97**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**132**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**7,60**

CING			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**39**	40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**10**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,93**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6	**8,4**	10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5	**0,55**	0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,92**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	**6,9**	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**31**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**39**
NT	(µM)	0		50	**53**	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**3,40**	4,5	

CPEY			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**37**	40		50	
TUR	(NTU)	0	**2,2**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,64**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6	**7,3**	10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3	**0,34**	0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,93**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	**6,3**	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	**15**	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	**18**	25	
NT	(µM)	0	**28**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	**1,89**	2,5		4,5	

CSET			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**23**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**1,4**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	**7,7**
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**135**
NITRI	(µM)	0	**0,23**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	**52**
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**83**
Chl-a	(µg/l)	0		5	**6,2**	7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7	**7,7**	10		15		25	
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**152**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**8,80**

4. Diagnostic du phytoplancton

En 2005, la qualité générale des eaux du canal du Rhône à Sète vis-à-vis du phytoplancton est très proche de celle des années précédentes (avec une majorité de mauvais états), à l'exception de l'année 2003 au cours de laquelle la situation caniculaire a sans doute contribué à limiter les fortes proliférations pico-phytoplanctoniques sur le canal (Tableau 10. 3).

Ces proliférations excessives de microalgues témoignent de la pollution qui touche le canal du Rhône à Sète, particulièrement au niveau des stations situées à l'Est. A l'Ouest du Lez, trois stations gagnent une classe de qualité vis-à-vis du phytoplancton, il s'agit de CARN, CING et CSET, les deux dernières conservent leur état médiocre. Comme les années précédentes, le point CING possède le meilleur état de l'ensemble des stations du canal vis à vis du phytoplancton.

Compte tenu des résultats obtenus sur la colonne d'eau il semble que cette relative amélioration vis-à-vis du phytoplancton soit simplement à mettre sur le compte de facteurs climatiques plus favorables cette année. En effet, en aucun cas, il ne s'agit d'une amélioration liée à une meilleure qualité des eaux du canal qui reste excessivement eutrophisé comme on a pu le constater dans le chapitre précédent.

Tableau 10. 3 : *Comparaison des diagnostics estivaux du phytoplancton obtenus sur les onze stations du canal du Rhône à Sète depuis 2001.*

ETAT PHYTOPLANCTON	CSET	CPEY	CING	CVIC	CARN	CLEZ	CGRC	CCAR	COR	CMOT	CLUN
2001											
2002											
2003											
2004											
2005											

Tableau 10. 4 *: Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les 11 stations du Canal du Rhône à Sète en 2005.*

CLUN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**5082**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**94**

CMOT			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**1863**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**61**

COR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**3469**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**176**

CCAR			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**709**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**23**	50	

CGRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**4718**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**73**

CLEZ			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**14188**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**224**

CARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**325**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**39**	50	

CVIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**206**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**36**	50	

CING			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**19,7**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**3,9**	5		10		50	

CPEY			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**19,9**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**10**	50	

CSET			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20	**20**	50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5	**5,0**	10		50	

Globalement, l'état général des stations du canal du Rhône à Sète vis à vis du phytoplancton (Tableau 10. 4) suit bien l'évolution de l'état général de l'eau et plus particulièrement celle de la chlorophylle a (Tableaux 10.2). Seule la station CING possède un bon état pour le phytoplancton alors que son état vis-à-vis de la chlorophylle a est mauvais. Cet écart entre les diagnostics pourrait être dû à un effet de seuil pour le dénombrement des cellules. Par exemple, la présence de cellules phytoplanctoniques de grosse taille et contenant beaucoup de

chlorophylle a, mais pouvant néanmoins être comptabilisées dans le nanophytoplancton en raison d'une taille proche de la limite de 3µm.

De manière générale, le canal du Rhône à Sète étant extrêmement eutrophisé, les très petites cellules phytoplanctoniques (le picophytoplancton) dominent au niveau des espèces végétales. Elles témoignent de la pollution dont est victime le canal. Et pour illustrer cet état de fait, c'est au point CLEZ (confluence entre le canal et le Lez) que les plus grosses proliférations picophytoplanctoniques ont été mesurées, avec plus de 14 000 millions de cellules/litre pour la deuxième année consécutive, ce qui constitue un record pour une station du canal.

5. Conclusions

Le diagnostic 2005 des stations du canal du Rhône à Sète confirme, comme les années précédentes, la forte eutrophisation de ce milieu.

Le Lez et son affluent, la Mosson, constituent incontestablement la principale source d'éléments nutritifs au canal, et comme les années précédentes, leur influence sur la qualité des eaux s'est faite sentir jusqu'à la station CVIC. Mais c'est peut-être la dernière fois que cela se produit, en effet, la mise en route récente (novembre 2005) de l'émissaire rejetant en mer les eaux de la station d'épuration de l'agglomération de Montpellier devrait permettre de soulager le canal du Rhône à Sète et le complexe des étangs palavasiens de la charge excessive en nutriments qu'ils reçoivent et qu'ils ne peuvent absorber. Le suivi annuel de dix stations réparties entre le canal du Rhône à Sète et les étangs palavasiens qui a débuté en décembre 2005, devrait nous permettre rapidement de mettre en évidence les premiers changements dans la qualité des eaux du canal. Les résultats de ce suivi seront présentés dans le rapport RSL 2007.

D'autres « points noirs » vis-à-vis de la pollution par l'azote et le phosphore sont à déplorer sur le bassin versant du canal du Rhône à Sète ; c'est pourquoi, dans un souci de préservation et de restauration des lagunes palavasiennes et de l'étang de l'Or, il est essentiel de poursuivre les actions concrètes qui sont actuellement menées sur les bassins versants dans le but de réduire les apports diffus (agricoles et domestiques) et de stopper les rejets accidentels.

6. Références Bibliographiques

Benau, L. 2000. Protocole de suivi de la qualité des eaux et des sédiments du canal du Rhône à Sète. Rapport de stage de DESS au SMNLR. DESS « Activités et Aménagements Littoraux et Maritimes ». Univ. Montpellier I, II et III. 82p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

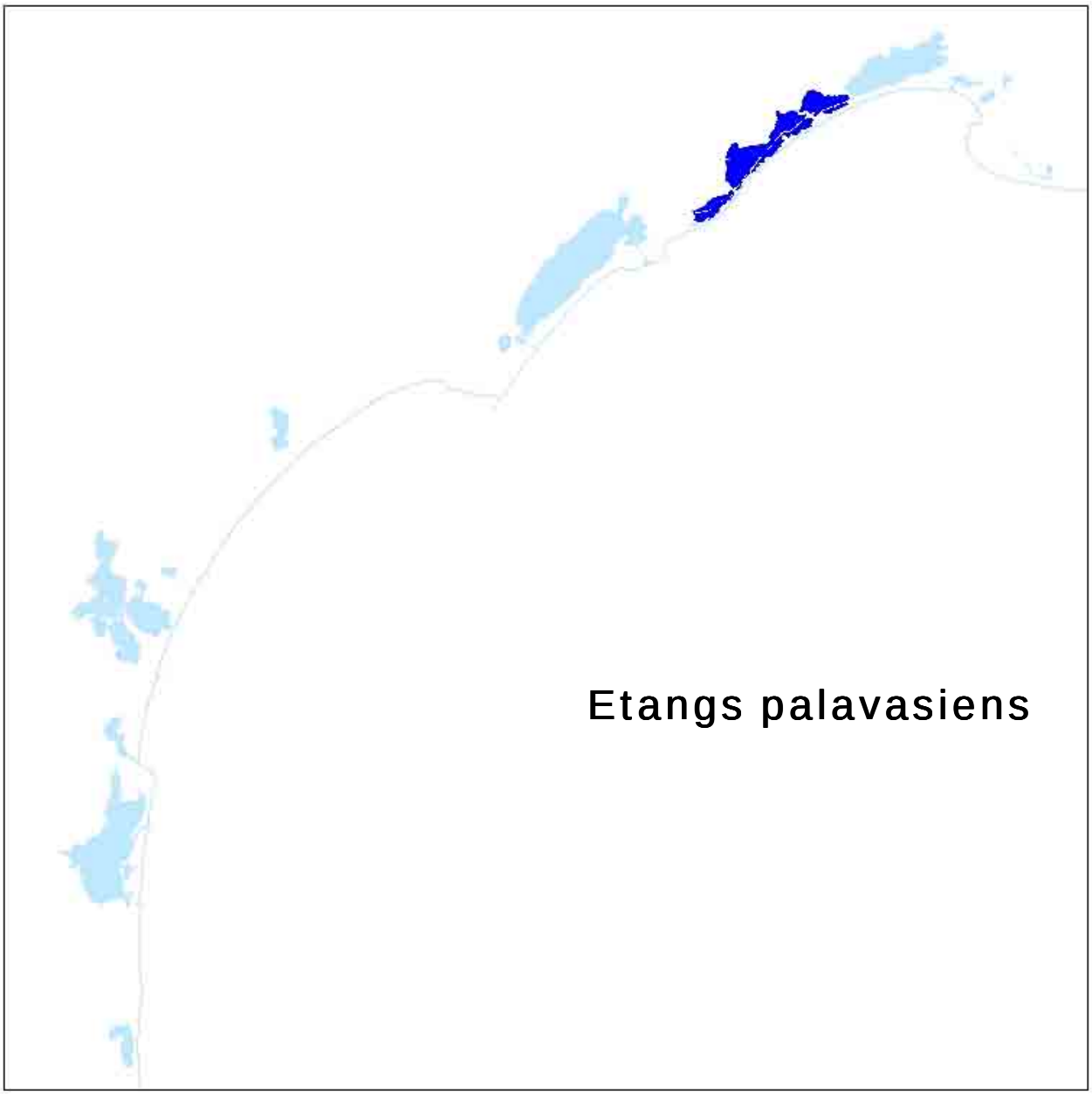
Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.

Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

Météo France, 2005. Bulletin climatique du département de l'Hérault. Mois de juin, juillet et août 2005. www.meteo-france.fr.

11



Etangs palavasiens

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 305

1.1. HISTORIQUE ET LOCALISATION 305
1.2. RÉSULTATS ANTÉRIEURS ET PERSPECTIVES 305
1.3. SUIVIS RÉALISÉS EN 2005 306

2. DIAGNOSTIC DE L'EAU 309

2.1. ETANG D'INGRIL 309
2.2. ETANG DE VIC 311
2.3. ETANG DE PIERRE-BLANCHE 312
2.4. ETANG DU PRÉVOST 313
2.5. ETANG DE L'ARNEL 314
2.6. ETANG DE MÉJEAN-PÉROLS 314
2.7. ETANG DU GREC 316

3. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 317

4. DIAGNOSTICS PLURIANNUELS 323

5. AUTRES RÉSEAUX 329

5.1. RÉSEAU MICROBIOLOGIQUE (REMI) 329
5.1.1. Classement sanitaire des zones de pêche de d'élevages et programme de suivi REMI 329
5.1.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005 333
5.1.3. Qualité bactériologique de la zone conchylicole du Prévost 334
5.2. RÉSEAU PHYTOPLANCTON (REPHY) 335
5.2.1. Etang du prévost 336
5.2.2. Etang d'Ingril 336
5.3. RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO) 337
5.3.1. RNO sédiments 338
5.3.2. RNO Matière vivante 341

6. CONCLUSIONS 343

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 344

1. Introduction

1.1. Historique et localisation

Le complexe des étangs palavasiens ne formait au XVII^{ème} qu'une seule et même lagune allant du bassin de Thau à celui de Mauguio (SMNLR, 1991). Depuis, les aménagements réalisés par l'homme ont accentué le phénomène naturel de comblement et la grande lagune s'est progressivement transformée en un chapelet de sept étangs (Ingril, Vic, Pierre-Blanche, Prévost, Arnel, Méjean-Pérols et Grec), qui s'étendent sur 25 km entre Frontignan et Carnon (Figure 11. 1). Ces étangs reçoivent les eaux d'un bassin versant d'environ 600 km² composé à l'Est par le bassin versant des rivières Lez et Mosson (bassin versant très fortement urbanisé), et à l'Ouest, par le massif karstique de la Gardiole qui alimente plusieurs résurgences. Seuls les étangs d'Ingril et du Prévost possèdent une communication directe et permanente avec la mer, respectivement par le grau de Frontignan et celui du Prévost à Palavas. Le canal du Rhône à Sète, qui traverse le complexe d'Est en Ouest permet toutefois des échanges entre les lagunes par de multiples passes (cf chapitre 10 du présent rapport).

1.2. Résultats antérieurs et perspectives

L'ensemble des observations effectuées sur les étangs du complexe palavasien confirment la véritable pollution par l'azote et le phosphore dont ils font l'objet (Ifremer 2000, 2002, 2003, 2004 & 2005). Cette pollution est essentiellement d'origine domestique et la responsabilité du Lez dans ces apports a clairement été démontrée. Il contamine directement les lagunes environnantes (Arnel, Méjean-Pérol, Grec et Prévost) et touche aussi les plus éloignées par l'intermédiaire du canal du Rhône à Sète (Ingril, Vic, Pierre-Blanche).

En novembre 2005, soit trois mois après la fin du suivi estival du RSL, l'émissaire en mer rejetant au large les eaux traitées de la station d'épuration de la Céréreide est entré en fonctionnement. Dorénavant, les effluents traités de la communauté d'agglomération de Montpellier ne seront plus rejetés dans le Lez comme c'était le cas jusqu'à présent. La qualité du cours d'eau va certainement s'en trouver changée, de même que celles des lagunes palavasiennes, qui ont si longtemps subi cette pollution sans pouvoir la « digérer ». A ce titre, un suivi mensuel de la colonne d'eau a été mis en place dans le cadre du RSL pour suivre pendant une année, de décembre 2005 à décembre 2006, l'évolution des niveaux d'eutrophisation dans les eaux des lagunes palavasiennes et du canal du Rhône à Sète. Le complexe des étangs palavasiens, avec ses différents niveaux de dégradation sera un excellent site atelier pour l'étude et la compréhension des phénomènes liés à la restauration naturelle des lagunes méditerranéennes, qui ont

été peu étudiés jusqu'à présent, faute d'exemples pertinents. Les résultats de ce suivis seront présentés dans le prochain rapport du RSL, en 2007.

La réalisation d'un modèle hydrodynamique intégrant l'ensemble de l'hydrosystème palavasien, l'étang de l'Or et le canal du Rhône à Sète est actuellement à l'étude. Celui-ci pourra aider à mieux comprendre comment la restauration des lagunes va se réaliser. Un groupe de travail s'est formé en 2005 autour du SIEL et du SMGEO afin de définir les modalités techniques et de financement. A terme, ce modèle devrait constituer un véritable outil d'aide à la décision permettant d'orienter les aménagements et les travaux de restauration dans le but d'améliorer le fonctionnement physique et biologique des milieux (SMGEO, 2002, Aquascop, 2003).

1.3. Suivis réalisés en 2005

En 2005, comme chaque année depuis 1999, les étangs palavasiens ont fait l'objet d'un suivi estival des paramètres indicateurs du niveau d'eutrophisation de la colonne d'eau. Ce suivi a permis de remplir les grilles de l'eau et les grilles du phytoplancton sur les onze stations du complexe palavasien (Figure 11. 2). Ce diagnostic sera complété par les résultats des réseaux de surveillance opérés par l'Ifremer en 2005 sur le secteur : le Réseau de suivi Microbiologique (REMI) et le Réseau de suivi du Phytoplancton toxique (REPHY) sur les étangs d'Ingril et du Prévost, le Réseau National d'Observation (RNO matière vivante) sur le Prévost, et le Réseau National d'Observation (RNO sédiments) sur les étangs d'Ingril, de Pierre-Blanche et du Grec.

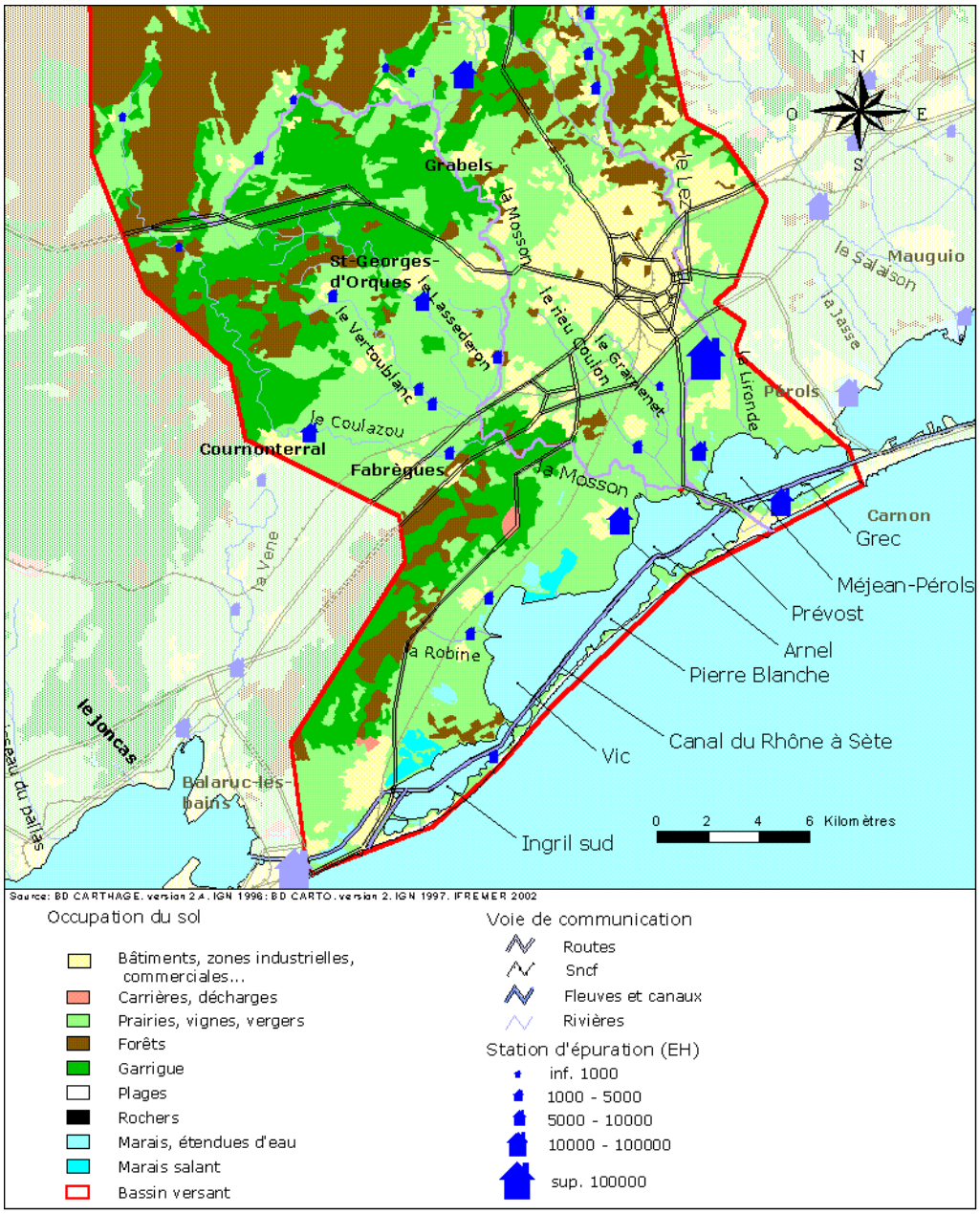


Figure 11. 1 : *Présentation des lagunes du complexe palavasien et de leur bassin versant.*

Figure 11. 2 : *Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs du complexe palavasien.*

2. Diagnostic de l'eau

Les Tableau 11. 1 à Tableau 11. 7 représentent les grilles de l'eau 2005 pour les onze points suivis sur les lagunes palavasiennes. Elle permettent comme chaque année d'établir le diagnostic estival du niveau d'eutrophisation des étangs palavasiens. Elles sont obtenues à partir des données « Eau » de juin, juillet et août 2005, comme indiqué dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes » (Ifremer, 2000). Les résultats sont présentés lagune par lagune, d'Ouest en Est. Le retour sur la météorologie estivale ne sera pas fait systématiquement pour chaque lagune (se reporter au chapitre sur le canal du Rhône à Sète (chapitre 10) pour connaître les données hydrologiques de l'été 2005).

2.1. Etang d'Ingril

En 2005, l'Ingril Nord possède un état médiocre et l'Ingril Sud un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 1).

INN perd une classe cette année en raison de biomasses chlorophylliennes étrangement élevées en juillet. Il ne s'agit sans doute pas d'un bloom phytoplanctonique car les niveaux de sels nutritifs dans les eaux sont extrêmement faibles dès le mois de juin, la turbidité des eaux est également excellente jusqu'en juillet et enfin en août, les valeurs de chlorophylle a redeviennent très bonnes. Il s'agirait donc plutôt de micro-débris de macroalgues venus fausser la biomasse chlorophyllienne de juillet. En effet, la présence importante d'ulves et de gracilaires a été observée sur le terrain, ce qui justifie sans doute l'état médiocre pour 2005 même si cela paraît sévère pour cette lagune.

INS conserve son bon état cette année, mais de manière bien plus nette que l'année précédente. Par exemple, le mois d'août reflète une excellente qualité, avec tous les paramètres de la grille situés dans le très bon état. Seul le mois de juillet indique une valeur moyenne vis-à-vis de l'oxygène dissous, reflétant quelques déséquilibres mineurs liés à l'accumulation et à la dégradation d'ulves sur le fond et les bordures de l'étang.

Malgré cela, l'étang d'Ingril possède toujours le meilleur état vis-à-vis de l'eutrophisation de l'ensemble des étangs palavasiens. Les deux principales raisons sont :

- d'une part, les échanges constants de la lagune avec la mer par le grau du port de Frontignan. Ces échanges sont mis en évidence par la marinisation nette de la partie Sud de l'Ingril (salinités élevées, Figure 11. 1, faibles concentrations

en azote total), qui a également des répercussions positives sur la qualité des eaux de l'Ingril Nord.

- d'autre part, l'étang d'Ingril bénéficie de son éloignement avec l'embouchure du Lez, qui lui permet d'être moins touché par ces apports eutrophisants. La mise en route de l'émissaire rejetant en mer les eaux traitées de la STEP de l'agglomération montpelliéraine va permettre de stopper ces flux. L'étang d'Ingril, qui est une lagune préservée par rapport aux autres lagunes palavasiennes, devrait donc en bénéficier pleinement et voir la qualité de ces eaux se maintenir en bon état et même peut-être s'améliorer dans les années à venir.

Tableau 11. 1 : *Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang d'Ingril Nord et Sud lors de la campagne 2005.*

INN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**8**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**2,3**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,11**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**2,0**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,11**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,20**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,6**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	**18**	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15	**21**	25	
NT	(µM)	0	**41**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75	**1,29**	1,5		2,5		4,5	

INS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**34**	40		50	
TUR	(NTU)	0	**3,0**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,15**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,0**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,07**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,16**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,82**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0	**4,2**	5		7		10		20	
Chlaphe	(µg/l)	0	**5,3**	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	**30**	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75	**1,00**	1,5		2,5		4,5	

2.2. Etang de Vic

En 2005, l'étang de Vic possède un mauvais état vis à vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 2). Cet état oscille presque chaque année entre mauvais et médiocre. Cette variation dépend étroitement de l'importance des apports en provenance du canal du Rhône à Sète, mais aussi, et cela se confirme de plus en plus ces dernières années, d'apports en provenance de son bassin versant ou bien de régénérations benthiques particulièrement efficaces.

Comme pour INN, VIC est déclassé par de fortes biomasses chlorophyliennes en juillet. Compte tenu des développements importants de macroalgues brunes et vertes sur cet étang, on peut penser qu'elles participent, avec leurs micro-débris, à ce déclassement. Même si, contrairement à l'étang d'Ingril, Vic possède généralement des eaux bien plus colorées (sauf cette année !) qui traduisent la présence de blooms phytoplanctoniques.

Avec la mise en route de l'émissaire, et la réduction des apports par le Lez, l'effet des rejets des STEP de Vic et Mireval sera sans doute plus facile à détecter. On soupçonnait jusqu'à présent quelques mauvais fonctionnements susceptibles de perturber l'équilibre de la lagune sans toutefois pouvoir les mettre en évidence, car masqués par le signal en provenance du canal du Rhône à Sète.

Tableau 11. 2 : *Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang de Vic lors de la campagne 2005.*

VIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**8**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**3,0**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1	**1,0**	1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,4**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,10**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,2**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**24**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**28**
NT	(µM)	0		50	**72**	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**3,50**	4,5	

2.3. Etang de Pierre-Blanche

En 2005, l'état des deux stations de l'étang de Pierre-Blanche est mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 3). Compte tenu de sa faible profondeur, des apports importants qu'il reçoit via le canal du Rhône à Sète, et de son extrême confinement, l'étang de Pierre-Blanche accueille d'importantes communautés de macroalgues opportunistes et dérivantes qui prolifèrent souvent en été et entraînent des malaïgues. Mais il présente aussi des eaux très chargées en microalgues dont les blooms se succèdent plusieurs fois dans l'été (le nanophytoplancton de juin laissant souvent sa place au picophytoplancton en juillet et août, lorsque les températures deviennent caniculaires).

Tableau 11. 3 : *Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang de Pierre-Blanche (Est et Ouest) lors de la campagne 2005.*

PBW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**100**
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**31**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**2,8**	4	
NID	(µM)	0		2		6	**6,7**	10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,04**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,00**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	**6,7**	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**60**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**69**
NT	(µM)	0		50		75	**85**	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**8,21**

PBE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**117**
TUR	(NTU)	0		5		10	**18**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**1,8**	4	
NID	(µM)	0		2		6		10	**19**	20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**1,6**
NITRA	(µM)	0		1	**2,4**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**15**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**101**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**118**
NT	(µM)	0		50		75	**99**	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**8,23**

2.4. Etang du Prévost

En 2005, l'état des deux stations vis-à-vis de l'eutrophisation est une fois de plus mauvais (Tableau 11. 4). La forte biomasse d'algues vertes opportunistes (ulves) qui recouvre le fond de l'étang entraîne chaque été d'importantes anoxies. Cela a été aussi le cas cette année avec d'importants écarts à la saturation en oxygène dissous mesurés en juin et en août à la station PRE. Les niveaux de sels nutritifs sont faibles dans l'eau car ils sont consommés presque entièrement par les macro et les microphytes. La station Est (PRE), qui reçoit directement les apports du Lez est incontestablement plus dégradée que la station Ouest (PRW). Cette dernière, en raison d'échanges plus importants avec la mer par le grau du Prévost, s'est mieux comportée vis-à-vis des anoxies qui la menaçaient.

Tableau 11. 4 : *Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang du Prévost (Est et Ouest) lors de la campagne 2005.*

PRE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**143**
TUR	(NTU)	0		5		10	**11**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,21**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,7**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,24**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,18**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,3**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**67**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**86**
NT	(µM)	0		50		75	**96**	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**5,60**

PRW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**33**	40		50	
TUR	(NTU)	0		5	**9,7**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,51**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,4**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,18**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,12**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,1**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**46**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**56**
NT	(µM)	0		50	**67**	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**4,40**	4,5	

2.5. Etang de l'Arnel

En 2005, l'Arnel présente une fois de plus un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation. Mais à l'inverse des grilles de 2003 ou 2004, de nombreux paramètres ne sont pas classés mauvais à l'issu de l'été (Tableau 11. 5). En effet, le phytoplancton et les ulves présentes en masse cette année se sont développées en consommant les sels nutritifs qui ont fini par être épuisés en juillet. Mais au lieu de recevoir en continu des eaux chargées en ammonium et en phosphates en provenance du Lez, l'Arnel n'a subi que peu d'apports, si bien que son état s'est ensuite amélioré en août. Le niveau d'ammonium est resté très bon en juillet et en août, ce qui est assez exceptionnel pour cette station, et a sans doute contribué à la limitation des proliférations de macro et microphytes. La faiblesse des précipitations et la sècheresse récurrente ont sans doute contribué à limiter le ruissellement (urbain et agricole) et par conséquent les apports d'éléments nutritifs en provenance du bassin versant. L'utilisation d'un modèle hydrodynamique de circulation pourrait dans un tel cas, nous permettre de mieux comprendre comment se sont réellement dispersées les masses d'eau en tenant compte des conditions météorologiques et hydrologiques. Il serait alors possible de quantifier les échanges entre les lagunes et le canal, d'estimer des flux d'azote et de phosphore, et donc de préciser l'impact des apports du Lez et du canal du Rhône à Sète sur chaque lagune.

Tableau 11. 5 : *Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang de l'Arnel lors de la campagne 2005.*

ARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30	**40**	40		50	
TUR	(NTU)	0		5	**9,1**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,94**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6	**7,9**	10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**4,5**
NITRA	(µM)	0	**0,93**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**2,5**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**49**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**60**
NT	(µM)	0		50		75		100	**101**	120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**5,90**

2.6. Etang de Méjean-Pérols

L'étang de Méjean-Pérols est un plan d'eau extrêmement eutrophisé, dont les caractéristiques ressemblent à celles de l'étang de l'Or vis-à-vis de son niveau de

dégradation. C'est un système exclusivement dominé par des micro-algues en suspension dans l'eau (phytoplancton) et dans lequel les cascails trouvent des conditions de vie favorables à leur développement. Ils forment d'ailleurs une barrière Nord-Sud séparant l'étang en deux zones hydrodynamiquement isolées. L'importante biomasse phytoplanctonique conduit à une extrême pauvreté de l'étang en terme de diversité algale et à une absence totale de plantes aquatiques.

En 2005, les deux stations de l'étang de Méjean-Pérol obtiennent comme les années précédentes une mauvaise qualité vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 11. 6). Comme d'habitude, les formes totales de l'azote et du phosphore ainsi que la chlorophylle déclassent les grilles estivales, ce qui confirme la dominance phytoplanctonique de ce milieu. En revanche, dès le mois de juin, les sels nutritifs ont été consommés entièrement dans la colonne d'eau, ce qui montre une évolution différente des années précédentes où les grilles de l'eau étaient aussi déclassées par ces paramètres.

Tableau 11. 6 *: Grilles estivales de lecture de l'eau pour l'étang de Méjean-Pérol (MEE : point Est et MEW : point Ouest) lors de la campagne 2005.*

MEW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**28**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**24**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**3,0**	4	
NID	(µM)	0	**0,5**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,07**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,12**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,35**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**36**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**48**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**270**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**20,60**

MEE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**40**	50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**13**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,16**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**0,8**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,05**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,12**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	**0,71**	1		3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**42**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**51**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**121**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**5,90**

Il semble que les apports aux lagunes (Arnel et Méjean notamment) aient été réduits cette année. La longue période de sécheresse a sans doute contribué à limiter le ruissellement (urbain et agricole) et donc à réduire le débit du Lez ou des nombreux cours d'eau temporaires que compte le bassin versant. C'est sans doute pour cette raison que d'importantes proliférations d'ulves ont été observées cette année sur l'étang. Elles sont redevenues compétitives par rapport au phytoplancton qui n'a pu se développer aussi intensément et rapidement que les années précédentes. C'est pourquoi on observe un décalage des pics de chlorophylle sur les grilles de l'eau : ils n'atteignent leur point culminant qu'en juillet pour MEW et août pour MEE. Ce n'est qu'en milieu d'été (MEW) et fin d'été (MEE) que le phytoplancton prend définitivement le dessus sur les macrophytes, sans doute à la faveur des apports régénérés constitués par les reminéralisations benthiques. Ces éléments nutritifs sont néanmoins aussitôt consommés par la production primaire c'est pourquoi ils n'apparaissent pas sur les grilles de l'eau.

2.7. Etang du Grec

Cette année encore, l'étang du Grec fait partie des étangs palavasiens les plus marqués par le phénomène d'eutrophisation. Comme le montre le Tableau 11. 7, il présente des états mauvais pour la quasi-totalité des indicateurs.

Tableau 11. 7 : *Grille estivale de lecture de l'eau pour l'étang du Grec lors de la campagne 2005.*

GRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40		50	**78**
TUR	(NTU)	0		5		10	**11**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	**3,4**	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**56**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**13,5**
NITRA	(µM)	0		1	**2,3**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**45**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**44**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**58**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**139**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**8,00**

Contrairement à l'Arnel ou au Méjean sur lesquels les sels nutritifs ont été consommés en totalité sur la colonne d'eau, pour le Grec, on retrouve encore de fortes concentrations en ammonium, en nitrites et en phosphates, signes d'une

réelle contamination par des rejets domestiques. Certes, on remarque une baisse des teneurs par rapport à 2004, qui peut être due à l'influence moindre des apports du Lez en période de sècheresse, mais les rejets de la STEP de Palavas sont suffisants pour dégrader cet écosystème trop confiné et de superficie trop réduite pour « digérer » l'ensemble de ces apports. Sans oublier la contribution « amont » du canal du Rhône à Sète qui a tendance à apporter les eaux de Carnon et du Vidourle.

En conséquence, il est probable que même avec l'entrée en fonctionnement de l'émissaire de Montpellier, la qualité des eaux de l'étang du Grec ne s'améliore que faiblement.

3. Diagnostic du phytoplancton

Les Tableaux 11. 8 présentent les grilles de diagnostic du phytoplancton pour l'ensemble des stations suivies sur les étangs palavasiens au cours de l'année 2005.

Tableaux 11. 8 : *Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les étangs palavasiens au cours de l'été 2005.*

INN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**15,9**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**2,1**	5		10		50	

INS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**12,9**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0	**0,69**	2		5		10		50	

VIC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**5,2**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**3,3**	5		10		50	

Tableaux 11. 8 (bis) : *Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les étangs palavasiens au cours de l'été 2005.*

PBW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**139**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**40**	50	

PBE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**114**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**38**	50	

PRW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**288**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**15**	50	

PRE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**83**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**25**	50	

ARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**433**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**20**	50	

MEW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**9158**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**49**	50	

Tableaux 11. 8 (ter) : *Grilles de diagnostic du phytoplancton pour les étangs palavasiens au cours de l'été 2005.*

MEE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**4567**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**116**

GRC			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**1292**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**58**

Parmi les étangs habituellement les plus dégradés par rapport au phytoplancton, l'étang de Méjean-Pérol et du Grec possèdent les niveaux les plus élevés cette année, avec des densités dépassant le milliard de cellules pour le Grec et atteignant presque dix milliards de cellules pour MEW. L'Arnel, contrairement à l'année 2004, voit ses densités considérablement réduites même si elles restent élevées. C'est essentiellement le picophytoplancton (le petit phytoplancton) qui explose sur ces trois lagunes avec des abondances importantes.

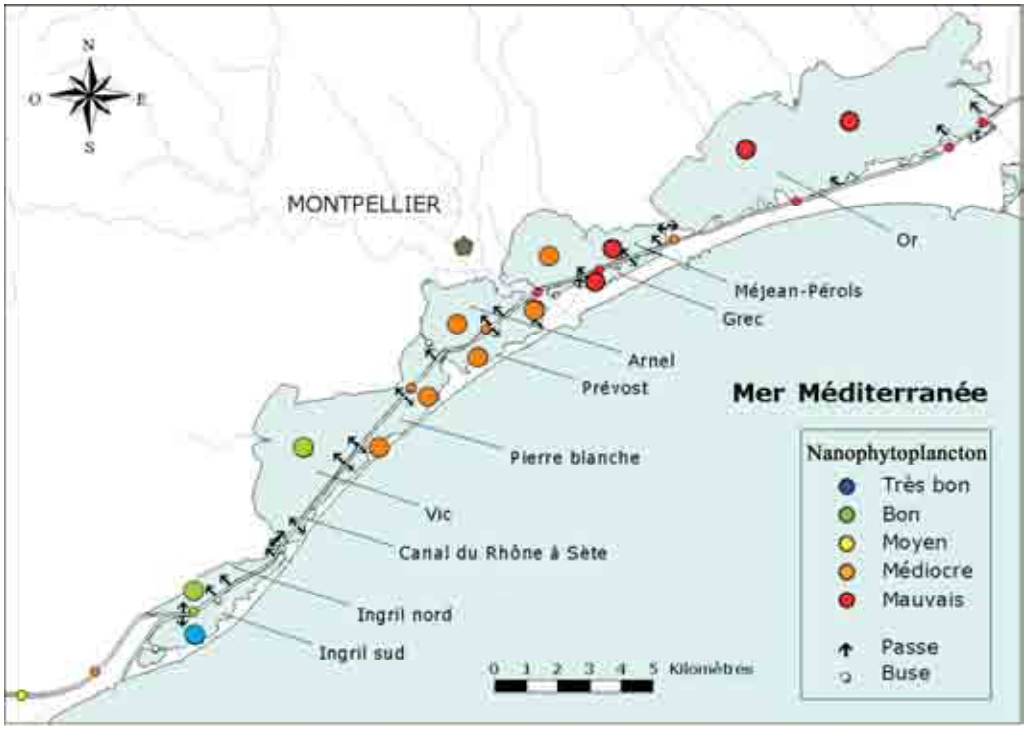
Ces proliférations considérables de petit phytoplancton dénotent bien de l'état de dégradation avancé de ces lagunes. En effet, schématiquement, plus les niveaux de sels nutritifs sont importants dans une lagune et plus les espèces qui vont pouvoir les assimiler rapidement vont être favorisées. Au départ, il s'agit des macroalgues et des microalgues. Néanmoins, lorsque les niveaux sont suffisants pour que d'importantes populations de microalgues se développent, elles entraînent un trouble de l'eau qui limite la pénétration de la lumière jusqu'au fond de la lagune. Le développement des macroalgues ou des herbiers est donc réduit. Finalement, si la pollution persiste, seules les micro-algues en suspension dans l'eau subsistent car elles captent la lumière directement en surface. Enfin, si les conditions durent encore, la concurrence entre espèces phytoplanctoniques se produit et se sont une fois de plus les espèces les plus petites qui vont profiter au mieux de ces conditions, souvent au détriment des autres.

Cette année toutefois, sans doute en raison de la sècheresse importante qui a touché le département, les apports en éléments nutritifs ont été relativement réduits par rapport à l'année dernière. Le développement du phytoplancton n'a pu se produire aussi vite et aussi intensément que d'habitude, si bien que dans plusieurs lagunes, les macrophytes sont redevenus compétitifs et ont eu le temps de se développer et de concurrencer le phytoplancton. C'est un phénomène plus habituel sur les étangs de Pierre-Blanche, du Prévost ou du Grec, mais beaucoup

plus rare sur le Méjean ou l'Arnel où d'importants tapis d'ulves ont été observés cette année. Si bien qu'en 2005, les grilles du phytoplancton sur les étangs palavasiens indiquent un bon état en début d'été (en juin et parfois aussi en juillet) puis elles se dégradent progressivement jusqu'en août où on retrouve les grilles les plus pénalisantes. En effet, ce n'est qu'avec les apports liés aux reminéralisations benthiques que les blooms phytoplanctoniques prennent définitivement l'avantage sur les macrophytes. Cette année, les étangs les plus dégradés par rapport au phytoplancton sont les étangs situés à l'Est de l'embouchure du Lez (Méjean et Grec). Comme on estime que ce cours d'eau a eu peu d'influence sur les étangs palavasiens cette année, il est probable que ces deux lagunes aient également été soumises aux apports de la partie « amont » du canal du Rhône à Sète.

Comme pour les grilles de l'eau, plus on se déplace vers l'Ouest et plus l'état des étangs palavasiens s'améliore pour le phytoplancton. Les meilleures grilles sont obtenues pour l'Ingril et pour Vic. Les remarques faites par rapport à la concurrence macrophytes/microphytes observée cette année sur les étangs généralement les plus dégradés sont également vraies pour ces étangs là, mais compte tenu des faibles niveaux d'éléments nutritifs dans les eaux, la biomasse phytoplanctonique est peu représentée, même au mois d'août, et l'influence de la dégradation des macrophytes est sans doute à l'origine des fortes teneurs en chlorophylle a observées cette année sur ces étangs.

L'évolution spatiale des abondances cellulaires en nano et pico phytoplancton mesurées en 2005 sur les étangs palavasiens et le canal du Rhône à Sète est représentée sur les Figure 11. 3 et Figure 11. 4.



