



Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral
Laboratoire côtier de Sète

Mars 2003

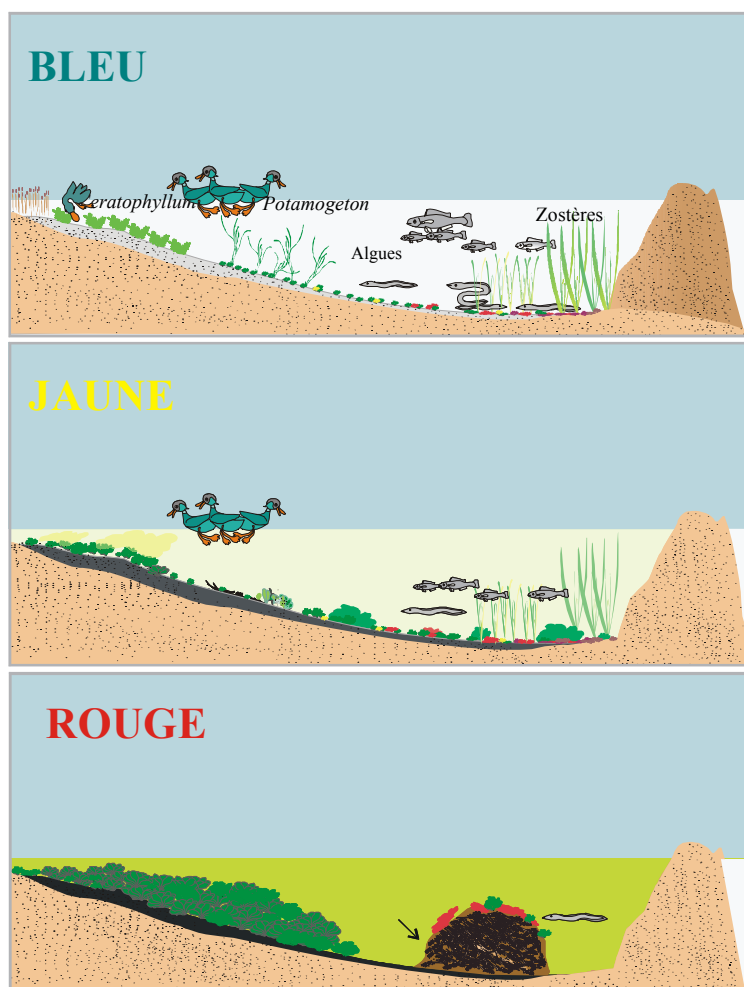


Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon

Bilan des résultats 2002



ifremer



1. Panorama régional du suivi

1. **Grilles de lecture de l'eau**
 - 1.1. De Canet-St Nazaire à Vendres
 - 1.2. Du grand Bagnas au Médard
2. **Diagnostic du phytoplancton**
 - 2.1. De Canet-St Nazaire à Vendres
 - 2.2. Du grand Bagnas au Médard
3. **Conclusion**

2. Etang de Canet ou de Saint-Nazaire

1. **Introduction**
2. **Suivi mensuel de la colonne d'eau (2001-2002)**
3. **Diagnostic de l'eutrophisation**
 - 3.1. Les sédiments
 - 3.2. Macrophytes
 - 3.3. Diagnostic du phytoplancton
 - 3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique
- 3.5. Planche de diagnostic
4. **Diagnostic de la colonne d'eau**
 - 4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau
 - 4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002
 - 4.3. Evolution depuis 2000
5. **Autres réseaux**
6. **Conclusion**
7. **Références bibliographiques**

3. La lagune de Salses-Leucate

1. **Introduction**
2. **Diagnostic de l'eau**
 - 2.1. Grille estivale de lecture de l'eau
 - 2.2. Evolution pluriannuelle
3. **Diagnostic du phytoplancton**
4. **Suivi des stations d'épuration**
 - 4.1. Qualité des effluents sortants
 - 4.2. Estimation des flux
 - 4.3. Diagnostic par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet
 - 4.4. Conclusions
5. **Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT)**
 - 5.1. Echantillonnage
 - 5.2. Résultats
 - 5.3. Conclusion
6. **Autres réseaux de surveillance**
 - 6.1. Réseau microbiologique (REMI)
 - 6.2. Réseau phytoplancton (REPHY)
 - 6.3. Réseau National d'Observation (RNO)
 - 6.4. Réseau intégrateurs biologiques
7. **Modèle hydrodynamique de Salses-Leucate**
 - 7.1. Description du site
 - 7.2. Problématique
 - 7.3. Application du modèle MARS 3D
 - 7.4. Modélisation hydrodynamique
 - 7.5. Conclusion et perspectives
8. **Conclusion**
9. **Références bibliographiques**

4. Etang de La Palme

1. **Introduction**
2. **Suivi annuel de la colonne d'eau**
3. **Diagnostic complet**
 - 3.1. Diagnostic des sédiments
 - 3.2. Les macrophytes
 - 3.3. Diagnostic du phytoplancton
 - 3.4. Diagnostic de la macrofaune
 - 3.5. Planche du diagnostic
4. **Diagnostic de l'eau**
 - 4.1. Grille annuelle de lecture de l'eau
 - 4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002
 - 4.3. Evolution depuis 2000
5. **Autres réseaux**
 - 5.1. RNO sédiments
 - 5.2. Réseau Intégrateurs Biologiques : RINBIO
6. **Conclusion**