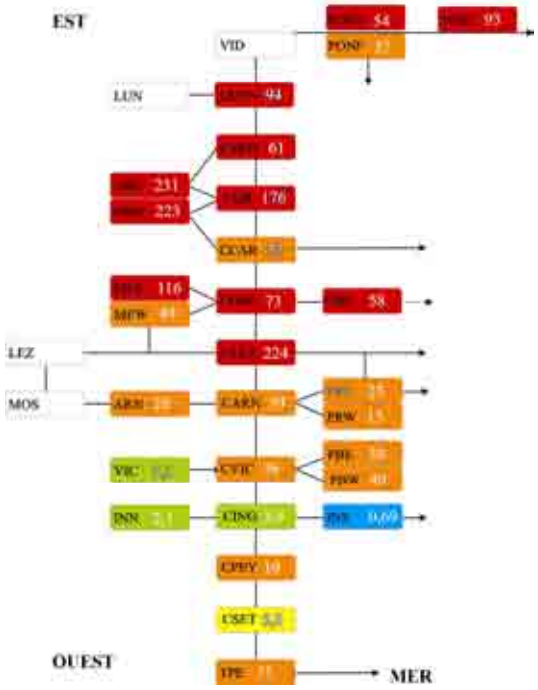
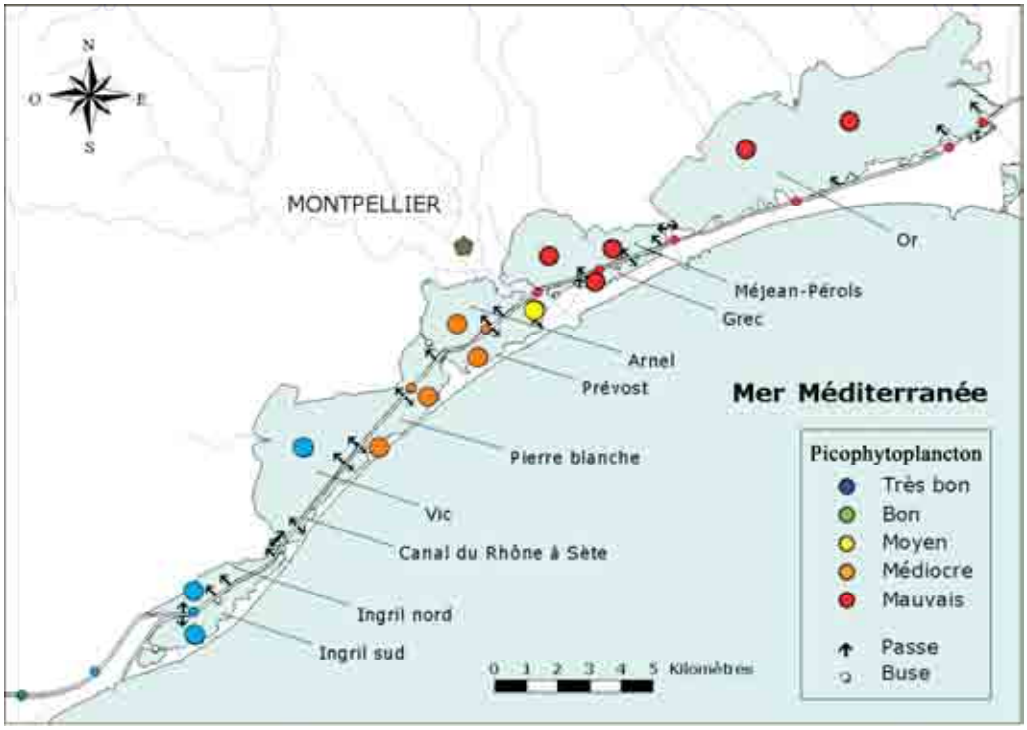


Figure 11. 3 : *Distribution des abondances cellulaires de nano-phytoplancton (>3µm) dans les eaux de l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-Or au cours de l'été 2005.*



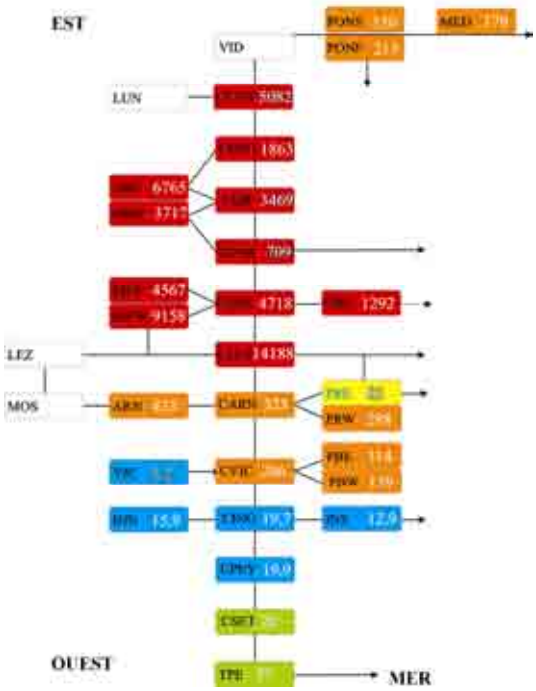


Figure 11. 4 : *Distribution des abondances cellulaires de pico-phytoplancton (<3µm) dans les eaux de l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-Or au cours de l'été 2005.*

4. Diagnostics pluriannuels

Au regard du diagnostic pluriannuel réalisé ci-dessous (Tableau 11. 9), il apparaît que depuis 2002, la qualité de l'eau des étangs palavasiens ne s'améliore pas. L'année dernière, on pouvait même conclure qu'elle se dégradait mais en raison de conditions climatiques particulières cette année, cette tendance est stoppée. En 2005, l'état reste mauvais, mais avec une légère amélioration qui est simplement due à la faiblesse des apports en provenance du bassin versant (apports diffus, ruissellement urbain et agricole) en lien avec une période de sécheresse particulièrement longue et qui a réduit considérablement le débit des cours d'eau pérennes comme le Lez. Ce dernier n'a donc pas pesé aussi lourdement que les années précédentes sur la qualité des lagunes palavasiennes (Figure 11. 5, Figure 11. 6). C'est donc une information intéressante en prévision des suivis qui sont actuellement réalisés suite à la mise en route de l'émissaire de Montpellier. La colonne d'eau étant un milieu extrêmement réactif, on peut donc s'attendre à ce que la suppression des rejets de la Céréreide dans le Lez ait un impact positif sur la qualité de l'eau des lagunes palavasiennes qui soit mesurable dès l'année prochaine.

Tableau 11. 9 : *Comparaison des diagnostics estivaux de l'eau obtenus sur les onze stations des palavasiens depuis 1999 (les cases blanches correspondent à une absence de diagnostic).*

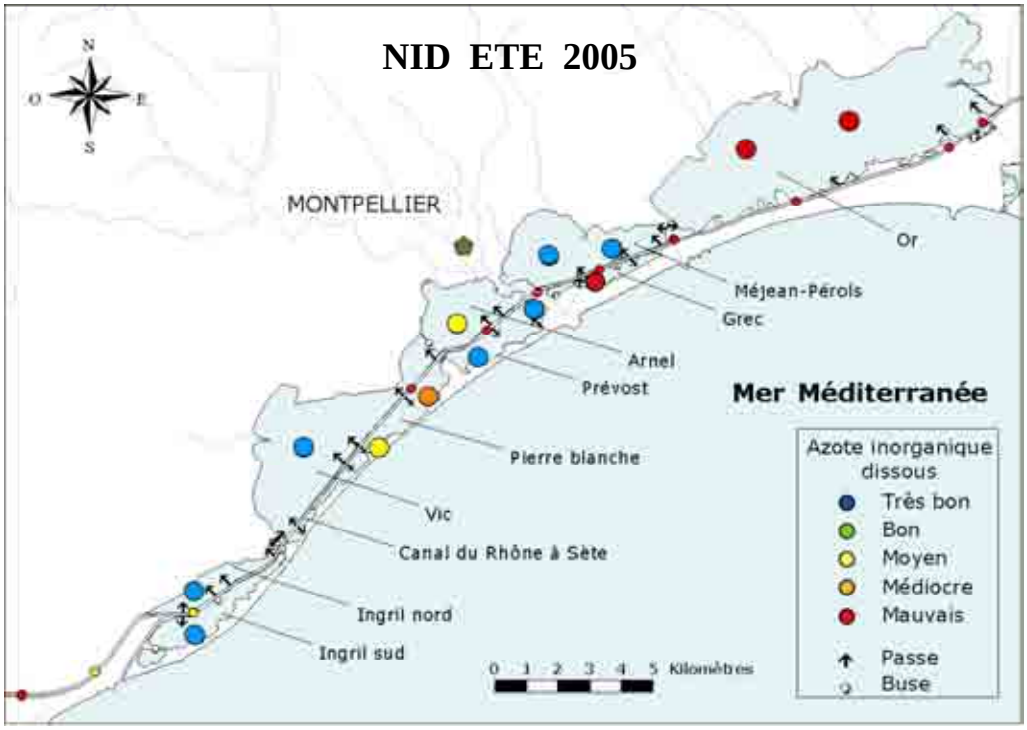
ETAT COLONNE D'EAU	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
1999											
2001											
2002											
2003											
2004											
2005											

En 2005, le diagnostic du phytoplancton s'est amélioré sur sept stations par rapport à 2004 (Tableau 11. 10). Cette amélioration est à relier comme pour les grilles de l'eau à la longue période de sècheresse qui a touché l'Hérault entre 2004 et 2005. Les stations les plus éloignées des apports du Lez sont celles qui bénéficient de la plus importante amélioration (deux classes de gagnées pour INN et INS). Les stations les plus proches de ces apports (MEW, MEE, GRC), même

si elles conservent leur mauvais état par rapport au phytoplancton, n'ont pour la plupart été déclassées qu'au mois d'août, alors que le début d'été a été particulièrement bon. En plus des reminéralisations de fin d'été, elles ont sans doute bénéficié plus que les autres des apports en sels nutritifs en provenance de la partie « amont » (ou partie Est) du canal du Rhône à Sète.

Tableau 11. 10 : *Comparaison de l'état général des palavasiens par rapport au phytoplancton de 1999 à 2005 (*le diagnostic de 2000 n'est basé que sur un seul mois de mesure).*

ETAT PHYTOPLANCTON	INN	INS	PBW	PBE	VIC	ARN	PRW	PRE	MEW	MEE	GRC
1999											
2000*											
2001											
2002											
2003											
2004											
2005											



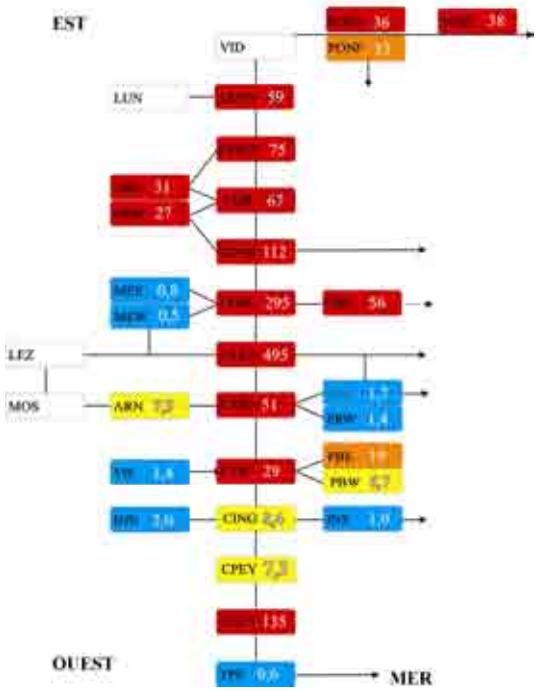
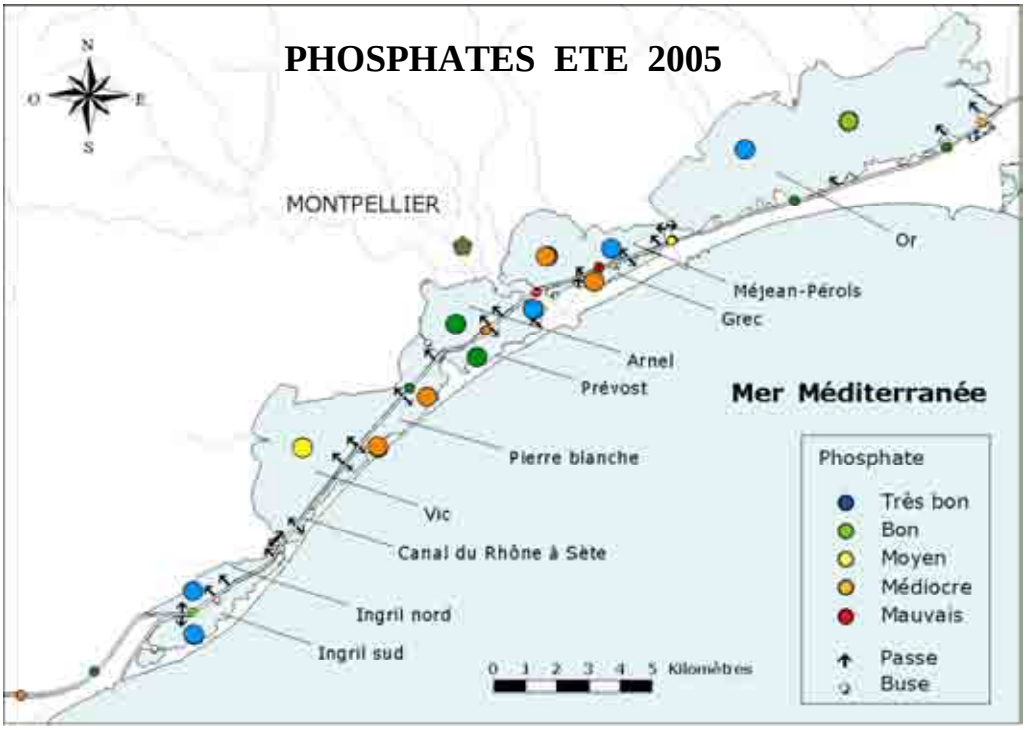


Figure 11. 5 : *Distribution des concentrations d'azote inorganique dissous (NID) dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-Or au cours de l'été 2005.*



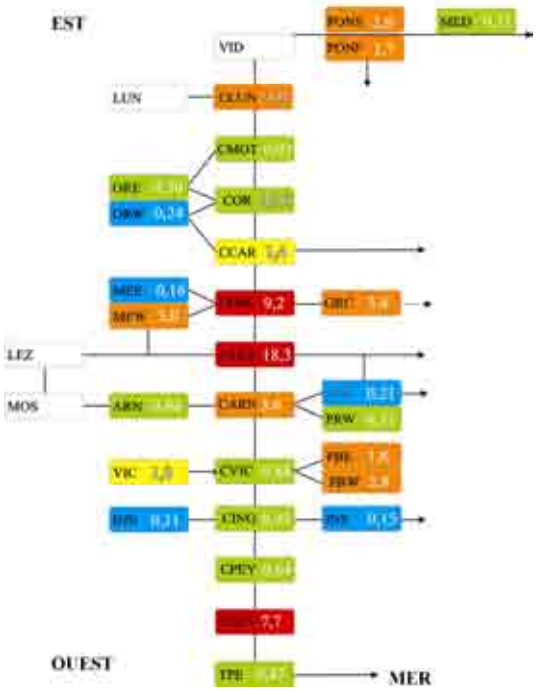
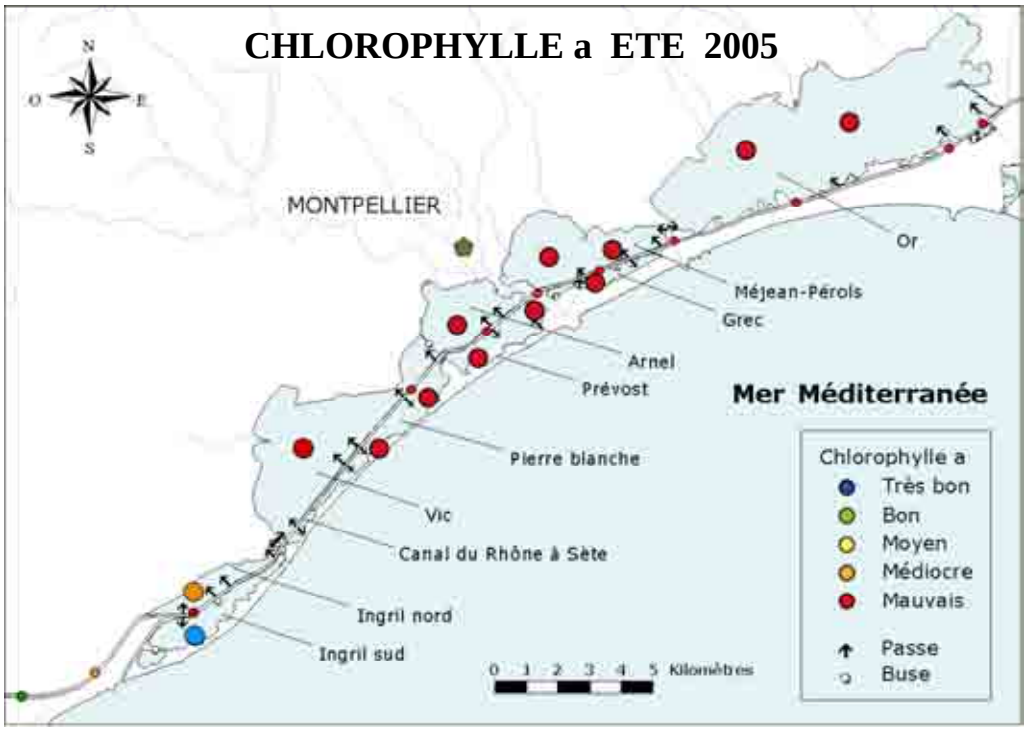


Figure 11. 6 : *Distribution des concentrations de phosphates dissous dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-Or au cours de l'été 2005.*



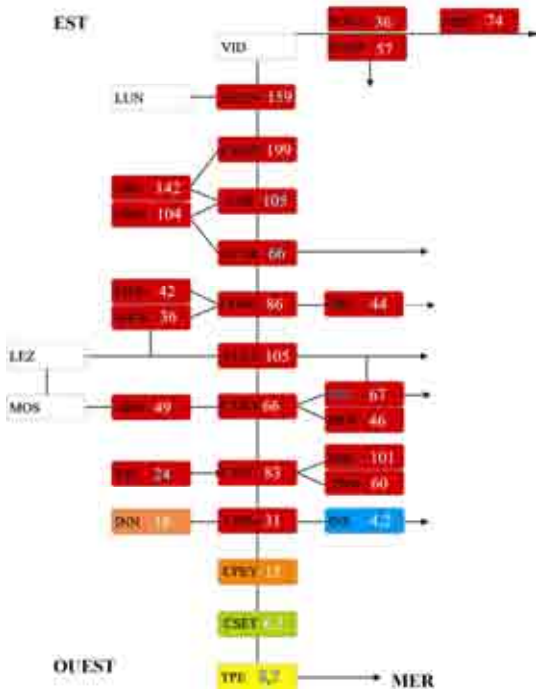
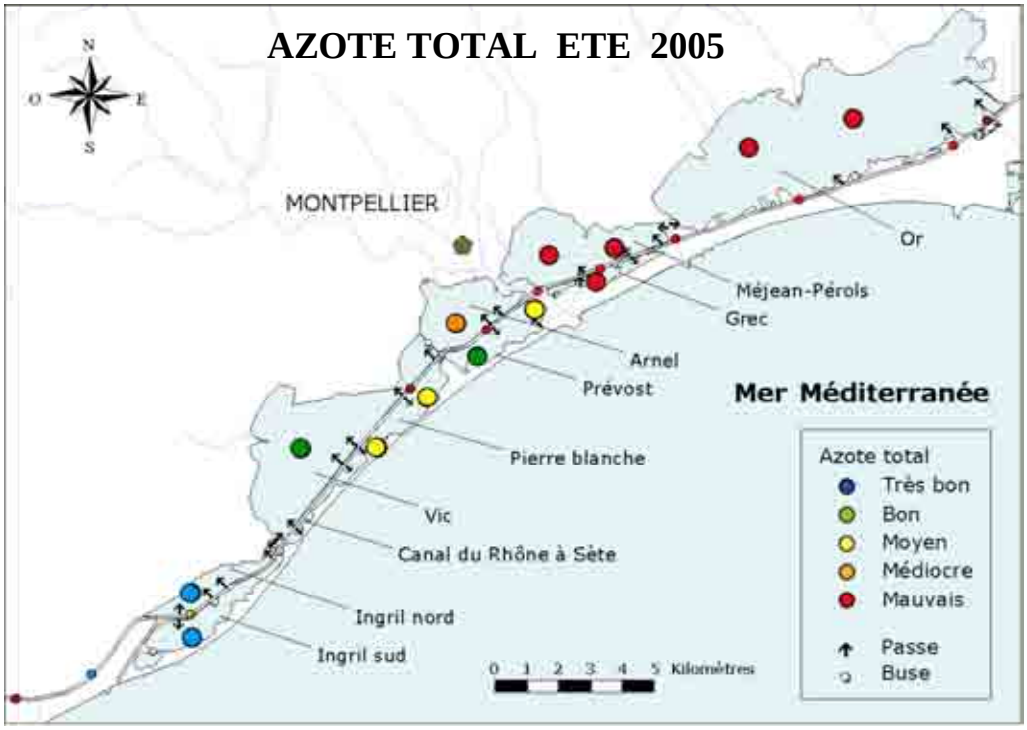


Figure 11. 7 : *Distribution des concentrations de chlorophylle a dans l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-or au cours de l'été 2005.*



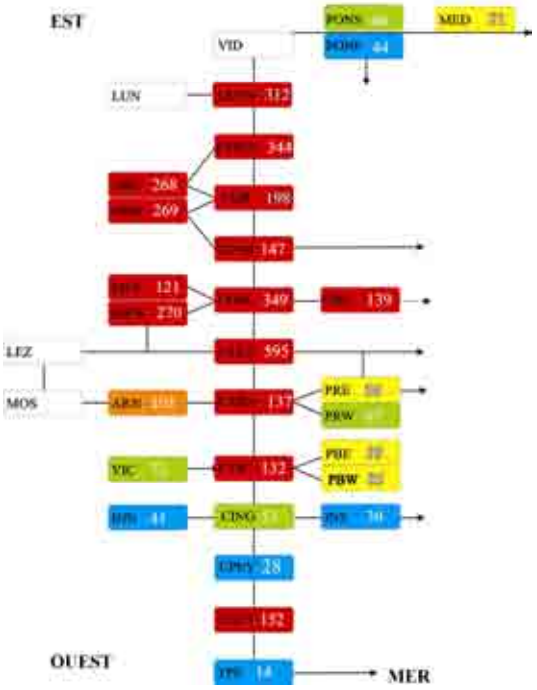


Figure 11. 8 : *Distribution des concentrations d'azote total dans les eaux de l'hydrosystème canal du Rhône à Sète-palavasiens-Or au cours de l'été 2005.*

5. Autres réseaux

En 2004, quatre étangs palavasiens (Ingril, Prévost, Pierre-Blanche et Grec) ont été suivis dans le cadre de différents programmes de surveillance opérés par l'Ifremer (RNO sédiments, RNO matière vivante, REMI, REPHY). Les derniers résultats disponibles sur chacun de ces étangs sont détaillés ci-dessous par réseaux.

5.1. Réseau Microbiologique (REMI)

5.1.1. Classement sanitaire des zones de pêche et d'élevages de coquillages et programme de suivi REMI

Les délimitations géographiques et les classements sanitaires des étangs palavasiens sont présentés, pour chaque groupe de coquillage, sur les Figure 11. 9, Figure 11. 10 et Figure 11. 11. Ces classements sont fixés par l'arrêté préfectoral n°1996-1-027 bis du 05/01/1996 « portant classement de salubrité des zones de production et de reparcage de l'Hérault ».

En 1996, l'ensemble des zones littorales et lagunaires des départements de l'Hérault et du Gard avait été classé de manière exhaustive. Le contenu de ces arrêtés doit être révisé par l'Administration afin de répondre aux dernières évolutions réglementaires. Les nouveaux classements s'appuieront sur les résultats de la surveillance régulière REMI pour les zones suivies et sur les résultats d'étude de zones spécifiques pour les autres. Seules les zones de pêche effective de coquillages et les lotissements de production ont vocation à être classés. Les zones nécessitant la réalisation d'une étude de zone et d'un suivi ont été identifiées en 2004 et 2005 par la Direction Départementale des Affaires Maritimes de l'Hérault et du Gard, en concertation avec la profession.

Parmi les étangs Palavasiens, deux zones bénéficieront d'un classement sanitaire :

- l'étang de l'Ingril en raison de son potentiel de pêche de palourdes, dont la qualité sera évaluée en 2006 au cours d'une étude sanitaire sur le groupe 2 (bivalves fouisseurs),
- la zone conchylicole du Prévost dont la qualité est évaluée annuellement dans le cadre du REMI.

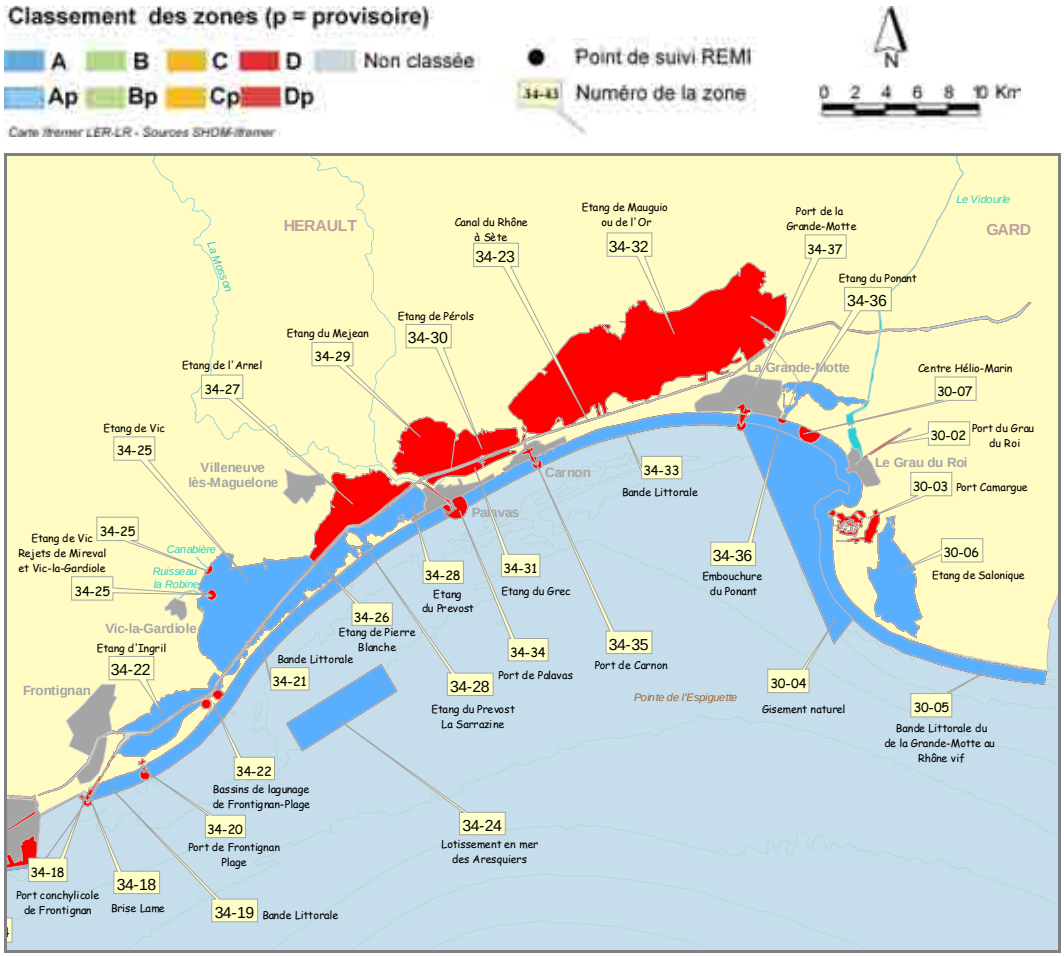


Figure 11. 9 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 1 du port de Sète dans l'Hérault au Rhône Vif dans le Gard.*

Le classement actuel A autorise la pêche des coquillages du groupe 1 (les gastéropodes, les échinodermes et les tuniciers) dans des étangs d'Ingril, de Vic, de Pierre Blanche et du Prévost. Selon les données extraites du rapport Cépralmar « Suivi 2002 de la pêche aux petits métiers », ces zones ne sont pas exploitées pour ce groupe de coquillages.

Compte tenu de l'absence de pêche significative, les coquillages du groupe 1 ne sont pas suivis dans ces 4 zones.

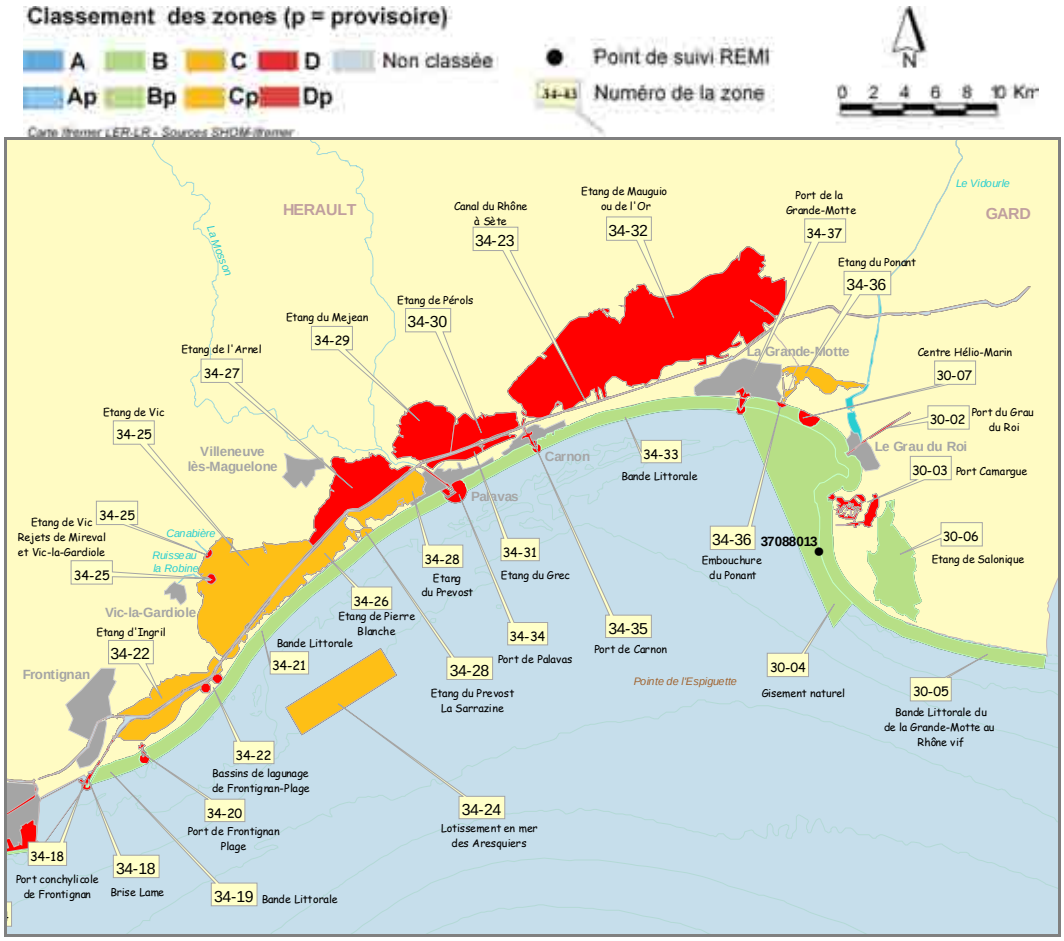


Figure 11. 10 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 2 du Port de Sète dans l'Hérault au Rhône Vif dans le Gard et localisation des points de suivi REMI.*

Selon l'arrêté de classement en vigueur, la pêche des coquillages du groupe 2 (palourdes, tellines, clovisses,…) est interdite sur l'ensemble des étangs Palavasiens. Ce groupe n'est donc pas suivi dans le cadre du REMI dans ces zones.

Le suivi de la pêche aux petits métiers classe l'étang d'Ingril en seconde position pour la pêche à la palourde dans l'Hérault et le Gard, après l'étang de Thau. Cette zone fait l'objet d'une étude sanitaire en 2006 (groupe 2) préalablement à son classement par l'Administration, une fois classée, la programmation de la surveillance régulière REMI pourra être faite sur cette zone.

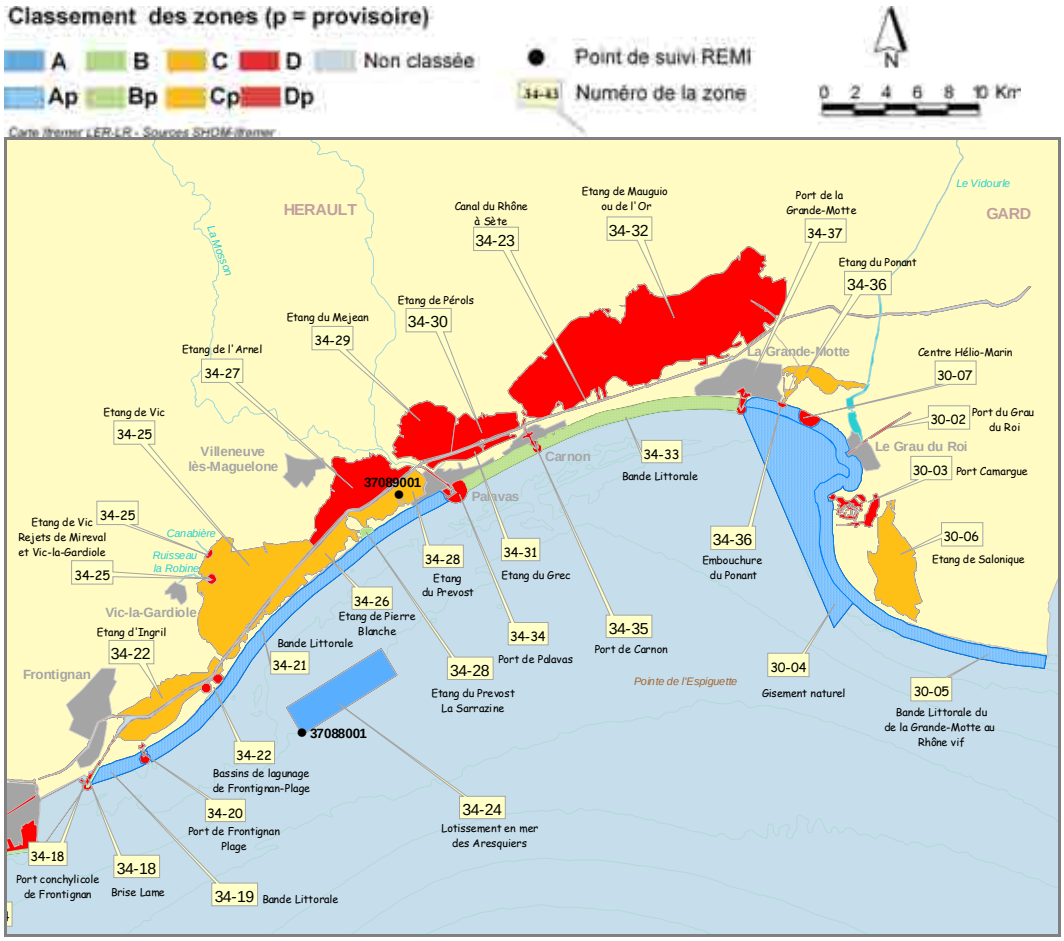


Figure 11. 11 : *Délimitations géographiques et classements sanitaires des zones de pêche et d'élevage des coquillages du groupe 3 du port de Sète dans l'Hérault au Rhône Vif dans le Gard et localisation des points de suivi REMI.*

Hormis la zone « La Sarrazine » de l'étang du Prévost classée B pour le groupe 3, les classements actuels interdisent la pêche ou la production d'huîtres et de moules dans les étangs palavasiens. Cependant, en raison du maintien de l'activité d'exploitation des parcs ostréicoles de la zone « Etang du Prévost – zone conchylicole» par le CAT « Les Compagnons de Maguelone », la qualité microbiologique de cette zone est suivie dans le cadre du REMI. Un point de prélèvement « moules » localisé sur les tables conchylicoles est échantillonné à une fréquence mensuelle en stratégie de surveillance régulière et hebdomadairement pendant les alertes.

5.1.2. Bilan de la surveillance REMI en 2005

Les objectifs et les principes techniques du réseau de contrôle REMI sont présentés en annexe 1.

En 2005, au total 12 prélèvements ont été effectués au niveau du point de suivi de la zone n°34.28 « Etang du Prévost – zone conchylicole » dans le cadre de la surveillance régulière et 4 dans le cadre d'alertes déclenchées afin de suivre l'impact d'évènements orageux-pluvieux de forte intensité sur la qualité microbiologique de la zone.

En raison de la mortalité estivale des moules, induite par la malaïgue, ce sont les huîtres qui ont été échantillonnées en juillet et en août.

Les résultats bactériologiques obtenus en 2005 sont présentés sur la Figure 11. 12. Les données obtenues dans le cadre de la surveillance régulière sont représentées par un symbole « rond », et les données liées à des prélèvements supplémentaires (dispositif d'alerte) par un symbole « étoile ». Les symboles qui apparaissent encerclés permettent de visualiser les dates pour lesquelles la concentration en *E. coli* est concomitante à de fortes précipitations (cumul sur les deux jours précédant le prélèvement). Le terme « fortes précipitations » est utilisé lorsque les précipitations, au niveau de la station de Fréjorgues, cumulées sur les deux jours précédant le prélèvement sont supérieures au quantile 90[1], estimé sur l'ensemble des données de pluviométrie de la période 2003-2004-2005.

Comme les années précédentes, la zone conchylicole de l'étang du Prévost présente des niveaux élevés de contamination fécale. Les pics de pollution sont enregistrés suite à des évènements pluvieux de forte intensité, mais également sporadiquement par temps sec. La qualité microbiologique de cette zone est conditionnée par la qualité des eaux du canal du Rhône à Sète et du Lez qui reçoivent les eaux d'un bassin versant très urbanisé. L'impact de la déviation en mer des rejets de la station d'épuration de Montpellier, sur la qualité microbiologique de l'étang du Prévost, pourra être évalué fin 2006 au vue des résultats du REMI.

L'épisode pluvieux du 05/09/2005 au 08/09/2005, représentant un cumul de précipitations de plus de 100 mm sur la station de Fréjorgues, a induit une dégradation significative de la qualité bactériologique de la zone du Prévost, classée C, dégradation identifiée et suivie dans le cadre du dispositif d'alerte REMI. L'Administration a pris 8 septembre un arrêté préfectoral « portant interdiction de pêche, ramassage, mise sur le marché et l'expédition pour la consommation des huîtres, moules et coquillages fouisseurs de l'étang du Prévost » (arrêté n° n°2005-01-2212 abrogé le 23/09).

[1] Le quantile 90 est la valeur pour laquelle 90% des données lui sont inférieures.

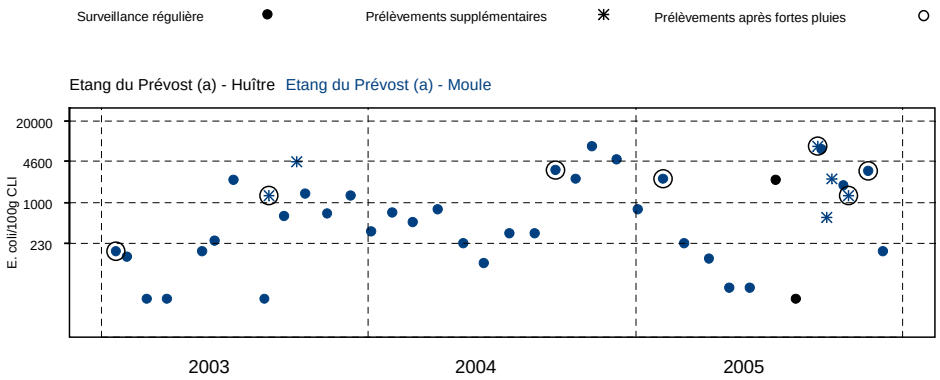


Tableau des résultats : effectif et pourcentage par classe sur 3 ans (2003-2005)

	N	<230	230-1000	1000-4600	4600-20000	20000-46000	46000-200000	>=200000	Max	MoyGeo
n	36	12	12	9	3	0	0	0	7900	394
%		33.3	33.3	25	8.3	0	0	0		

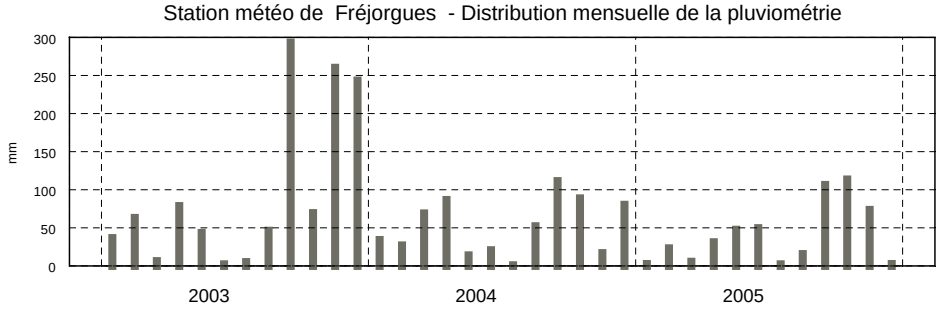


Figure 11. 12 : *Résultats REMI acquis en surveillance régulière et en alerte au cours de la période 2003-2004-2005 sur la zone de l'étang du Prévost n°34.28 pour le groupe 3 et synthèse des résultats acquis en surveillance régulière.*

5.1.3. Qualité microbiologique de la zone conchylicole du Prévost

L'estimation de la qualité microbiologique d'une zone de production utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur une période de 3 années calendaires consécutives afin d'obtenir un nombre de résultats statistiquement suffisant pour prendre en compte les fluctuations interannuelles. L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

De façon transitoire, en 2006, et dans l'attente d'instructions DPMA[2]-DGAL[3] spécifiques à ce sujet, la qualité microbiologique des zones de production est estimée successivement suivant les seuils microbiologiques définis par l'arrêté du 21 mai 1999 et suivant les seuils microbiologiques définis par le règlement 854/2004 (cf. annexe 1).

La deuxième partie de la Figure 11. 12 résume sous forme d'un tableau la répartition des résultats bactériologiques obtenus sur les trois dernières années par tranche de valeurs en nombre et en pourcentage. La valeur maximale de contamination sur cette période est indiquée, ainsi que la moyenne géométrique des données de surveillance régulière.

Il ressort de l'analyse de ces données que la qualité microbiologique estimée de la zone conchylicole de l'étang du Prévost est B pour la période 2003-2004-2005, selon l'arrêté du 21 mai 1999. Cette qualité estimée n'est pas en adéquation avec le classement administratif actuel de cette zone, classée C pour le groupe 3.