7. Bibliographie

5. Etang de Bages Sigean

1. Introduction
2. Diagnostic de l'eau d'eau
 - 2.1. Grille estivale de lecture de l'eau
 - 2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau
 - 2.3. Conclusion
3. Diagnostic du phytoplancton
 - 3.1. Bages nord
 - 3.2. Bages milieu
 - 3.3. Bages sud
 - 3.4. Conclusion
4. Diagnostic simplifié par les macrophytes
 - 4.1. Diagnostic simplifié en 2002
 - 4.2. Evolution plurielle du compartiment « macrophytes »
5. Suivi des stations d'épuration du pourtour de l'étang
 - 5.1. Qualité des effluents sortants
 - 5.2. Estimation des flux et contribution relative de chaque STEP
 - 5.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes aux alentours de la zone de rejet
 - 5.4. Conclusions et perspectives
6. Autres réseaux de surveillance
 - 6.1. Réseau phytoplancton (REPHY)
 - 6.2. Réseau National d'Observation (RNO)
 - 6.3. Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)
7. Application du modèle sur le site de Bages-Sigean
 - 7.1. Description du site
 - 7.2. Problématique
 - 7.3. Application du modèle MARS 3D
 - 7.4. Modélisation hydrodynamique
 - 7.5. Conclusion et perspectives
8. Conclusion
9. Références bibliographiques

6. Les étangs de Campagnol–Ayrolle et Gruissan

1. Introduction
2. Etangs de Campagnol et de l'Ayrolle
 - 2.1. Diagnostic de l'eau
 - 2.2. Diagnostic du phytoplancton
 - 2.3. Diagnostic simplifié par les macrophytes
 - 2.4. Bioconstructions du ver *Ficopomatus enigmaticus* (cascaïls)
3. Etang de Gruissan
 - 3.1. Diagnostic de l'eau et du phytoplancton
 - 3.2. Diagnostic simplifié par les macrophytes
4. Autres réseaux
 - 4.1. RNO sédiments
 - 4.2. RINBIO – Etang de l'Ayrolle
5. Conclusions
6. Références bibliographiques

7. L'étang de Vendres

1. Introduction
2. Suivi annuel de la colonne d'eau
3. Diagnostic complet
 - 3.1. Diagnostic des sédiments
 - 3.2. Les macrophytes
 - 3.3. Diagnostic du phytoplancton
 - 3.4. Diagnostic de la macrofaune
 - 3.5. Planche du diagnostic
4. Diagnostic de l'eau
 - 4.1. Grille de lecture de l'eau annuelle
 - 4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002
 - 4.3. Evolution du diagnostic de l'eau
5. Conclusion
6. Références bibliographiques

8. Etang du Bagnas

1. **Introduction**
2. **Suivi annuel de la colonne d'eau**
3. **Diagnostic complet**
 - 3.1. Diagnostic des sédiments
 - 3.2. Diagnostic des macrophytes
 - 3.3. Diagnostic du phytoplancton
 - 3.4. Diagnostic de la macrofaune benthique
 - 3.5. Planche du diagnostic
4. **Diagnostic de l'eau**
 - 4.1. Grille de lecture annuelle (2001-2002)
 - 4.2. Grille de lecture de l'eau pour l'été 2002
 - 4.3. Evolution du diagnostic de l'eau depuis 2000
5. **Conclusion**
6. **Références bibliographiques**

9. Etang de Thau

1. **Introduction**
2. **Diagnostic de l'eau**
 - 2.1. Grille estivale de lecture de l'eau
 - 2.2. Evolution pluriannuelle du diagnostic de l'eau
3. **Diagnostic du phytoplancton**
4. **Réseaux mollusques**
 - 4.1. Réseau de suivi REMORA
 - 4.2. Réseau de suivi REPAMO
5. **Qualité bactériologique**
 - 5.1. Réseau microbiologique (REMI)
 - 5.2. Simulation des rejets théoriques des STEP du bassin versant de Thau
6. **Phytoplancton toxique**
 - 6.1. Réseau phytoplancton toxique (REPHY)
 - 6.2. Programme de recherche *Alexandrium*
7. **Suivi de la pollution par le tributylétain (TBT)**
 - 7.1. Contamination des eaux
 - 7.2. Imposex
 - 7.3. Chambrage des coquilles d'huîtres
 - 7.4. Simulation du devenir des apports suspectés
 - 7.5. Conclusion
8. **Contamination chimique**
 - 8.1. Le réseau national d'observation (RNO)
 - 8.2. Réseau Intégrateurs biologiques (RINBIO)
9. **Conclusion générale**
10. **Références bibliographiques**

10. Le Canal du Rhône à Sète

1. **Introduction**
2. **Hydrologie générale**
3. **Diagnostic de l'eau**
4. **Diagnostic du Phytoplancton**
5. **Conclusion**

11. Les étangs palavasiens

1. **Introduction**
2. **Suivi mensuel sur une année**
 - 2.1. L'étang d'Ingril
 - 2.2. Etang de Vic
 - 2.3. Etang de Pierre-Blanche
 - 2.4. Etang de l'Arnel
 - 2.5. Etang du Prévost
 - 2.6. Etang de Méjean-Pérols
 - 2.7. Etang du Grec
 - 2.8. Bilan
3. **Diagnostic de l'eau**
4. **Diagnostic du phytoplancton**
5. **Autres réseaux**
 - 5.1. Réseau microbiologique (REMI) – Etang de Prévost
 - 5.2. Réseau phytoplancton (REPHY)
 - 5.3. Réseau national d'observation (RNO)
 - 5.4. Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO)
6. **Suivi du TBT – Etang du Prévost**
7. **Conclusion**