La révision des seuils microbiologiques au niveau du règlement 854/2004, et notamment la suppression de la tolérance de 10% de résultats supérieurs à 4 600 E.coli/100 g de CLI4, entraîne une modification de la qualité estimée de la zone du Prévost. Les trois dépassements du seuil de 4 600 E.coli/100 g de CLI enregistrés en surveillance régulière, sont à l'origine d'une qualité estimée C selon la nouvelle réglementation européenne. Le classement est alors conforme à la qualité estimée de cette zone.

5.2. Réseau Phytoplancton (REPHY)

Le réseau de surveillance REPHY a deux objectifs principaux :

- la connaissance « patrimoniale » des espèces phytoplanctoniques présentes sur le littoral français. Cette connaissance permet de suivre les évolutions des différentes espèces en fonction des saisons et de mesurer l'impact de certains évènements climatiques sur le phytoplancton (abondance, diversité…).
- le suivi des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques :
  - *Dinophysis* et les toxines DSP (diarrhéiques),
  - *Alexandrium* et les toxines PSP (paralytiques),
  - *Pseudo-nitzschia* et la toxine ASP (amnésiante).

[2] Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

[3] Direction Générale de l'Alimentation

[4] CLI = Chair et Liquide Intervalvaire

5.2.1. Etang du Prévost

En 2005, les trois genres toxiques sont observés notamment *Pseudo nitzschia* (comme en 2003 et 2004) sans que la concentration dans l'eau n'atteigne le seuil d'alerte (Figure 11. 13). En raison des abondances cellulaires peu élevées pour ces espèces, aucun test n'ont été réalisé.

En conséquence, le risque phycotoxine est considéré comme faible dans cette lagune.

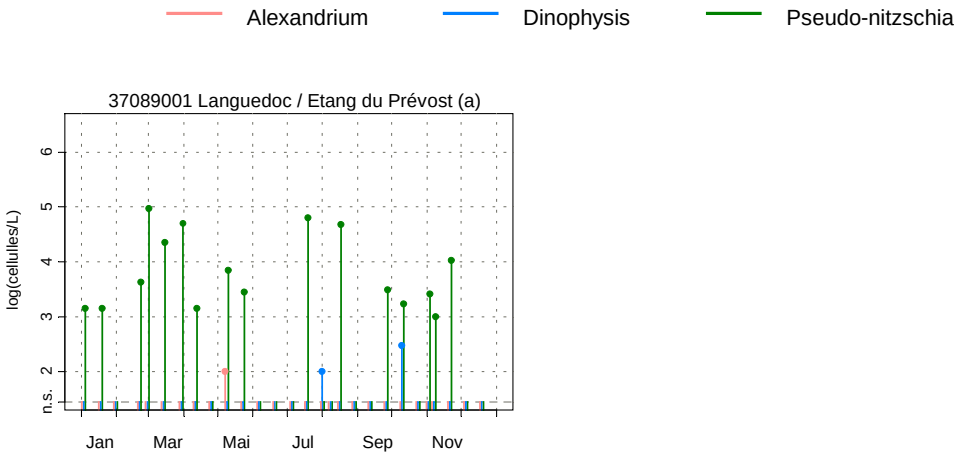


Figure 11. 13 : *Abondances cellulaires des différentes espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans l'étang du Prévost en 2005.*

5.2.2. Etang d'Ingril

En 2005, le genre *Dinophysis* n'a pas été observé dans l'étang (Figure 11. 14).

Les deux autres genres toxiques sont observés notamment *Pseudo nitzschia* sans que la concentration dans l'eau n'atteigne le seuil d'alerte.

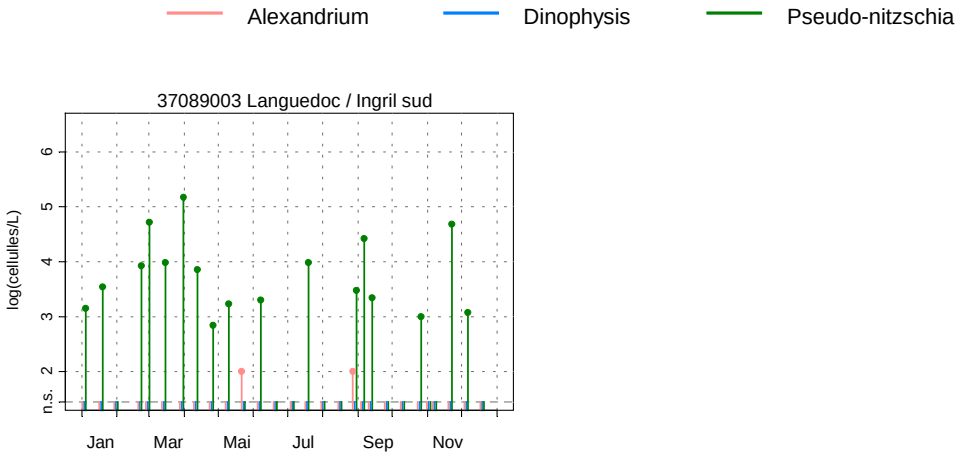


Figure 11. 14 : *Abondances cellulaires des différentes espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques suivies par le REPHY dans l'étang d'Ingril en 2005.*

5.3. Réseau National d'Observation (RNO)

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le ministère de l'Environnement et coordonné par l'Ifremer. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux de contamination chimique, des tendances pluriannuelles et des paramètres généraux de la qualité du milieu marin.

Ce suivi se fait à la fois :

- sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans. La dernière a été effectuée en 1995-96 (RNO, 1998), les résultats ont été présentés dans le rapport 2002 du RSL (Ifremer, 2003). La prochaine campagne aura lieu en 2006-07. Toutefois quatre lagunes (Ingril Nord et Sud, Pierre-Blanche et Grec), non échantillonnées lors de la dernière campagne, ont fait l'objet d'un échantillonnage en 2005. Les résultats sont présentés ci-dessous.
- sur des organismes filtreurs (des moules) à raison de deux campagnes par an (en février et en novembre). Les résultats du RNO matière vivante sont présentés ci-dessous. Les dernières données prises en compte datent de février 2005, car pour des raisons techniques les résultats du RNO matière vivante sont rendus avec un certain décalage.

5.3.1. RNO sédiments

Quatre nouvelles stations (Figure 11. 15) ont été échantillonnées dans le complexe palavasien. Elles concernent les lagunes d'Ingril nord et sud, de Pierre-Blanche et du Grec.

Pour les prélèvements et analyses, le protocole RNO a été suivi, les résultats de cette campagne font partie intégrante de ce réseau et seront archivés dans la base Quadrige à ce titre. Au total 57 paramètres ont été mesurés au sein desquels 43 molécules organiques, 9 métaux et 5 paramètres d'interprétation. La liste complète des éléments et les résultats associés sont fournis en annexe 2.

Il serait fastidieux de décrire l'ensemble de ces résultats dont certains ne sont porteurs que de peu d'information. A l'image du rendu des résultats de la campagne RNO sédiments 95-96 (Ifremer, 2003), une évaluation simplifiée de la contamination peut être réalisée à partir d'une sélection des métaux et substances prioritaires analysés pendant la campagne RNO (1996). Parmi les éléments métalliques, nous avons retenu le mercure, en raison de son caractère toxique et de sa capacité à être biomagnifié dans les chaînes trophiques, le cadmium et le plomb, éléments toxiques et bioaccumulables. Bien qu'étant des oligoéléments, c'est-à-dire des éléments impliqués dans les processus biologiques, le cuivre et zinc méritent une attention particulière du fait de leurs utilisations multiples et parce qu'ils sont toxiques à fortes doses. En ce qui concerne les substances organiques, le DDT, insecticide largement utilisé par le passé en Languedoc Roussillon est aujourd'hui suivi à titre de traceur régional (les niveaux de contamination étant faibles mais persistants). Une comparaison des situations des différentes lagunes peut se révéler intéressante. Trois congénères des PCB, CB138, CB153 et CB180 qui constituent les « majeurs », ainsi que quatre Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, représentatifs des hydrocarbures d'origine pyrolitique, dont le Benzo 3, 4 pyrène cancérigène notoire, complètent l'évaluation. Ces résultats sont présentés sur la Figure 11. 15 et la Figure 11. 16, où ont été également reportés les résultats de la campagne 95-96 à titre comparatif.

Concernant la contamination métallique (Figure 11. 15), cette nouvelle campagne fait apparaître les points suivants :

- Des niveaux de contamination marqués en plomb aux quatre stations nouvellement échantillonnées avec des valeurs de 2 fois la médiane lagunaire et d'environ 3 fois la valeur du bruit de fond lagunaire telle que défini lors de l'étude chronologique de la contamination des sédiments lagunaires (Ifremer, 2003). Outre une source liée vraisemblablement aux activités cynégétiques, cette contamination doit également résulter de la présence de routes à forte fréquentation, sur les bordures des lagunes du Grec et d'Ingril sud.
- Concernant le mercure, on observe une contamination avérée dans les sédiments de l'étang du Grec avec des niveaux relativement élevés d'environ 7 fois la valeur médiane régionale. Cet état est cohérent avec le schéma spatial

de contamination des étangs palavasiens par le mercure où les étangs contaminés sont ceux situés autour du Lez, vraisemblable vecteur de cette contamination.

- Pour le cadmium, le cuivre et le zinc, les niveaux de contamination se situent en majorité au-dessous des médianes régionales.

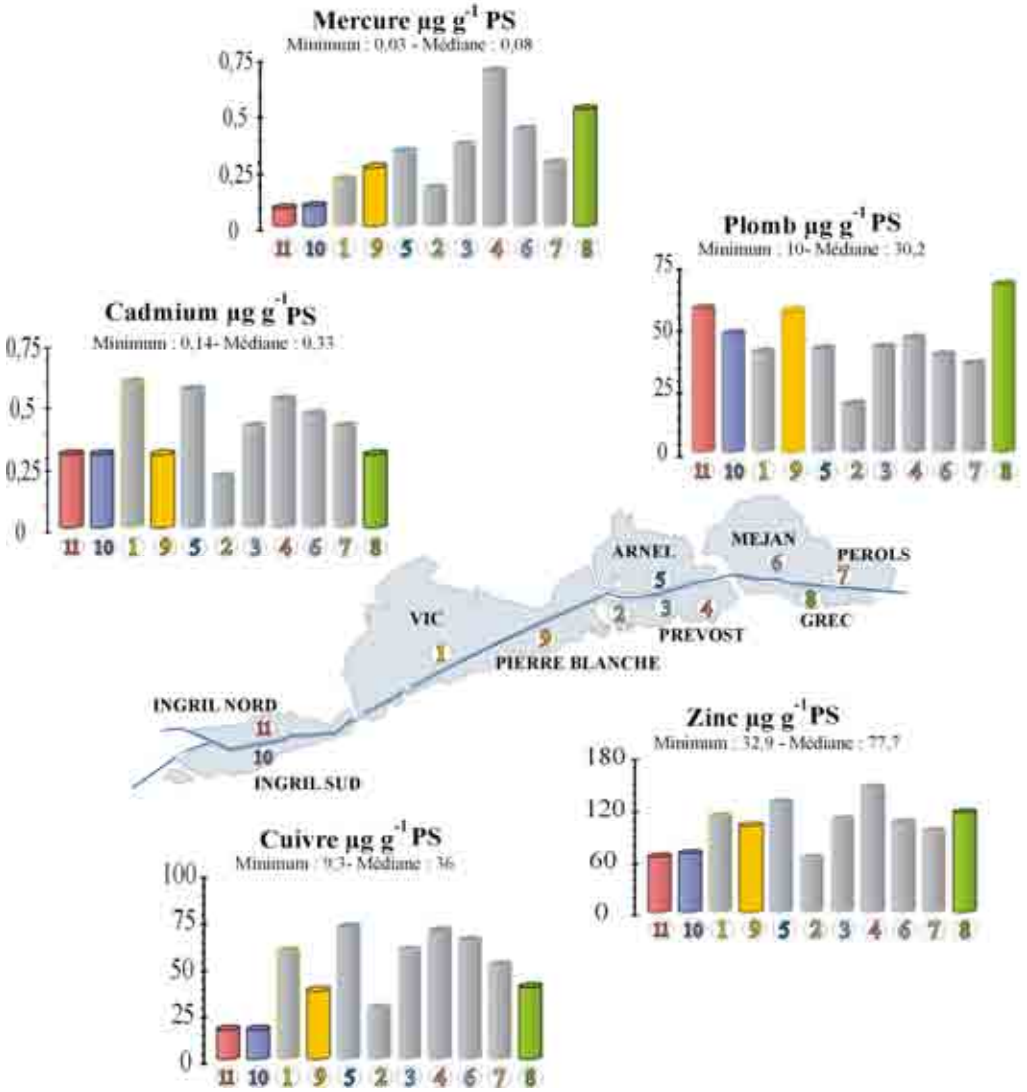


Figure 11. 15 : *Niveaux de la contamination métallique (Pb, Cu, Hg, Cd et Zn) dans les sédiments (fraction < 2mm) des lagunes palavasiennes. Les données acquises en 2005 concernent les stations 8, 9 10 et 11. Les minima et les valeurs médianes sont donnés pour l'ensemble des lagunes du Languedoc- Roussillon.*

Vis-à-vis des contaminants organiques, les quatre lagunes échantillonnées en 2005 ne se distinguent pas des autres lagunes du complexe palavasien (Figure 11. 16). Ainsi, on constate de niveaux de contamination moyennement élevés pour les HAP à l'étang du Grec, comparables à ceux observés dans les lagunes directement voisines, ainsi que des niveaux élevés pour les PCB sur ce même étang. De manière générale, les lagunes palavasiennes sont fortement impactées par la présence de ces polluants organiques persistants. Ces nouvelles données de contamination des sédiments des lagunes palavasiennes confirment la présence d'un gradient de contamination avec le Lez comme « épicentre ».

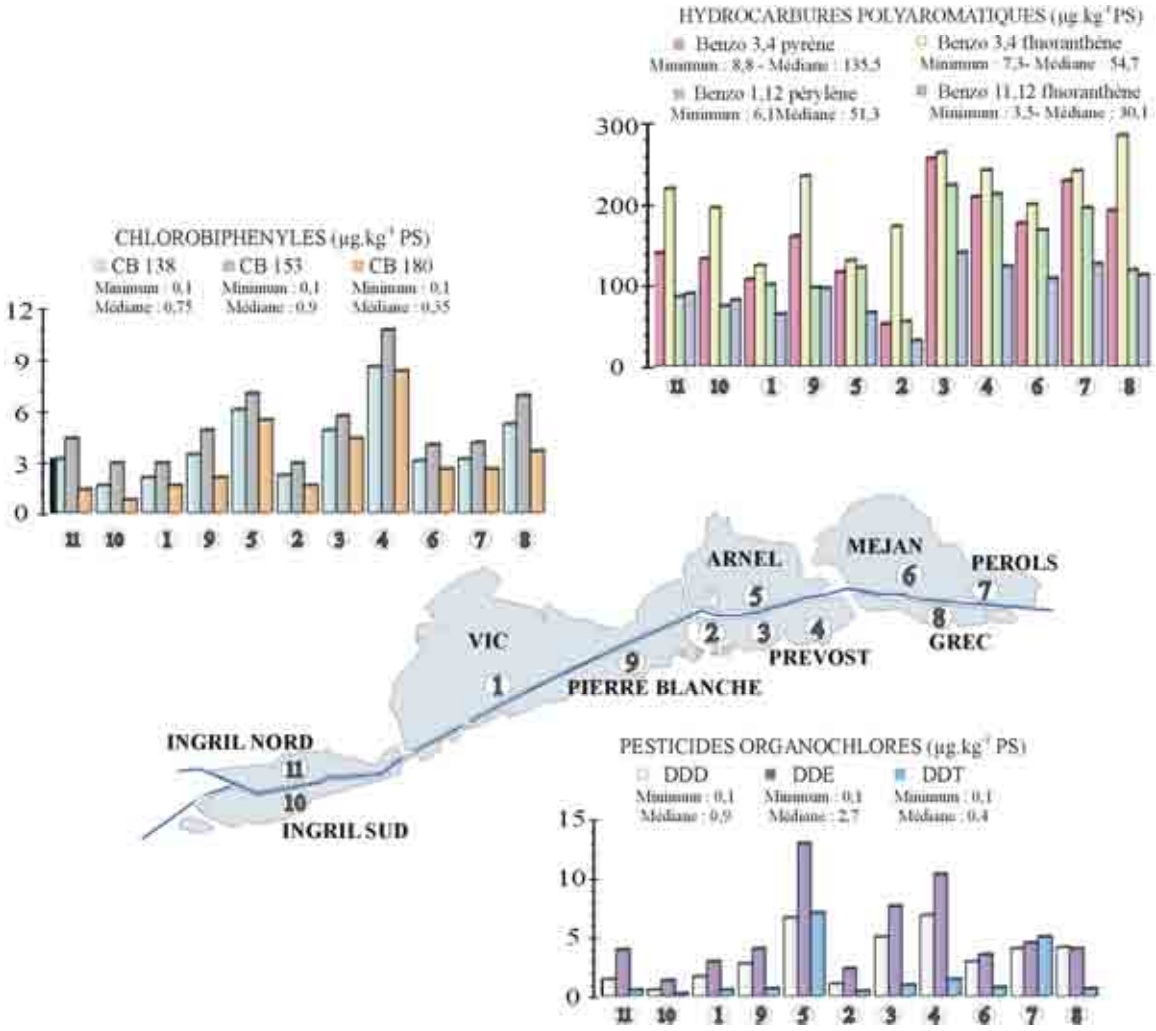


Figure 11. 16 : *Niveaux de la contamination organique (HAP, PCB et DDT) dans les sédiments (fraction < 2mm) des lagunes palavasiennes. Les données acquises en 2005 concernent les stations 8, 9 10 et 11. Les minima et les valeurs médianes sont donnés pour l'ensemble des lagunes du Languedoc- Roussillon.*

5.3.2. RNO Matière vivante

Plusieurs paramètres sont analysés pour l'étang du Prévost : métaux lourds (cadmium, plomb, mercure) et pesticides organochlorés (lindane, DDT, DDE, DDD…) depuis 1986 et hydrocarbures aromatiques polycycliques (fluoranthène…) depuis 1994. Par ailleurs, cette année, de nouveaux contaminants ont été recherchés. Il s'agit de l'argent, du chrome, du nickel et du vanadium.

Pour les séries chronologiques de plus de 10 ans, une régression locale pondérée est ajustée, permettant de résumer l'information contenue dans la série par une tendance pluriannuelle. Pour les séries de moins de 10 ans, seuls les points sont visualisés.

Les seuils réglementaires pour les métaux dans la chair des moules sont les suivants :

Plomb :	1,5 mg/kg, poids humide
Cadmium :	1,0 mg/kg, poids humide
Mercure :	0,5 mg/kg, poids humide.

Dans le cas d'échantillonnages réalisés en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparés aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis en annexe 2. Un index de la provenance et la toxicité des différents contaminants est également fournie en annexe 2.

Les principaux résultats sont présentés sur la Figure 11. 17. La teneur en mercure est toujours au-dessus de la médiane nationale mais reste au-dessous du seuil réglementaire. Une tendance à la décroissance semble s'amorcer depuis 1999.

Le teneur en Lindane, largement supérieure à la médiane nationale tend à diminuer. C'est plutôt rassurant compte tenu que cet insecticide organochloré particulièrement dangereux est interdit d'utilisation depuis 1998.

Les dernières analyses indiquent des teneurs en DDT et ses métabolites (DDE et DDD), en CB153 et en Fluoranthène plus élevées que les années précédentes. Il faudra néanmoins attendre les prochaines analyses avant de parler d'une véritable tendance à l'augmentation, surtout pour des produits aussi rémanents, interdits d'utilisation depuis de nombreuses années (DDT, CB) et dont les stocks sédimentaires sont souvent remobilisés à l'occasion d'épisodes orageux importants.

En ce qui concerne les nouveaux contaminants dont les valeurs n'ont pas été présentées sur la figure, les teneurs en chrome, nickel et vanadium sont inférieures à la médiane nationale alors qu'en revanche, pour l'argent la teneur est supérieure à la médiane nationale (d'environ 120%).

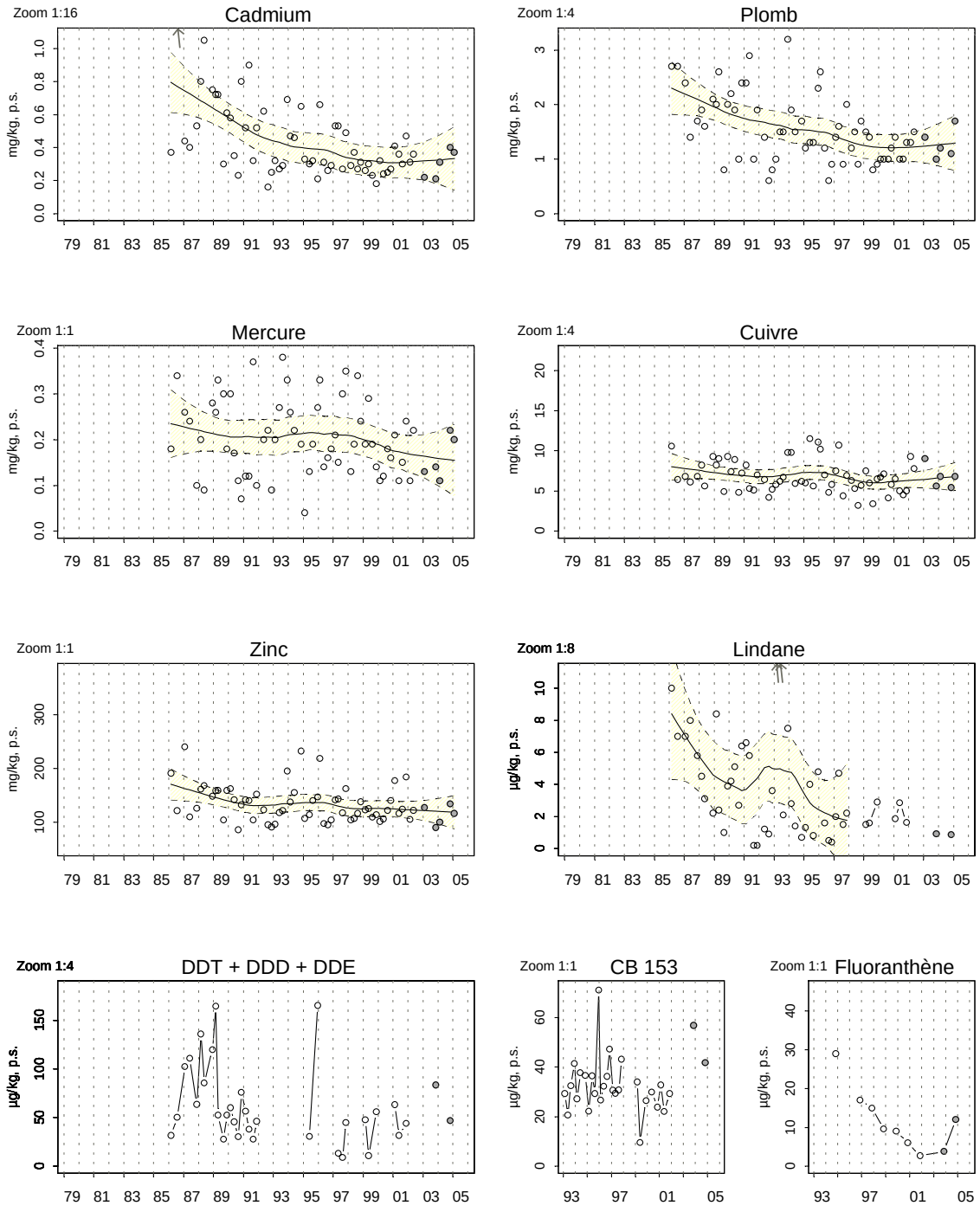


Figure 11. 17 : *Niveaux et tendances d'évaluation de la contamination dans les moules de la lagune du Prévost depuis 1986.*

6. Conclusions

En 2005, le diagnostic annuel de l'eutrophisation des étangs palavasiens reste globalement mauvais (sauf pour l'Ingril), mais avec une légère amélioration. Cette amélioration est due en grande partie à une période de sécheresse particulièrement longue (fin 2004- début 2005) et qui a réduit considérablement les apports hydriques (et par conséquent nutritifs) en provenance du bassin versant. Le Lez n'a donc pas pesé aussi lourdement que les années précédentes sur la qualité des lagunes palavasiennes. C'est donc une information intéressante en prévision des suivis qui sont actuellement réalisés suite à la mise en route de l'émissaire de la STEP de l'agglomération montpelliéraine. La colonne d'eau étant un milieu extrêmement réactif, on peut donc s'attendre à ce que la suppression des rejets de la Céréreide dans le Lez ait un impact positif sur la qualité de l'eau des lagunes palavasiennes, impact qui pourrait être mesurable dès 2006.

A ce titre, un suivi mensuel de la colonne d'eau a été mis en place dans le cadre du RSL pour suivre pendant une année, de décembre 2005 à décembre 2006, l'évolution des niveaux d'eutrophisation dans les eaux des lagunes palavasiennes et du canal du Rhône à Sète. Le complexe des étangs palavasiens, avec ses différents niveaux de dégradation sera un excellent site atelier pour l'étude et la compréhension des phénomènes liés à la restauration naturelle des lagunes méditerranéennes, qui ont été peu étudiés jusqu'à présent, faute d'exemples pertinents. Les résultats de ce suivi seront présentés dans le prochain rapport du RSL, en 2007.

La connaissance de l'hydrodynamisme des étangs palavasiens est également un sujet sensible. Un groupe de travail composé du SIEL, du SMGEO, du Département de l'Hérault, de la Région Languedoc-Roussillon, du SMNLR, de l'agence de l'eau Rhône Méditerrannée & Corse et de l'Ifremer s'est formé en janvier 2005 pour réfléchir au développement et au financement d'un modèle de circulation hydrodynamique à l'échelle du complexe étang de l'Or/Canal du Rhône à Sète/étangs palavasiens. Ce modèle constituera un véritable outil d'aide à la gestion, qui sera particulièrement utile pour mieux comprendre comment s'organisent les échanges dans cet enchevêtrement de robines, de passes et de canaux, qui font communiquer les lagunes entre-elles et avec la mer.

7. Références bibliographiques

Aquascop, 2003. Les étangs et zones humides de Palavas à Frontignan : Diagnostic, objectifs, programme d'actions. Phase 3 objectifs & phase 4 : programme d'actions. SIEL Mai 2003. 87p.

Cépralmar, 2002. Prud'homies du Languedoc Roussillon. Suivi de la pêche aux petits métiers.

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.

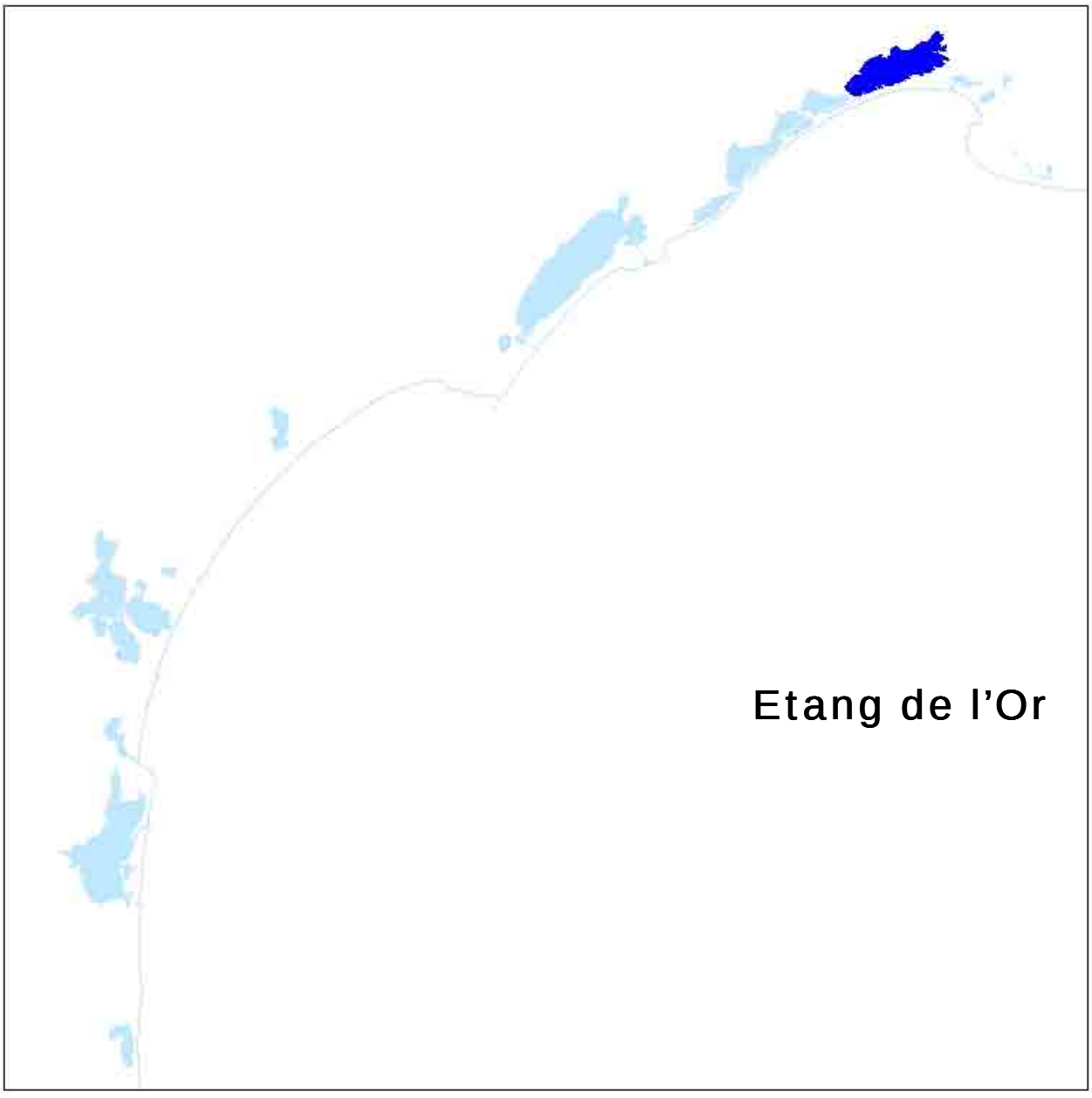
Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

RNO, 1998. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Edition 1998. Ifremer et MATE, 52 p.

SMNLR, 1991. Le comblement des étangs en Languedoc-Roussillon. Préfecture de Région L-R. Service Maritime et de Navigation du Languedoc-Roussillon. 63p.

SMGEO, 2002. Etang de l'Or. Contrat de Baie 2003-2007. Juin 2002. 112p.



Etang de l'Or

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION 349

2. SUIVI MENSUEL DE LA COLONNE D'EAU 353

2.1. SALINITÉ 353
2.2. INDICATEURS DE L'EUTROPHISATION 356

3. DIAGNOSTIC COMPLET 357

3.1. DIAGNOSTIC DES SÉDIMENTS 358
3.1.1. Granulométrie 358
3.1.2. Matière organique, Azote et Phosphore 361
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 369
3.3. DIAGNOSTIC DES MACROPHYTES 370
3.3.1. Distribution des macrophytes 371
3.3.2. Diagnostic 2005 373
3.3.3. Etats antérieurs et évolution des macrophytes 373
3.4. DIAGNOSTIC DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE 374
3.4.1. Résultats 2005 374
3.4.2. Evolution depuis 1999 375
3.5. RÉSULTATS DU DIAGNOSTIC COMPLET 376

4. DIAGNOSTIC ESTIVAL DE LA COLONNE D'EAU 378

5. CONCLUSIONS 381

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 382

1. Introduction

Situé à une dizaine de kilomètres à l'Est de Montpellier (Hérault), l'étang de l'Or est une vaste lagune de 3170 ha, dont la bathymétrie est homogène et relativement peu profonde (80 centimètres en moyenne et 130 cm au maximum) (Figure 12. 1). Séparé de la mer par un lido sableux, la seule communication de l'étang de l'Or avec la « Grande Bleue » se fait par l'intermédiaire du canal de Carnon qui relie le sud-Ouest de l'étang au grau de Carnon en croisant le canal du Rhône à Sète (Figure 12. 2). Ce dernier constitue un ouvrage hydraulique important pour l'étang car il communique avec lui par l'intermédiaire de cinq passes. D'une superficie de 410 km^2, le bassin versant de l'étang de l'Or est occupé par 31 communes qui totalisent une population permanente de 125·000 habitants (Figure 12. 2). Le développement du tourisme, avec notamment l'émergence de la Grande-Motte et de Carnon, a porté la population estivale actuelle du bassin versant à 250·000 habitants. La superficie urbanisée représente 13 % du bassin versant qui est principalement dominé par des terres à vocation agricole, sur plus de 50 % de sa surface (Dupré, 2003). Les principales cultures sont la vigne, notamment sur la partie amont du bassin versant et les céréales, le maraîchage et les vergers, sur la partie aval, au niveau de la plaine littorale de Mauguio-Lunel.

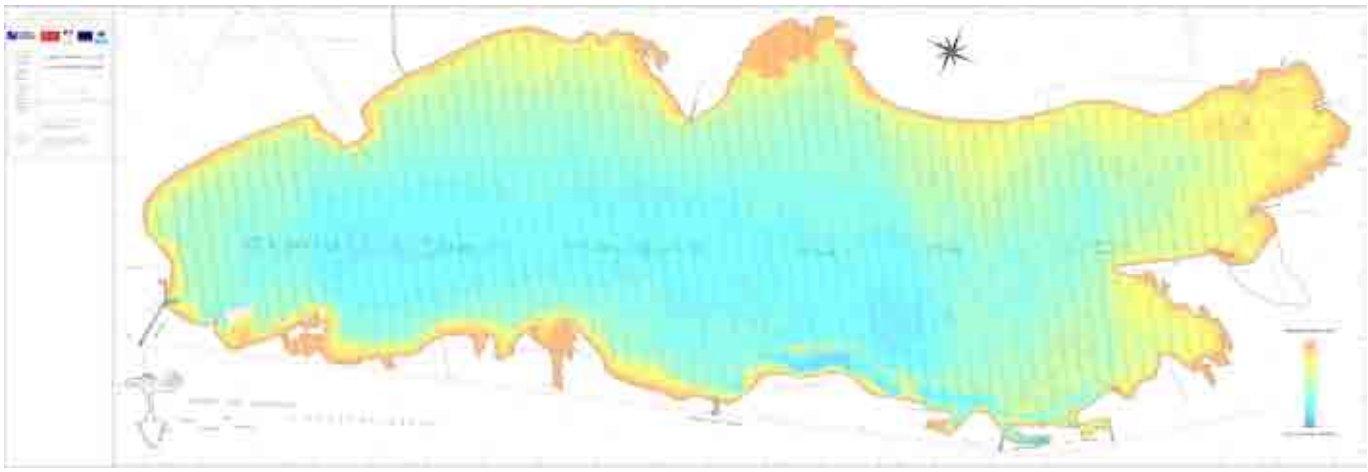


Figure 12. 1: *Bathymétrie de l'Etang de l'Or (Source SMNLR, 2005).*

Depuis une trentaine d'années, l'eutrophisation n'a cessé de dégrader l'étang de l'Or, dont les eaux sont devenues totalement opaques en raison de la présence excessive de phytoplancton. En conséquence, *Ficopomatus enigmaticus* (le cascail), a trouvé un terrain favorable pour se développer. Les massifs calcaires qu'il édifie perturbent les activités de pêche et tendent à bloquer l'hydrodynamisme de l'étang, accélérant dans le même temps les effets de l'eutrophisation et le comblement de la lagune. Les différents diagnostics réalisés dans le cadre du RSL depuis 1999 soulignent cet état de fait et la nécessité de réduire de manière drastique les apports en éléments nutritifs en provenance du bassin versant.

La volonté de restaurer et de préserver cette lagune a conduit le Département de l'Hérault et le SMGEO (Syndicat Mixte de Gestion de l'Etang de l'Or) à proposer une démarche de «Contrat de Baie», afin de mettre en place une gestion concertée qui assure une cohérence entre les actions réalisées sur l'étang et son bassin versant. L'état des lieux, le diagnostic, la définition des objectifs et les propositions d'actions ont été définitivement validés en 2001 par le Ministère de l'Environnement (Dép. Hérault, 2002), puis signés en juillet 2003. Sur les 17 actions proposées concernant la gestion, la préservation ou la restauration de ce milieu naturel, deux concernent directement le Réseau de Suivi Lagunaire, à savoir le « Suivi de la qualité et de la productivité des milieux aquatiques » (action I.5.), ainsi que « l'Amélioration des connaissances sur le fonctionnement hydraulique de la zone d'étude » (action IV.1.). Cette dernière action prévoit notamment la réalisation d'un modèle hydrodynamique intégrant l'ensemble du complexe Etangs de l'Or-Palavasiens-Canal du Rhône à Sète. Un groupe de travail, composé du SMGEO, du SIEL, du département de l'Hérault, de la Région Languedoc-Roussillon, du SMNLR, de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse et de l'Ifremer, s'est formé pour réfléchir aux modalités de développement et de financement de cette action, compte tenu que l'étape préliminaire concernant la réalisation d'une bathymétrie fine de l'étang vient d'être achevée par le SMNLR (Figure 12. 1) dans le cadre d'un programme partenarial financé par la Région, le département de l'Hérault, la DIREN et l'Union Européenne (fonds FEDER).

En plus du diagnostic estival de l'eau et du diagnostic par les macrophytes réalisés chaque année, l'étang de l'Or a fait l'objet d'un suivi mensuel de la colonne d'eau au cours de l'année hydrologique 2004-2005 et d'un *diagnostic complet*[*] de l'eutrophisation en 2005 (Figure 12. 3). Ces campagnes de prélèvement ont été réalisées avec le soutien technique du SMGEO. L'évaluation du taux de recouvrement par les cascails n'a pas été réalisée cette année.

[*] Diagnostic complet : Diagnostic de l'état d'une lagune par rapport à la qualité de son sédiment, de la macrofaune benthique, du phytoplancton, et des macrophytes, vis-à-vis d'une perturbation : l'eutrophisation, comme indiqué dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes » (Ifremer, 2000).