8. Références bibliographiques

12. L'étang de l'Or

1. INTRODUCTION
2. DIAGNOSTIC DE L'EAU
3. PHYTOPLANCTON
4. DIAGNOSTICS SIMPLIFIÉS PAR LES MACROPHYTES
 - 4.1. POPULATIONS DE MACROPHYTES
 - 4.2. DIAGNOSTIC 2002
 - 4.3. ÉTATS ANTÉRIEURS ET ÉVOLUTION DES MACROPHYTES
5. BIOCONSTRUCTIONS DE *FICOPOMATUS ENIGMATICUS* (CASCAILS)
6. AUTRES RÉSEAUX
 - 6.1. RNO SÉDIMENTS
 - 6.2. RÉSEAU INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES (RINBIO)
7. CONCLUSION
8. RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

13. L'étang du Médard

1. Introduction
2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an
3. Diagnostic complet
 - 3.1. Sédiments
 - 3.2. Phytoplancton
 - 3.3. Macrophytes
 - 3.4. Macrofaune benthique
 - 3.5. Planche de diagnostic des résultats
4. Diagnostic de l'eau
5. Conclusion
6. Références bibliographiques

14. L'étang du Ponant

1. Introduction
2. Suivi mensuel de l'eau pendant un an
3. Diagnostic complet
 - 3.1. Sédiments
 - 3.2. Macrophytes
 - 3.3. Phytoplancton
 - 3.4. Macrofaune benthique
 - 3.5. Planche de diagnostic
4. Diagnostic de la colonne d'eau
5. Autres réseaux
 - 5.1. Réseau phytoplancton (REPHY)
 - 5.2. Réseau Intégrateur Biologiques (RINBIO)
6. Conclusion
7. Références bibliographiques

15. Impact des rejets de stations d'épuration sur les milieux lagunaires méditerranéens (première approche)

1. INTRODUCTION
2. Matériels et méthodes
 - 2.1. Sélection des lagunes
 - 2.2. Délimitation du bassin versant des lagunes
 - 2.3. Inventaire des populations
 - 2.4. Recensement des stations d'épuration et Système d'Informations Géographiques
 - 2.5. Estimations des apports d'azote et de phosphore
 - 2.6. Relations entre les mesures du RSL et les estimations des apports issus des rejets domestiques
3. Résultats et discussion
 - 3.1. Communes
 - 3.2. Populations
 - 3.3. Stations d'épuration
 - 3.4. Estimations des apports issus des stations d'épuration
 - 3.5. Relations apports du bassin versant/données du RSL



- 4. Conclusions et perspectives
- 5. Références bibliographiques

16. Evaluation de la réponse globale des sédiments dans les lagunes languedociennes à un bioessai : développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments.

- 1. **Introduction, problématique**
 - 1.1. Introduction.
 - 1.2. Risques de pollution par les sédiments
 - 1.3. Choix de la méthode de screening.
- 2. **Méthodologie.**
 - 2.1. Test écotoxicologique : principe du développement larvaire sur élutriat.
 - 2.2. Campagne de terrain.
 - 2.3. Test de développement larvaire
 - 2.4. Méthodes de traitement des données.
- 3. **Résultats**
 - 3.1. Etang de Canet St Nazaire
 - 3.2. Etang de Salses-Leucate
 - 3.3. Etang de La Palme
 - 3.4. Etangs de Bages-Sigean et de Campagnol.
 - 3.5. Etang de Thau
 - 3.6. Le complexe palavasien
 - 3.7. Etang de l'Or
 - 3.8. Etang du Ponant
- 4. **Conclusion**
- 5. **Perspectives**
- 6. **Références bibliographiques**

17. ANNEXES

- 1. Outil indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes493
- 2. Réseau national d'Observation (RNO).....501
- 3. Modélisation en milieu lagunaire503
- 4. Qualité microbiologique des coquillages513
- 5. Stations d'épuration du bassin versant de l'étang de Thau.....519
- 6. Résultats REPHY 2002 – Phycotoxines.....522

1. Outil indicateurs du niveau d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes

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 de 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 intègrent 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.

LE PHYTOPLANCTON

Le diagnostic du phytoplancton est obtenu à partir du comptage des cellules phytoplanctoniques sur deux gammes de taille : $> 2 \mu\text{m}$ et $< 2 \mu\text{m}$. 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 1. : Grille de diagnostic pour le phytoplancton.

		Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$< 2\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		20		50		100		500	
$> 2\mu\text{m}$	Cel/L 10^6		2		5		10		50	

L'état retenu est le plus déclassant de la grille.

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 2. : Grille de diagnostic pour les macrophytes.

ESPECES CLIMAX	DIVERSITE		
	Satisfaisante nb sp > 6	Réduite 3 < nb sp < 6	Très faible 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 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 (Tableau 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 3 : 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 nb sp > 6	Réduite 3 < nb sp < 6	Très faible 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.

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 4 : 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	Mauvais
		Présence	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre
		Prolifération		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 5 : 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 *Ficopotamus enigmaticus* qui se caractérise par la présence de cascails doit être indiquée.

LES SEDIMENTS

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 6 : 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 $0,8 \times N$ 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.