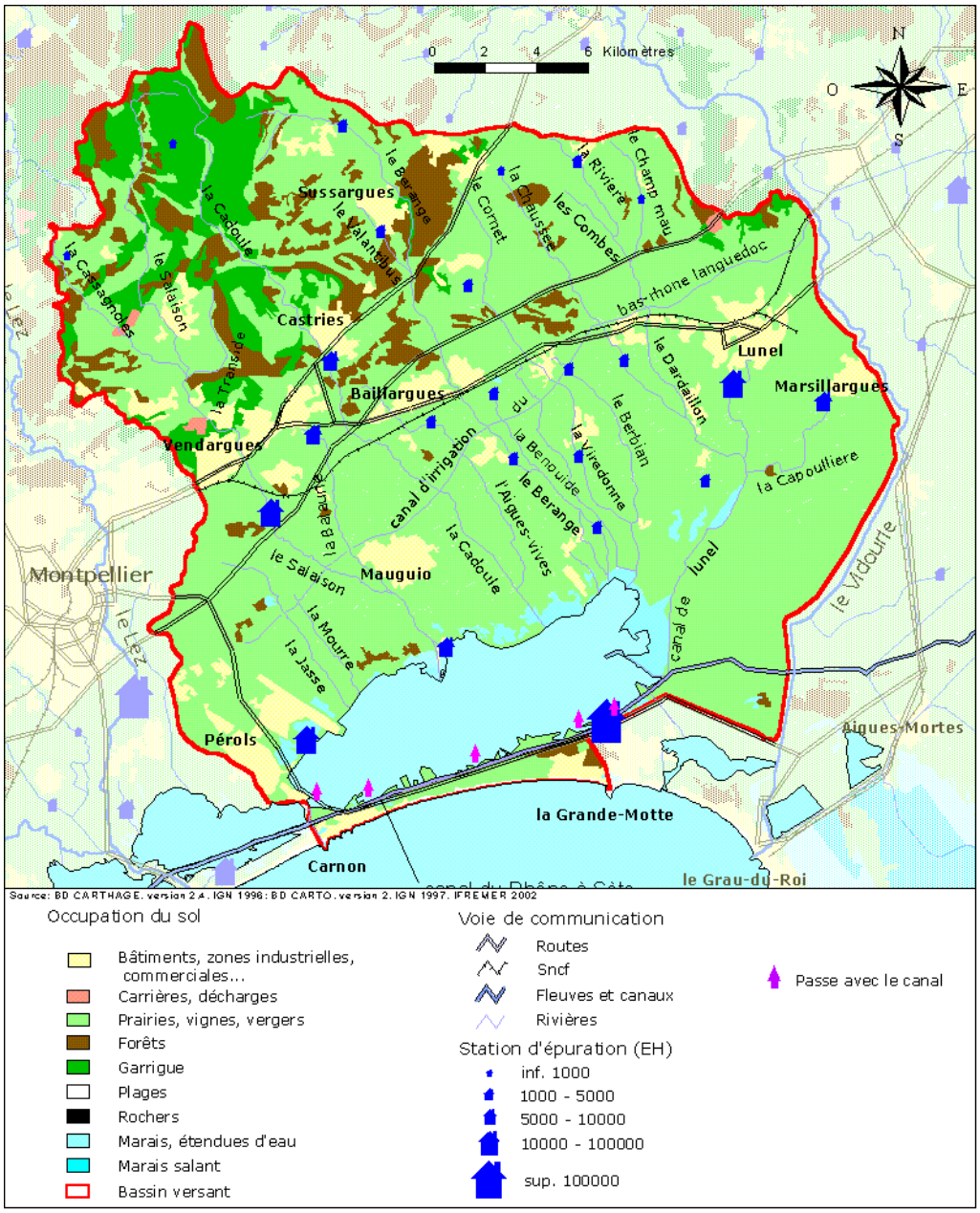


Figure 12. 2 : *L'étang de l'Or et son bassin versant.*

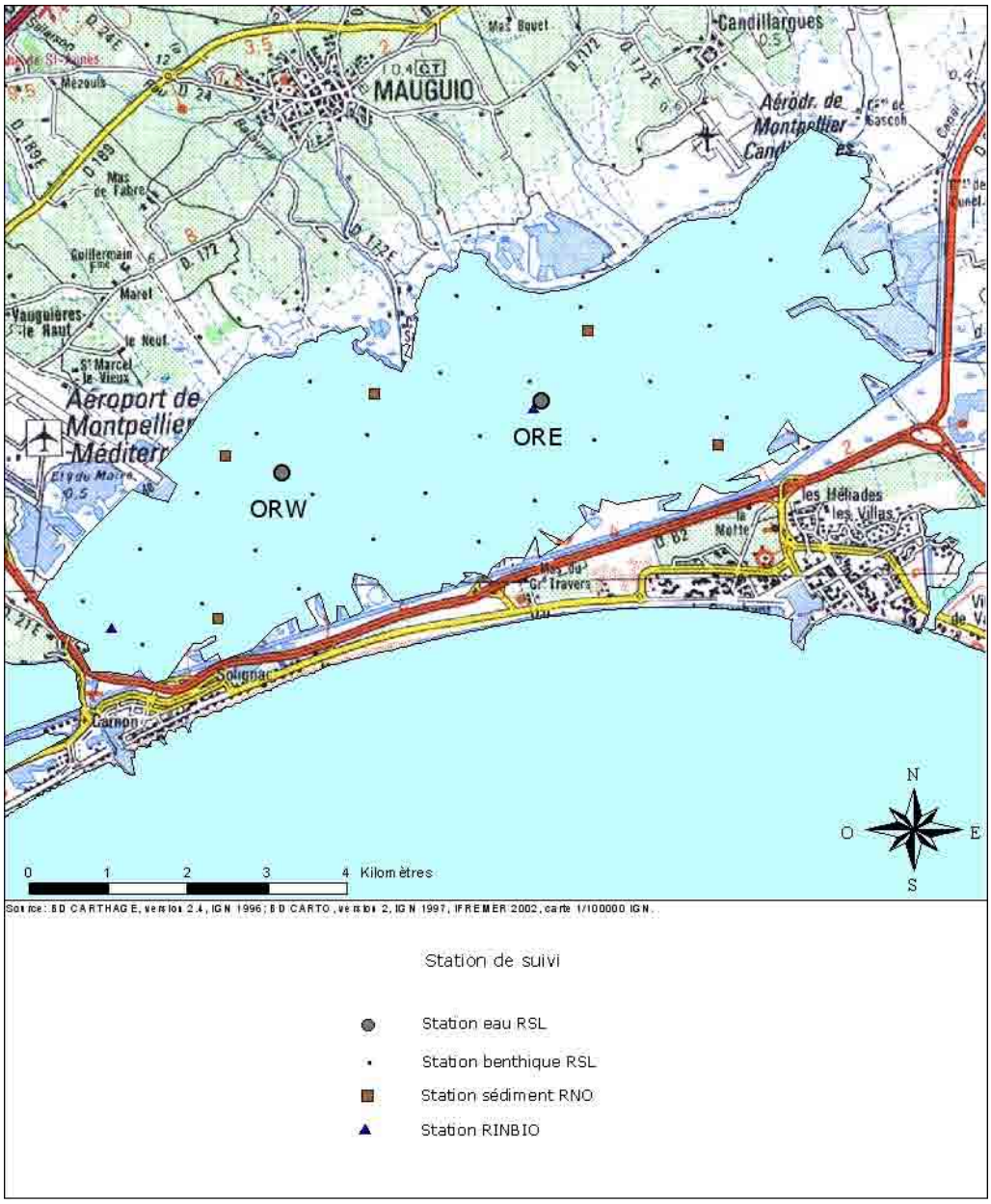


Figure 12. 3 : *Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur l'étang de l'Or.*

2. Suivi mensuel de la colonne d'eau

L'étang de l'Or a fait l'objet d'un suivi mensuel des paramètres de la colonne d'eau de juin 2004 à septembre 2005, aux deux stations suivies habituellement dans le cadre du RSL (ORE, point Est et ORW, point Ouest) (Figure 12. 3). Ceci afin d'apporter des éléments de connaissance et d'interprétation supplémentaires concernant le fonctionnement interne de la lagune au cours d'un cycle annuel complet.

La Figure 12. 4 et la Figure 12. 5 représentent les paramètres de l'eau acquis pendant le suivi mensuel, respectivement aux deux points ORE et ORW.

2.1. Salinité

La salinité des eaux de l'étang de l'Or a varié de 18,4 à 30,4 au point ORE et de 19,1 à 32,6 au point ORW au cours du cycle annuel. Le point ORW présente comme toujours des salinités plus élevées que ORE. Ce dernier est en effet situé à proximité des principales sources d'apports d'eau douce parmi lesquelles le canal de Lunel, la Viredonne, le Bérange, la Cadoule et le Vidourle qui totalisent 2/3 des apports d'eau douce à l'étang (Dép. Hérault, 2002). Situé plus à l'Ouest, le point ORW possède une influence marine légèrement plus marquée grâce aux échanges qu'il entretient avec le grau de Carnon. En août 2005, c'est la première fois depuis le début du suivi du RSL en 1998, que l'étang a atteint une salinité supérieure à 30 au niveau des deux points. Celle-ci a été mesurée après une période de sécheresse générale et récurrente ces dernières années qui a donné lieu à un premier semestre particulièrement sec dans l'Hérault. En effet, seulement la moitié du volume d'eau normal est tombé entre janvier et juillet 2005 sur Montpellier (Météo-France, 2005). De manière générale, les faibles niveaux de salinité mesurés le reste de l'année aux deux points, indiquent un confinement important de la lagune et des échanges limités avec la mer, non seulement en raison de la présence d'un seul grau, mais aussi parce que ce dernier est équipé de portes anti-sel (fermées en moyenne onze jours par an lors des principaux coups de mer (Dép. Hérault, 2002)). La mesure de salinités supérieures à 30 en été n'indique pas des échanges plus importants avec la mer, mais au contraire, elle confirme le confinement de l'étang, son évaporation intense et la rareté des apports en eau douce en pleine période estivale. Un tel confinement constitue un élément pénalisant pour l'étang de l'Or, et un facteur aggravant vis-à-vis de l'eutrophisation dont il fait l'objet.

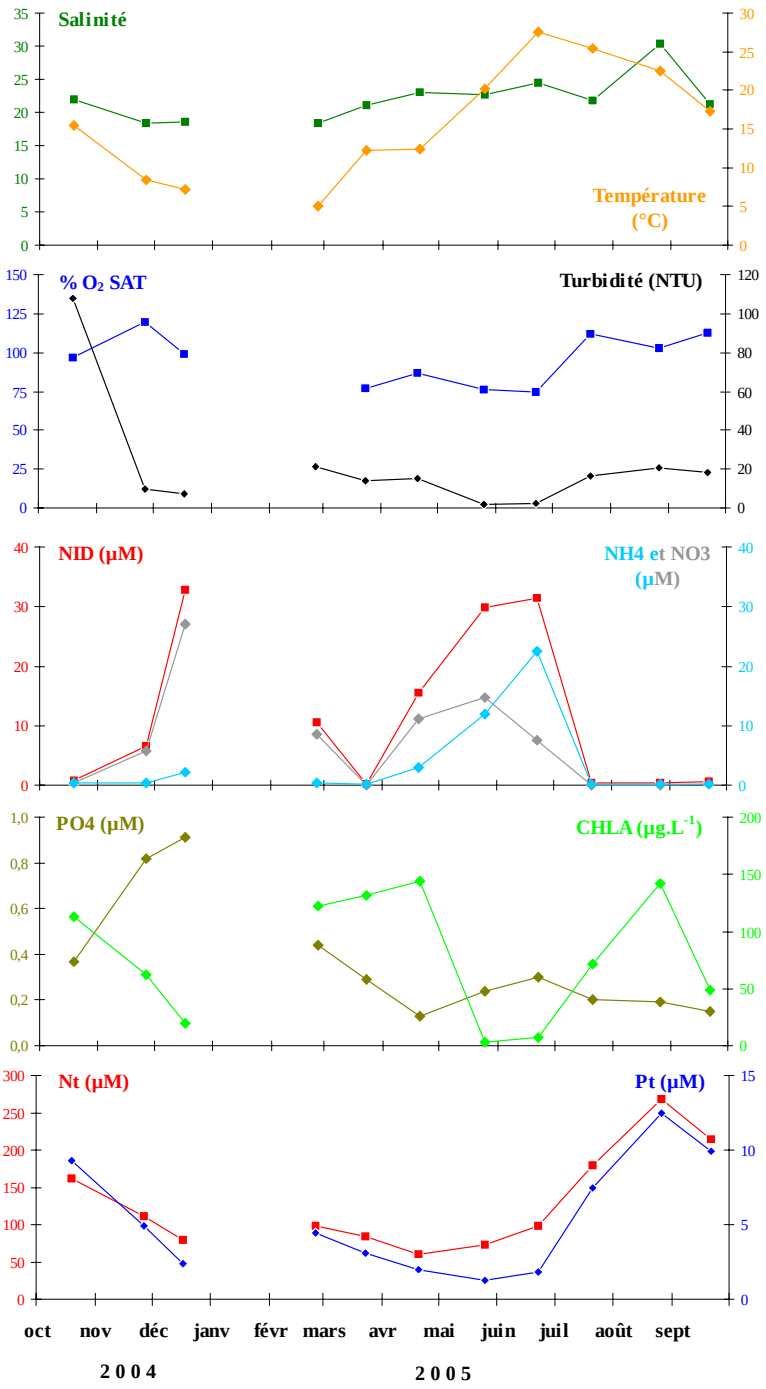


Figure 12. 4 : *Variation mensuelle des paramètres de la colonne d'eau mesurés à la station ORE d'octobre 2004 à septembre 2005.*

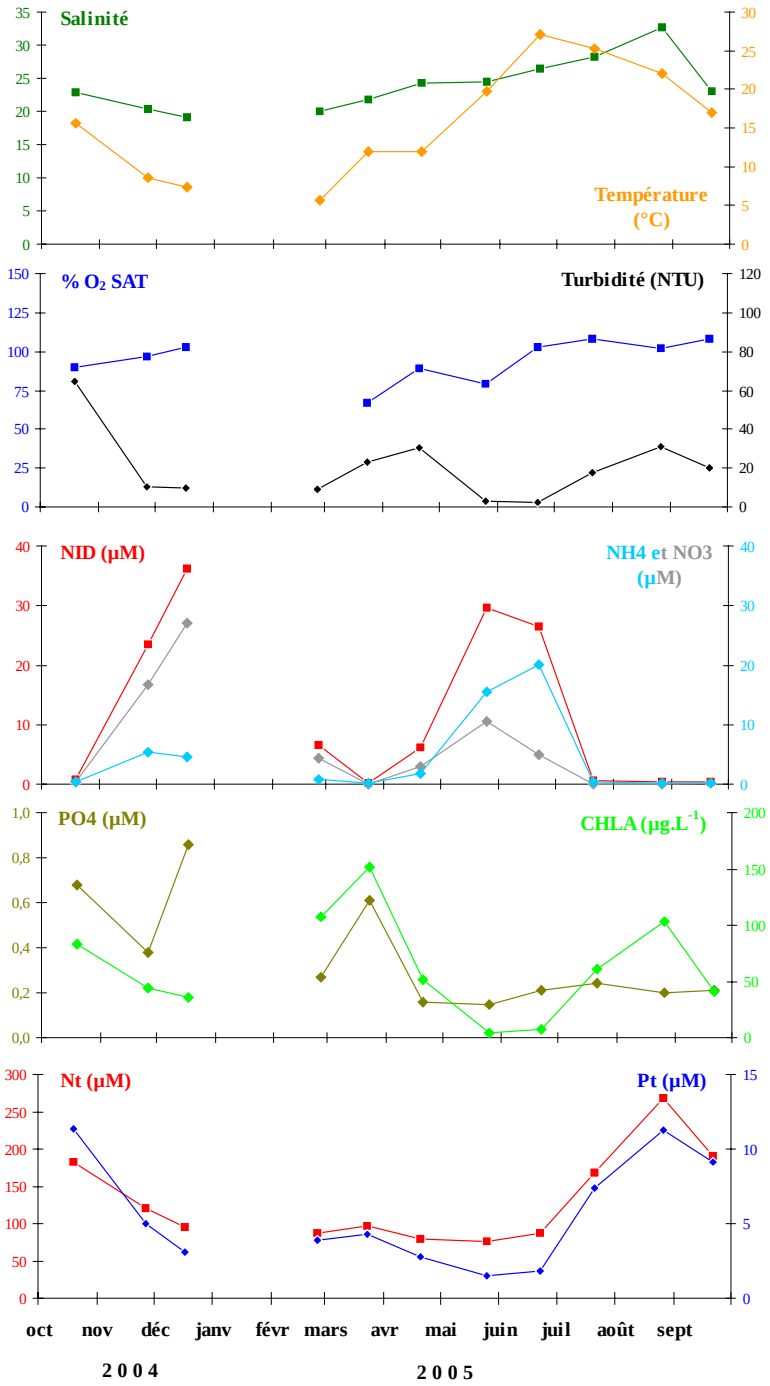


Figure 12. 5 : *Variation mensuelle des paramètres de la colonne d'eau mesurés à la station ORW d'octobre 2004 à septembre 2005.*

2.2. Indicateurs de l'eutrophisation

Le suivi du cycle annuel 2004-2005 montre que l'étang de l'Or est toujours un véritable « réacteur » à phytoplancton (Ifremer, 2002, 2003, 2004). En effet, on retrouve presque toute l'année des niveaux supérieurs à 50 µg/l de chlorophylle a, signe que des blooms phytoplanctoniques se succèdent quasiment en continu, en bénéficiant de conditions nutritives idéales. Sur la Figure 12. 6 et la Figure 12. 7, on peut voir que les niveaux de chlorophylle a sont parfaitement corrélés avec les proliférations phytoplanctoniques (il s'agit plutôt de nanophytoplancton au printemps et de picophytoplancton en été et à l'automne). Les abondances cellulaires peuvent alors atteindre plusieurs milliards de cellules par litre, ce qui explique le surnom de « réacteur à phytoplancton » qu'on utilise couramment pour cet étang.

La présence de phytoplancton est telle qu'elle ne fait pas qu'influencer les paramètres de la colonne d'eau, elle les contrôle. En effet, l'évolution de la turbidité, de l'azote et du phosphore total est complètement corrélée au paramètre chlorophylle a. Celle du NID et des phosphates est anti-corrélée (Figure 12. 4 et Figure 12. 5). Autrement dit l'azote et le phosphore dans l'étang de l'Or sont principalement sous forme biologique, phytoplanctonique.

- Les blooms consomment les sels nutritifs et augmentent la turbidité des eaux. Les sels d'azote, composés à la fois de nitrates et d'ammonium (signe de la double origine de ces apports : à la fois agricole et urbaine) peuvent alors être consommés en totalité. Dès lors, les apports externes à la lagune ou bien liés à la régénération benthique sont consommés dès leur arrivée dans la colonne d'eau et transformés directement en matière organique phytoplanctonique sans pouvoir s'accumuler dans la colonne d'eau et sans que les macrophytes puissent véritablement en bénéficier. Les concentrations en phosphates n'atteignent toutefois jamais des niveaux potentiellement limitants pour la production primaire, ce qui suggère que les sources internes (sédiments) et externes (STEP) alimentent continuellement la colonne d'eau, et permettent de soutenir la forte demande biologique.

- A la fin des périodes de bloom, on observe une diminution des niveaux de chlorophylle a qui s'accompagne toujours d'une augmentation des teneurs en sels nutritifs dans l'eau, notamment des sels d'azote qui atteignent alors des niveaux très élevés. Cela montre bien que les apports en sels nutritifs sont continus mais qu'ils sont camouflés par la consommation biologique en période de bloom. Les teneurs en phosphates suivent sensiblement la même évolution, même si elle est moins bien marquée que pour les sels d'azote. On observe les concentrations les plus élevées en hiver avec une diminution importante au printemps et en été, lors des principaux blooms phytoplanctoniques.

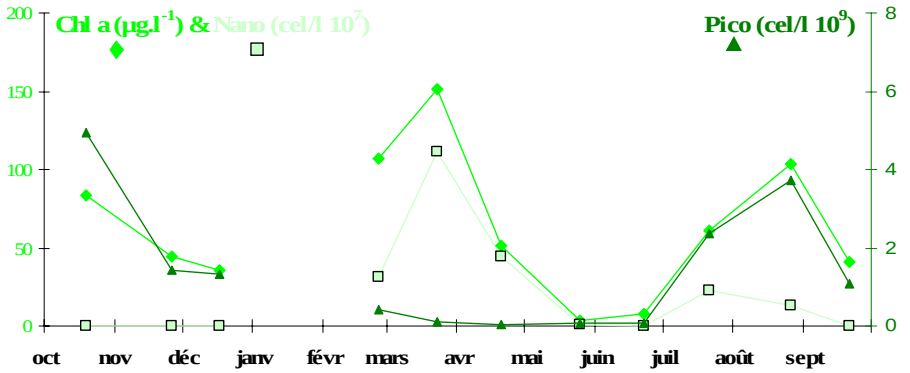


Figure 12. 6 : *Variation mensuelle de la chlorophylle a et des abondances cellulaires de nano et de pico-phytoplancton mesurées à la station ORW d'octobre 2004 à septembre 2005.*

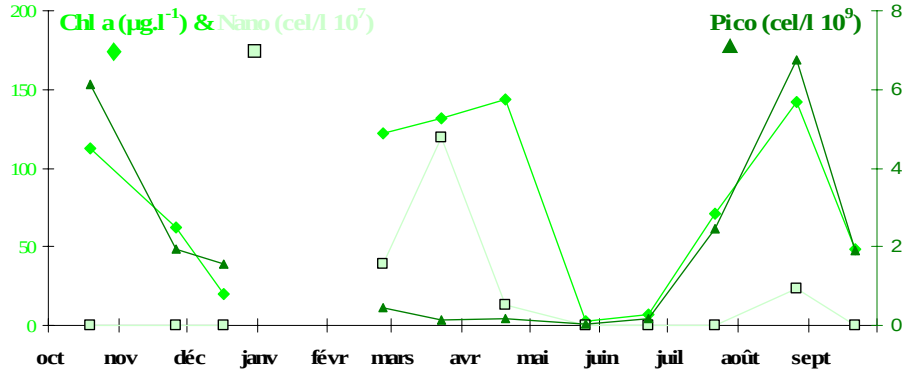


Figure 12. 7 : *Variation mensuelle de la chlorophylle a et des abondances cellulaires de nano et de pico-phytoplancton mesurées à la station ORE d'octobre 2004 à septembre 2005.*

3. Diagnostic complet

Dans le cadre du diagnostic complet réalisé sur l'étang de l'Or en 2005, 32 stations benthiques ont été échantillonnées pour les sédiments et les macrophytes (Figure 12. 3), et deux stations pour le phytoplancton et la macrofaune benthique (ORE et ORW). Ces résultats seront comparés à ceux de la précédente campagne afin de mettre en lumière les éventuelles évolutions depuis 1999 (Ifremer, 2000).

3.1. Diagnostic des sédiments

Le diagnostic des sédiments se compose de deux parties, une étude granulométrique qui permet de décrire les sédiments et d'apporter des éléments d'interprétation pour la deuxième partie, l'étude qualitative, dans laquelle on applique l'outil de diagnostic pour évaluer l'état de chaque station échantillonnée. Les grilles de diagnostic qui seront réalisées à la suite de cette étape permettront de définir l'état général des sédiments pour chaque partie d'étang vis-à-vis de l'eutrophisation.

3.1.1. Granulométrie

Distribution granulométrique 2005

En 2005, les sédiments superficiels de l'étang de l'Or ont été caractérisés par une forte proportion de particules fines (71 % en moyenne) indiquant la nature très argileuse des sédiments sur l'ensemble de la lagune (Figure 12. 8). L'étang de l'Or est une lagune peu profonde et à la bathymétrie régulière (Figure 12. 1), ce qui explique pourquoi la granulométrie des sédiments est si homogène avec une part relativement faible de sables (11% de sables fins et 18% de sables grossiers en moyenne). La partie Est de l'étang semble toutefois plus envasée (73% de vase à l'Est contre 69 % à l'Ouest). Elle constitue en effet l'exutoire des principaux cours d'eau alimentant la lagune (Viredonne, Berange, Cadoule, canal de Lunel) à l'exception du Salaison. Les points situés le long du lido sableux contiennent la part la plus importante de sables fins. A noter que la station n°7 est de loin la station échantillonnée la plus sableuse (32% de sables fins et 29% de sables grossiers).

Evolution granulométrique des sédiments de 1999 à 2005

L'évolution de la granulométrie des sédiments de 1999 à 2005 (Figure 12. 9) indique une augmentation de la part des vases et des sables fins au détriment des sables grossiers. Depuis 1999, l'envasement de la partie centrale de l'étang se poursuit (jusqu'à +25 %), alors que les bordures ont plutôt tendance à se désenvaser (jusqu'à –15 %). La partie Est de la lagune se charge clairement de sables fins par rapport à la partie Ouest. En conséquence, compte tenu de l'augmentation quasi générale de la part des vases et/ou des sables fins, la part des sables grossiers est donc à la baisse sur toute la lagune.

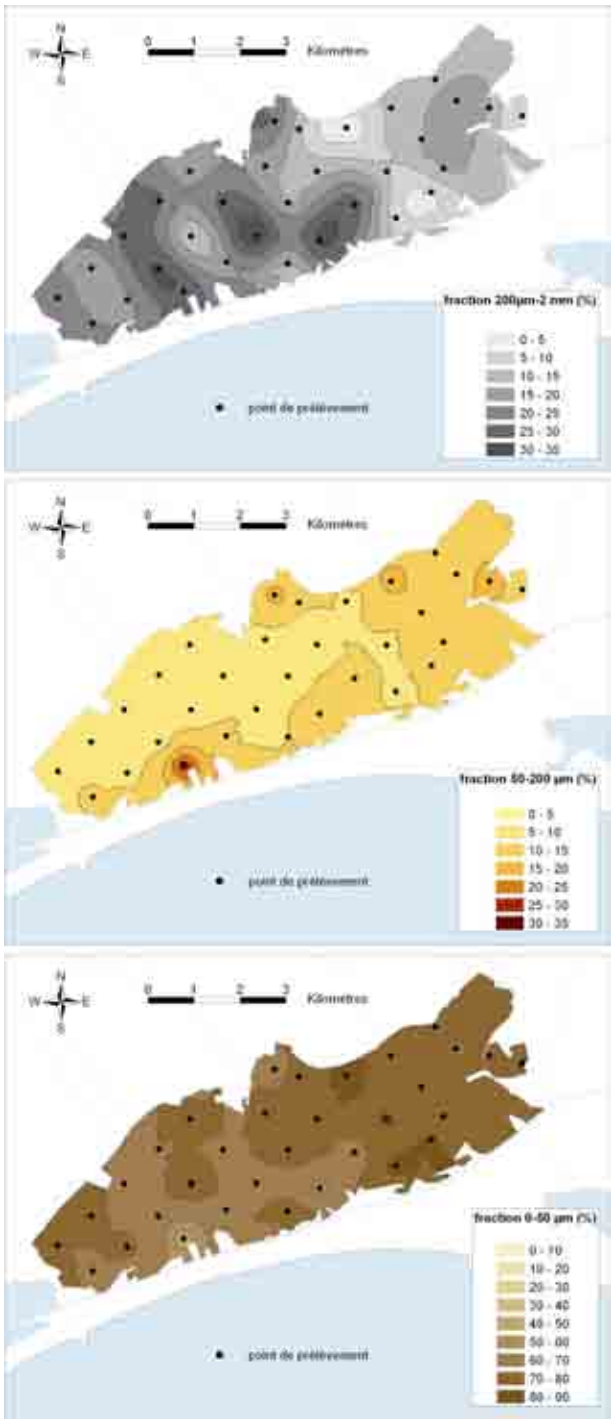


Figure 12. 8 : *Répartition du pourcentage de sables grossiers (fraction > 200µm), de sables fins (fraction comprise entre 50 et 200µm) et de vases (fraction < 50µm) présents dans les sédiments superficiels de l'Etang de l'Or en 2005 (La cartographie des isoteneurs est obtenue par krigeage[†]).*

[†] Krigeage ou interpolation spatiale : procédure d'estimation de la valeur d'une variable en chaque point d'un site donné à partir de valeurs mesurées en quelques points quadrillant le site.

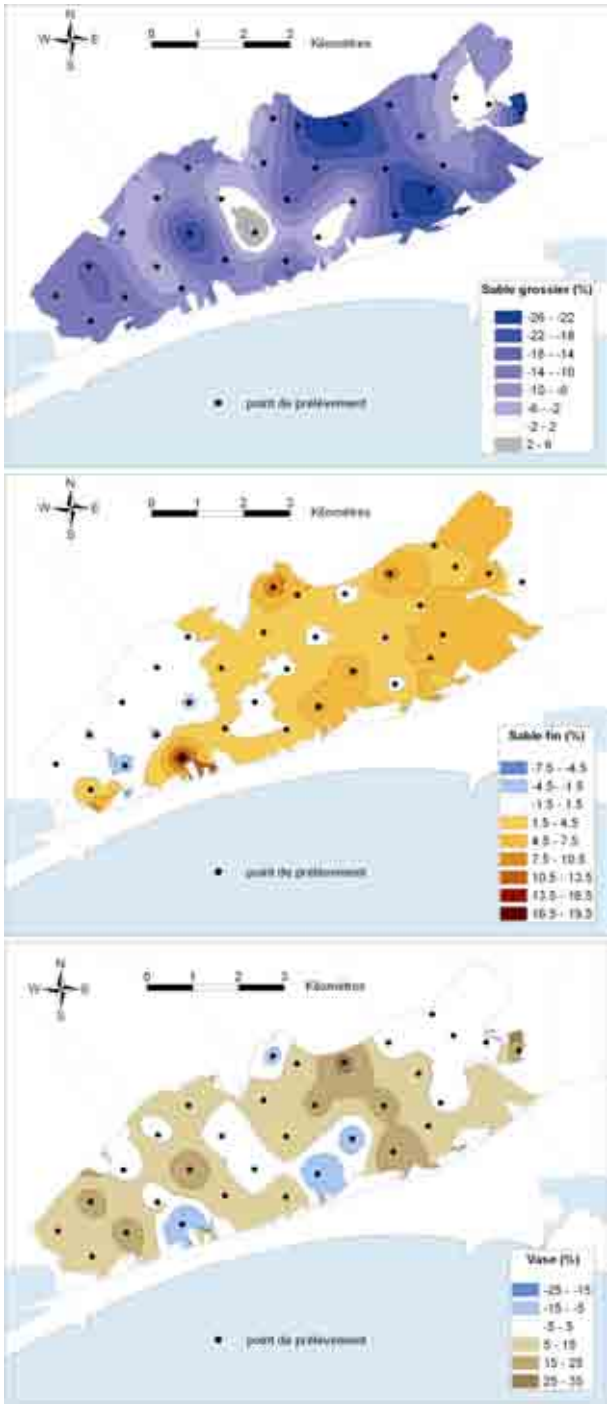


Figure 12. 9 : *Variation de 1999 à 2005 de la granulométrie des sédiments superficiels de l'étang de l'Or (krigeage différentiel : données 2005 - données 1999).*

3.1.2. Matière organique, Azote et Phosphore

Distribution des paramètres matière organique (MO), azote (Nt) et phosphore totaux (Pt) en 2005

En 2005, une très belle corrélation inverse est obtenue entre la distribution de la matière organique dans les sédiments superficiels (Figure 12. 10) et la distribution des sables fins. En effet, la matière organique a tendance à se concentrer dans les zones les plus profondes, c'est-à-dire celles où l'on retrouve le moins de sables.

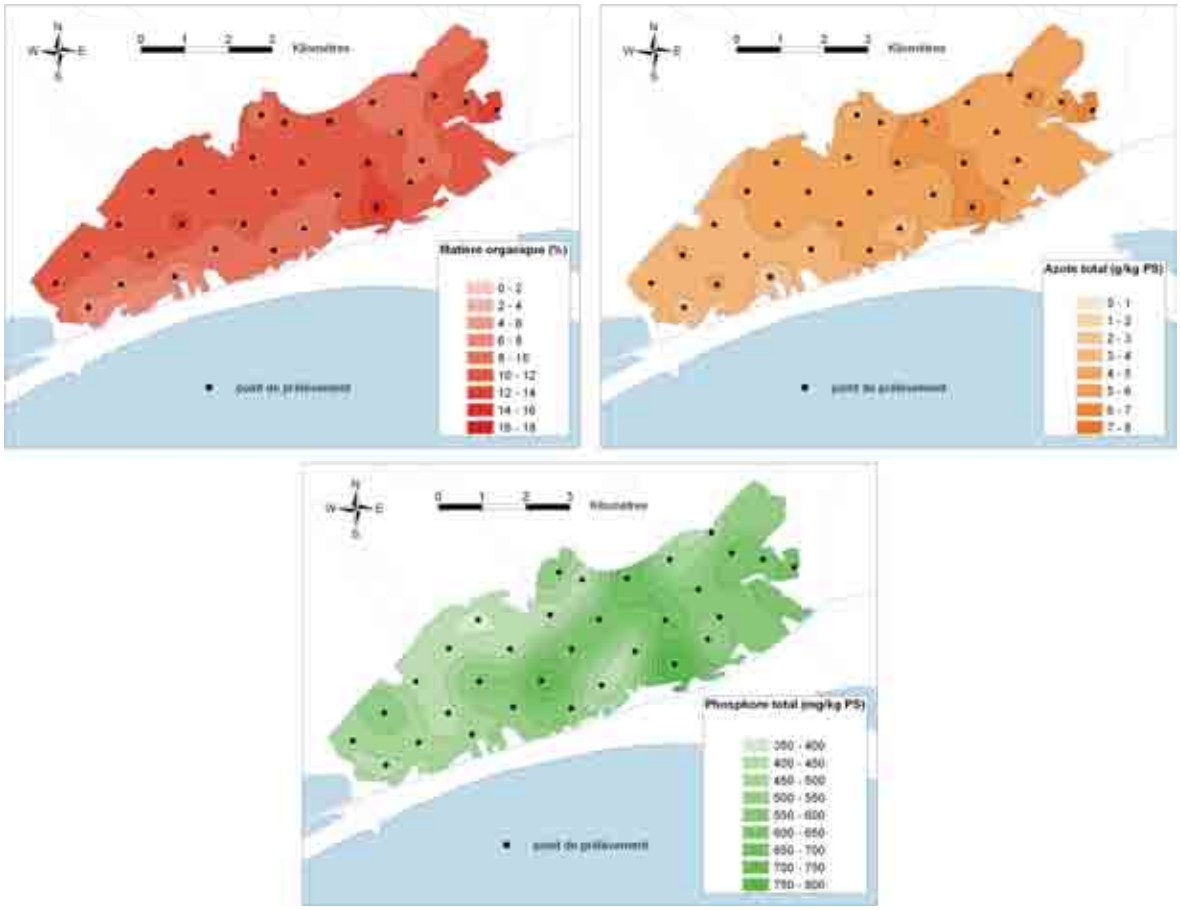


Figure 12. 10 : *Distribution de la matière organique, de l'azote total et du phosphore total dans les sédiments superficiels de l'étang de l'Or en 2005 (isoteneurs obtenues par krigeage).*

La distribution de l'azote total et du phosphore total sont relativement proches, elles décrivent un gradient décroissant d'Est en Ouest (Figure 12. 10). La partie proche du grau de Carnon apparaît comme la moins dégradée alors que les concentrations maximales sont localisées dans le secteur Sud-Est (point n°21), secteur situé à proximité des deux passes entre l'étang et le canal du Rhône à Sète, au niveau de la Grande-Motte.

Cartes de l'état des sédiments vis-à-vis de la MO, de l'Nt et du Pt en 2005

L'état des sédiments vis-à-vis de la matière organique est globalement mauvais sur la plupart des stations benthiques échantillonnées (Figure 12. 11). Près du lido, dans la zone sableuse, cet état s'améliore (stations n°2, 4, 7, 10, 14 et 17), mais il reste mauvais à médiocre sur l'ensemble des autres stations au nord et au centre de la lagune, ainsi qu'à proximité de la Grande-Motte.

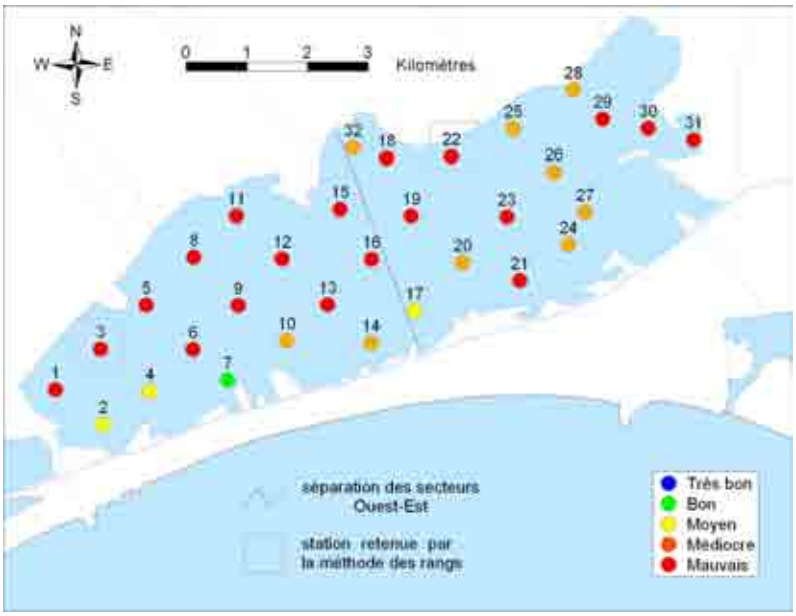


Figure 12. 11 : *Distribution de l'état de la* ***matière organique*** *dans les sédiments superficiels de l'étang de l'Or.*

L'état des sédiments vis-à-vis de l'azote total est particulièrement mauvais avec 21 stations benthiques dans le rouge (Figure 12. 12). Seule la station n°2, la plus proche du grau de Carnon et la station n°7, la plus sableuse à proximité du lido possèdent un état moins dégradé. A l'inverse, l'état des sédiments vis-à-vis du phosphore total est bien meilleur (Figure 12. 13). 14 stations possèdent un bon état et une un très bon état : il s'agit de la station n°11, pourtant composée de 75

% de vases. Les plus mauvais états vis-à-vis du phosphore total sont localisés au centre et à l'Est de la lagune.

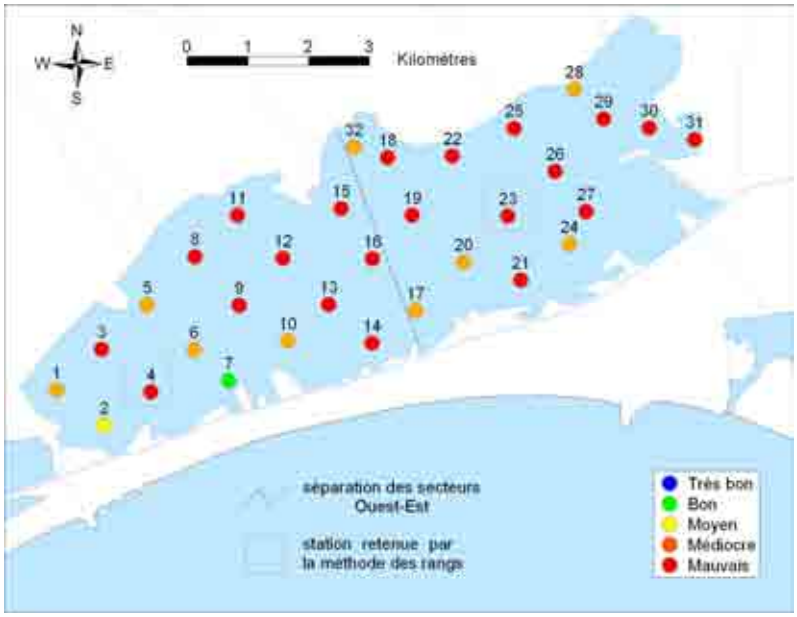


Figure 12. 12 : *Distribution de l'état de l'**azote total** dans les sédiments superficiels de l'étang de l'Or.*

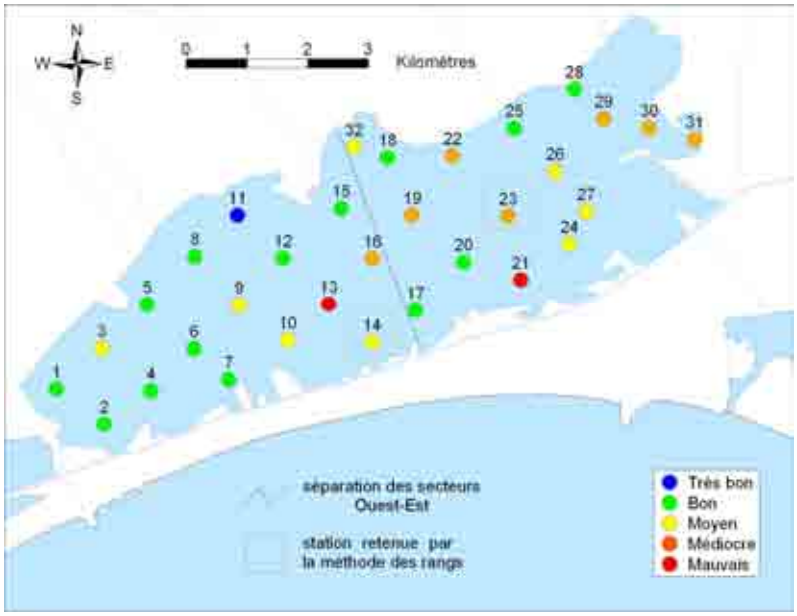


Figure 12. 13 : *Distribution de l'état du **phosphore total** dans les sédiments superficiels de l'étang de l'Or.*

Grilles de diagnostic

Le Tableau 12. 1 présente les grilles de diagnostic 2005 issues du traitement des données « sédiments » par la méthode des rangs. Les deux parties d'étang présentent un mauvais état général du compartiment sédiment. Elles sont déclassées à la fois par la matière organique et par l'azote total. Les sédiments de la zone Ouest sont toutefois de meilleure qualité pour les trois paramètres analysés et notamment pour le phosphore total qui possède un état moyen à l'Ouest et médiocre à l'Est.

De manière générale, les sédiments sablo-vaseux de l'étang de l'Or sont donc enrichis par des apports importants en matière organique attribuables en grande partie aux blooms répétés de phytoplancton et aux apports des cours d'eau.

Tableau 12. 1 : *Grilles de diagnostic des sédiments de l'étang de l'Or pour l'année 2005.*

OR zone Ouest		**Très bon**		**Bon**		**Moyen**		**Médiocre**		**Mauvais**
MO	%		3,5		5		7,5		10	**11,5**
Nt	g/kg PS		1		2		3		4	**4,4**
Pt	mg/kg PS		400		500	**541**	600		700	

OR zone Est		**Très bon**		**Bon**		**Moyen**		**Médiocre**		**Mauvais**
MO	%		3,5		5		7,5		10	**12,4**
Nt	g/kg PS		1		2		3		4	**5,4**
Pt	mg/kg PS		400		500		600	**650**	700	

Evolution de 1999 à 2005

La Figure 12. 14 met clairement en évidence un enrichissement des sédiments superficiels en matière organique et en azote total entre 1999 et 2005. L'accumulation de matière organique touche l'ensemble de l'étang (28 stations sur 32) à des niveaux plus ou moins importants (au maximum +8,8 % et en moyenne +2,5 %). L'accumulation d'azote total dans les sédiments touche aussi l'ensemble de l'étang (23 stations sur 26[‡]), mais cette fois de manière homogène avec en moyenne une augmentation de l'ordre de 1 g/kg entre 1999 et 2005.

[‡] Lors du diagnostic des sédiments de 1999, seules 26 stations sur 32 ont fait l'objet d'une mesure du phosphore et de l'azote total. En 2005, toutes les stations ont été analysées.

A l'inverse des deux paramètres précédents, on note une diminution des teneurs en phosphore total dans les sédiments entre 1999 et 2005. L'appauvrissement est quasi-général, il touche 21 stations sur 26. Il est en moyenne de -77 mg/kg.