ÉTAT GENERAL 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 7 : Planche de diagnostic global de l'écosystème vis-à-vis de l'eutrophisation.

PLANCHE DE RESULTATS	
SEDIMENTS	<input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
PHOSPHORE SEDIMENTS	<input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
	PHYTOPLANCTON <input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
	MACROPHYTES <input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
	PROLIFERATIONS <input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
	POTENTIALITE BIOLOGIQUE MACROFAUNE <input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
ETAT GENERAL VIS-A-VIS DE L'EUTROPHISATION	<input style="width: 100px; height: 20px;" type="text"/>
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 le tableau 7) :

- le phosphore des sédiments
- le phytoplancton
- les macrophytes

GRILLE DE QUALITE 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 (Tableau 8).

Chaque grille conduit à un état général obtenu en retenant l'avant dernier état le plus déclassant.

Tableau 8 : Grille de lecture de l'eau utilisée dans le RSL.

Variable			Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$ \Delta \%O_2 \text{ SAT} $		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 :

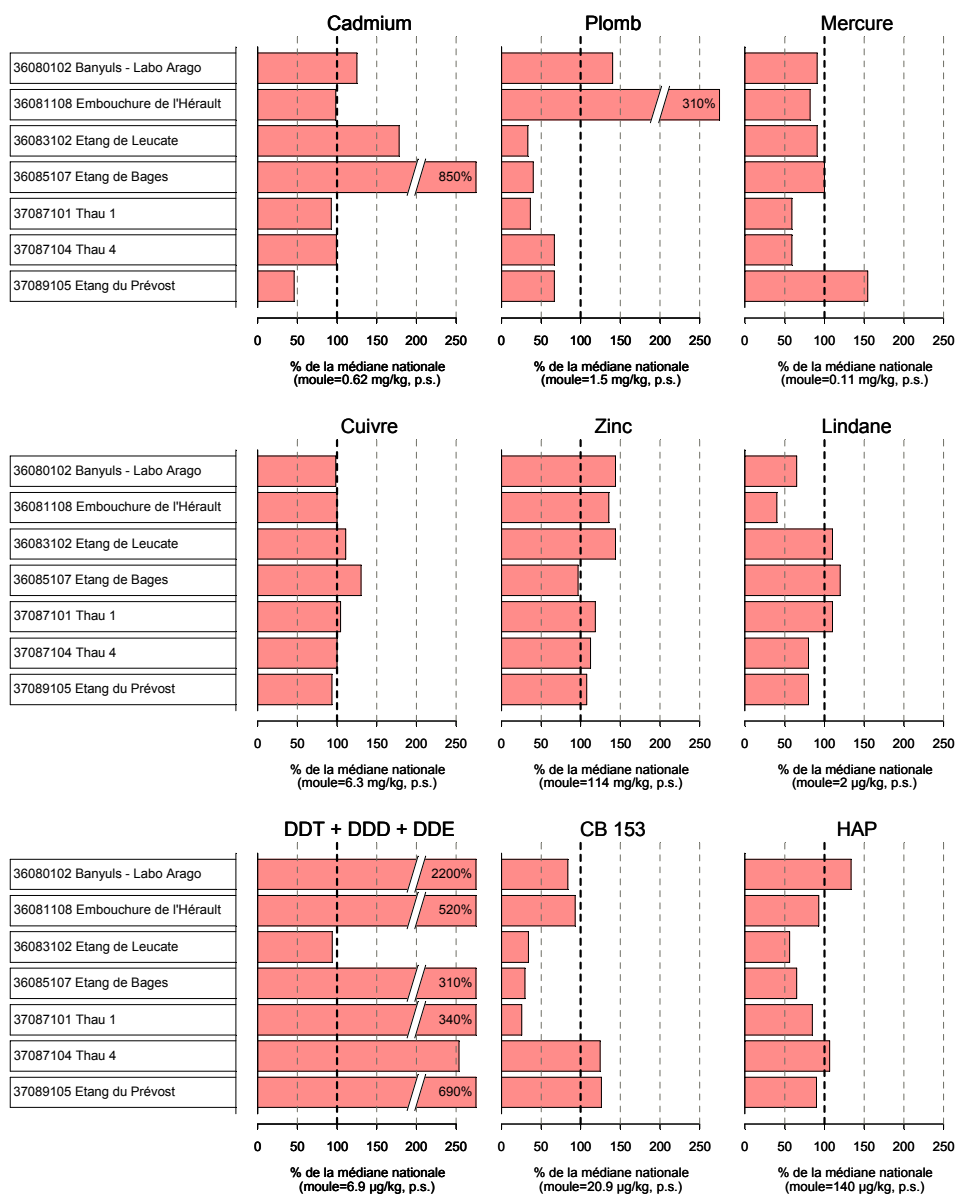
- $|\Delta \%O_2 \text{ SAT}|$: Ecart par rapport à 100% de saturation (sans unité)
- TUR : Turbidité (NTU)
- PO_4^{3-} : Concentration en phosphates (μM)
- NID : Concentration en azote inorganique dissous (μM)
- NITRI : Concentration en nitrites (μM)
- NITRA : Concentration en nitrates (μM)
- AMMO : Concentration en ammonium (μM)
- CHL-A : Concentration en chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$)
- Chlaphe : Concentration en chlorophylle-a + phéophytine-a ($\mu\text{g/l}$)
- NT : Concentration en azote total (μM)
- PT : Concentration en phosphore Total (μM)

2. Réseau national d'Observation (RNO)

RNO MATIERES VIVANTES

Résultats RNO

Comparaison des contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années



Source/Copyright RNO MEDD-Ifremer, banque Quadrige

RNO SEDIMENTS

Une évaluation simplifiée de la contamination des lagunes du Languedoc-Roussillon 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 retenus le mercure, en raison de son caractère toxique et de sa capacité à être biomagnifié dans les chaînes trophiques, le cadmium, élément toxique et bioaccumulable connu pour provenir de sources industrielles régionales. Bien qu'étant des oligoéléments, c'est-à-dire impliqués dans les processus biologiques mais toxiques à fortes doses, le cuivre et zinc méritent attention 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, représentatifs des hydrocarbures d'origine pyrolytique, dont le Benzo 3, 4 pyrène cancérigène notoire, complètent l'évaluation.

3. Modélisation en milieu lagunaire

INTRODUCTION

La gestion des écosystèmes marins nécessite une bonne connaissance de leur fonctionnement et par suite une capacité à prédire leur réponse à une perturbation donnée, que celle-ci soit d'origine climatique ou anthropique.

En particulier, la connaissance des courants marins qui représentent à la fois le vecteur des masses d'eau et de leur contenu, chimique ou biologique et le mécanisme de mélange de toutes ces substances constitue une information qu'il convient d'acquérir.

Différentes techniques existent qui permettent d'estimer les courants *in situ* (Mauvais *et al.*, 1989) :

- *mesures à l'aide de courantomètres*. Ces mesures fournissent des informations sur la variation des courants dans le temps, en un point fixe de la zone à étudier. De plus, ces appareils donnent généralement accès à la courantologie instantanée¹. L'extraction du champ de courant moyen nécessite un traitement statistique des données. Une bonne connaissance de la courantologie sur l'ensemble d'une zone impose donc de mouiller plusieurs appareils pendant des temps relativement longs.
- *suivi de flotteurs*. Le suivi de flotteurs met à jour des trajectoires. Toutefois, il est difficile de dissocier dans ces trajectoires la partie significative de la part aléatoire associée à des tourbillons locaux peu représentatifs de la circulation générale dans la zone. La mise en œuvre de ces techniques est également coûteuse et délicate (sensibilité des flotteurs au vent lui-même et non pas seulement aux courants engendrés par le vent...)
- *suivi de traceurs conservatifs*. Ces suivis peuvent donner accès aux mouvements de la masse d'eau sur des échelles de temps et d'espace significatives. Cependant, la description complète de ces panaches nécessitent la mise en œuvre de moyens très lourds et mal perçus par le public (lâchers de colorants, prélèvements, dosage...).

Une alternative à la mesure de ces courants est de les calculer. Les équations qui décrivent le mouvement d'un fluide et des constituants dissous qu'il contient sont connues². Toutefois, ces équations n'admettent pas de solutions analytiques c'est à dire de solutions continues dans l'espace et dans le temps. Leur résolution se fait en « découpant » le temps en une succession d'instant et l'espace en une succession de points. A un instant donné et en un point donné de l'espace, la solution dépend alors de la solution obtenue l'instant précédent en ce même point et aux points voisins : c'est la discrétisation.

Si une grille de calcul (succession de points) est définie au préalable sur le site à étudier, et si l'état initial du système est connu sur l'ensemble de cette grille, un modèle mathématique permet alors de calculer, à différents instants et pour l'ensemble des points de la grille les valeurs du courant, de la hauteur d'eau et des concentrations des paramètres dissous conservatifs.

¹ Courant instantané : composante moyenne représentant le déplacement net d'une particule d'eau + composante fluctuante due à la turbulence (Région Languedoc Roussillon, 2000).

² Les équations de Navier-Stokes et de conservation de la masse permettent, en théorie, de décrire et prédire à peu près tous les mouvements marins. Complétées par les équations « d'advection dispersion » elles permettent de rendre compte de la dispersion d'un élément dissous conservatif.

La résolution des équations du mouvement est cependant extrêmement complexe et le modèle développé est nécessairement basé sur des hypothèses simplificatrices : ces simplifications sont alors fonction du degré de précision que l'on souhaite obtenir dans la description des phénomènes étudiés ainsi que des échelles caractéristiques de temps et d'espace des contraintes extérieures qui génèrent le mouvement.

Ces simplifications imposent, en outre, de définir le champ d'application du modèle c'est-à-dire le contexte dans lequel le modèle reproduit la réalité avec une marge d'erreur acceptable. Ces phases préliminaires indispensables de calibration et validation nécessitent des mesures *in situ* (de courant ou de hauteur d'eau) afin de les confronter aux résultats des simulations.

Par suite, un modèle validé sur un site constitue un outil puissant d'aide à la gestion de ce milieu de par son caractère prédictif et la capacité qu'il offre de tester des propositions d'aménagement.

Le modèle mathématique MARS-3D, développé par l'Ifremer (DEL/AO), a été appliqué sur le site de l'étang de Thau dans le cadre du chantier « Lagunes Méditerranéennes » du Programme National d'Environnement Côtier. Son utilisation a contribué à affiner notre connaissance du fonctionnement de cet écosystème.