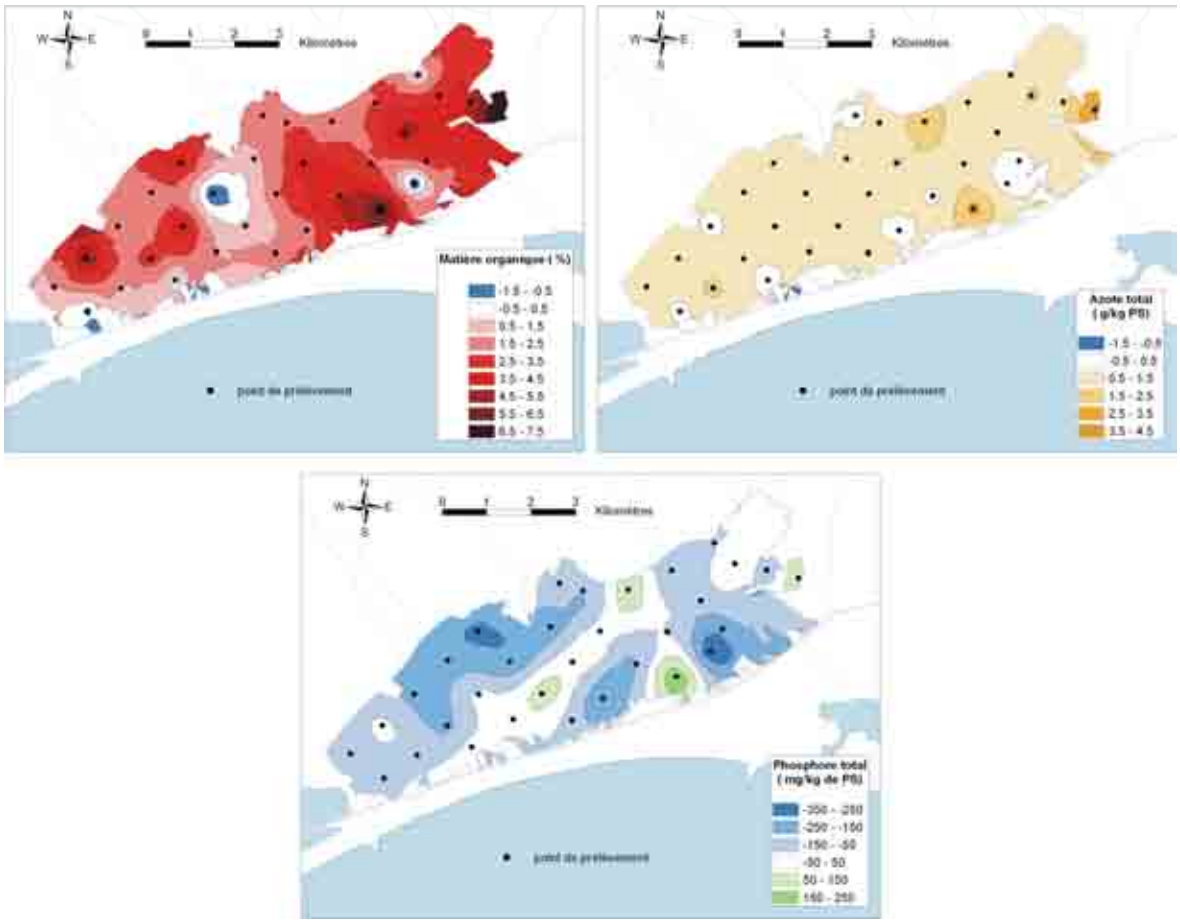


Figure 12. 14 : *Variation de 1999 à 2005 du pourcentage de matière organique, de la teneur en azote et en phosphore totaux dans les sédiments superficiels de l'étang de l'Or[§]. (krigeage différentiel : données 2005 - données 1999)*

Seules les stations n°21 et 31 s'enrichissent considérablement pour les trois paramètres. Leur situation géographique peut expliquer cette particularité, en effet, elles sont en première ligne par rapport aux apports du canal du Rhône à

[§] Les stations n°1, 3, 5, 8, 11 et 22 n'ayant pas fait l'objet de dosages de phosphore et d'azote total en 1999, le krigeage différentiel autour de ces valeurs ne peut être considéré comme valide et n'a donc pas été pris en compte dans l'interprétation des résultats.

Sète (qui reçoit les eaux du Vidourle et de la STEP de la Grande-Motte) et du canal de Lunel (qui reçoit notamment les rejets de la STEP éponyme).

L'état général des sédiments de l'étang de l'Or est donc globalement mauvais en 2005. Les deux zones se dégradent par accumulation de matière organique et d'azote total (Tableau 12. 2). Cependant, on remarque une amélioration sensible vis-à-vis du phosphore sur l'ensemble de l'étang, avec le gain d'une classe de qualité par rapport à 1999.

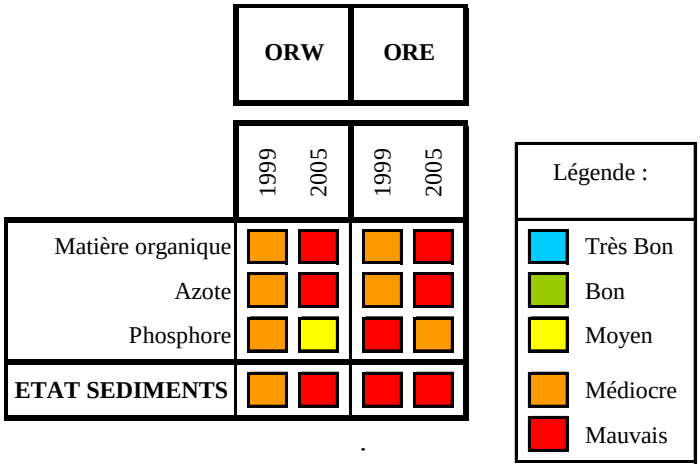


Tableau 12. 2 : *Comparaison de l'état des sédiments de l'étang de l'Or vis-à-vis de l'eutrophisation en 1999 et en 2005.*

Le phosphore présent dans les sédiments possède deux origines, on retrouve tout d'abord du phosphore organique, associé tout comme l'azote, à la matière organique. La sédimentation des microalgues à la fin de leur vie constitue pour l'étang de l'Or la principale source de matière organique et donc de phosphore et d'azote organiques aux sédiments. Mais le phosphore provient également de la sédimentation de particules minérales terrigènes. On peut citer notamment les hydroxo-complexes ferriques et les argiles, riches en orthophosphates. On retiendra simplement que le phosphore total dosé dans les sédiments provient à la fois du phosphore minéral issu de l'érosion des sols et du phosphore organique.

La diminution des niveaux de phosphore dans les sédiments alors que le pourcentage de matière organique augmente peut donc avoir plusieurs causes :

- *La minéralisation naturelle de la matière organique* sédimentée entraîne en premier lieu une libération préférentielle du phosphore par rapport à l'azote qui est plus difficile à dégrader. Cela peut induire un appauvrissement de la matière organique en phosphore. Toutefois, compte tenu de l'important confinement de la lagune, l'exportation de

matière est plutôt rare et le phosphore libéré dans la colonne d'eau retrouve rapidement les sédiments sous forme de matière organique phytoplanctonique. Cette hypothèse ne permet donc pas d'expliquer la diminution des teneurs en phosphore dans les sédiments de l'étang de l'Or.

- On peut aussi penser à *une libération des phosphates liés aux particules minérales sédimentées*. En effet, les conditions plus réductrices qui règnent pendant la saison estivale contribuent à la disparition des hydroxo-complexes ferriques qui libèrent alors leurs phosphates dans la colonne d'eau. Compte tenu de la canicule de 2003 (Ifremer, 2004), des forts écarts à la saturation en oxygène observés en 2004, indiquant des phénomènes dystrophiques (Ifremer, 2005) et des températures élevées relevées ces dernières années, on peut supposer que ce phénomène s'est intensifié depuis 1999 en ne se cantonnant pas qu'à la saison estivale. Mais comme précédemment, l'exportation de matière étant réduite, cette hypothèse ne permet pas non plus d'expliquer une telle diminution des teneurs en phosphore dans les sédiments de l'étang de l'Or.

- *On peut également s'interroger sur une éventuelle diminution des apports*. En effet, l'ensemble des actions qui sont en cours de réalisation dans le cadre du Contrat de Baie afin d'améliorer les rejets domestiques vont dans le bon sens mais rares sont celles qui ont abouti en 2005. L'évolution des teneurs en phosphates dans les eaux au niveau du point CMOT (point situé sur le canal du Rhône à Sète face à La Grande-Motte) est toutefois un exemple encourageant : la moyenne estivale des teneurs en phosphates a en effet diminué d'un facteur huit depuis 2001 (Figure 12. 15). Cependant cet exemple quasi-unique sur le bassin versant de l'étang de l'Or ne peut expliquer à lui seul la diminution générale des teneurs en phosphore dans les sédiments, d'autant plus que le point 21, le plus proche de la STEP de la Grande–Motte voit ses teneurs en phosphore dans les sédiments augmenter depuis 1999. Par ailleurs, les concentrations en phosphates dans la colonne d'eau ainsi que les abondances phytoplanctoniques ne montrent pas de tendance significative à la baisse sur la même période (Figure 12. 16).

- Il est donc nécessaire de rechercher ailleurs une explication à ce phénomène plutôt inattendu. Et la dernière hypothèse que nous avons proposée (après avoir également écarté d'éventuels problèmes d'ordre analytique) semble être la plus crédible : il s'agit non pas d'une diminution « réelle » des teneurs dans les sédiments, mais d'*un effet de dilution provoqué par le dépôt d'une couche de sédiment « neuf », et plus « propre » que les couches sous-jacentes*. Cette couche de sédiments plus récents pourrait avoir été déposée lors des crues exceptionnelles de 2003. La matière organique continentale ainsi apportée par la crue est venue se rajouter à celle déjà présente dans les sédiments, ce qui peut expliquer l'envasement observé de l'étang de l'Or. Par ailleurs, cette matière

organique continentale est généralement d'origine détritique, donc relativement pauvre en phosphore, ce qui amplifie l'effet de dilution des teneurs en Pt des sédiments de l'étang de l'Or. Une couche sédimentée de 0,8 mm (sans phosphore) serait suffisante pour obtenir cette baisse observée des teneurs.

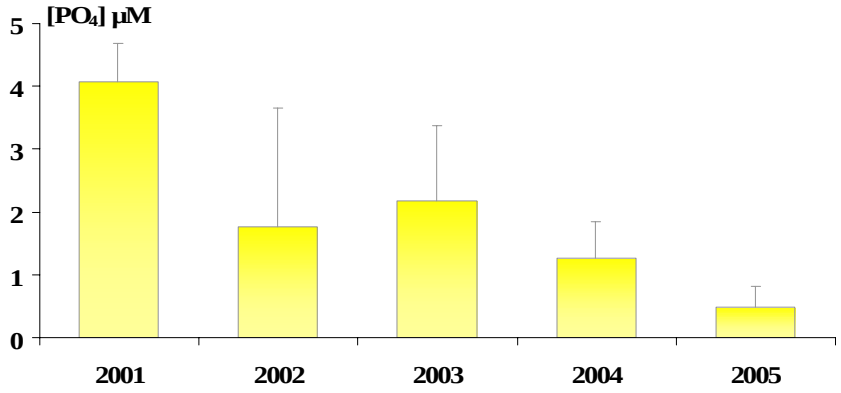


Figure 12. 15 : *Histogrammes de la moyenne estivale des concentrations en phosphates dans les eaux du canal du Rhône à Sète à la station CMOT, à proximité de la Grande-Motte (Moyennes réalisées sur les prélèvements de juin, juillet et août).*

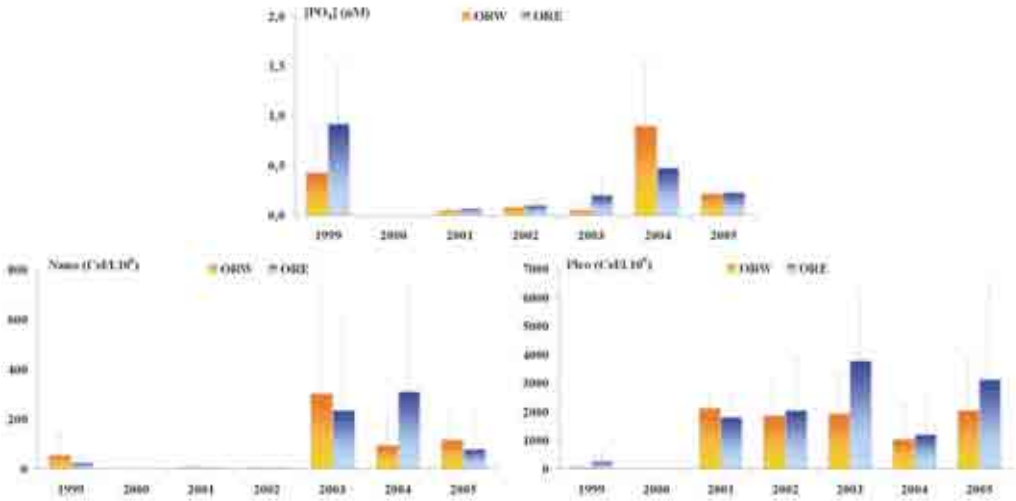


Figure 12. 16 : *Evolution de 1999 à 2005 des moyennes estivales des teneurs en phosphates, et des abondances phytoplanctoniques aux deux points de suivi (ORW et ORE) sur l'étang de l'Or (moyennes réalisées sur les prélèvements des mois de juin, juillet et août).*

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Comme on pouvait s'y attendre, l'étang de l'Or est classé rouge en 2005, c'est-à-dire en mauvais état vis-à-vis des densités phytoplanctoniques (Tableau 12. 3). Ce sont à la fois les abondances nanophytoplanctoniques (micro-algues de taille > 3 µm) et picophytoplanctoniques (micro-algues de taille < 3 µm) qui déclassent largement les grilles annuelles. Ceci vient confirmer la fonction de réacteur biologique qui caractérise l'étang de l'Or depuis le début du RSL (Tableau 12. 4), et qui traduit un état extrême de dégradation lié à une eutrophisation excessive.

Tableau 12. 3 : *Grilles 2005 de diagnostic du phytoplancton pour les deux stations de l'étang de l'Or.*

ORE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**6765**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**231**

ORW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**3717**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**223**

Malgré l'apparente stabilité des grilles estivales vis-à-vis du phytoplancton, on note néanmoins un léger changement en 2005. En effet, les blooms phytoplanctoniques ne se sont produits qu'à partir de juillet alors que d'habitude ils démarraient dès le mois de juin, voire même avant. En juin 2005, les densités nano et picophytoplanctoniques ont atteint des niveaux relativement faibles pour l'époque : par exemple, pour le point ORW, la grille de juin est classée jaune pour le « pico » et même bleue pour le nanophytoplancton. Les valeurs de turbidité et de chlorophylle a confirment cette tendance avec des niveaux très faibles en mai et en juin, avant de remonter en juillet (Figure 12. 4 & Figure 12. 5). L'absence de blooms phytoplanctoniques a même été confirmée sur le terrain par l'observation d'une eau exceptionnellement claire pour un mois de juin. Ce retard est toutefois difficile à expliquer d'autant plus que des températures particulièrement douces, voire même chaudes pour la fin du printemps ont été enregistrées en mai à Montpellier. En effet, plus de 10 jours ont atteint une température supérieure à 25°C alors que la normale est seulement de 4 jours (Météo-France, 2005).

Tableau 12. 4 : *Evolution pluriannuelle du diagnostic du phytoplancton sur l'étang de l'Or.*

	ORW							ORE						
Etang de l'Or	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005
Picophytoplancton (< 3µm)	Moyen	Très bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Très bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Nanophytoplancton (> 3µm)	Mauvais	Très bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Très bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT PHYTOPLANCTON	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende : Très bon, Bon, Moyen, Médiocre, Mauvais

3.3. Diagnostic des macrophytes

Le diagnostic des macrophytes a été réalisé en juin 2005. Sur les 32 stations benthiques échantillonnées, seulement cinq n'ont pu faire l'objet d'un diagnostic en raison de la faiblesse de leur recouvrement macrophytique (zones 11, 16, 17, 19 et 31) (Figure 12. 17).

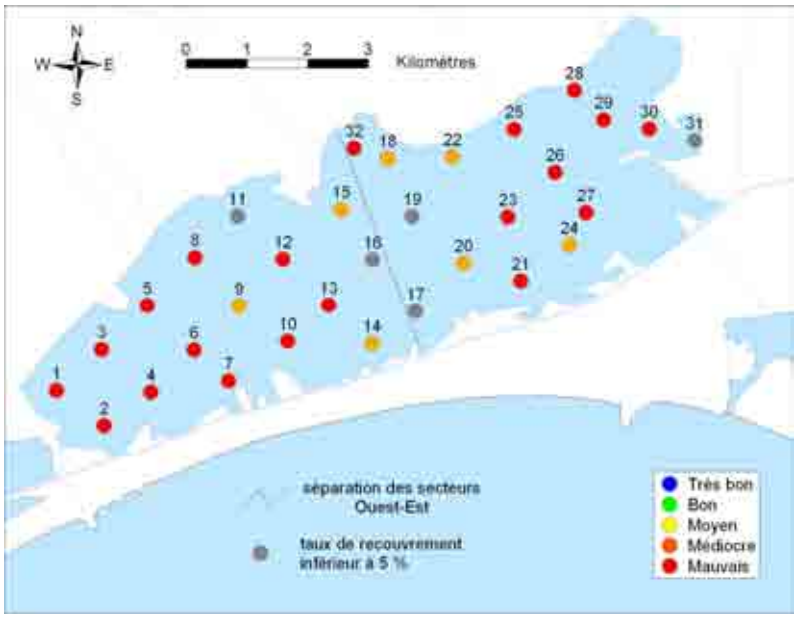


Figure 12. 17 : *Distribution de l'état des macrophytes dans l'étang de l'Or en 2005.*

C’est en quelque sorte un progrès par rapport aux années précédentes où on dénombrait entre 17 et 23 stations dans ce cas, principalement localisées dans la partie Ouest (Ifremer, 2000, 2002, 2003, 2004 et 2005). Cette année les deux parties d’étang sont mieux équilibrées, mais les états restent mauvais à médiocre pour les anciennes stations comme pour celles nouvellement diagnostiquées.

3.3.1. Distribution des macrophytes

Phanérogames

En 2005, la population de *Potamogeton pectinatus,* phanérogame d'eau douce, est toujours présente à l'extrémité nord-est de l’étang de l’Or, mais contrairement aux années précédentes, elle est moins abondante et possède un recouvrement moins important. Seules les zones 28, 29 et 30 présentent de véritables populations (Figure 12. 18). Il y a très peu d’herbiers frangeants, ils sont envahis et étouffés par l’abondance de *Chaetomorpha aerea* qui les recouvre et les étiole.

Comme les années précédentes, la phanérogame climax *Ruppia cirrhosa* est présente sur les bords de l'étang (là où la profondeur ne dépasse pas 0,3 m). Elle est trouvée en touffes au Sud, des marais du Petit Travers où elle forme des herbiers de plusieurs dizaines de m², à l'anse de la Radelle (zones 7, 10 et 14). Les touffes éparses observées les années précédentes sur la bordure Nord, et qui étaient globalement en recul depuis quelques années, n’ont pas été observées en 2005.

Deux pieds de *Zostera noltii* ont également été retrouvés dans les zones 9 et 19, pourtant au centre de l’étang. C’est la première fois depuis le suivi du RSL que cette phanérogame climax est retrouvée, et compte tenu de sa présence extrêmement localisée son devenir paraît très incertain.

Algues

La disparité de recouvrement Est/Ouest que l’on observait depuis 1999 s’est dissipée cette année, notamment grâce à un fort développement de l’algue rouge dérivante *Chondria capillaris* qui forme de véritables populations sur la partie Ouest de l’étang (Figure 12. 18). Sa présence importante entraîne une augmentation du recouvrement végétal de l’étang qui atteint exceptionnellement 45 % cette année. Les raisons de sa présence nous sont encore inconnues. *Chondria* n’avait été observée sur l’étang qu’en 2002 et 2003, et à ce moment là, on la retrouvait de manière éparse, uniquement sur la partie Est (Ifremer, 2003 et 2004). Son développement envahissant en 2005 a peut-être été favorisé par les faibles densités phytoplanctoniques relevées au mois de juin.

Au total, 8 espèces d'algues ont été récoltées cette année dans l'étang. Outre *Chondria*, on retrouve encore les algues vertes opportunistes *Ulva rigida, Cladophora vagabunda, Monostroma grevillei, Enteromorpha intestinalis et Chaetomorpha aerea.* Les deux premières ne forment pas de réelles populations alors que les trois dernières forment de grandes marées vertes autour de l'embouchure du Salaison (zones 11 et 15), face à l'anse de la Capoulière (zones 32, 18) ou encore à l'Est où elles envahissent et étiolent les potamots. On retrouve aussi l'algue brune dérivante *Gracilaria verucosa* de manière très localisée à la station 24. Au niveau des algues climax, *Polysiphonia sertularioides* n'a pas été observée à la station 21 mais en revanche *Ceramium tenerrimum* l'a été aux stations 24 et 9 de manière éparse.

Acrochaetium epiphytes est toujours absente depuis 2001.

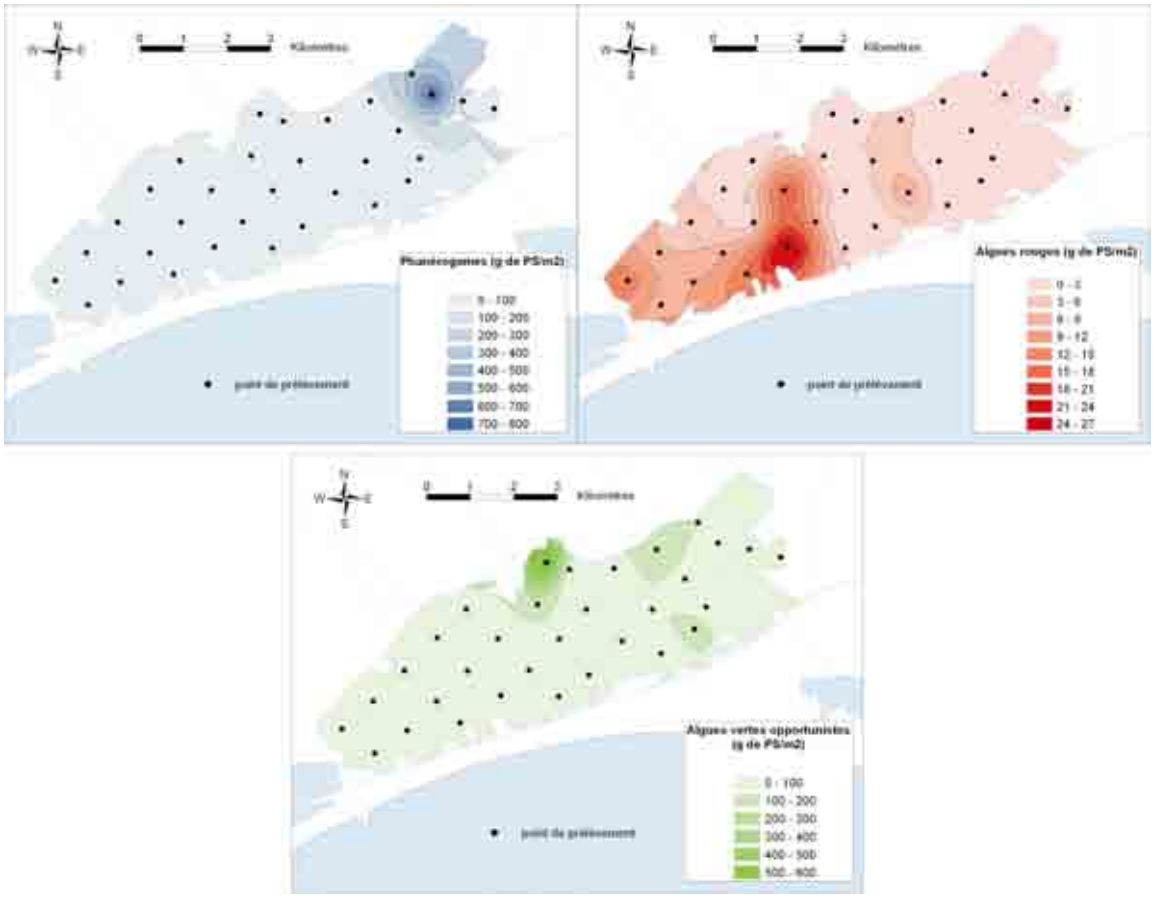


Figure 12. 18 : *Distribution de la biomasse de phanérogames, d'algues rouges et d'algues vertes opportunistes dans l'étang de l'Or en 2005 (isopoids obtenus par krigeage).*

3.3.2. Diagnostic 2005

En 2005, malgré une diversité satisfaisante avec la présence de onze espèces de macrophytes dont trois espèces climax (*Ruppia cirrhosa*, *Zostera noltii* & *Ceramium tenerrimum)*, l'état de l'étang de l'Or est classé médiocre (orange) par rapport aux macrophytes, en raison d'un recouvrement des espèces climax quasi-inexistant (Tableau 12. 5).

Tableau 12. 5 : *Diagnostic 2005 des macrophytes sur l'étang de l'Or.*

Juin 2005	RV	RC	Nsp	NspC	NspD	NspO	NspE	Etat
	45	< **2**	**11**	3	2	5	1	

RV *= recouvrement végétal.* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***NspE*** *= nombre d'espèce d'eau douce.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

3.3.3. Etats antérieurs et évolution des macrophytes

L'évolution du nombre d'espèces inventoriées dans l'étang de l'Or depuis 1957 montre que le changement a été important entre 1977 et 1996 (Tableau 12. 6). Depuis 1996, la situation est plutôt stabilisée avec toujours les deux mêmes phanérogames, *Ruppia cirrhosa et Potamogeton pectinatus* (auxquelles *Zostera noltii* vient exceptionnellement se rajouter en 2005) et quelques espèces opportunistes et dérivantes, tantôt peu représentées laissant un étang pratiquement dépourvu de macro-algues, tantôt formant des populations éphémères sur de grandes surfaces, comme *Chondria* cette année. Parfois, quelques pieds isolés d'algues rouges, considérées comme climax arrivent à vivre fixées sur les cascails près de la lumière (*Acrochaetium*, *Ceramium*, *Polysiphonia*).

L'ensemble des diagnostics effectués depuis 1999 montrent que la distribution de l'état des macrophytes a peu évolué dans l'étang de l'Or (Tableau 12. 6). Si le recouvrement végétal diminuait depuis 2002, la tendance s'est bien inversée cette année, ce qui indique qu'à la faveur de conditions climatiques et nutritives particulières, les macrophytes sont capables de se développer et de recoloniser l'étang. Cette année les densités phytoplanctoniques ont été relativement faibles en juin, ce qui a peut-être rendu possible ce développement tout à fait opportuniste et inattendu.

Tableau 12. 6 : *Evolution du nombre d'espèces de macrophytes dans l'étang de l'Or de 1957 à 2005 et de l'état des macrophytes depuis 1999. (* : recouvrement des climax = recouvrement relatif par rapport au recouvrement végétal observé).*

	Juillet 1957	Juillet 1977	Juillet 1996	Juillet 1999	Juillet 2000	Août 2001	Sept. 2002	Août 2003	Sept. 2004	Juin 2005
Espèces macroalgues	19	21	8	5	3	10	7	9	6	8
Espèces Phanérogames	4	3	2	1	1	2	2	2	2	3
Nombre d'espèces total	23	24	10	6	4	12	9	11	8	11
Recouvrement des climax*						<2	<2	<2	<2	<2
Etat										

3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique

3.4.1. Résultats 2005

Les prélèvements de sédiments (triplicats) pour l'évaluation de la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique ont été réalisés en juin 2005 aux points ORE et ORW.

Tableau 12. 7 : *Caractéristiques des peuplements d'invertébrés benthiques inventoriés dans l'étang de l'Or en 2005 et potentialité biologique associée.*

ETANG DE L'OR	ORW			ORE		
Sous-stations	ORW 1	ORW 2	ORW 3	ORE 1	ORE 2	ORE 3
Richesse spécifique (nb. espèces par station)	10	8	16	7	9	12
		18			**16**	
Densité totale par station (nb. ind./ m²)	989	722	1756	778	633	3089
		1156			**1500**	
Biomasse totale moyenne (mg/m² poids sec)		7667			8832	
Potentialité biologique						

Comme le montre le Tableau 12. 7, la richesse spécifique des deux stations, avec respectivement 16 et 18 espèces est considérée comme réduite. De plus, la moyenne des densités totales est de 1156 individus/m² à l'Ouest et 1500 individus/m² à l'Est, ce qui est considéré comme faible d'après l'outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires (Ifremer, 2000). En conclusion, avec une richesse spécifique réduite et des densités totales faibles, la potentialité biologique liée à la macrofaune benthique est moyenne (jaune) en 2005 sur les deux stations de l'étang de l'Or.

3.4.2. Evolution depuis 1999

Le Tableau 12. 8 montre l'évolution des peuplements benthiques et de la potentialité biologique entre 1999 et 2005.

Zone Ouest

Entre 1999 et 2005, le peuplement benthique s'est enrichi en espèces (de 6 à 18 espèces) et sa densité totale est restée inchangée (environ 1100 ind./m²) ce qui représente une biomasse totale de 7,7 g/m², c'est-à-dire une biomasse moyenne. La qualité biologique globale du secteur Ouest de l'étang de l'Or est donc moyenne. Elle s'améliore d'une classe depuis 1999 grâce à une plus grande variété d'espèces. Toutefois, l'espèce indicatrice d'un déséquilibre du peuplement lié à un sur-enrichissement du milieu en matière organique, *Capitella capitata*, est présente même si elle ne prolifère pas. Sont également présentes d'autres espèces qui affectionnent les sédiments enrichis en matière organique (*Heteromastus filiformis*, *Neanthes succinea*, *Peringia ulvae*, oligochètes et chironomes), ainsi que des espèces très tolérantes à la dessalure (*Streblospio shrubsolii*, *Scrobicularia cottardi*, *Peringia ulvae*, *Gammarus aequicauda*, *Cerastoderma edule glaucum* et larves de chironomes).

Tableau 12. 8 : *Evolution de la potentialité biologique des sédiments de l'étang de l'Or entre 1999 et 2005.*

Etang de l'Or	ORW		ORE	
	1999	2005	1999	2005
Richesse spécifique (nb. Espèces par station)	6	18	8	16
Densité moyenne par station (nb. ind./m²)	1074	1156	4181	1500
Potentialité biologique				

Malgré cette amélioration par rapport à 1999, les perspectives vis-à-vis de la macrofaune benthique s'avèrent relativement limitées. En effet, même si une diminution des apports eutrophisants constitue la meilleure solution pour

restaurer globalement la lagune, il est difficile de se prononcer sur l'effet que cela pourra avoir sur la potentialité biologique compte tenu des contraintes typologiques (faible profondeur, salinité variable) inhérentes à ce type de milieu.

Zone Est

En 1999, le peuplement benthique sur la zone Est était pauvre en espèces (8 espèces) mais dense (4181 ind./m²) (Tableau 12. 8). La typologie de la lagune (profondeur peu importante associée à une salinité très fluctuante) semblait constituer le facteur limitant la qualité du peuplement.

En 2005, le peuplement benthique s'est légèrement enrichi en espèces (16 espèces) et appauvri en individus (1500 ind./m²). Il représente une biomasse totale de 8,8 g/m², ce qui est considéré comme moyen. Les espèces indicatrices d'un fort déséquilibre du peuplement lié à un sur-enrichissement du milieu en matière organique, *Capitella capitata* et *Malacoceros fuliginosus*, sont étrangement absentes. Sont toutefois présentes d'autres espèces qui affectionnent les sédiments enrichis en matière organique (*Heteromastus filiformis*, *Neanthes succinea*, *Peringia ulvae*, oligochètes et chironomes), ainsi que des espèces très tolérantes à la dessalure (*Ficopomatus enigmaticus*, *Peringia ulvae*, *Cerastoderma edule glaucum* et larves de chironomes).

La qualité biologique globale du secteur Est de l'étang de l'Or est comparable à celle du secteur Ouest. Elle est moyenne et inchangée par rapport à 1999 (Tableau 12. 8). Les perspectives d'amélioration de la qualité de ce secteur s'avèrent tout aussi limitées que pour la partie Ouest, notamment en raison des fortes contraintes typologiques (faible profondeur et faible salinité). Par conséquent, une baisse du niveau trophique de l'étang est indispensable mais cela ne devrait pas être de nature à améliorer significativement l'état biologique lié à la macrofaune benthique.

3.5. Résultats du diagnostic complet

L'état général vis-à-vis de l'eutrophisation est déterminé à partir du diagnostic de trois compartiments de l'écosystème : le stock de phosphore des sédiments, le phytoplancton et les macrophytes. Le diagnostic général de l'étang de l'Or est donc mauvais en 2005 pour les deux stations (Tableau 12. 9), en raison de trop fortes densités phytoplanctoniques.

L'étang de l'Or est une lagune très dégradée par l'eutrophisation. L'origine de cette dégradation provient du bassin versant. C'est en raison des lessivages des engrais chimiques épandus sur les terres agricoles et des rejets des stations d'épuration (ou de leur disfonctionnements) que la lagune s'est progressivement enrichie en azote et en phosphore. Faute de pouvoir les exporter suffisamment

vers la mer, ces apports excessifs d'éléments nutritifs ont eu pour conséquence de modifier l'équilibre trophique de la lagune. Dans cet environnement hyper-eutrophe la capacité d'assimilation et de développement des microalgues a été favorisée. Des blooms phytoplanctoniques importants se succèdent maintenant toute l'année, entraînant des eaux extrêmement turbides. C'est pourquoi l'état du diagnostic complet est mauvais vis-à-vis du phytoplancton.

Tableau 12. 9 : *Diagnostic de l'eutrophisation de l'étang de l'Or.*

Légende :
Très Bon
Bon
Moyen
Médiocre
Mauvais

	ORW		ORE	
Etang de l'Or	1999	2005	1999	2005
Phytoplancton				
Macrophytes				
Phosphore sédiments				
Sédiments				
Proliférations (Cascails)	NR	P	NR	P
Potentialité biologique macrofaune				
ETAT GENERAL EUTROPHISATION				

(NR : Non Recherché. P : Présence)

La forte turbidité des eaux de l'étang de l'Or constitue une entrave à la pénétration de la lumière, ce qui a pour conséquence de limiter le développement des macrophytes qui sont quasiment absents dans les zones les plus profondes de l'étang. C'est seulement sur les bordures, c'est-à-dire au niveau des zones les moins profondes, que ces derniers redeviennent compétitifs. La pénétration de la lumière sur toute la colonne d'eau leur permet de proliférer sous forme de marées vertes en été. Quelques algues dérivantes arrivent parfois à tirer leur épingle du jeu, comme *Chondria* cette année, qui a bénéficié d'une curieuse absence de blooms phytoplanctoniques en juin et en a profité pour se développer. La seule véritable population de plantes aquatiques est formée par l'herbier de potamot, espèce envahissante qui bénéficie à la fois des faibles profondeurs de la partie Est de l'étang et de la dessalure prononcée de cette zone. Seules les espèces opportunistes ou relativement résistantes sont donc présentes, les espèces sensibles à l'eutrophisation, dites climax, sont très peu représentées. C'est pourquoi l'état des macrophytes est médiocre depuis 1999.

Les prolifération phytoplanctoniques ont également un impact sur la qualité des sédiments. En effet, la sédimentation naturelle des microalgues à la fin de leur vie entraîne un enrichissement du sédiment superficiel en matière organique. La fréquence et l'intensité des blooms étant élevées, les sédiments de l'étang de l'Or se chargent progressivement de cette matière. C'est pourquoi leur état est maintenant mauvais à l'Est et à l'Ouest. Cet enrichissement des sédiments en matière organique possède d'ailleurs un effet pervers. Il constitue un stock d'azote et de phosphore qui pourra être remobilisé, reminéralisé par l'activité bactérienne et réinjecté plus tard vers la colonne d'eau. Le gain d'une classe de qualité cette année par rapport au phosphore dans les sédiments n'est qu'un artefact sans doute lié au dépôt d'une couche sédimentaire plus propre que les sédiments sous-jacents. Il est donc indispensable de relativiser cette amélioration qui ne permet d'ailleurs pas de modifier le diagnostic final de l'étang de l'Or.

En conclusion, l'étang de l'Or est en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation, c'est même une des lagunes les plus dégradées du Languedoc-Roussillon. Sa restauration est toujours possible mais elle sera certainement longue et coûteuse et doit faire l'objet d'un consensus de la part de l'ensemble des acteurs de l'eau, des professionnels, des gestionnaires et surtout des élus de l'ensemble du bassin versant. Les efforts qui sont actuellement entrepris dans le cadre du contrat de baie, pour diminuer les apports en provenance du bassin versant doivent être poursuivis afin qu'une véritable tendance à l'amélioration se dégage dans les années à venir.

4. Diagnostic estival de la colonne d'eau

En 2005 comme pour les années précédentes, les grilles estivales de l'eau sont de mauvaise qualité pour les deux stations de l'étang de l'Or (Tableau 12. 10 & Tableau 12. 11). Comme on pouvait s'y attendre compte tenu des importantes prolifération phytoplanctoniques, les niveaux de chlorophylle a sont très élevés ainsi que les formes totales de l'azote et du phosphore. Cependant cette année, les sels nutritifs déclassent également les grilles de l'eau (principalement les sels d'azote). Pour expliquer cela, il est nécessaire de se pencher sur l'évolution des grilles au cours des trois mois d'été (Tableau 12. 12 & Tableau 12. 13). C'est la même pour les deux points ORE et ORW. Grâce au diagnostic du phytoplancton, on sait qu'en 2005, les blooms phytoplanctoniques estivaux constitués essentiellement de très petites cellules ont mis du temps à démarrer, sans doute en raison de conditions climatiques peu favorables pour un démarrage dès le mois de juin. Ainsi, l'absence de bloom phytoplanctonique en juin se répercute sur la grille de l'eau avec des niveaux bas de chlorophylle a (niveau moyen) et des eaux relativement claires (très faible turbidité). Comme les sels nutritifs ne sont plus consommés, ils s'accumulent dans la colonne d'eau (mauvais état pour le NID, l'ammonium et les nitrites, état médiocre pour les nitrates, et bon état pour les phosphates). En revanche, dès le mois de juillet, lorsque le bloom

picoplanctonique explose, il consomme l'intégralité des nutriments présents dans la colonne d'eau (tous les sels nutritifs sont alors dans le bleu). Et inversement la chlorophylle et les formes totales de l'azote et du phosphore sont déclassés en rouge. On obtient une grille véritablement caractéristique des lagunes dominées par le phytoplancton. La grille du mois d'août est du même acabit, le bloom croît encore grâce à l'arrivée de nutriments suite aux reminéralisations benthiques mais ces derniers n'apparaissent pas sur les grilles de l'eau car ils sont instantanément consommés par le phytoplancton.

Tableau 12. 10 : *Grille estivale (2005) de lecture de l'eau pour la station ORE.*

ORE			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	**25**	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**21**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,30**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**31**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**1,5**
NITRA	(µM)	0		1		3		5	**7,5**	10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**22**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**142**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**164**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**268**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**12,50**

Tableau 12. 11 : *Grille estivale (2005) de lecture de l'eau pour la station ORW.*

ORW			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**8**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25	**31**	40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	**0,24**	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**27**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**1,4**
NITRA	(µM)	0		1		3	**4,9**	5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**20**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**104**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**122**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**269**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	**11,30**

Finalement, voilà pourquoi les grilles estivales, qui sont réalisées à partir des résultats les plus déclassants des trois mois d'été, sont de mauvaise qualité pour quasiment tous les paramètres. C'est une situation qui est assez rare pour l'étang de l'Or, en effet sur le tableau pluriannuel (Tableau 12. 14), on remarque que pour retrouver le même type de profil, il faut remonter à 1999. Généralement tous les éléments nutritifs sont entièrement consommés dans la colonne d'eau dès le mois de juin et jusqu'en août. Les causes du retard dans le départ des blooms picophytoplanctoniques restent encore difficiles à cerner.

Tableau 12. 12 : *Grilles de lecture de l'eau pour les mois de juin, juillet et août 2005 à la station ORE.*

Tableau 12. 13 : *Grilles de lecture de l'eau pour les mois de juin, juillet et août 2005 à la station ORW.*

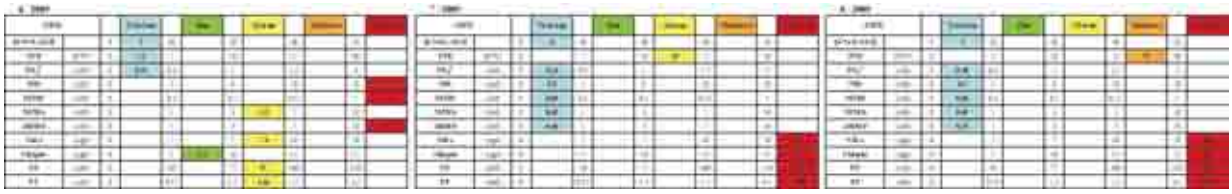


Tableau 12. 14 : *Résultats des grilles de l'eau dans l'étang de l'Or de 1999 à 2005. * : Les résultats de 2000 ne correspondent qu'à une seule grille dans l'été. Ils ne sont donnés qu'à titre indicatif et ne constituent pas un réel diagnostic estival.*

	ORW							ORE						
Etang de l'Or	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005
Oxygène dissous (écart saturation)	Bon	Bon	Moyen	Très Bon	Bon	Médiocre	Très Bon	Médiocre	Très Bon	Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais	Bon
Turbidité	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen	Médiocre	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Médiocre	Moyen	Moyen	Moyen	Médiocre	Moyen
Phosphates	Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre	Très Bon	Moyen	Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Mauvais	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre	Mauvais
Nitrites	Mauvais	Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Mauvais
Nitrates	Moyen	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Moyen	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Médiocre
Ammonium	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Bon	Très Bon	Bon	Mauvais	Mauvais	Très Bon	Très Bon	Bon	Bon	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a + phéopigments	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Azote total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Phosphore total	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
ETAT COLONNE D'EAU	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Légende :
- Très Bon
- Bon
- Moyen
- Médiocre
- Mauvais

5. Conclusions

En conclusion, l'étang de l'Or est en mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation, c'est même une des lagunes les plus dégradées du Languedoc-Roussillon en raison des apports importants qu'il reçoit de son bassin versant (apports agricoles et domestiques). Mais sa restauration est toujours possible même si, compte tenu du passif de l'étang et des stocks d'azote et de phosphore accumulés dans ses sédiments, le chemin à parcourir reste encore très long. Les efforts qui sont réalisés actuellement dans le cadre du contrat de Baie, et qui vont se poursuivre et s'intensifier, permettent toutefois de penser qu'un frein, voire une stabilisation de la dégradation de l'étang de l'Or est envisageable à moyen terme.

6. Références bibliographiques

Département de l'Hérault, 2002. Etang de l'Or. Contrat de Baie 2003-2007. 112 p.

Dupré, N., 2003. Les apports des bassins versants en relation avec l'état d'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon. Application à l'étang de l'Or. Rapport de stage de DESS « *Activités et Aménagements Littoraux et Maritimes* » réalisé au Cépralmar, 122p.

Ifremer, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.

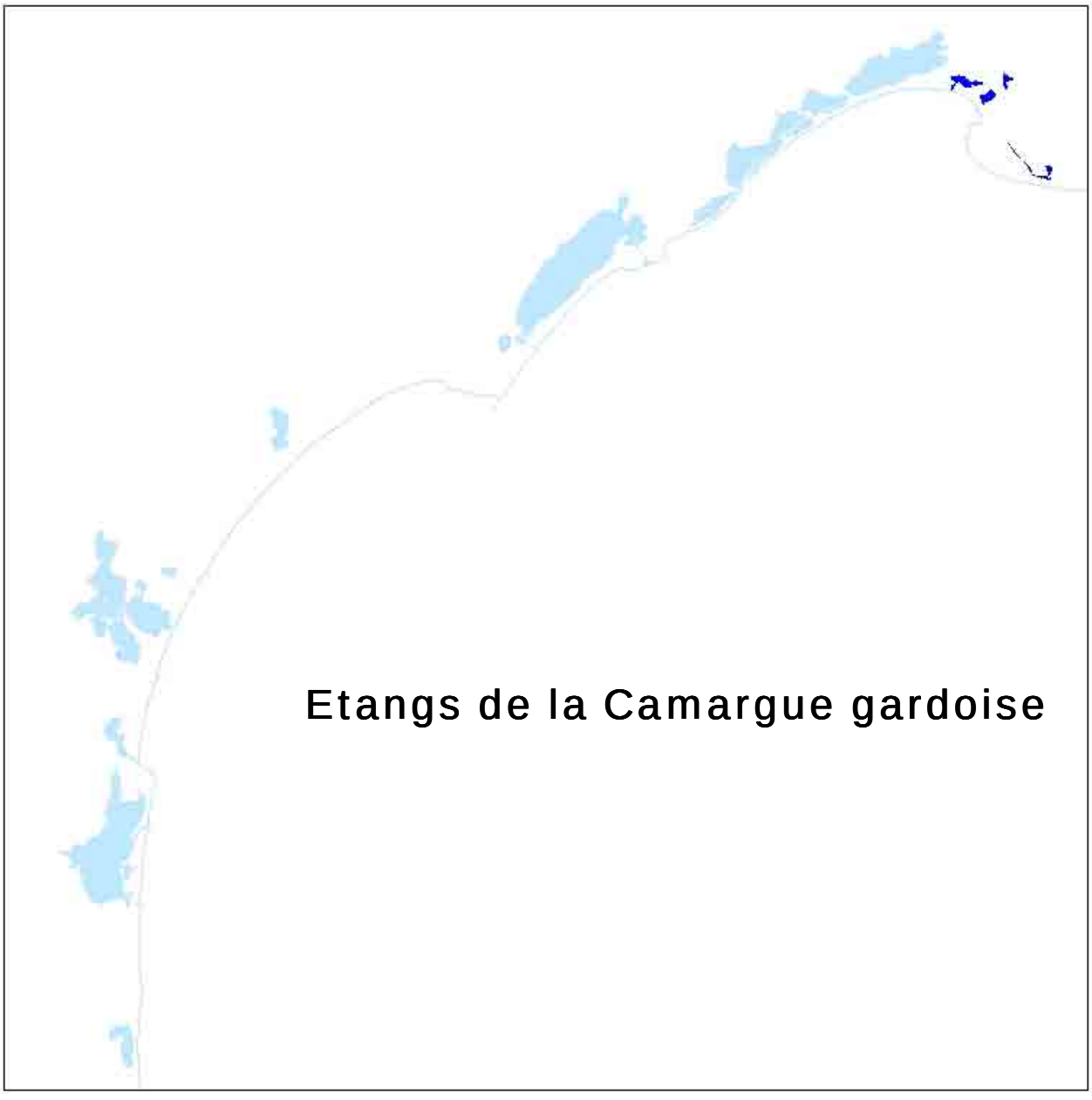
Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Météo France, 2005. Bulletins climatiques mensuels du département de l'Hérault. Mois de janvier à août 2005. www.meteo-france.fr.

13



Etangs de la Camargue gardoise

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE 387

2. ETANG DU MÉDARD (OU ÉTANG DU REPAUSSET COUCHANT) 390

2.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU 390
2.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 392
2.3. DIAGNOSTICS PLURIANNUELS 392
2.4. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 394
2.4.1. Populations de macrophytes. 394
2.4.2. Diagnostic 2005 395
2.4.3. États antérieurs et évolution des macrophytes 396

3. ETANG DU PONANT 396

3.1. DIAGNOSTIC DE L'EAU 397
3.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 399
3.3. DIAGNOSTICS PLURIANNUELS 399
3.4. DIAGNOSTIC SIMPLIFIÉ PAR LES MACROPHYTES 401
3.4.1. Populations de macrophytes. 401
3.4.2. Diagnostic 2005 402
3.4.3. États antérieurs et évolution des macrophytes 402
3.5. CONCLUSIONS 403

4. L'ÉTANG DE LA MARETTE 404

4.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 404
4.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 405
4.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE ET CONCLUSIONS 406

5. ETANG DU RHÔNE DE ST ROMAN (OU BRAS MORT DE ST ROMAN) 407

5.1. DIAGNOSTIC DE LA COLONNE D'EAU 408
5.2. DIAGNOSTIC DU PHYTOPLANCTON 409
5.3. EVOLUTION PLURIANNUELLE ET CONCLUSIONS 410

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 411

1. Introduction générale

La Camargue Gardoise, ou « Petite Camargue » est une zone du littoral gardois située entre le Vidourle à l'Ouest et le petit Rhône à l'Est. Sa limite Nord est représentée par les communes de Vauvert et de St Gilles. Composée de vastes zones humides d'origine deltaïque, la Petite Camargue couvre près de 325 km² (BRL, 2002), et constitue comme sa grande sœur, un véritable joyau de par la richesse de son patrimoine écologique et paysager.

La Camargue Gardoise peut être découpée en différentes zones hydrologiques, une zone de marais d'eau douce, une zone de riziculture, une zone de salines (les salins d'Aigues-Mortes, toujours exploités à l'heure actuelle), et une zone de lagunes littorales qui compte une dizaine d'étangs, naturels ou artificiels.

A l'origine, cette zone se composait de dunes, d'un cordon littoral sableux et de zones marécageuses et lagunaires basses, issues de la formation et de l'évolution du delta du Rhône. Depuis une quarantaine d'années, l'aménagement du littoral et tout particulièrement la création de voiries pour desservir les stations balnéaires a entraîné de profondes modifications de cet espace. Une partie du cordon a été urbanisée, les lagunes et les zones humides ont été compartimentées par de nombreux axes de communication, leurs berges mises à franc bord ou enrochées, certains secteurs ont tout simplement été comblés. Malgré ceci, l'intérêt faunistique, floristique ou paysager de ces milieux lagunaires est tel qu'il leur vaut de bénéficier de mesures de préservation (sites classés), ou de figurer dans des inventaires réalisés au plan national ou européen (ZNIEFF, ZICO, RAMSAR). Cependant, aujourd'hui, certains de ces milieux aquatiques montrent des signes d'une dégradation réelle liée au confinement et à l'eutrophisation excessives dont ils sont l'objet.

Le Syndicat Mixte pour la Protection et la Gestion de la Camargue Gardoise ainsi que le Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres sont les principaux acteurs de la préservation et de la restauration de ces zones naturelles préconisées par le SAGE Camargue Gardoise (BRL, 2000).

Quatre lagunes faisant partie de la Camargue gardoise sont suivies dans le cadre du RSL. Il s'agit des étangs du Ponant et du Médard (depuis 2000), et des étangs de la Marette et du Rhône de St Roman (depuis 2003). En 2005, l'ensemble des lagunes de la Camargue gardoise a fait l'objet d'un suivi estival de la colonne d'eau suivant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer, 2000). Ce diagnostic estival a également été complété par un diagnostic simplifié par les macrophytes pour les étangs du Ponant et du Médard.

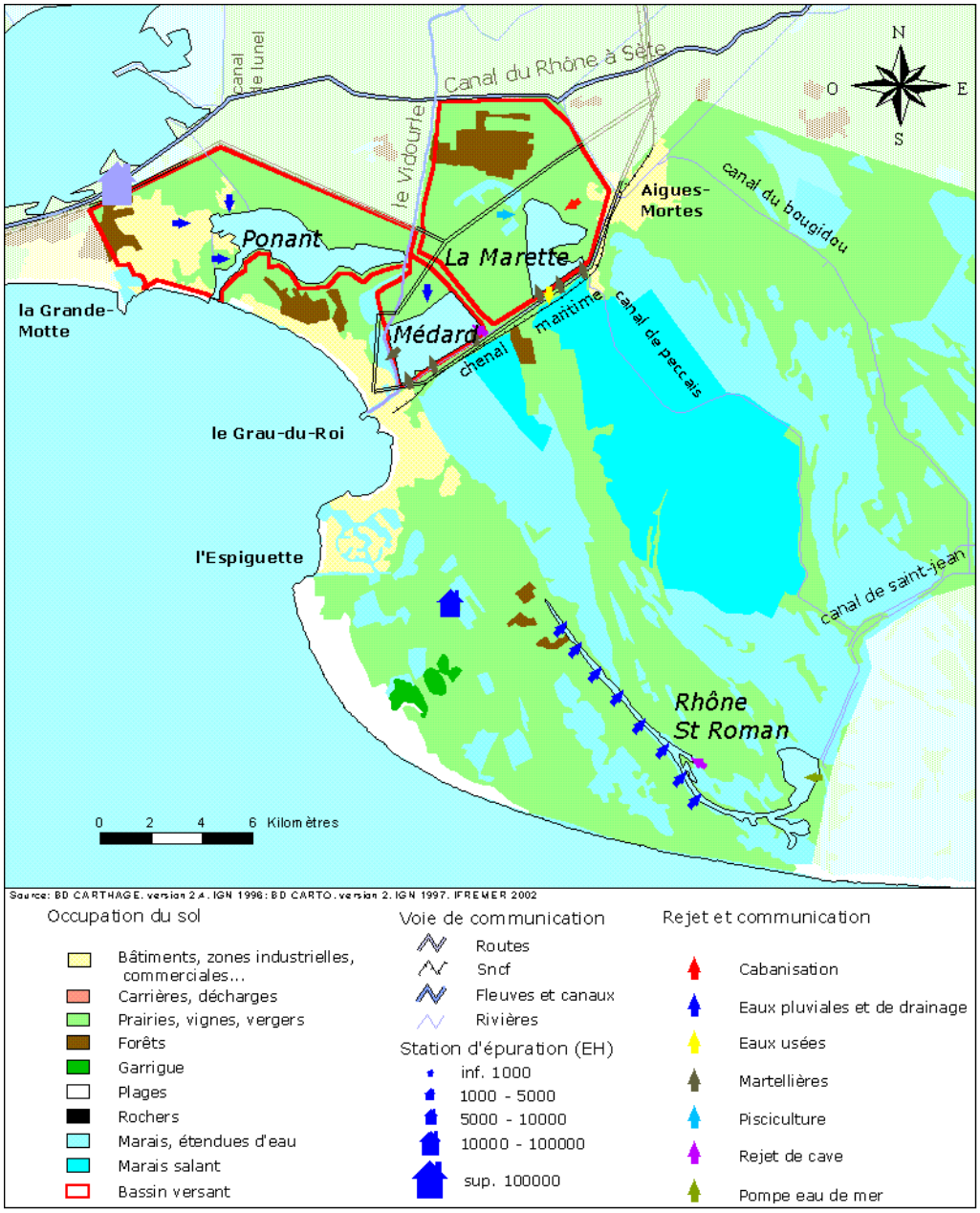


***Figure 13. 1** : Présentation des étangs de la Camargue Gardoise (Ponant, Médard, Marette et Rhône de St Roman) et de leur bassin versant (fonds de carte hydro : SCAMANDRE).*

Figure 13. 2 : *Localisation des stations de prélèvement du RSL et des autres programmes de surveillance opérés sur les étangs de la Camargue gardoise (Ponant, Médard, Marette et Rhône de St Roman).*

2. Etang du Médard (ou étang du Repausset Couchant)

Jusque dans les années 50, l'étang du Médard (Figure 13. 1 et Figure 13. 2) était inclus dans une vaste zone humide qui s'étendait de part et d'autre du chenal maritime d'Aigues-Mortes. Ce petit étang, d'une superficie de 140 ha et d'une profondeur moyenne de 0,60 m, appartient à la Compagnie des Salins du Midi. Il n'est pas exploité pour le sel, et de ce fait, est resté pendant de longues années sans véritable gestion hydraulique, ce qui a abouti à son eutrophisation. Aujourd'hui, il est géré par le domaine de Jarras-Listel, en collaboration avec la commune du Grau-du-Roi, la Prud'homie des pêcheurs et les agriculteurs du Môle. Ses eaux possèdent deux communications avec le Vidourle par l'intermédiaire de deux petits délaissés, et deux communications avec le chenal maritime. Ces quatre ouvrages sont constitués de buses en béton équipées de vannes martellières mais il semble que seuls les deux situés au Sud soient réellement fonctionnels, ce qui limite d'autant les échanges hydrauliques. Son fonctionnement hydraulique a été décrit dans le cadre du programme Life (BRL, 1996). En substance, il s'agit d'ouvrir les vannes lors des périodes de migration des poissons ainsi qu'en été afin d'éviter le confinement du milieu, puis de les fermer en hiver afin d'éviter l'inondation des terres agricoles du Môle, situées au Nord-Est de la lagune.

2.1. Diagnostic de l'eau

En 2005, le suivi dans l'eau durant les trois mois d'été des paramètres de l'eutrophisation a permis de remplir la grille estivale de diagnostic telle qu'elle a été définie dans l'étude « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens » (Ifremer, 2000) (Tableau 13. 1).

En 2005, comme les deux années précédentes, l'état général du Médard est mauvais vis-à-vis de l'eutrophisation, en raison d'un déclassement marqué des indicateurs de biomasse chlorophyllienne mais ce qui est nouveau cette année, c'est le déclassement par l'ammonium (et donc par le NID).

Les données de terrain mettent tout d'abord en évidence le confinement excessif dont fait l'objet l'étang du Médard. En effet, malgré les gros orages de juin sur le Gard, le Médard n'a semble t-il pas été touché par une quelconque dessalure de ses eaux. La salinité n'a fait qu'augmenter au cours de l'été. Dès le mois de juin, d'importantes biomasses d'algues vertes opportunistes (ulves, cladophores et chaetomorphes) étaient présentes dans les eaux du Médard. Elles ont été observées aussi en juillet alors qu'en août, elles étaient clairement en voie de décomposition. De plus, si au mois de juin l'eau était claire, en juillet et en août

le Médard présentait des eaux colorées, très turbides. C'est bien ce qui est confirmé par la grille de juin, qui est bonne pour le Médard. Les fortes proliférations macrophytiques consomment les sels nutritifs et limitent le développement de phytoplancton. En juin, tous les indicateurs sont au minimum bons. En juillet, en revanche, la dégradation des algues et la chaleur provoquent une production régénérée qui profite plus au phytoplancton, lequel bloome et entraîne des niveaux rouges pour la chlorophylle. Les eaux de la lagune se troublent. La turbidité augmente. En raison de la croissance du phytoplancton mais aussi des macrophytes, les sels nutritifs sont toujours consommés en quasi-totalité et ne s'accumulent pas dans la colonne d'eau. Enfin, en août, le phytoplancton est toujours présent mais on observe de fortes mortalités de macrophytes qui sédimentent et commencent à se dégrader. Une forte pollution à l'ammonium est mesurée qui déclasse la grille (37µM). Il ne peut provenir que des seules reminéralisations car les niveaux de phosphates sont faibles le même mois. C'est pourquoi une pollution d'origine domestique n'est pas à exclure (chenal maritime ou Vidourle ?).

Ainsi, grâce aux observations de terrain et aux grilles de l'eau des trois mois d'été, on peut donc affirmer que le Médard est cette année encore sujet à une compétition importante entre macro et microphytes. Il dispose sans doute de la profondeur adéquate pour que, malgré l'eutrophisation importante dont il fait l'objet, les macrophytes restent compétitifs pour la consommation des sels nutritifs, si bien que le phytoplancton est présent mais n'arrive pas à s'imposer de manière absolue. La présence d'ammonium à des niveaux élevés tous les ans dans cette lagune indique une contamination d'origine domestique

Tableau 13. 1 : *Grille estivale (2005) de lecture de l'eau appliquée à l'étang du Médard.*

MED			**Très bon**		**Bon**		**Moyen**		**Médiocre**		**Mauvais**
[Δ % O_2 SAT]		0	**14**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10	**17**	25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,31**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**38**
NITRI	(µM)	0	**0,25**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,32**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**37**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**74**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**90**
NT	(µM)	0		50		75	**91**	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**4,00**	4,5	

2.2. Diagnostic du phytoplancton

La grille du phytoplancton réalisée en 2005 (Tableau 13. 2) indique un niveau médiocre pour le picophytoplancton et mauvais pour le nanophytoplancton. En conséquence, l'état général du Médard vis-à-vis du phytoplancton est mauvais cette année.

Les grilles estivales du phytoplancton illustrent parfaitement la compétition avec les macrophytes, en effet, en juin, la grille est de très bonne qualité pour les deux paramètres, ce sont les macrophytes qui se développent les premiers. En juillet, avec la chaleur de plus en plus intense, les densités phytoplanctoniques augmentent en parallèle de la croissance des macroalgues. On assiste à un bloom de nanophytoplancton (NB : la grille de l'été correspond à la grille de juillet). Puis en août, peut-être en raison d'une certaine limitation par les sels nutritifs, ou bien par un changement dans la qualité des éléments nutritifs disponibles (d'une production primaire on est passé à une production régénérée), on remarque que les densités nano-phytoplanctoniques pourtant très élevées en juillet, se sont brutalement effondrées.

Ainsi, cela vient confirmer que les fortes biomasses chlorophylliennes observées sur les grilles de l'eau sont bien à mettre au crédit à la fois de fortes proliférations de macroalgues en tapis, et de blooms phytoplanctoniques qui indiquent une réelle eutrophisation de la lagune.

Tableau 13. 2 : *Grille de diagnostic du phytoplancton pour l'étang du Médard durant l'été 2005.*

MED			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**170**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	**93**

2.3. Diagnostics pluriannuels

L'état général de la colonne d'eau sur le Médard est toujours mauvais depuis 2001 (Tableau 13. 3). En revanche, l'état pour le phytoplancton varie constamment depuis 2001, passant d'un extrême à l'autre, très bon en 2002 à mauvais cette année. Ceci prouve s'il le fallait encore que l'étang du Médard est

dans une période charnière où son état n'est pas stabilisé et peu basculer vers un très mauvais état si rien n'est fait pour le restaurer.

Tableau 13. 3 : *Résultats des grilles de qualité des eaux et du phytoplancton de 2000 à 2005 pour l'étang du Médard (*les résultats de 2000 sont donnés à titre indicatif, car ils sont basés sur la grille d'un seul mois d'été, et ne peuvent donc être considérés comme un diagnostic).*

Légende :

- Très bon
- Bon
- Moyen
- Médiocre
- Mauvais

Médard	2000*	2001	2002	2003	2004	2005
Oxygène dissous (écart saturation)	Moyen	Moyen	Mauvais	Bon	Médiocre	Très bon
Turbidité	Très bon	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Moyen
Phosphates	Bon	Mauvais	Médiocre	Bon	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Bon	Mauvais	Mauvais	Bon	Moyen	Mauvais
Nitrites	Bon	Moyen	Mauvais	Bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Bon	Mauvais	Bon	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Très bon	Bon	Mauvais	Moyen	Médiocre	Mauvais
Chlorophylle a	Moyen	Mauvais	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Chlorophylle a + phéopigments	Moyen	Mauvais	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Azote total	Moyen	Mauvais	Médiocre	Bon	Moyen	Moyen
Phosphore total	Moyen	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Médiocre	Médiocre
ETAT COLONNE D'EAU	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
Picophytoplancton (< 3µm)	Médiocre	Mauvais	Très bon	Moyen	Médiocre	Médiocre
Nanophytoplancton (> 3µm)	Bon	Mauvais	Très bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
ETAT PHYTOPLANCTON	Médiocre	Mauvais	Très bon	Moyen	Médiocre	Mauvais

Au regard du tableau pluriannuel (Tableau 13. 3), on note une légère dégradation de la qualité de l'eau par rapport à 2004, elle-même étant déjà plus dégradée que 2003. De même, au niveau du phytoplancton, l'état se dégrade progressivement, passant d'un niveau bon en 2002, moyen en 2003, médiocre en 2004 à mauvais cette année (Tableau 13. 3). En effet en 2005, le nanophytoplancton s'est fortement développé, on le retrouve sur la grille de l'eau au niveau de la biomasse chlorophyllienne qui est classée rouge, alors que les paramètres totaux de l'azote et du phosphore sont de meilleure qualité. Cela semble être la preuve que la biomasse chlorophyllienne n'est pas entièrement constituée de phytoplancton, elle est sans doute aussi constituée de débris de macrophytes, ou bien aussi d'un phytoplancton de très grosse taille pesant fortement sur la

chlorophylle mais finalement peu en terme de biomasse en azote et phosphore. La variabilité d'une année sur l'autre des niveaux de phytoplancton sur l'étang du Médard est très importante, ce qui démontre encore une fois la présence d'une concurrence sévère avec les macrophytes pour la consommation des sels nutritifs. La morphologie et les caractéristiques de l'étang du Médard (faible profondeur, niveau modéré de fertilisation) font qu'en dépit de cette concurrence, les deux espèces sont présentes simultanément d'année en année et aucune ne semble prendre l'ascendant sur l'autre depuis 2004. Les niveaux rouges de chlorophylle sont bien expliqués par la présence conjointe de phytoplancton et de débris de macroalgues filamenteuses. Il est encore difficile de conclure sur l'état de la lagune car la présence d'ammonium traduit des rejets domestiques qui pourraient bien dégrader de manière considérable cet écosystème si rien n'est fait pour les limiter rapidement.

2.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Le diagnostic simplifié par les macrophytes est un suivi qui est effectué tous les quatre ou cinq ans entre deux diagnostics complets afin d'observer l'évolution des peuplements macrophytiques et leurs taux de recouvrements. Il permet de donner un état du niveau d'eutrophisation de la lagune vis-à-vis du compartiment macrophytes. Le diagnostic simplifié réalisé sur l'étang du Médard en 2005 pourra ainsi être comparé au diagnostic des macrophytes réalisé en 2002 dans le cadre du dernier diagnostic complet réalisé sur cet étang. La Figure 13. 3 représente l'état des recouvrements macrophytiques en 2005. Sur les quatre stations échantillonnées, trois présentent un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation en raison de l'absence d'espèces climax (sauf pour la station n°2 qui abrite un peu de *Ruppia*) et de la présence de plus de trois espèces de macrophytes (essentiellement des algues vertes opportunistes). La dernière station ne présentait pas assez de végétaux pour pouvoir être diagnostiquée.

2.4.1. Populations de macrophytes.

Les ulves forment des populations plus ou moins importantes sur la quasi-totalité de la lagune. Associées aux tapis d'ulves, on retrouve souvent des *Chaetomorpha aerea* et des *Cladophora vagabunda* (sur les bords Sud et au centre de la lagune), parfois sur plusieurs hectares notamment dans l'Est. On retrouve aussi des populations de *Chaetomorpha aerea* en tapis épais sur lesquelles viennent se développer *Ulva rigida*. Sans parler de population, on distingue néanmoins quelques *Gracilaria verrucosa* sous forme de plaques mélangées aux trois autres espèces ou bien accrochées sur les cascails formant de petits amas perchés de quelques mètres carrés.

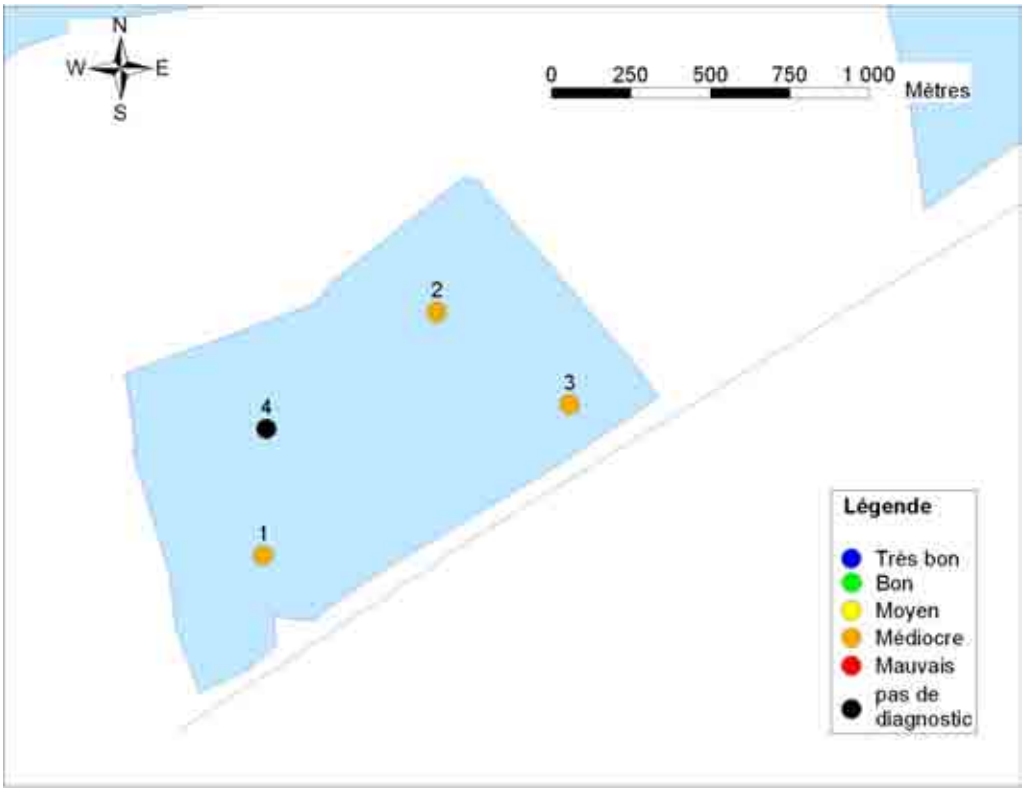


Figure 13. 3 : *Etat des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation aux quatre stations de l'étang du Médard au cours du diagnostic simplifié par les macrophytes réalisé en juillet 2005.*

2.4.2. Diagnostic 2005

Avec un recouvrement végétal de 28 % et seulement six espèces de macrophytes retrouvées dont une seule espèce climax ne formant pas de population, l'état de l'étang du Médard vis-à-vis de l'eutrophisation et sur la base de sa végétation est donc médiocre en 2005 (Tableau 13. 4).

Tableau 13. 4 : *Résultats du diagnostic simplifié de l'eutrophisation par les macrophytes dans l'étang du Médard en 2005.*

Juillet 2005	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
Médard	28	0	4	96	6	1	1	4	

RV *= recouvrement végétal.* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax.* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes.* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes.* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

2.4.3. États antérieurs et évolution des macrophytes

Depuis 2002, même si l'état général des macrophytes de l'étang du Médard est toujours médiocre, le recouvrement total par les macrophytes a diminué (de 45 à 28 %), ainsi que le nombre d'espèces (de 10 à 6) (Tableau 13. 5). Les seules populations végétales présentes sont des espèces opportunistes, ce qui est la preuve de l'enrichissement trophique de cette lagune, et de la légère dégradation qu'elle subit petit à petit par l'eutrophisation de ses eaux. Néanmoins, la présence de quelques pieds de *Ruppia cirrhosa* laissent l'espoir que si les apports trophiques diminuent, la qualité pourra s'améliorer assez rapidement. Cela prouve une fois de plus que l'étang du Médard est dans une position instable vis-à-vis de l'eutrophisation qui peut soit basculer vers une meilleure qualité si les apports diminuent soit vers un état encore plus mauvais et dégradé si les apports se poursuivent.

Tableau 13. 5 : *Résultats du diagnostic des macrophytes réalisé dans le cadre du diagnostic complet de l'eutrophisation de l'étang du Médard de 2002.*

Juin 2002	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
Médard	45	0	14	86	10	2	2	5	

RV *= recouvrement végétal.* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax.* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes.* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes.* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

3. Etang du Ponant

Jusqu'au début des années 60, l'étang du Ponant était un marécage, d'environ 300 ha de superficie, qui servait de trop plein aux crues du Vidourle. Au milieu des années 60, près de 7 millions de m^3 de matériaux ont été dragués pour la réalisation des plates-formes urbaines et routières de la station balnéaire de la Grande-Motte. Il en a résulté une étendue d'eau de 280 ha, d'une profondeur moyenne de 2,7 m, deuxième lagune la plus profonde du Languedoc-Roussillon, après l'étang de Thau (Aquaservice, 1981 ; Aquascop, 1984) (Figure 13. 1 et Figure 13. 2). La pêche est maintenant pratiquée sur l'étang du Ponant, mais la majeure partie de sa surface est dédiée à diverses activités nautiques et récréatives.

En plus de servir d'exutoire aux « Vidourlades », l'étang du Ponant recueille les substances eutrophisantes apportées par ce fleuve (via les stations d'épuration ou les apports diffus d'origine agricole), et subit aussi une pollution diffuse liée au

ruissellement des eaux pluviales sur la partie Est de la Grande Motte. Cette agglomération est ainsi à l'origine d'une grande variété de sources de pollution liées à la circulation automobile, aux déchets de la consommation humaine, aux débris et rejets organiques, et aux engrais et produits phytosanitaires épandus sur les espaces verts ou sur le golf (BRL, 1997).

En 2002, lors du suivi mensuel réalisé sur cet étang pendant plus d'une année, une stratification des eaux de la lagune a été mise en évidence. Les eaux douces du Vidourle s'écoulent de façon quasi-permanente au-dessus des eaux marines, plus denses, qui pénètrent dans l'étang par la passe des Abîmes. La profondeur importante de la lagune est à l'origine de la formation de cette halocline, qui limite par conséquent les échanges entre les deux masses d'eau. En 2003, la prise en compte dans le RSL de ce comportement original est devenue une nécessité. Aussi, l'étang du Ponant a fait l'objet d'un diagnostic estival de la qualité de l'eau, au niveau de la même station que les années précédentes, mais à deux profondeurs (surface et fond), afin d'appréhender les différences de qualité de ces deux masses d'eau aux origines et aux caractéristiques bien distinctes.

En 2005, un diagnostic de l'eau et du phytoplancton a été réalisé sur l'étang du Ponant en appliquant la méthodologie décrite dans l'étude : « Mise à jour d'indicateurs trophiques du niveau d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes » (Ifremer, 2000). Ces diagnostics ont permis de compléter les grilles estivales de l'eau et du phytoplancton. De plus, ces données ont été complétées par un diagnostic simplifié par les macrophytes qui pourra être comparé à celui réalisé en 2002 pour décrire l'évolution de l'état de ce compartiment si sensible à l'eutrophisation.

3.1. Diagnostic de l'eau

Les grilles estivales de l'étang du Ponant pour les deux profondeurs de prélèvement (surface et fond) sont représentées dans le Tableau 13. 6. Ces grilles indiquent un mauvais état par rapport à l'eutrophisation pour les deux stations. Le déclassement est entraîné par d'importantes concentrations en sels d'azote et en chlorophylle a pour le point de surface et par des niveaux élevés de chlorophylle pour la station de fond.

La grille de l'été correspond en totalité à la grille de juillet pour les deux stations (surface et fond) ce qui semble indiquer une origine commune de ce mauvais état pour les deux masses d'eaux. En effet, ces déclassements sont de toute évidence dus aux gros orages qui sont tombés au cours du mois de juin sur le Gard, entraînant des précipitations importantes (180 % des normales saisonnières). Ces eaux ont alors gonflé le cours du Vidourle et du Vistre et se sont déversées par le seuil de Montago dans l'étang du Ponant. Elles ont entraîné une importante dessalure en pleine période estivale. Les deux masses d'eau ont été touchées, la masse d'eau de surface est passée d'une salinité de 32 en juin à 21 en juillet et la masse d'eau de fond de 36 à 31. Bien entendu, suite aux ruissellements, d'importantes quantités de substances nutritives ont été lessivées sur les sols

agricoles et urbains et apportées jusqu'au littoral. C'est pourquoi on observe des teneurs si élevées en juillet pour tous les sels d'azote dans les eaux de surface et de fond de l'étang du Ponant. Il est toutefois intéressant de noter que même en période estivale, c'est-à-dire lorsque la différentiation entre la masse d'eau de surface et de fond est peut-être la plus prononcée (avec la formation d'une halocline et d'une thermocline), des échanges peuvent se produire entre ces deux masses d'eau à la faveur de conditions climatiques favorisant le brassage notamment par l'arrivée de crues importantes. Les grilles de juin et d'août sont médiocres pour les deux points, uniquement en raison de fortes biomasses chlorophylliennes qui indiquent malgré tout une eutrophisation importante de cette lagune même en dehors des périodes de crues.

Tableau 13. 6 : *Grilles estivales (2005) de lecture de l'eau appliquées aux deux stations de l'étang du Ponant (PONS, pour le point de surface et PONF pour le fond).*

PONS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	17	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	5,2	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	2,0	4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	36
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	2,2
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	15
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	18
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	36
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	45
NT	(µM)	0		50	66	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	4,30	4,5	

PONF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20	25	30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5	8,2	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	1,7	4	
NID	(µM)	0		2		6		10	13	20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75	0,87	1	
NITRA	(µM)	0		1		3		5	6,2	10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	6,2	10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	57
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	72
NT	(µM)	0	44	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	4,30	4,5	

3.2. Diagnostic du phytoplancton

Le diagnostic du phytoplancton réalisé sur le Ponant en 2005 indique la présence d'importantes densités phytoplanctoniques (Tableau 13. 7). La station de surface (PONS) possède un état mauvais vis à vis du phytoplancton, et la station de fond (PONF) un état médiocre. Globalement l'évolution estivale des espèces phytoplanctoniques est la même pour les deux stations. Elle suit l'évolution classique du phytoplancton dans les lagunes méditerranéennes à savoir avec un bloom de nanophytoplancton en début d'été, dopé par les sels nutritifs (production nouvelle), puis une inversion progressive des densités, peut-être influencée par les dessalures de juillet, avec finalement en fin d'été une prédominance du picophytoplancton, lequel est dopé par la lumière, la température et la production régénérée.

Tableau 13. 7 : *Grilles de diagnostic du phytoplancton pour l'étang du Ponant durant l'été 2005 (PONS, pour le point de surface et PONF pour le fond).*

PONS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**150**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10		50	54

PONF			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100	**213**	500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5		10	**37**	50	

3.3. Diagnostics pluriannuels

Au regard du tableau pluriannuel (Tableau 13. 8), on constate l'importante variabilité des apports en sels nutritifs d'une année à l'autre (niveaux tantôt bleus tantôt rouges), sans doute en lien avec des conditions hydro-climatiques différentes. Malgré tout, les apports en éléments nutritifs à l'étang du Ponant doivent être importants pour que chaque année, les niveaux de biomasse chlorophyllienne explosent. Ces niveaux sont dus à des abondances phytoplanctoniques importantes (niveaux médiocre quasiment chaque année), mais aussi à la présence de peuplements de macroalgues opportunistes dans la partie centrale de l'étang, pourtant relativement profonde (cf diagnostic complet 2002, à confirmer avec le diagnostic simplifié de 2005). La station de fond, PONF, qui est en meilleur état que celle de surface, subit toutefois un

déclassement régulier par le phosphore total. Les reminéralisations ou bien les remises en suspension des sédiments de fond à la suite d'évènements climatiques particuliers en sont certainement la cause. En raison de cette importante variabilité du diagnostic, liée aux apports en provenance de son bassin versant et que l'étang du Ponant subit de manière directe, ou bien aux entrées d'eaux marines qui sont favorisées par la passe des abîmes, il est difficile de conclure sur une éventuelle évolution de l'état d'eutrophisation de cette lagune. Il est d'ailleurs on ne peut plus difficile de statuer sur son état vis-à-vis de l'eutrophisation, compte tenu du fait que l'étang du Ponant est une lagune complètement artificialisée, qui possède de nombreuses contraintes structurales. Néanmoins, par rapport aux indicateurs du RSL, l'étang du Ponant paraît quand même durement atteint par l'eutrophisation depuis maintenant plus d'un lustre.

Tableau 13. 8 : *Résultats des grilles de qualité de l'eau et du phytoplancton obtenus de 2000 à 2005 pour l'étang du Ponant. (*les résultats de 2000 sont donnés à titre indicatif, car le diagnostic est basé sur la grille d'un seul mois d'été).*

Légende :

- Très bon
- Bon
- Moyen
- Médiocre
- Mauvais

Ponant	Surface						Fond		
	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2003	2004	2005
Oxygène dissous (écart saturation)									
Turbidité									
Phosphates									
Azote inorganique dissous									
Nitrites									
Nitrates									
Ammonium									
Chlorophylle a									
Chlorophylle a + phéopigments									
Azote total									
Phosphore total									
ETAT COLONNE D'EAU									
Picophytoplancton (< 3µm)									
Nanophytoplancton (> 3µm)									
ETAT PHYTOPLANCTON									

3.4. Diagnostic simplifié par les macrophytes

Le diagnostic simplifié par les macrophytes est un suivi qui est effectué tous les quatre ou cinq ans entre deux diagnostics complets afin d'observer l'évolution des peuplements macrophytiques et leurs taux de recouvrement. Il permet de donner un état du niveau d'eutrophisation de la lagune vis-à-vis du compartiment macrophytes. Le diagnostic simplifié réalisé sur l'étang du Ponant en 2005 pourra ainsi être comparé au diagnostic des macrophytes réalisé en 2002 dans le cadre du dernier diagnostic complet réalisé sur cet étang. La Figure 13. 4 représente l'état des recouvrements macrophytiques en 2005. Sur les sept stations échantillonnées, deux seulement ont pu faire l'objet d'un diagnostic en raison d'un recouvrement macrophytique suffisant, les cinq autres ne présentaient pas assez de végétaux pour pouvoir être diagnostiquées.

3.4.1. Populations de macrophytes.

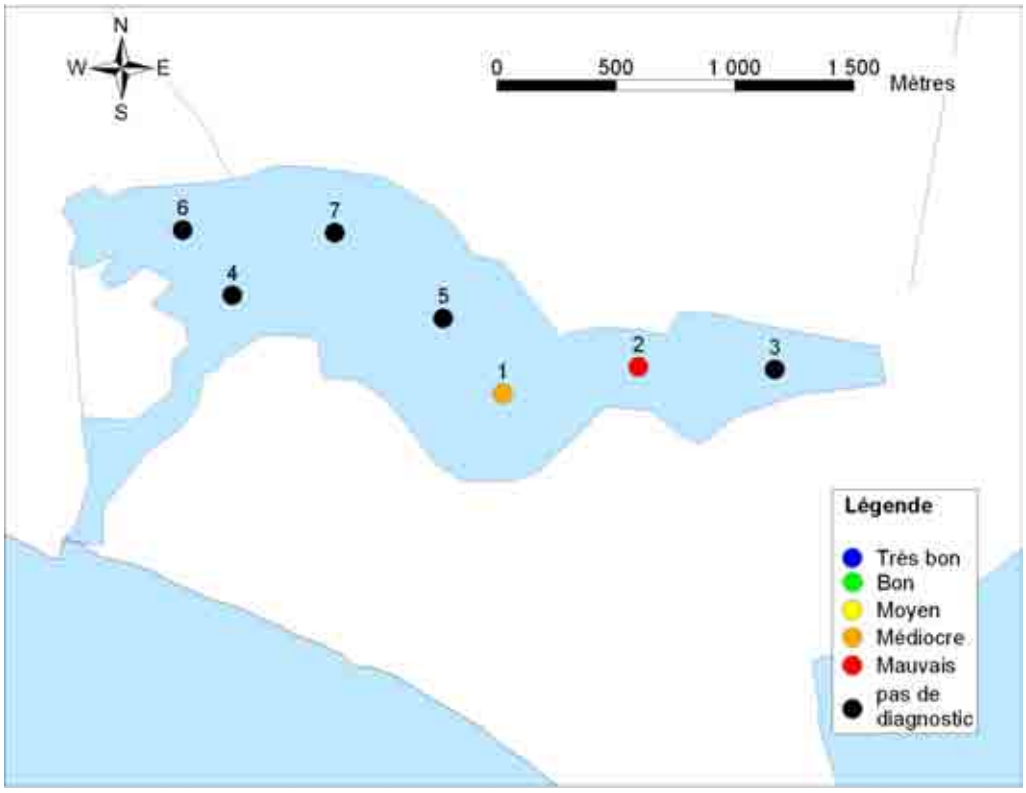


Figure 13. 4 : *Etat des macrophytes vis-à-vis de l'eutrophisation aux 7 stations de l'étang du Ponant au cours du diagnostic simplifié par les macrophytes réalisé en juillet 2005.*

La laitue de mer, *Ulva rigida*, est présente sur toutes les zones mais elle ne forme pas de population abondante sur les bords, au fond ou sur les enrochements. Seule la zone n°1 montre un tapis d'ulves plus important s'étalant au centre de la lagune. Partout ailleurs, les tapis ne sont pas continus et les ulves sont abîmées. *Ulva rigida* constitue la principale population de macrophytes de l'étang du Ponant même si elle ne recouvre que 12 % de sa surface.