Dans le cadre du volet « Développement d'outils d'aide à la gestion » du Réseau de Suivi Lagunaire, un des objectifs est d'appliquer le modèle MARS 3D sur les lagunes de Salses-Leucate et de Bages-Sigean. Un modèle hydrodynamique devrait également être mis en place sur une zone allant du Vidourle à Frontignan afin de couvrir le complexe « étangs palavasiens-étang de l'Or-Canal du Rhône à Sète ».

DYNAMIQUE DES MASSES D'EAU EN MILIEU LAGUNAIRE

Les lois de la physique postulent qu'un système « au repos » ne quitte cette position d'équilibre stable que lorsqu'il subit des contraintes extérieures qui le mettent en mouvement. Ces contraintes extérieures sont appelées « forçages ». Ainsi, un système en mouvement ne pourra être modélisé que si les forçages qui gouvernent son évolution sont clairement identifiés et « mesurables ».

Hydrodynamique

La mise en mouvement des masses d'eau en milieu lagunaire résulte principalement du frottement exercé par le vent à la surface du plan d'eau et des variations du niveau en mer qui peuvent être considérées comme un forçage au niveau des graus.

Localement, les cours d'eau qui rejoignent la lagune modifient la dynamique dans la zone proche de leur embouchure.

A l'inverse, la dissipation d'énergie par frottement sur le fond de la lagune limite les mouvements de la masse d'eau.

Le vent

A l'intérieur de la lagune, le vent constitue le principal moteur de la dynamique des masses d'eau. Le frottement qu'il engendre à la surface du plan d'eau, met la couche superficielle en mouvement. Le frottement interne, résultant de ce

mouvement de la couche de surface, provoque le mouvement des couches sous-jacentes. Au large en milieu ouvert, l'épaisseur de la colonne d'eau impactée par le vent est de quelques dizaines de mètres. En zone fermée ou semi-fermée peu profonde, la topographie et la présence des côtes modifient de façon complexe cette circulation par les contraintes qu'elles imposent aux courants. Du fait de la présence des côtes, le transport d'une partie de la masse d'eau dans la direction du vent aboutit à un basculement du plan d'eau qui se traduit par une surcote au niveau de la rive sous le vent et une décote au niveau de la rive au vent. Des courants de retour au fond (opposés aux courants de surface) s'instaurent pour compenser le déficit ou l'apport d'eau près des côtes.

Dans des configurations de site simple, les équations du mouvement d'un fluide contraint uniquement par le vent admettent une solution analytique. A titre d'exemple, si l'on schématise la lagune de Salses-Leucate comme un bassin rectangulaire à fond plat (2,5 m de profondeur), un vent constant de secteur nord de 15 m/s génère une différence de niveau de 15 cm entre deux points distants³ de 10000 m, situés l'un au nord (décote), l'autre au sud (surcote).

Notion de fetch : on appelle fetch, la distance d'eau libre (de toute obstacle) sur laquelle souffle le vent. Dans l'exemple précédent, le fetch est de 10000 m. Plus cette distance est faible, moins l'impact du vent est important : pour une lagune dont le fetch est deux fois plus petit qu'à Leucate (5000 m), la différence de niveau entre les rives est également réduite de moitié (7.5 cm).

Variation du niveau en mer

Les différences de hauteur d'eau entre la mer et la lagune créent des échanges d'eau à travers les graus afin de compenser ces déséquilibres.

Marée

Le niveau de la mer oscille régulièrement sous l'action de l'onde de marée. En Méditerranée, même si le marnage ne dépasse pas 40 cm, son caractère permanent fait que ce forçage joue un rôle essentiel dans les échanges d'eau entre la mer et la lagune. Les graus, qui constituent des étranglements plus ou moins importants, amortissent l'onde de marée : l'influence de la marée dans la lagune est d'autant plus faible que l'on s'éloigne des graus.

Variation de pression atmosphérique

La pression atmosphérique, qui traduit le poids que l'air exerce sur le monde qui nous entoure, varie en permanence sous l'action de nombreuses contraintes et selon des lois complexes. Une hausse de la pression que l'air exerce sur la mer s'accompagne donc d'une baisse du niveau en mer (et favorise généralement du

³ Cette distance s'appelle le fetch. Cf. encart pour plus de détails.

beau temps) tandis qu'une baisse de pression (souvent associée à du mauvais temps) occasionne une augmentation du niveau de la mer.

Aux oscillations régulières dues à la marée se superposent donc le forçage induit par les variations irrégulières de la pression atmosphérique.

Vent

De même que dans la lagune, l'action du vent en mer induit, selon sa direction, des élévations ou des baisses de la hauteur d'eau à la côte.

Dans le Golfe du Lion, les vents dominants, de secteur Nord (Mistral) ou Nord-Ouest (Tramontane) ont une forte influence sur la circulation des masses d'eau (Millot, 1990). Après une journée de vent (Mistral ou Tramontane), les courants de surface sont dirigés vers le sud et transportent les eaux superficielles vers le large induisant ainsi un déficit d'eau sur la côte orientée « Est-Ouest » du Languedoc. A l'inverse, le long de la côte orientée « Sud-Nord » du Roussillon, les courants de surface transportent l'eau vers la côte.

Bilan

La marée et les variations de la pression atmosphérique sont des phénomènes barotropes, c'est à dire qu'ils agissent de manière uniforme sur l'ensemble de la colonne d'eau : le courant décroît de façon logarithmique de la surface vers le fond sans toutefois présenter d'inversion. En revanche, l'action du vent est plus complexe : il génère, au sein des couches horizontales, des cellules de circulation différentes entre la surface et le fond et mélange (donc homogénéise) la colonne d'eau : les lagunes peu profondes sont donc, en règle générale, des milieux rarement stratifiés.