On retrouve aussi quelques petites populations de *Monostroma obscurum* au niveau des zones n°2 et 3, mais leur taux de recouvrement est extrêmement limité (moins de 1%). De même, on observe quelques petites populations d'*Enteromorpha intestinalis* fixées sur des coquilles vides ou des rochers.

On retrouve également de manière éparse, *Cladophora vagabunda* et *Gracilaria verrucosa*.

3.4.2. Diagnostic 2005

En plus des cinq espèces formant de petites populations, quelques touffes de *Zostera Noltii* ont été observées sur le sable de la côte Sud (zones n°5 et 1). Certaines de ces feuilles étaient epiphytées par des *Acrochaetium species* et des petits *Polysiphonia setigera*. Un petit nombre de *Lophosiphonia obscura* étaient également présentes sur les ulves de la zone n°3. Enfin des *Enteromorpha clathrata* ont aussi été aperçues en très petit nombre sur les bords de l'étang, en zones n°3 et 4. Avec un recouvrement végétal de 12 %, dix espèces de macrophytes retrouvées dont trois espèces climax ne formant pas de population, l'état de l'étang du Ponant vis-à-vis de l'eutrophisation et sur la base de sa végétation est donc médiocre en 2005 (Tableau 13. 9).

Tableau 13. 9 : *Résultats du diagnostic simplifié de l'eutrophisation par les macrophytes dans l'étang du Ponant en 2005.*

Juillet 2005	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
Ponant	12	0	0	100	10	3	1	6	

RV *= recouvrement végétal.* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax.* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes.* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes.* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

3.4.3. États antérieurs et évolution des macrophytes

Depuis 2002, même si l'état général des macrophytes de l'étang du Ponant est toujours médiocre, le recouvrement total par les macrophytes a considérablement

diminué (de 70 à 28 %), ainsi que le nombre d'espèces (de 11 à 10) (Tableau 13. 10). Comme pour l'étang du Médard, les seules populations végétales présentes sont des espèces opportunistes, ce qui prouve bien l'enrichissement trophique de cette lagune, et la dégradation progressive qu'elle subit par des apports répétés et pulsés, souvent liés aux gros évènements pluvieux. Néanmoins, la présence de quelques espèces climax laissent entrevoir des possibilités de restauration dans la mesure où les apports en azote et en phosphore en provenance de son bassin versant proche et plus éloigné (BV du Vidourle et du Vistre) diminuent de manière drastique. Compte tenu de l'importante activité agricole de ces bassins versants, une telle diminution paraît difficile à concevoir dans un avenir proche.

Tableau 13. 10 : *Résultats du diagnostic des macrophytes réalisé dans le cadre du diagnostic complet de l'eutrophisation de l'étang du Ponant de 2002.*

Juin 2002	RV	RC	RD	RO	Nsp	NspC	NspD	NspO	Etat
Ponant	70	0	28	72	11	1	7	3	

RV *= recouvrement végétal.* ***RC*** *= recouvrement des espèces climax.* ***RD*** *= recouvrement des espèces dérivantes.* ***RO*** *= recouvrement des espèces opportunistes.* ***Nsp*** *= nombre d'espèces.* ***NspC*** *= nombre d'espèces climax.* ***NspD*** *= nombre d'espèces dérivantes.* ***NspO*** *= nombre d'espèces opportunistes.* ***Etat*** *= Etat par rapport à l'eutrophisation*

3.5. Conclusions

L'étang du Ponant présente un fonctionnement original par rapport aux autres lagunes car il est alimenté pratiquement en permanence par les eaux douces du Vidourle qui ont tendance à rester en surface, induisant une stratification de la masse d'eau. En terme d'eutrophisation, cela se traduit par une grande variabilité des teneurs en sels d'azote en surface, avec principalement la présence d'azote nitrique et nitreux provenant du lessivage des terres agricoles. Malgré le caractère aléatoire des périodes d'apports (en liaison avec la pluviométrie), leur fréquence est sans doute suffisamment réduite pour que la biomasse chlorophyllienne qui consomme partiellement ou de manière quasi-totale les sels nutritifs, soit chaque année classée dans le rouge.

Bien que les concentrations estivales en nitrates du Vidourle puissent descendre à des niveaux assez bas pour un cours d'eau (< 15 µM), elles sont quand même trop importantes pour une lagune comme le Ponant, dont la relative stagnation des eaux favorise le développement algal. Si des actions concrètes tardent à se mettre en oeuvre autour de l'étang du Ponant (seul étang de la Camargue gardoise à ne pas se situer dans le périmètre du SAGE), son état par rapport à l'eutrophisation ne semble pas encore trop dégradé. La présence de la passe des abîmes permet à ses eaux de fond de communiquer avec les eaux littorales, ce qui modère la dégradation excessive dont il pourrait faire l'objet compte tenu de l'importance des apports qu'il subit.

4. L'étang de la Marette

Les informations concernant cet étang sont très fragmentaires : d'une superficie d'environ 100 ha, son bassin versant n'est pas précisément défini mais en raison des infrastructures hydrauliques qui le cernent de toutes parts (chenal maritime, terres agricoles drainées, Vidourle, canal du Rhône à Sète...), il est vraisemblablement assez réduit (Figure 13. 1, Figure 13. 2). La gestion hydraulique réalisée par la commune d'Aigues-Mortes tend à limiter les apports d'eau salée à l'étang, ce qui en fait une lagune saumâtre relativement douce. Plusieurs sources de contamination (notamment le chenal maritime reliant Aigues-Mortes au Grau-du-Roi) tendent à dégrader la qualité des eaux de l'étang de la Marette, qui malgré une gestion positive, semble touché par le phénomène d'eutrophisation de manière importante (BRL, 2002, Ifremer, 2004).

L'étang de la Marette est suivi dans le cadre du RSL depuis 2003 en distinguant le bassin sud et le bassin nord. En 2004, il a fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation (Ifremer, 2005) qui concluait à un mauvais état général vis-à-vis de l'eutrophisation pour les deux sous-bassins, essentiellement en raison du mauvais état des peuplements macrophytes. En 2005, l'étang de la Marette a fait l'objet d'un diagnostic de la colonne d'eau et du phytoplancton comme c'est le cas chaque année.

4.1. Diagnostic de la colonne d'eau

La salinité des eaux s'est globalement maintenue autour de 15 aux deux stations tout au long de l'été. Une chute de salinité (10,6) a cependant été observée dans la partie nord (MARN) de la lagune. A noter que la température de l'eau atteint son maximum estival dès le mois de juin (max 28,4°C) pour ensuite diminuer régulièrement au cours de l'été et atteindre 22°C au mois d'août.

La grille estivale de lecture de l'eau définit un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour les eaux des deux stations de l'étang de la Marette (Tableau 13. 11). Dans les deux cas, les paramètres déclassant sont ceux liées à l'azote (inorganique dissous et total) et à la biomasse phytoplanctonique. A noter qu'aucun des onze paramètres de la grille de l'eau ne présente d'état très bon.

Comme en 2004 des concentrations élevées en ammonium ont été mesurées dans les deux bassins tout au long de l'été avec cependant des niveaux deux fois plus élevés dans la partie nord que dans la partie sud. De la même manière, de fortes concentrations en nitrites ont été mesurées dans les deux bassins. Ces deux sels d'azote sont des indices soit d'apport issus d'un dysfonctionnement de station d'épuration, soit d'une forte activité réductrice du milieu favorisée par les conditions de désoxygénation, mais pas anoxiques, enregistré tout au long de

l'été. C'est probablement l'effet conjugué de ces deux processus qui amène à une accumulation dans l'eau de formes réduites de sels d'azote.

***Tableau 13. 11** : Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau appliquée aux stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Marette.*

MARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**48**	50	
TUR	(NTU)	0		5	**5,0**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,94**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**67**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	**3,8**
NITRA	(µM)	0		1		3	**3,6**	5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**65**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**23**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**26**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**212**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**3,5**	4,5	

MARS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0		20		30		40	**43**	50	
TUR	(NTU)	0		5	**7,3**	10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1	**1,0**	1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	**26**
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75	**0,97**	1	
NITRA	(µM)	0		1	**2,2**	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	**25**
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10		20	**35**
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10		15		25	**42**
NT	(µM)	0		50		75		100		120	**132**
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**4,3**	4,5	

4.2. Diagnostic du phytoplancton

Pour le phytoplancton, le diagnostic estival conduit à un état moyen pour la partie sud et à un état mauvais pour la partie nord (Tableau 13. 12).

Pour la partie sud, ce constat est en décalage avec celui effectué sur la colonne d'eau. Il est probable que les fortes biomasses chlorophylliennes mesurées sont

également le fait de cellules phytoplanctoniques plus grosses que celles énumérées par cytométrie et de chlorophylle détritique issue soit des potamots soit de leur épiphytes. Cette dernière hypothèse est partiellement corroborée par l'importance du ratio chlorophylle/phéophytine (indicateurs de chlorophylle a détritique) relativement important à cette station.

A la station Nord, le picophytoplancton qui est déclassant avec des abondances maximales relativement élevées, souligne une eutrophisation plus accrue de cette partie de la lagune.

Tableau 13. 12 : *Grille estivale (été 2005) du phytoplancton appliquée aux stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Marette.*

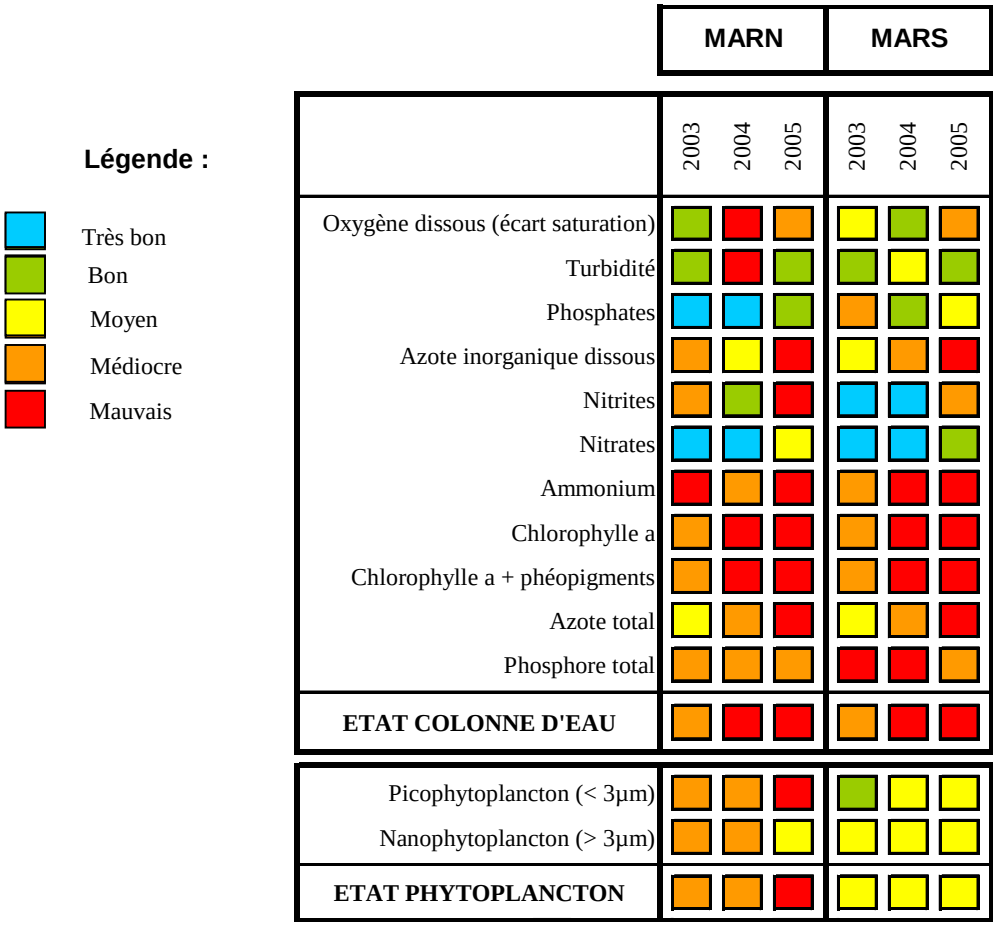
MARN			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50		100		500	**1518**
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5	**5,8**	10		50	

MARS			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0		20		50	**91**	100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2		5	**9,5**	10		50	

4.3. Evolution pluriannuelle et conclusions

Au regard de l'évolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton sur les deux stations de l'étang de la Marette (Tableau 13. 13), on constate que la lagune a une certaine tendance à se dégrader, même s'il est encore un peu tôt pour se prononcer avec certitude. Il semble que même avec un bassin versant réduit et des apports extérieurs limités, l'étang de la Marette s'enrichisse vis-à-vis des sels nutritifs. En raison de son confinement structurel, il n'exporte en effet que peu de matière. Tout apport nutritif dans l'étang vient donc se rajouter aux stocks précédents et contribue à le dégrader un peu plus. Souhaitons que la mise en place d'une gestion efficace des martellières entreprise par le SCAMANDRE contribuera à inverser la tendance à la dégradation qui semble se dessiner. L'amélioration de la qualité de l'eau du chenal maritime constitue toutefois une priorité dans l'optique d'une amélioration durable de la qualité de l'eau de l'étang de la Marette.

Tableau 13. 13 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton pour les stations Nord (MARN) et Sud (MARS) de l'étang de la Marette.*



5. Etang du Rhône de St Roman (ou bras mort de St Roman)

Cet étang était jusqu'à une vingtaine d'années, le bras le plus occidental du delta du Rhône. L'endiguement du Petit Rhône, les aménagements hydrauliques liés à l'agriculture et à la production de sel ont peu à peu isolé cette lagune du réseau hydraulique rhodanien. Actuellement, le Rhône de St Roman est un bras mort, d'une longueur d'environ 5 km, large d'une centaine de mètres seulement, c'est un étang profond (jusqu'à 3 mètres) et très étroit (Figure 13. 1, Figure 13. 2). Au

Nord Ouest, il s'effile progressivement puis se prolonge par un réseau de canaux plus ou moins colmatés qui le relient au chenal maritime d'Aigues-Mortes. Au Sud, il s'élargit pour former un vaste plan d'eau délimité par les digues des salins. Un seul ouvrage vanné au Sud, permet des entrées d'eau en relation directe avec la prise d'eau en mer qui alimente les salins du Midi. Seuls les salins gèrent cet ouvrage, les modalités de gestions ont été décrites dans le précédent rapport du RSL (Ifremer, 2004). C'est un étang sursalé, qui reçoit les eaux de drainage de nombreuses parcelles agricoles, essentiellement viticoles. En plus de sa morphologie et de son confinement, BRL (1996) s'inquiète de l'absence de circulation des eaux qui favorise ainsi l'eutrophisation de l'écosystème.

Le Rhône de St Roman a fait l'objet d'un diagnostic complet de l'eutrophisation en 2004 (Ifremer, 2005) qui concluait à un mauvais état général en raison d'importants apports agricoles et domestiques (en lien avec le pluvial du Grau du Roi) participant surtout à l'eutrophisation de sa partie Nord. La partie Sud étant plus éloignée des apports, et caractérisée par une bathymétrie très peu profonde et des sédiments exclusivement sableux. En 2005, le Rhône de St Roman a fait l'objet comme chaque année depuis 2003, d'un diagnostic estival de la colonne d'eau et du phytoplancton.

5.1. Diagnostic de la colonne d'eau

La salinité des eaux du Rhône de St Roman n'a cessé d'augmenter au cours de l'été 2005. Elle est passée de 45 en juin à 52 en juillet, pour atteindre 55 en août. Le Rhône de St Roman n'a donc pas reçu d'apports d'eau douce, ce qui a du logiquement limiter ses apports en éléments nutritifs.

La grille estivale de lecture de l'eau définit un état médiocre vis-à-vis de l'eutrophisation (Tableau 13. 14). Les paramètres déclassants sont le phosphore et l'azote total ainsi que la chlorophylle a. L'ensemble des sels nutritifs dissous sont classés bons ou très bons.

Le Rhône de St Roman n'a reçu que peu d'apports de son bassin versant au cours de l'été. Il a donc fonctionné sur ses réserves, c'est-à-dire sur sa production régénérée. Les sels nutritifs ont montré de bons niveaux pendant tout l'été car ils ont été consommés en totalité puis ils ont sans doute été limitants pour la production primaire (notamment en août). La demande était donc plus importante que la ressource. Les biomasses chlorophylliennes relativement élevées indiquent que c'est probablement le phytoplancton qui a bénéficié en premier lieu des sels nutritifs. Les niveaux d'azote et de phosphore totaux reflètent en effet la présence importante d'azote et de phosphore sous forme organique.

***Tableau 13. 14** : Grille estivale (été 2005) de lecture de l'eau appliquée à la station RHO du Rhône de St Roman.*

RHO			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
[Δ % O_2 SAT]		0	**10**	20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	**4,9**	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	**0,70**	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	**1,3**	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	**0,06**	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	**0,10**	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	**1,2**	3		5		10	
Chl-a	(µg/l)	0		5		7		10	**11**	20	
Chlaphe	(µg/l)	0		7		10	**13**	15		25	
NT	(µM)	0		50		75		100	**102**	120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5	**2,80**	4,5	

5.2. Diagnostic du phytoplancton

Pour le phytoplancton, le diagnostic estival conduit à un bon état pour le Rhône de St Roman (Tableau 13. 15). Les niveaux de picophytoplancton sont même très bons.

Ce constat est en décalage avec celui effectué sur la colonne d'eau. Il est probable que les fortes biomasses chlorophylliennes mesurées sont également le fait de cellules phytoplanctoniques plus grosses que celles énumérées par cytométrie, peut-être plus à l'aise que les précédentes dans cet environnement sursalé.

***Tableau 13. 15 :** Grille estivale (été 2005) du phytoplancton appliquée à la station RHO du Rhône de St Roman.*

RHO			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3 µm	Cel/L 10^6	0	**18,3**	20		50		100		500	
> 3 µm	Cel/L 10^6	0		2	**2,9**	5		10		50	

5.3. Evolution pluriannuelle et conclusions

Au regard de l'évolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton sur la station du Rhône de St Roman (Tableau 13. 16), il apparaît que cette lagune est un milieu relativement dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation, mais dont la salinité élevée contribue à limiter les effets de cette perturbation (notamment en ce qui concerne les densités phytoplanctoniques). En 2005, l'amélioration des grilles est à relier à la sècheresse et à l'absence d'apports en provenance du bassin versant. Aucune tendance n'est cependant décelable sur les trois années de suivi compte tenu de l'extrême variabilité climatique de ces années qui a énormément joué sur la qualité de la lagune (l'été 2003 fut une année de canicule, et 2004-2005 une année extrêmement sèche...).

Tableau 13. 16 : *Evolution pluriannuelle des diagnostics de l'eau et du phytoplancton pour la station RHO du Rhône de St Roman.*

Légende :

- Très bon
- Bon
- Moyen
- Médiocre
- Mauvais

Rhône St Roman	2003	2004	2005
Oxygène dissous (écart saturation)	Bon	Bon	Très bon
Turbidité	Très bon	Moyen	Très bon
Phosphates	Très bon	Bon	Bon
Azote inorganique dissous	Bon	Bon	Très bon
Nitrites	Très bon	Très bon	Très bon
Nitrates	Très bon	Très bon	Très bon
Ammonium	Moyen	Bon	Bon
Chlorophylle a	Moyen	Mauvais	Médiocre
Chlorophylle a + phéopigments	Bon	Mauvais	Moyen
Azote total	Bon	Moyen	Médiocre
Phosphore total	Médiocre	Médiocre	Médiocre
ETAT COLONNE D'EAU	Moyen	Mauvais	Médiocre
Picophytoplancton (< 3µm)	Très bon	Bon	Très bon
Nanophytoplancton (> 3µm)	Médiocre	Médiocre	Bon
ETAT PHYTOPLANCTON	Médiocre	Médiocre	Bon

6. Références bibliographiques

AQUASCOP, 1984. Etang côtiers du Languedoc-Roussillon. 1-Situation actuelle. Rapport pour Cépralmar et Le Secrétariat d'Etat à la mer. pp 293.

AQUASERVICE, 1981 Projet d'aménagement de l'étang du Ponant. Rapport pour le Groupement Aquacole Grauléen.

BRL, 1996. Plan de gestion de l'étang de la Marette. Commune d'Aigues-Mortes Programme européen Life Lagunes.

BRL, 1996. Plan de gestion des étangs littoraux gardois. Commune du Grau-du-Roi. Programme européen Life. Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres. 137p.

BRL, 1997. Etude des pollutions du port de la Grande Motte et de l'étang du Ponant. Rapport d'étude pour le SIVOM de l'étang de l'or, la Commune de la Grande Motte et l'Agence de l'Eau RMC, pp. 46.

BRL, 2000. SAGE Camargue Gardoise. Syndicat Mixte pour la Protection et la Gestion de la Camargue Gardoise, février 2000. Cahiers 1 à 5.

BRL, 2002. Observatoire de l'eau en Camargue Gardoise. Rapport de fin d'étude pour le syndicat mixte pour la protection et la gestion de la Camargue Gardoise. 88p.

Ifremer-Créocéan-UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes. Tomes I et II. Rapport marché public n°90 9851, 412 p.

Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 366 p.

Ifremer, 2004. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-04/2004, 424 p.

Ifremer, 2005. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2004. Rapport RSL-05/2005, 434 p.

Météo-France, 2005. Suivi climatique national. Adresse électronique : http://www.meteo.fr/meteonet/temps/france/clim/cli.htm

Evaluation de la toxicité globale des sédiments dans les lagunes du complexe Narbonnais et dans l'étang de l Or.

Ifremer

mars 2006

sommaire

1. INTRODUCTION, PROBLÉMATIQUE. 417

1.1. INTRODUCTION. 417
1.2. PROBLÉMATIQUE : LE POTENTIEL TOXIQUE DU SÉDIMENT. 417
1.3. CHOIX DE LA MÉTHODE. 418
1.4. LIMITES D'INTERPRÉTATION. 418

2. MÉTHODOLOGIE. 419

2.1. TEST ÉCOTOXICOLOGIQUE : PRINCIPE DU DÉVELOPPEMENT LARVAIRE SUR ÉLUTRIAT. 419
2.2. CAMPAGNE DE TERRAIN. 419
2.3. MÉTHODES D'ANALYSE 419
2.3.1. Test de développement larvaire 419
2.3.2. Traitement des données 420

3. RÉSULTATS. 421

3.1. ETANG DE L OR 421
3.2. ETANGS DU COMPLEXE NARBONNAIS 422

4. DISCUSSION 423

5. PERSPECTIVES 424

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES. 425

1. Introduction, problématique.

1.1. Introduction.

L'étude de la toxicité d'un échantillon sédimentaire provenant du milieu naturel repose sur la présence d'un mélange de substances potentiellement toxiques pouvant provoquer un effet biologique sur l'écosystème environnant.

Deux approches sont envisageables : l'approche chimique qui tend à caractériser la présence des contaminants et l'approche écotoxicologique qui vise à déterminer l'effet biologique sur une espèce de référence caractéristique du milieu étudié, en s'affranchissant des paramètres de contamination.

C'est cette approche écotoxicologique que nous avons mis en œuvre sur deux lagunes languedociennes à travers une méthode d'analyse rapide, peu coûteuse, à haute signification environnementale et non spécifique vis-à-vis des micropolluants. Cette même approche avait été utilisée lors de la campagne RSL 2002 afin de réaliser un premier screening de la toxicité potentielle des sédiments lagunaires à l'échelle régionale (Ifremer, 2003). En 2005, le laboratoire LER-LR d'Ifremer a voulu profiter de la campagne de diagnostic complet afin d'appliquer la méthode sur quelques lagunes mais avec une résolution plus fine. Les résultats pourraient également contribuer à définir les modalités d'un éventuel suivi dans le temps des lagunes languedociennes.

1.2. Problématique : le potentiel toxique du sédiment.

Le potentiel toxique du sédiment considéré dans cette étude, correspond aux toxicités globales, maximales, observables à proximité du fond qui pourrait apparaître lors d'épisodes climatiques intenses ou lors de dragages, pouvant provoquer des perturbations au niveau des peuplements vivant au contact des sédiments (invertébrés ou macrophytes), des problèmes de recrutement de bivalves ou des mortalités inexpliquées d'espèces telles que l'anguille ou le muge.

Ce risque provient d'une part de la capacité des contaminants à s'adsorber et/ou à se complexer avec les particules en suspension qui sédimentent, transférant ainsi les contaminants de la colonne d'eau vers le sédiment (Tarbouriech, 2001). Le compartiment sédimentaire agit donc comme un réservoir dans lequel une magnification est possible (Livett, 1988) et dans lequel leur durée de vie peut atteindre plusieurs dizaines d'années (Alzieu, 2001). Ce risque provient d'autre part de la capacité du sédiment superficiel (2 premiers cm) à être remis en suspension sous l'effet d'événement climatique important associé à la faible profondeur des lagunes ou lors de dragages. Les sédiments ainsi remis en suspension, peuvent restituer à la colonne d'eau environnante, une fraction

importante de l'ensemble des contaminants initialement présents, par désorption et relargage (Alzieu, 2001). Les toxicités chroniques, observables quotidiennement près du sédiment en place ne sont donc pas incluses dans ce travail et peuvent être, en revanche, l'objet d'une étude complémentaire.

1.3. Choix de la méthode.

La méthode d'analyse doit être représentative du milieu étudié, les lagunes, et doit concerner des toxicités non spécifiques observables lors de remise en suspension de la couche sédimentaire superficielle. Elle utilise la mesure de l'effet d'élutriats de sédiments sur le développement larvaire de l'huître *Crassostrea gigas*. Cette méthode permet respectivement d'étudier le compartiment sédimentaire dans ses 2 premiers cm en simulant une remise en suspension en milieu oxique (élutriat) et d'utiliser une espèce cible (*Crassostrea gigas*) ubiquitaire dans nos lagunes et donc représentative du milieu étudié.

1.4. Limites d'interprétation.

Les valeurs de toxicité potentielles sont exprimées de manière relative les unes par rapport aux autres et sont fonction de la méthode employée. Elles ne peuvent donc en aucun cas avoir de valeur absolue quant à l'effet réel sur l'environnement. Par ailleurs, les taux de sédimentation moyens dans les lagunes languedociennes étant estimés à environ 1 mm/an, on peut considérer que les toxicités constatées seront relatives aux contaminants accumulés depuis une vingtaine d'années environ. Enfin, les prélèvements sont effectués sur une surface de 0,45 m^2 et ne sont représentatifs que d'une zone limitée. En revanche, en terme de risque environnemental, la validité spatiale est accrue car, après remise en suspension du sédiment et relargage des micropolluants dans la colonne d'eau, les masses d'eau ainsi contaminées se diffusent sur une surface bien plus importante que la surface d'échantillonnage elle-même. Dans ces conditions, la cartographie de la toxicité ne peut avoir qu'une vocation démonstrative et non prédictive, sachant qu'elle est représentative des niveaux de toxicité maximum observables dans les conditions du test.

La granulométrie et le taux de matière organique étant des facteurs importants d'adsorbtion, l'analyse d'échantillons sédimentaires provenant du milieu naturel, avec des proportions très variées en particules fines rendent très difficiles et peu significatives les extrapolations de la toxicité globale vers la contamination (His.E *et al*, 1999). Dans ce contexte, toute interprétation de la toxicité globale vers le taux de contamination serait erronée et n'est donc pas envisagée dans cette étude. Seuls les effets toxiques globaux d'un échantillon total (toutes fractions granulométriques confondues, excepté les débris coquilliers) seront considérés.

2. Méthodologie.

2.1. Test écotoxicologique : principe du développement larvaire sur élutriat.

Le sédiment à analyser est agité dans de l'eau de mer reconnue non toxique (référence). Le surnageant (élutriat) contient alors la fraction relarguée de l'ensemble des micropolluants présents initialement. Puis des œufs d'huîtres creuses fraîchement fécondés sont alors mis en développement dans différentes proportions de l'élutriat et les pourcentages d'anomalies de développement larvaire sont alors déterminés, servant à estimer la relation liant l'effet toxique mesuré à la concentration en élutriat (donc à la concentration en sédiment). Le point de départ choisit est l'embryon, et le point final est la larve au stade D obtenue en 24 h car ce stade et le plus sensible (His *et al*, 1999).

2.2. Campagne de terrain.

Dans le but d'évaluer la toxicité totale non spécifique des sédiments, une campagne d'échantillonnage a été réalisée sur deux sites à la fin du printemps, après les épisodes pluvieux de sorte que les charges dans les étangs soient maximales. Les stations échantillonnées correspondent aux stations benthiques suivies dans le cadre du diagnostic complet des lagunes. Ainsi, 32 stations ont été échantillonnées sur l'étang l'Or et 53 sur l'ensemble des lagunes du complexe Narbonnais. 250 g des 2 premiers centimètres sont récupérés à la benne Van Veen (surface de prélèvement : 0,45 m^2) et tamisés à bord sur maille 2 mm pour éliminer la fraction coquillière et homogénéiser le sédiment. Les échantillons sont conservés dans des sachets en polyéthylène recouverts de papier d'aluminium mis en glacière réfrigérée jusqu'à arrivée au laboratoire où ils sont stockés au réfrigérateur à +4°C jusqu'à traitement. Le prélèvement d eau de référence est pris au large de Sète après contrôle de salinité, indicateur de mélange avec le panache du Rhône. Celle-ci est filtrée sur membrane 0.22µm juste avant utilisation.

2.3. Méthodes d'analyse

2.3.1. Test de développement larvaire

Les géniteurs mâtures proviennent de l'écloserie GUERNESEY SEA FARMS spécialisée dans la maturation de coquillages pour test en laboratoire. 60 g de

chaque échantillon de sédiments est mélangé avec 240 ml d'eau de référence filtrée, et agité pendant 8 h avant 8 h de décantation. Les surnageants (élutriats) sont récupérés et versés dans des microplaques stériles IWAKI (puits de 3 ml). Pour chaque station, 2 cuves sont remplies. Les géniteurs matures sont soigneusement nettoyés et immergés dans de l'eau de référence non filtrée à 18°C pendant 30 minutes. Des chocs thermiques entre 18°C et 28°C provoquent l'émission des gamètes sélectionnés par sexe.

La fécondation est réalisée en introduisant la suspension de gamètes femelles dans une éprouvette de 250 ml et en complétant le volume avec de l'eau de référence filtrée, 3 ml de suspension dense de sperme sous agitation. Un contrôle sous microscope permet de voir l'apparition des globules polaires caractéristiques de la fécondation. 300 larves sont alors introduites dans chaque cuve et les plaques sont maintenues à 23°C pendant 24 h.

Après incubation, les larves sont fixées au formaldéhyde 40% et comptées sous microscope (comptage aléatoire de 100 larves) afin de déterminer le taux d'anomalies (His et al, 1999). Les larves considérées normales sont définies par les deux valves de la coquilles formant un D parfait, associées à un vélum (masse de chair du futur manteau) parfaitement en place. Toutes les autres formes de larves (barre du D convexe, encoche sur une des valves, développement externe du vélum, irrégularité morphologique générale et blocage à un stade de développement antérieur au stade D) seront considérées comme anormales.

2.3.2. Traitement des données

La toxicité est exprimée sous la forme d'un pourcentage de larves anormales (PBA = pourcentage brut de larves anormales, His et al., 1999). Seules les pourcentages d'anomalies mesurés pour la concentration maximum en élutriat (100%) est sont pris en compte dans ce calcul. Ce mode d'expression de la toxicité permet la comparaison des données, toutes exprimées dans la même unité (% anomalies) mais ne permet pas de détecter des différences d'échantillons pour des toxicités supérieures à 100%.

Ce mode de traitement des données permet également de représenter les résultats sous forme de ligne d'isotoxicité par krigeage à l'aide du logiciel Surfer VI. Dans ce cas, le quadrillage est réalisé sur une grille de 50 x50.

3. Résultats.

De manière à limiter la variabilité des résultats inter étangs toutes les analyses ont été réalisées à la même période (4-7 septembre 2005)

3.1. Etang de l Or

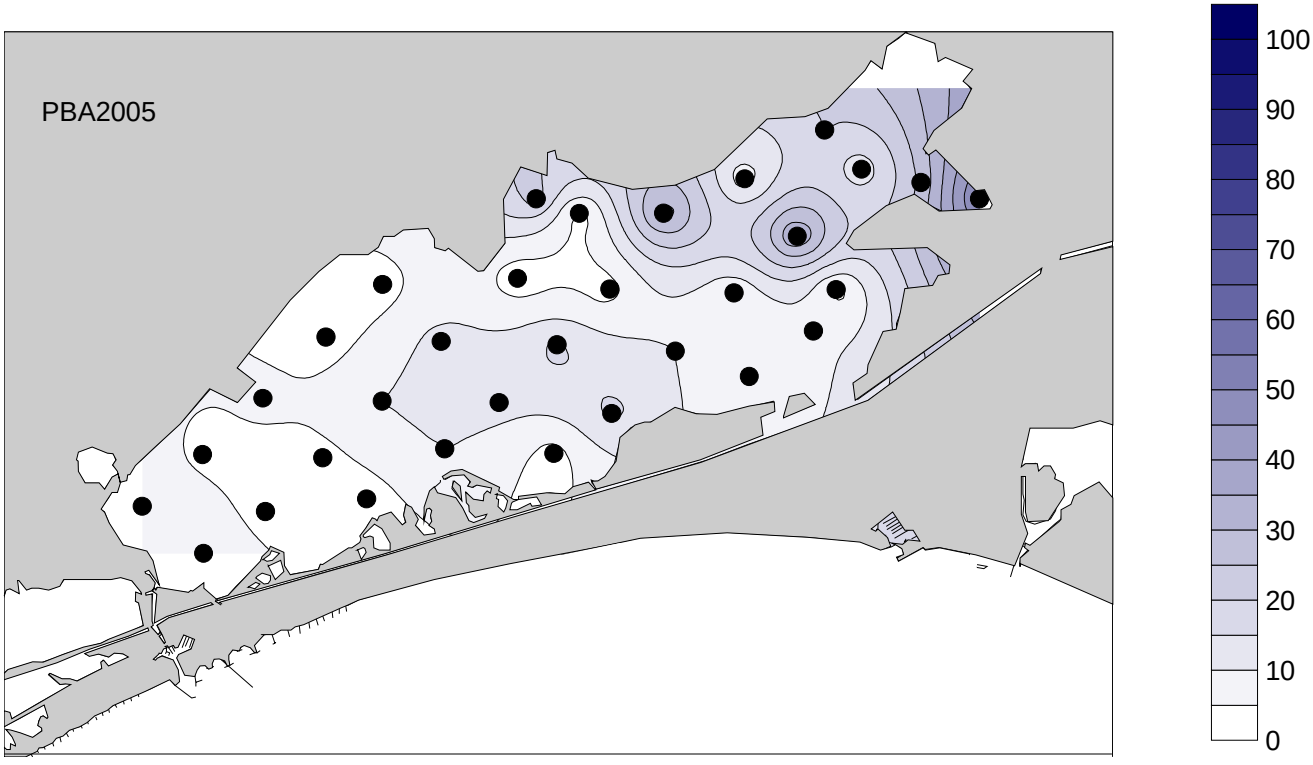


***Figure 14. 1** : Valeurs de toxicité brute des sédiments (% de larves anormales) de l'étang de l'Or*

Dans son ensemble, l'étang montre une toxicité globale des sédiments marquée uniquement dans la partie orientale. Les toxicités varient de 1% à 40% pour la station la plus orientale. L'apport principal semble se faire par le canal de Lunel au niveau de sa déviation.

3.2. Etangs du complexe Narbonnais

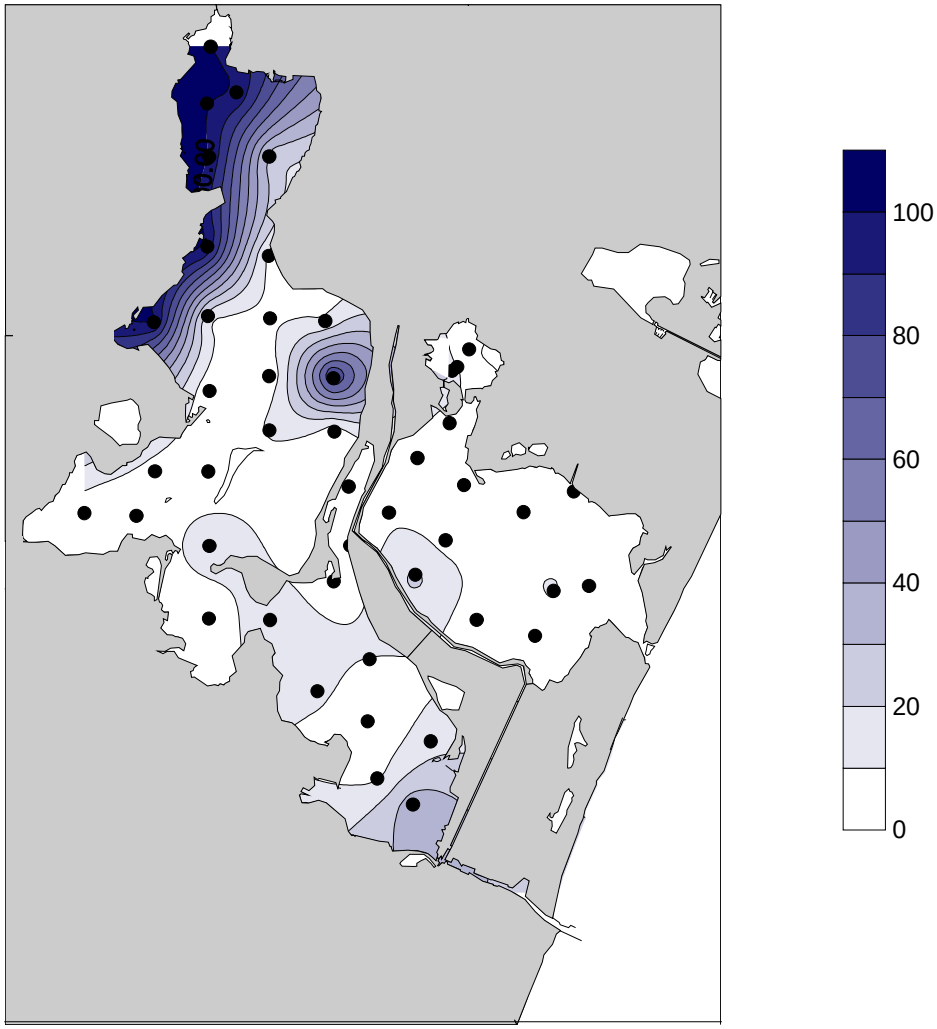


Figure 14. 2 : *Valeurs de toxicité brute (% de larves anormales) des sédiments des les étangs du complexe du Narbonnais.*

Concernant la lagune de Bages-Sigean, deux zones présentent des niveaxu de toxicité élevées (toxicité brute supérieure à 100%, soit aucune larve normales à la suite du test), il s'agit de la partie nord-ouest de l'étang et de la zone directement sous l'influence du débouché du Canélou. Enfin, la zone sous l'influence de Port

la Nouvelle présente également des stations avec une toxicité mesurable, mais avec des valeurs de moindre intensité.

Aucune toxicité n'a été observée dans avec les sédiments des étangs de l'Ayrolle et de Campignol.

4. Discussion

Cette étude a permis de réaliser une vue d'ensemble de l'état de la toxicité globale dans les sédiments des étangs de l'Or et du complexe Narbonnais.

Pour l'étang de l'Or, des toxicités non négligeables ont été détectées dans sa partie Nord, laissant penser à un impact des effluents de retraitement des eaux et des activités agricoles de son bassin versant. Le canal du Rhône à Sète, en communication avec la partie Sud, ne semble pas affecter l'étang. Par contre le canal de jonction entre l'étang et le Vidourle pourrait être responsable d'apports conséquents générant une toxicité.

Concernant le complexe lagunaire narbonnais, seule la lagune de Bages-Sigean présente des niveaux de toxicités très élevés, principalement dans la partie nord-ouest. Ce résultat est à mettre en relation avec ceux du diagnostic complet (Chapitre 5) qui montrent une très faible richesse biologique (invertébrés benthiques et macrophytes) pour la partie Bages Nord. Par ailleurs, les résultats du RNO sédiments (Ifremer, 2003) faisaient apparaître des niveaux de contamination 2 à 5 fois supérieurs pour la station située dans cette zone que pour les autres stations examinées, que ce soit pour les contaminants organiques ou métalliques. Cette situation résulte probablement en majeure partie du fonctionnement hydrodynamique de cette zone, relativement confinée et donc qui a tendance à accumuler les contaminants. Cependant, l'existence d'apports particuliers à cette zone n'est pas exclure et le Défi « Toxiques » mené par l'Agence de l'Eau sur le site devrait fournir les éléments de réponse.

Pour le chenal de Port-La-Nouvelle, l'ensemble des effluents portuaires, industriels, de retraitement des eaux usées et de ruissellement semblent impliqués dans les toxicité mesurées aux vues des sources potentielles à proximité que sont le port même, les usines de pesticides, la station d'épuration de Port-La-Nouvelle et l'arrivée intermittente de la Robine (en fonction du mode de gestion des écluses et déversoirs en amont, par temps de pluie). Les faisceaux de présomption se portent donc sur l'ensemble des toxiques, sans que la méthode utilisée permette d'attribuer un rôle précis à chacun dans les toxicités mesurées. Pour cette zone également, le Défi « Toxiques » sur les étangs du Narbonnais devrait aider à hiérarchiser les différentes sources.

Les résultats obtenus en 2005 complètent et précisent ceux de 2002 (Ifremer, 2003). Ils doivent permettre, notamment pour la lagune de Bages-Sigean de localiser les sites pour un suivi de la toxicité dans la colonne d'eau ou dans les sédiments : le nord-ouest de l'étang, les abords du Canélou et du chenal de Port-La-Nouvelle.

5. Perspectives

Les travaux relatifs aux effets toxicologiques remontent à quelques dizaines d'années et ont été soutenues par les applications potentielles sur un plan scientifique, technique et environnemental. L'utilisation de bioindicateurs ou de tests toxicologiques a permet de caractériser la toxicité d'effluents, de mesurer l'extension de rejets, de comparer les effets toxicologiques de contaminants et de préciser, a l'échelle locale, l'évolution de la toxicité des contaminants de divers compartiments du milieu (eau, sédiments). Le stade ultime de développement de l'utilisation des indicateurs de toxicité est la mise en place de réseaux de surveillance. Les informations obtenues sont originales (effets des contaminants et non contamination). Cette approche est parfois exclusive dans le cas de certains contaminants (pesticides par exemple ou les effets peuvent être mesurés alors que la mesure des contaminants mis en cause reste lourde et complexe). Cette approche présente également un intérêt économique du fait de la simplicité et du faible coût des mesures.

Les test toxicologiques constituent une approche classique des mesures d'effets des contaminants et sont structurées sur le plan scientifique et technique (procédures normalisées et acceptées par la communauté scientifique). La nature de la relation dose –effet est le plus souvent bien connue et les informations à caractère scientifique sont accessibles.

Ces tests répondent à l'ensemble des contraintes de la surveillance et ont fait l'objet d'études approfondies (fondements scientifiques, intercalibrations, réseaux pilotes….).

Le cas des lagunes du Languedoc Roussillon est à ce titre intéressant. Cse milieux particuliers présentent de nombreuses contraintes :

- Milieux fermés : réceptacles de la contamination, piégeage par les sédiments moins sensibles aux variations locales de la contamination de l'eau (échanges lagunes-mer, canaux…).
- Sources de pollution connues, contamination avérée et localisée, échantillonnage possible des sédiments, besoin de connaître l'extension de la contamination et de ses effets.
- Diversité des contaminants et des sources.

Dans ces conditions le choix de tests non spécifiques concernant la contamination des sédiments paraît en terme de stratégie le plus adéquat. Cette approche permet de localiser des effets toxicologiques en préalable à toute recherche de contamination et toute recherche approfondie sur la nature des contaminants.

Les travaux réalisés en 2005 constituent des préalables a toute surveillance des effets toxicologiques des lagunes. Les résultats démontrent l'intérêt d'une telle approche :

mise en évidence et localisation d'effets toxicologiques, validation du test de mesure d'anomalies larvaires de mollusques dans le contexte des lagunes du Languedoc, cohérence des mesures au regard des informations disponibles sur la présence de contaminants, faisabilité technique, intérêt économique lié a la nature des informations (anomalies du développement des mollusques) dans le contexte de la production éventuelle conchylicole de certaines lagunes, coûts limités au regard d'une surveillance des contaminants.

Dans ces conditions, il paraît raisonnable d'envisager une surveillance de la toxicité des sédiments des lagunes du Languedoc-Roussillon basée, dans un premier temps sur la mesure de la toxicité des sédiments par les tests de développement larvaire.

6. Références bibliographiques.

Alzieu. C. (2001). Dragages et environnement marin. *Editions IFREMER*. 223p.

His E., Beiras. R, & Seaman. M. (1999). The Assessment of Marine Pollution – Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae. *Advances in Marine Biology, volume 37, 1-178*. Academic Press , London, 178p.

Livett. E. A. (1988). Geochimical monitoring of atmospheric heavy metal pollution : theory and applications. *Advances in Ecological Research* 18. 65 – 177.

Moriarty F.,1990. Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289p.

Tarbouriech. L. (2001). Rapport de stage IFREMER, direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 85p.

ANNEXES

sommaire

1. LE RÉSEAU REMI 431

1.1. PRINCIPES TECHNIQUES DU REMI 431
1.2. EVALUATION DE LA QUALITÉ D'UNE ZONE 432
1.3. SURVEILLANCE EN ALERTE 433

2. LE RÉSEAU NATIONAL D'OBSERVATION (RNO) 435

2.1. RNO MATIÈRE VIVANTE 435
2.2. RNO SÉDIMENT 435
2.3. TOXICITÉ ET PROVENANCE 436

3. OUTIL D'ÉVALUATION DU NIVEAU D'EUTROPHISATION DES MILIEUX LAGUNAIRES 443

3.1. INTRODUCTION 443
3.2. LE PHYTOPLANCTON 444
3.3. LES MACROPHYTES 444
3.4. LA MACROFAUNE BENTHIQUE 447
3.5. LES SÉDIMENTS 447
3.6. ETAT GÉNÉRAL ISSU DU DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION 448
3.7. GRILLE DE QUALITÉ DE L'EAU 449

1. Le réseau REMI

1.1. Principes techniques du REMI

En amont du classement

Avant la mise en place d'une surveillance régulière, une étude sanitaire est conduite sur la zone. Cette étude doit permettre au laboratoire d'estimer la qualité microbiologique et chimique de la zone, de définir la stratégie d'échantillonnage dans le cadre de la surveillance régulière. Cette étude d'une durée minimale d'un an consiste à prélever sur différents points jugés représentatifs de la contamination de la zone, le coquillage défini. A l'issue de l'étude de zone, chaque point doit disposer de 26 résultats au moins.

Toute demande de réalisation d'étude au laboratoire Ifremer est accompagnée d'un dossier complété par l'Administration sur les délimitations de zone (limites administratives et limites de la zone réellement exploitée), les activités socio-économiques (production de coquillages, nombre de producteurs), les principales sources de rejets de polluants microbiologiques et chimiques.

Surveillance régulière des zones classées A, B et C

Les prélèvements de coquillages s'effectuent sur des points pérennes, dont les coordonnées sont définies géographiquement. Ces points sont jugés représentatifs de la contamination dans les zones de production classées (en général un point de suivi est défini par zone classée). L'espèce de coquillage prélevée est définie pour chaque zone classée et suivie. Rappelons ici que sur la base de l'arrêté du 21 mai 1999, une zone peut être classée pour 3 groupes de coquillages distincts en regard de leur physiologie :

- groupe 1 : les gastéropodes, échinodermes et tuniciers,
- groupe 2 : les bivalves fouisseurs,
- groupe 3 : les bivalves non fouisseurs.

La fréquence de prélèvement sur les points est fonction de la qualité moyenne estimée de la zone et de sa variabilité, elle peut être mensuelle ou bimestrielle. La détermination de la fréquence d'échantillonnage est basée sur une approche statistique de la répartition des résultats acquis durant les 3 dernières années calendaires.

Lorsque les zones A, B et C présentent un risque de dégradation de la qualité microbiologique tel qu'il déclasserait régulièrement A en B, ou B en C ; ou que des zones de qualité B et C présentent une amélioration telle qu'elles seraient reclassées respectivement en A ou B, l'échantillonnage devient mensuel.

La zone peut n'être exploitée qu'une partie de l'année (cas notamment des gisements naturels classés administrativement), dans ce cas la fréquence peut être adaptée à la période d'exploitation. Afin que la surveillance puisse être la plus efficace possible, l'administration informe le laboratoire Ifremer des périodes d'ouvertures et de fermetures des gisements.

L'évaluation de la contamination est basée sur le dénombrement des *Escherichia coli*, bactérie utilisée comme indicateur de contamination fécale, dans 100 grammes de chair et de liquide intervalvaire de mollusques bivalves vivants. Les méthodes d'analyses utilisées sont les méthodes du nombre le plus probable NF V 08-600 et l'impédancemétrie NF V 08-106.

L'ensemble des résultats obtenus sont saisis dans la base de données Quadrige Ifremer. A l'issue des contrôles qualité, ces données sont mises en ligne et directement téléchargeables depuis le site Ifremer Environnement : www.ifremer.fr/envlit/surveillance.

Les documents de prescription : *Cahier des spécifications techniques et méthodologiques REMI* et l'*Inventaire cartographique des points de prélèvement REMI et des listes de zones classées et surveillées* sont les documents de référence pour la mise en œuvre et la conduite du réseau REMI. Ces documents font l'objet d'une mise à jour régulière au plus annuelle.

1.2. Evaluation de la qualité d'une zone

Chaque année, le laboratoire vérifie la conformité des résultats obtenus dans le cadre de la surveillance régulière par rapport au classement de la zone et transmet ces informations à l'Administration.

Contamination microbiologique

L'estimation de la qualité microbiologique de la zone utilise les données acquises en surveillance régulière REMI sur des périodes de 3 années consécutives (année calendaire). L'interprétation se fait ensuite par rapport aux critères microbiologiques définis réglementairement.

De façon transitoire, en 2006, l'estimation de la qualité microbiologique des zones de production indiquée dans ce rapport se fera successivement par rapport aux seuils microbiologiques :

- fixés par l'arrêté du 21 mai 1999 relatif au classement de salubrité et à la surveillance des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants (J.O. de la République française du 10 juin 1999), et décrit au Tableau 15. 1,
- fixés par le règlement 854/2004 CE du Parlement Européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine (*J.O.C.E., L 139 du 30 avril 2004*), et décrit au Tableau 15. 2.

Tableau 15. 1 : *Classes et seuils de qualité microbiologique définis par l'arrêté du 21/05/1999 ;*

Nombre d'*Escherichia coli* dans 100 g (C.L.I)$^{-1}$				
Classe	230	1 000	4 600	46 000
A	≥ 90 %	≤ 10 %	0 %	
B	≥ 90 %		≤ 10 %	0 %
C	≥ 90 %			≤ 10 %
D				> 10 %

Tableau 15. 2: *Classes et seuils de qualité microbiologique définis par le Règlement 854/2004.*

Nombre d *'E. coli* dans 100 g CLI				
Classe	**230**	**1 000**	**4 600**	**46 000**
A	**100%**			
B	**100%**			
C	**100%**			

Contamination chimique

L'évaluation du niveau de contamination chimique d'une zone est basée sur la contamination moyenne en mercure total, cadmium et plomb, exprimée en milligramme par kilogramme de chair humide de coquillage. Pour être classées A, B, ou C d'après les critères microbiologiques, ces zones doivent respecter les critères chimiques suivants : Mercure : ≤ 0,5 mg/kg chair humide ; Cadmium : ≤ 1 mg/kg chair humide ; Plomb : ≤ 1,5 mg/kg chair humide (Règlement modifié CE 466/2001). En cas de dépassement de l'un de ces critères chimiques, l'estimation de la qualité de la zone est D. Ces données sont acquises dans le cadre du RNO Réseau National d'Observation. Un point RNO même situé hors délimitations de la zone peut être considéré comme représentatif de la contamination chimique de cette zone.

1.3. Surveillance en alerte

Le déclenchement de la surveillance en alerte (phase de pré-alerte) peut avoir plusieurs origines :

① le résultat obtenu dans le cadre de la surveillance régulière dépasse les seuils définis pour chaque classement de zone :

- - Zone A : 1 000 *E. coli*/100 g CLI
- - Zone B : 4 600 *E. coli*/100 g CLI
- - Zone C : 46 000 *E. coli*/100 g CLI

② risque de contamination (événement météorologique, rejet polluant, information par un tiers…)

③ épidémie constatée.

Le déclenchement du dispositif d'alerte (pré-alerte) se traduit par l'information des partenaires locaux, suivant une liste de diffusion définie au niveau national et par la réalisation de prélèvements sur les points de la zone dans les 48 heures qui suivent le déclenchement de l'alerte (sous réserve de conditions d'accès favorables).

La zone est en alerte « confirmée » lorsque la contamination est avérée ou lorsqu'il y a persistance de la contamination détectée dans le cadre de la surveillance régulière. L'alerte « confirmée » se traduit par une information immédiate des Administrations locales et nationales, de façon à ce que celles-ci puissent prendre les mesures de protection de santé publique appropriées. La mise en alerte implique une surveillance renforcée de la zone considérée. Les prélèvements sont hebdomadaires, sous réserve de conditions d'accès favorables, jusqu'à la levée de l'alerte. Cette levée intervient lorsque deux résultats inférieurs aux seuils de déclenchement sont obtenus consécutivement.

2. Le Réseau National d'Observation (RNO)

Le Réseau National d'Observation (RNO) est un programme national mis en place par le ministère chargé de l'environnement et coordonné par l'IFREMER. Son objectif premier est l'évaluation des niveaux et des tendances des contaminants chimiques et des paramètres généraux de la qualité du milieu.

Ce suivi se fait à la fois sur des sédiments littoraux à raison d'une campagne tous les dix ans, et sur des organismes filtreurs (moules) à raison de deux campagnes par an (février et novembre) .

2.1. RNO matière vivante

Plusieurs paramètres sont analysés :métaux lourds (cadmium, plomb, mercure), organochlorés (lindane, DDT, DDE, DDD…) depuis 1979 et hydrocarbures aromatiques polycycliques (fluoranthène…) depuis 1994.

De nouveaux contaminants sont recherchés : argent, chrome, nickel et vanadium.

Pour les séries chronologiques de plus de 10 ans, une régression locale pondérée est ajustée, permettent de résumer l'information contenue dans la série par un tendance. Pour les séries de moins de 10 ans, seule la courbe est visualisée.

Les seuils réglementaires sont :

- Plomb : 1.5 mg/kg poids humide (=7.5 mg/Kg poids sec)
- Cadmium : 1.0 mg/kg poids humide (= 5 mg/Kg poids sec)
- Mercure : 0.5mg/kg poids humide (= 2.5 mg/Kg poids sec)

Les dernières données prises en compte datent de février 2005 (les données du RNO sont rendues avec un an de décalage pour des raisons techniques).

Dans le cas d'échantillonnages réalisé en zone d'élevage de mollusques, les résultats RNO peuvent être comparée aux seuils fixés pour la protection du consommateur. Les niveaux des différents contaminants mesurés dans les lagunes du Languedoc Roussillon et leurs comparaisons aux médianes nationales sont fournis sur les figures 15.1 et 15.2.

2.2. RNO Sédiment

La dernière campagne date de 1995-1996, les résultats ont été présentés dans le rapport RSL 2002 (IFREMER, 2003). La prochaine aura lieu en avril 2006.

2.3. Toxicité et provenance

Cadmium

Le cadmium est un métal toxique, utilisé dans l'industrie de la galvanoplastie, des accumulateurs alcalins, des alliages et autrefois dans les pigments pour peintures et matières plastiques.

La consommation tend à s'accroître avec l'apparition de véhicules électriques et des divers appareils portables qui utilisent des batteries rechargeables.

Dans les sédiments, l'adsorption du cadmium est principalement en relation avec les concentrations en carbone organique. Pour considérer une contamination significative en cadmium dans les sédiments, il faut que la valeur reste inférieure à 0.15µg/g.

L'intoxication chronique chez l'homme se manifeste par des pathologiques rénales graves. Il est très cumulatif (la teneur est de moins d'un µg à la naissance contre 40 mg à l'âge adulte)

Plomb

Le plomb est un composé naturellement présent dans l'écorce terrestre ; son utilisation est importante dans l'industrie (métallurgie) et comme agent antidétonant dans les carburants. Ainsi le plomb est transporté par voie atmosphérique et le régime climatique méditerranéen favorise son transfert à la mer ouverte et aux lagunes.

Généralement la contamination des sédiments décroît de la surface vers le fond (effets de l'ère industrielle). Si la valeur en plomb est inférieure à 30µg/g dans les sédiments alors il n'y a pas de contamination significative.

Une teneur en plomb peu provoquer des troubles, rénaux, cardio-vasculaires, thyroïdiens et a un effet toxique sur le système nerveux central.

Mercure

Compte tenu de sa toxicité, de son cycle bio géochimique et de ses capacités de biomagnification par la chaîne alimentaire, le mercure présente un risque majeur pour l'écosystème marin et pour le consommateur humain. La fabrication et l'utilisation de catalyseurs, de fongicides, de pigments et composés mercuriels, les piles au mercure, la fabrication de chlore par électrolyse sur cathode de mercure, le traitement des minerais non ferreux, l'incinération de déchets et la combustion du charbon sont les principales sources anthropiques recensées.

Le mercure est très réactif vis à vis des particules en suspension. Le sédiment est un réservoir important pour ce contaminant. Le bruit de fond géochimique est voisin de 0.1µg/g. On considère les résultats supérieurs à 0.5 µg/g comme indice de contamination

Une teneur important en mercure peut provoquer des troubles rénaux caractérisés (différentes néphropathies selon l'intensité d'exposition) et des troubles neurologiques.

Cuivre

Le cuivre est un élément indispensable à la vie (oligo-élément) qui peut présenter des caractères toxiques lorsque certains seuils sont dépassés. Il est employé dans l'agriculture (viticulture) comme agent fongicide et utilisé comme matière active de certaines peintures antisalissures. La teneur à partir de laquelle les sédiments sont considérés comme contaminés est de 20µg/g.

Les teneurs mesurées se situent dans des niveaux de contamination faible ; il n'existe pas de seuil pour la protection du consommateur.

Zinc

Le zinc est un oligo-élément, dont l'introduction directe en milieu marin est liée à l'utilisation de masses de zinc pur pour assurer la protection des bateaux contre la corrosion et à l'oxyde zinc contenu dans les peintures antisalissures. Les apports anthropiques peuvent être aussi liés à la combustion du bois. Il n'existe pas de seuil pour la protection du consommateur.

Lmes teneurs dans les sédiments non contaminés sont généralement inférieurs à 90µg/g(poids sec).

Lindane

Le lindane est utilisé comme insecticide dans de nombreuses applications agricoles (traitement des sols, des semences, foliaires…) et également utilisé pour le traitement de bois d'œuvre (charpentes, meubles…) et en médecine vétérinaire pour le traitement antiparasitaire des animaux.

Il est peu soluble dans l'eau et fortement adsorbé par les sols riches en matière organique.

Il présente des effets néfastes sur le foie et les reins ainsi que sur le système nerveux et le système immunitaire. Cette substance est classée dans le groupe des cancérogènes possibles pour l'Homme par le centre international de recherche sur le cancer.

Il est interdit à l'utilisation depuis 1998.

DDT

Pesticide organochloré qui fut découvert en 1939 par le chimiste Paul Muller, il a été accueilli comme un miracle. Il pouvait éradiquer un large éventail d'insectes parasites et semblait inoffensif pour les mammifères. Il était utilisé pour contrôler la malaria en tuant les moustiques. Le DDT a été interdit en en France en 1976, mais ses effets destructeurs persistent toujours à l'heure actuelle. Les courants atmosphériques et aquatiques peuvent transporter le DDT sur de grandes distances. Des études en laboratoire sur le rat ont montré que le DDT peut dérégler les processus hormonaux, provoquer un dysfonctionnement des glandes surrénales ainsi que des troubles du système nerveux. Il peut aussi être la cause de cancers.

CB153

Il appartient à la famille de composés organochloré : PCB (PolyChloroBiphényles). Ces composés ont été utilisés comme lubrifiant dans les équipements électriques, refroidisseurs…

Ils ne se décomposent pas rapidement et demeurent dans l'air pendant longtemps. Ils peuvent être transportés sur de longues distances. On les retrouve dans les décharges de matériel usagé, dans les rejets urbains…

La limite analytique dans les sédiments est de 0.1µg/g. La capacité du sédiment superficiel à piéger les PCB augmente avec la quantité de particules fine et le taux de carbone organique.

La fabrication de PCB a été stoppé en France en 1987 car il a été démontré que l'accumulation dans l'environnement est potentiellement nocive Il ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë mais une exposition excessive peut affecter le cerveau, les yeux, le cœur, le système immunitaire, le système reproducteur, les reins et le foie. .

Fluoranthène

Il appartient à la famille des HAP (Hydrocarbures Poly aromatiques). Ces composés peuvent être issus de différents processus : la biosynthèse par des organismes vivants, la perte à partir de transports ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles et enfin de la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion de bois et de pétroles. Il est aussi très utilisé pour le revêtement de protection pour l'intérieur des cuves et des tuyaux en acier servant au stockage et à la distribution des eaux potables.

Pour une indication de faible contamination par les HAP, on prend 10µg/g.

Il est classé toxique pour l'environnement par l'EAP (agence de protection de l'environnement aux EU). Ils peuvent induire une diminution du système immunitaire. Aucune toxicité aiguë n'est mis en évidence chez l'Homme.

Argent

Il provient essentiellement des rejets urbains et des laboratoires de photographie.

Chrome

Il est utilisé principalement dans la métallurgie et dans l'industrie chimique. Peu cde données sont disponibles sur la toxicité du chrome. A forte dose, le dichromate de potassium peut provoquer des anomalies dans le développement larvaire des bivalves.

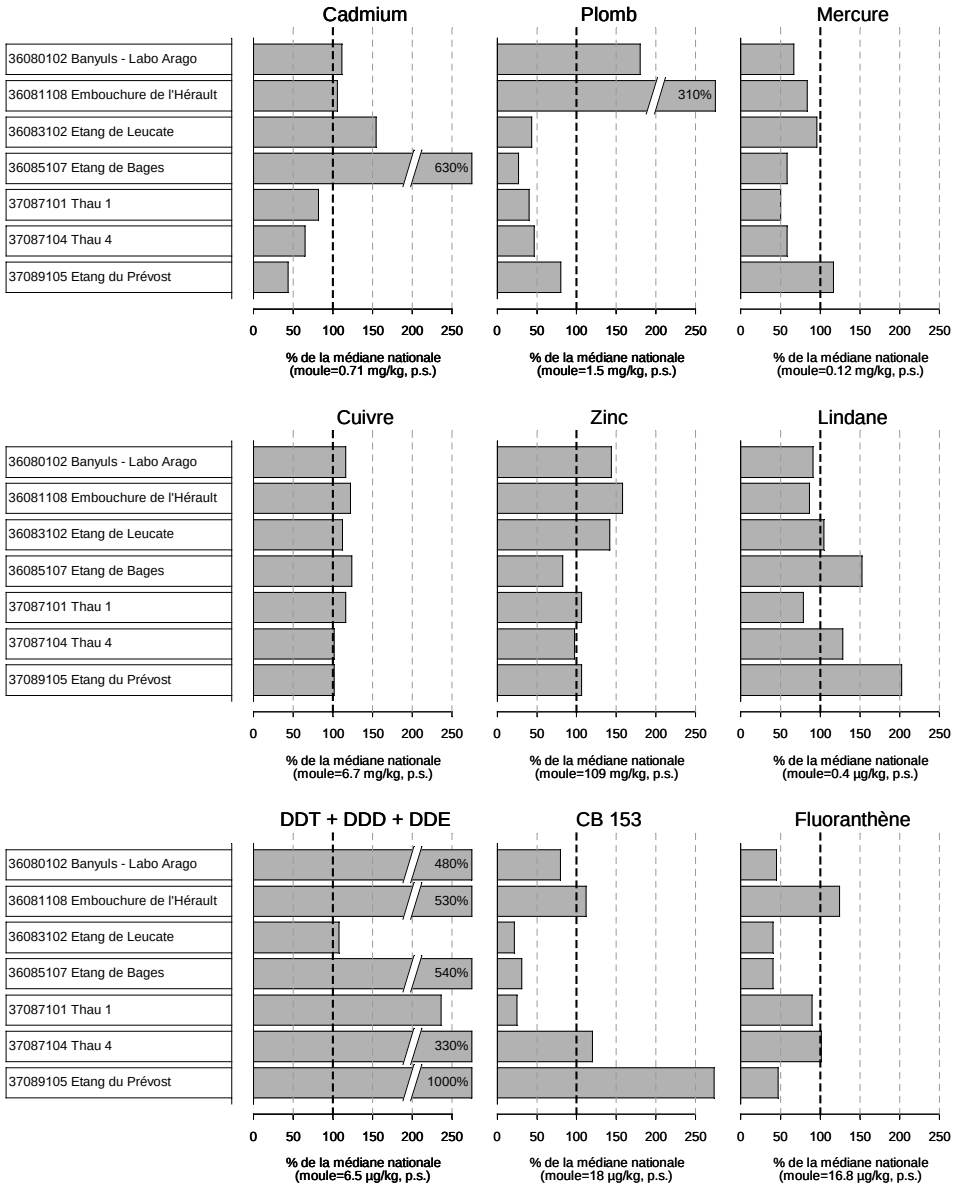
Nickel

Il est très répandu sur la croûte terrestre sous forme d'oxydes de carbonates, silicates et sulfures. Ses sources anthropiques sont le résultat de l'utilisation ds combustibles fossiles te de la production des métaux non ferreux. Sa toxicité est considérée comme faible. Des effets sur la reproduction des huîtres a été observé.

Vanadium

Il est très utilisé en métallurgie pour fabriquer des aciers spéciaux et autres alliages ayant une forte résistance mécanique et/ou à la corrosion ainsi que dans l'industrie chimique. Il est émis par le raffinage du pétrole et la combustion de charbon.

L'intoxication par inhalation provoque des oedèmes pulmonaires, les poussières provoquent l'irritation des voies respiratoires et du rythme cardiaque. Il a aussi des effets neurologiques, peut inhiber certaines enzymes chez les animaux et peut engendrer des problèmes rénaux et de foie.



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrige

Figure 15. 1 : *Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années.*

Résultats RNO
Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années

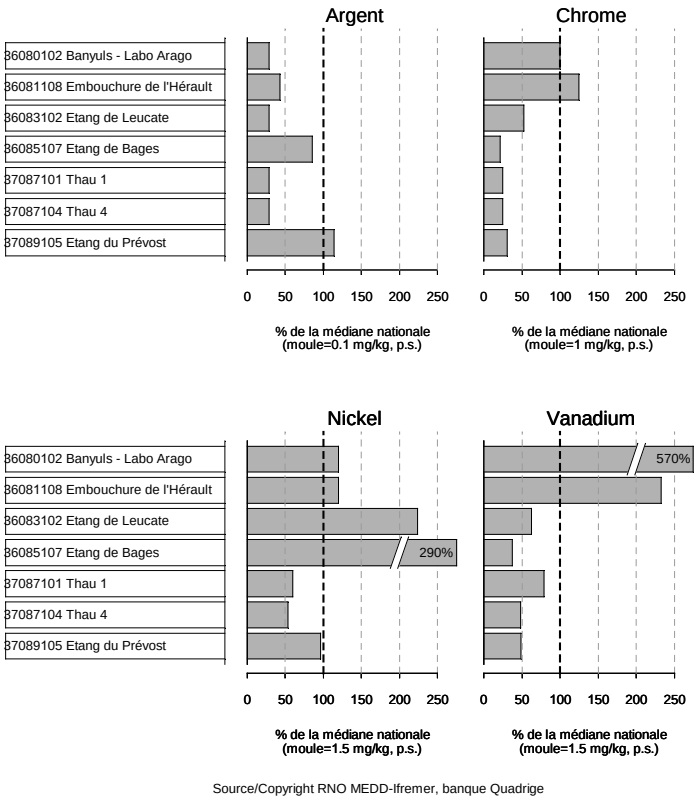


Figure 15. 2 : *Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années.*

3. Outil d'évaluation du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires

3.1. Introduction

Selon la directive du Conseil des Communautés européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE), **l'eutrophisation se définit comme l'enrichissement en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question.**

Les signes de l'eutrophisation vont se manifester dans des compartiments de l'écosystème concernés par les apports en éléments nutritifs dans l'eau :

- Le **phytoplancton** peut être considéré comme un indicateur "objectif" de l'eutrophisation. Les proliférations phytoplanctoniques ou blooms sont en relation étroite avec les apports d'azote et de phosphore. Les niveaux de proliférations doivent être formalisés au travers des comptages. Les chlorophylles qui constituent des indicateurs de biomasses phytoplanctoniques sont associées aux variables de routine.

- Les **macrophytes** sont aussi en relation directe et indirecte avec les apports d'azote et de phosphore dans le milieu. La relation indirecte provient de l'augmentation de turbidité liée à l'accroissement des densités phytoplanctoniques. Ce dernier entraîne le déclin des phanérogames au profit des algues. La prolifération d'algues vertes constitue la relation directe sur les apports en azote de phosphore dans les lagunes. Les changements dans les biomasses de macrophytes, au fur et à mesure que les apports en azote et phosphore augmentent, doivent faire l'objet d'une formalisation.

- Le **sédiment** est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore car il constitue le "lieu de passage" des matières eutrophisantes dans l'écosystème lagunaire. Le phytoplancton et les macrophytes sont recyclés à son interface, consommant de l'oxygène et libérant des sels minéraux. Ces derniers viennent enrichir en partie le sédiment. Ce processus fait du sédiment un compartiment intégrateur des apports d'azote et du phosphore dans le milieu. Aussi, les niveaux de concentration en matière organique, azote et phosphore, doivent présenter une graduation.

- Placée en aval de la production primaire dans la chaîne trophique, la **macrofaune** benthique est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore. Les excès de matière organique entraînent une diminution de l'oxygène dissous dans les sédiments ce qui change les conditions de vie pour les animaux. L'excès de phytoplancton peut aussi entraîner la prolifération de filtreurs benthiques.

- La **colonne d'eau** comporte une batterie de variables, certaines révéleront les causes et d'autres les conséquences de l'eutrophisation. Les sels nutritifs constituent les causes, la turbidité et les chlorophylles restituent les conséquences. Enfin, les formes totales d'azote et de phosphore intègre les causes et les conséquences, car les formes organiques (plancton, matière détritique) constituent à terme des matières eutrophisantes en raison du recyclage efficace à l'interface eau-sédiment.

La mise à jour d'une grille de seuil des variables de l'eau pouvant permettre, au moins chaque année, d'indiquer l'état trophique des environnements lagunaires, repose au préalable sur **la définition des états de l'eutrophisation**. Cette définition ne peut s'effectuer qu'à partir des variables biologiques indicatrices couplées à celles du sédiment très intégratrices dans le temps.

3.2. Le phytoplancton

Le diagnostic du phytoplancton est obtenu à partir du comptage des cellules phytoplanctoniques sur deux gammes de taille : > 3 µm et < 3 µm. Cette distinction de taille arbitraire permet de distinguer des groupes phytoplanctoniques au comportement écologique différent. Les analyses par cytométrie en flux permettent de remplir la grille suivante :

Tableau 15. 3 : *Grille de diagnostic pour le phytoplancton.*

		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
< 3µm	Cel/L 10^6		20		50		100		500	
> 3µm	Cel/L 10^6		2		5		10		50	

L'état retenu est le plus déclassant de la grille.

3.3. Les macrophytes

L'inventaire des espèces de macrophytes, leur biomasse en poids sec et leur taux de recouvrement à chaque station échantillonnée permet de définir l'état d'eutrophisation.

Les macrophytes sont d'abord classés en 4 catégories :

- - phanérogames d'eau douce (Potamot)
- - espèces climax (phanérogames marines et algues permanentes)
- - algues dérivantes
- - algues opportunistes

Le pourcentage de la biomasse des espèces climax par rapport à la biomasse totale est calculé pour chaque prélèvement. L'utilisation de la diversité spécifique (nombre d'espèces) en deuxième entrée permet de lever d'éventuelles ambiguïtés soulevées par certains prélèvements (mélange d'espèces climax et d'algues opportunistes par exemple). La grille suivante est alors utilisée :

Tableau 15. 4 : *Grille de diagnostic pour les macrophytes.*

ESPECES CLIMAX	**DIVERSITE**		
	Satisfaisante	Réduite	Très faible
	nb sp > 6	3 < nb sp < 6	nb sp < 3
Dominantes 75% < BMC	**Très bon**		
Dominantes 50%<BMC<75%	**Bon**		
Présentes 5%<BMC<50%	**Moyen**		
Faiblement présentes BMC<5%	**Médiocre**		
Absentes			**Mauvais**

BMC : biomasse relative des espèces climax ;
Nb sp : nombre total d'espèces dans le relevé

Les états peuvent ainsi être cartographiés, permettant un diagnostic de l'eutrophisation à partir des macrophytes.

L'état général de la lagune est obtenu en utilisant la grille avec les proportions moyennes en d'espèces climax et le nombre total d'espèces observées dans l'ensemble des prélèvements où le taux de recouvrement est supérieur à 5%. Les seuils déterminant si la diversité est satisfaisante, réduite ou très faible, sont calés sur le nombre d'espèces observées aux stations (cadre de 0,25 m²).

Remarque : *En dessous de 5% de recouvrement des macrophytes, le diagnostic n'est pas possible. Dans ce cas, la station, la lagune ou le secteur de lagune sont symbolisés par la couleur noire.*

Diagnostic simplifié des macrophytes

Peu de lagunes peuvent être diagnostiquées en une seule année par la technique utilisée. Une autre technique basée sur l'observation qualitative d'une zone de 100 hectares centrée sur une station peut constituer un outil de validation sur un nombre plus important de lagunes. Du point de vue logistique et des coûts, les prélèvements qualitatifs sont moins contraignants que les relevés phytosociologiques. Le temps à passer sur le terrain est plus court. Le traitement des échantillons demande un travail de laboratoire moins long ce qui permet de multiplier les prélèvements.

Le diagnostic simplifié prend en compte le pourcentage de recouvrement des espèces climax et le nombre d'espèce (Tab. 16.3). Le tableau suivant est utilisé. La biomasse est remplacée par le pourcentage de recouvrement des espèces climax sur la surface de chaque zone visitée.

Dans le diagnostic simplifié, le nombre total d'espèces a des chances de varier car les prélèvements sont effectués sur la zone entière de 100 ha correspondant à la station.

Le second critère est donc moins sévère que dans le diagnostic normal.

Tableau 15. 5 : *Grille de diagnostic simplifié par les macrophytes. Ce tableau peut être utilisé pour le diagnostic global d'une lagune ou d'un secteur lagunaire lorsque le taux de recouvrement est supérieur à 5%.*

ESPECES CLIMAX	**DIVERSITE**		
	Satisfaisante	Réduite	Très faible
	nb sp > 6	3 < nb sp < 6	nb sp < 3
Dominantes RC > 75%	**Très bon**		
Dominantes 50% < RC < 75%	**Bon**		
Présentes 5% < RC < 50%	**Moyen**		
Faiblement présentes RC < 5%	**Médiocre**		
Absentes			**Mauvais**

C: recouvrement relatif des espèces climax (% de la surface du fond occupé par les espèces climax ; **nb sp** : nombre total d'espèces observées.

3.4. La macrofaune benthique

L'inventaire des espèces et leur nombre d'individus par mètre carré permet, grâce à un tableau à double entrée, de définir la **potentialité biologique liée à la macrofaune**.

Les espèces indicatrices de forte charge en matière organique sont : *Capitella capitata* et *Scololepsis fuliginosus* (ou *Malacoceros indicus*).

***Tableau 15. 6** : Grille de diagnostic pour la potentialité biologique liée à la macrofaune.*

				RICHESSE SPÉCIFIQUE			
				Très satisfaisante	Satisfaisante	Réduite	Très faible
Espèces indicatrices de matière organique		**Densité**	Nulle				**Mauvais**
			Très faible			**Médiocre**	**Mauvais**
			Faible	**Très bon**	**Bon**	**Moyen**	**Médiocre**
			Normale	**Très bon**	**Très bon**	**Bon**	**Moyen**
	Présence		Forte	**Très bon**	**Bon**	**Moyen**	**Médiocre**
	Prolifération		Très forte		**Moyen**	**Médiocre**	**Mauvais**

Le double encadré représente les situations généralement rencontrées dans les lagunes du Languedoc Roussillon

L'attribution d'un état se fait à partir des valeurs seuils présentées dans le tableau suivant :

***Tableau 15. 7 :** Valeurs seuils pour la macrofaune benthique.*

RICHESSE SPÉCIFIQUE :	DENSITÉS :
Très satisfaisante : plus de 30 espèces Satisfaisante : 21 à 30 espèces Réduite : 11 à 20 espèces Très faible : 0 à 10 espèces	Nulle : 0 Très faible : 1 à 200 individus Faible : 201 à 1500 individus Normale : 1501 à 6000 individus Forte : 6001 à 8000 individus Très forte : plus de 8000 individus

La prolifération du polychète *Ficopomatus enigmaticus* qui se caractérise par la présence de cascails doit être indiquée.

3.5. Les sédiments

Les sédiments sont diagnostiqués en cartographiant les données de concentrations en matière organique (MO), azote et phosphore (NT et PT), après encodage suivant la grille de diagnostic suivante :

Tableau 15. 8 : *Grille de diagnostic pour les sédiments.*

VARIABLE		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
MO	%		3,5		5,0		7,5		10,0	
NT	g/kg PS		1,0		2,0		3,0		4,0	
PT	mg/kg PS		400		500		600		700	

Chaque station échantillonnée donne accès à un état défini par la grille de qualité trophique des sédiments. Des cartes, montrant la distribution spatiale des états, permettent d'identifier notamment les secteurs les plus dégradés. La détermination de l'état général d'un secteur ou d'une lagune est donnée pour chaque variable en retenant le rang (rangement par ordre croissant) correspondant à l'entier le plus proche de la quantité 0,8 x N où N est le nombre de stations échantillonnées. L'état retenu pour une lagune ou un secteur de lagune est le plus déclassant de la grille.

3.6. Etat général issu du diagnostic de l'eutrophisation

Les résultats pour chaque écosystème peuvent être rassemblés dans une planche qui conduit à un état global de l'écosystème pour ce qui concerne l'eutrophisation.

Tableau 15. 9 : *Planche de diagnostic global de l'écosystème vis-à-vis de l'eutrophisation.*

PLANCHE DE RESULTATS

SEDIMENTS

PHOSPHORE SEDIMENTS

PHYTOPLANCTON

MACROPHYTES

PROLIFERATIONS

POTENTIALITE BIOLOGIQUE MACROFAUNE

ETAT GENERAL VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION

Légende : Très bon | Bon | Moyen | Médiocre | Mauvais

L'ensemble des résultats rassemblés dans cette planche permet d'identifier sommairement dans quel(s) compartiment(s) les éventuelles dégradations entraînées par le niveau d'eutrophisation se font sentir. Cette planche doit être accompagnée de l'interprétation d'un expert.

La détermination de l'état général de l'écosystème par rapport à l'eutrophisation est effectuée en prenant l'état le plus déclassant des variables suivantes (en rouge dans Tab. 16.7) :

- **- le phosphore des sédiments**
- **- le phytoplancton**
- **- les macrophytes**

3.7. Grille de qualité de l'eau

La grille de lecture de l'eau est remplie à partir d'un triple échantillonnage reparti sur les trois mois d'été (juin, juillet et août). Pour chaque variable, la valeur la plus élevée des trois mois est retenue pour remplir la grille. La grille permet de guider l'interprétation de l'expert sur le niveau d'eutrophisation (Tab 16.8).

Chaque grille conduit à un état général obtenu en retenant l'avant dernier état le plus déclassant.

Tableau 15. 10 : *Grille de lecture de l'eau utilisée dans le RSL.*

Variable			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$\lvert \Delta\ \%O_2\ SAT \rvert$		0		20		30		40		50	
TUR	**(NTU)**	0		5		10		25		40	
PO_4^{3-}	**(µM)**	0		0,3		1		1,5		4	
NID	**(µM)**	0		2		6		10		20	
NITRI	**(µM)**	0		0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	**(µM)**	0		1		3		5		10	
AMMO	**(µM)**	0		11		3		5		10	
Chl-a	**(mg m^{-3})**	0		5		7		10		20	
Chlaphe	**(mg m^{-3})**	0		7		10		15		25	
NT	**(µM)**	0		50		75		100		120	
PT	**(µM)**	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Les variables utilisées dans la grille sont les suivantes :

- $|\Delta \%O_2\ SAT|$: Ecart par rapport à 100% de saturation (sans unité)
- TUR : Turbidité (NTU)
- PO_4^{3-} : Concentration en phosphates (µM)
- NID : Concentration en azote inorganique dissous (µM)
- NITRI : Concentration en nitrites (µM)
- NITRA : Concentration en nitrates (µM)
- AMMO : Concentration en ammonium (µM)
- CHL-A : Concentration en chlorophylle-a (µg/l)
- Chlaphe : Concentration en chlorophylle-a + phéophytine-a (µg/l)
- NT : Concentration en azote total (µM)
- PT : Concentration en phosphore Total (µM)