Stratification ponctuelle

La stratification se traduit par la coexistence dans la colonne d'eau de couches superposées de densité différente qui ne se mélangent pas. Les eaux moins denses constituent la couche de surface, les eaux plus denses se retrouvant au fond. Cette différence de densité peut être due à une différence de salinité ou dans une moins mesure à une différence de température.

En milieu lagunaire, des stratifications halines ou thermiques peuvent exister temporairement et localement.

Lors de forts épisodes pluvieux, les apports importants d'eau douce en provenance du bassin versant peuvent générer localement et temporairement une stratification haline : les eaux douces, moins denses, restent en surface et sont transportées dans la lagune (sous l'effet de la dynamique de l'apport lui-même) : le mélange avec la couche d'eau salée sous-jacente est alors fortement limité.

De même, l'été en l'absence de vent, dans les lagunes profondes (telle que Thau), une stratification thermique peut s'installer (Souchu *et al.*, 1998) : les eaux de surface se réchauffent sous l'effet du soleil créant ainsi une différence de température avec les eaux de fond qui peut atteindre 5°C (Région Languedoc Roussillon, 2000).

Dispersion d'éléments dissous

Un élément dissous dans le milieu subit les mêmes processus de transport et de dispersion que la masse d'eau qui le contient. Le forçage qu'il convient alors de maîtriser est la répartition dans l'espace et dans le temps des flux entrants. Si cet élément n'est pas conservatif, les processus de croissance ou de dégradation

chimique ou biologique doivent être identifiés. Il en est de même des contraintes extérieures qui forcent ces processus (tel que l'éclairement sur la production phytoplanctonique, ou la lyse bactérienne).

MODELE D'ECOSYSTEME LAGUNAIRE

Depuis une vingtaine d'années, différents modèles hydrodynamiques ont été appliqués sur différentes lagunes du Languedoc-Roussillon (Thau (Millet, 1989), les étangs palavasiens, (BCEOM, 1990 ; Millet, Guelorget, 1994 ; Menesguen, 1999), Bages-Sigean (Anonyme, 1997)). La présentation qui suit concerne le modèle hydrodynamique MARS 3D (Lazure, 1992) qui, depuis une dizaine d'années, est appliqué, perfectionné et développé dans une optique d'aide à la gestion, sur le site de Thau. L'application de ce même outil sur la lagune de Salses-Leucate a fait l'objet d'un stage de DEA (Cesmat, 2002) (cf. chap. 3.6), son « installation » sur la lagune de Bages-Sigean est en cours dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (cf. chap. 5.5).

Modèle hydrodynamique : MARS-3D

Description sommaire

Ce modèle, à surface libre⁴, calcule les variations dans le temps et dans l'espace selon une grille horizontale régulière et un nombre constant de niveaux sur la verticale⁵ des paramètres suivants :

- les composantes du courant suivant les trois directions et les composantes moyennes sur la verticale,
- la température, la salinité ainsi que la concentration en tout autre élément dissous conservatif
- les coefficients de mélange.

Application sur la lagune de Thau

L'étang de Thau, d'une superficie de 7500 ha et d'une profondeur moyenne de 4 m (10 m au maximum), est découpé suivant une grille horizontale de 400 m de côté et 10 niveaux sur la verticale. Selon la nature du problème traité, les simulations peuvent s'étendre de la semaine à l'année (avec un pas de temps de calcul pouvant aller jusqu'à 5 mn).

⁴ La définition de la grille de calcul suivant la verticale permet de reproduire les variations de la hauteur d'eau.

⁵ Des techniques de calcul permettent de rendre compte à la fois de la topographie des fonds et des variations de la hauteur d'eau tout en gardant un nombre constant de niveaux sur la verticale.

Ce modèle a en particulier permis de mettre en évidence différents phénomènes :

- les échanges avec la mer par les canaux de Sète sont le résultat de la superposition du signal de marée, haute fréquence et du signal plus basse fréquence lié aux variations de la pression atmosphérique. Le forçage dû à l'action du vent en mer peut, en première approximation pour la lagune de Thau, être négligé.
- le vent constitue le principal moteur de la dynamique des masses d'eau et peut engendrer des inversions de courant entre la surface et le fond : cette inversion des courants a été confirmée par des mesures réalisées avec un courantomètre Doppler.
- le transport de paramètres dissous est gouverné par le champ de vitesse moyen sur la verticale, et non pas par les champs locaux.
- les apports importants en période de crue induisent des fortes stratifications dans la lagune, à l'embouchure des cours d'eau (entre les couches d'eau de densité différente), qui augmentent encore la dynamique du jet et induisent des transports de surface rapides.

Modules biologiques

Afin d'étudier les principaux phénomènes auxquels un écosystème lagunaire peut être soumis, ce modèle hydrodynamique a été couplé⁶ à différents modules biologiques et chimiques. Les processus suivants ont été modélisés :

- la consommation de l'oxygène en milieu lagunaire, afin de reproduire l'extension des crises anoxiques auxquelles la lagune de Thau est régulièrement confrontée et de tester des propositions visant à limiter l'impact de ces malaïgues (Chapelle *et al.*, 2001).
- la croissance des macrophytes qui pourra permettre de compléter le modèle précédent en simulant la phase de « démarrage » des malaïgues (Plus, 2001).
- la croissance du phytoplancton (production primaire nouvelle lors d'épisode de crue) (Chapelle *et al.*, 2000).

Ces outils, dont la vocation initiale était de satisfaire à des objectifs de recherche ont, pour certains, atteint un degré de maturité qui permet d'envisager leur utilisation en terme d'applications opérationnelles (évolution des « malaïgues », transport d'élément dissous (cf. chap 9.7.4)).

D'autres sont en cours de développement. En particulier, un modèle de survie des entérobactéries en milieu saumâtre (Martin *et al.*, 1998) est également couplé au modèle hydrodynamique afin d'étudier le devenir des micro-organismes d'intérêt sanitaire dans les eaux de l'étang et la contamination des coquillages en élevage.

Devenir des microorganismes d'intérêt sanitaire en milieu lagunaire

Les entérobactéries d'origine tellurique parviennent à l'étang suite à des apports ponctuels ou diffus. Lors de leur entrée dans la lagune, ces entérobactéries sont soumises à divers stress environnementaux qui peuvent s'avérer défavorables à leur survie dans le milieu.

Le modèle suppose que les bactéries viables cultivables (BVC) peuvent évoluer vers un état physiologique viable mais non cultivable⁷ (BVNC), lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables (déficit en nutriments, gradient de salinité, augmentation du rayonnement solaire...).

⁶ Dans le cadre du chantier « Lagunes Méditerranéennes » du PNEC.

⁷ Les bactéries viables non cultivables (BVNC) présentent toujours une activité respiratoire et garde l'intégrité de leur cellule mais ne forment plus de colonies.

La présence de zones conchylicoles fait que trois environnements distincts sont considérés : la colonne d'eau, les sédiments et les filtreurs. Cependant, la prise en compte des compartiments « Coquillages » et « sédiments » dans l'étang de Thau n'a fait l'objet d'aucune calibration *in situ*. Certains des paramètres du module d'écophysiologie des filtreurs sont principalement issus de la bibliographie et n'ont pu être mesurés à Thau. Ce modèle « complet » doit être calibré et validé : à l'heure actuelle son utilisation en tant qu'outil d'aide à gestion n'est donc pas envisageable. Toutefois, le modèle de survie des entérobactéries **dans la colonne d'eau** ayant été validé (Martin, 1998), cette version « simplifiée » couplée au modèle hydrodynamique a pu être utilisée pour étudier l'impact des rejets des stations d'épuration du bassin versant de Thau (cf. chap. 9.5.2).

DONNEES DE FORÇAGE DU MODELE MARS 3D

Bathymétrie

Comme cela a déjà été signalé, la présence des côtes et plus généralement les variations de la topographie des fonds modifient la direction et l'intensité des courants. Une connaissance suffisamment fine (adaptée à la taille de la grille de calcul) de la bathymétrie est donc indispensable à l'application d'un modèle hydrodynamique sur un site.

Les données bathymétriques qui sont à la base du modèle de l'étang de Thau ont été acquises entre 1984 et 1987 (source inconnue).

Vent

La prise en compte du forçage par le vent à l'interface air-eau se fait en calculant la tension de cisaillement (le frottement) que celui-ci exerce sur la surface de la lagune. Cette force externe, qui est fonction de l'intensité et de la direction du vent, est donc imposée en chaque maille de la couche de surface. Ce forçage peut, de même que dans la réalité, varier dans l'espace et dans le temps.

Les données de vent disponibles sont celles enregistrées par Météo France à un pas de temps tri-horaire en différentes stations. Les stations météorologiques qui intéressent les lagunes du Languedoc-Roussillon, se situent à Fréjorgues, Sète, Leucate, Narbonne, Perpignan.

En milieu lagunaire, compte tenu des superficies qui sont en jeu, on peut supposer en première approximation que le vent est homogène sur l'ensemble de la lagune. Cependant, certaines analyses fines de processus (cas de l'*Alexandrium* à Thau, cf chap. 9.6.2) peuvent nécessiter de disposer de données de vent à une échelle locale. L'acquisition de mesures complémentaires *in situ* s'avère alors nécessaire. Par ailleurs, l'altitude à laquelle les mesures sont effectuées (le sémaphore de Sète est à plusieurs dizaines de mètres d'altitude), la distance qui sépare une lagune de la station météorologique la plus proche, sont autant

d'imprécisions sur ce forçage par le vent. Le niveau de représentativité des données de vent choisies pour un site fixe donc les limites de validité du modèle.

La prise en compte du forçage par le vent sur une lagune nécessite des séries de mesures de vent (intensité et direction) pour lesquelles il convient de vérifier qu'elles sont suffisamment représentatives du site étudié.

Niveau en mer

Le forçage induit par les variations du niveau en mer est pris en compte dans le modèle en imposant, à chaque pas de temps de calcul, la hauteur d'eau dans la (ou les) maille(s) correspondant aux limites ouvertes du domaine. Cette contrainte qui fixe la valeur d'une (ou plusieurs) variable(s) simulée(s) par le modèle dans une (ou plusieurs) maille(s) de la grille de calcul est appelée condition aux limites.

Dans les modèles lagunaires, la limite ouverte est généralement représentée par une maille unique qui correspond à l'ouverture du grau sur la mer. Dans le cas de Leucate, où les échanges avec la mer se font par trois graus, les limites ouvertes sont au nombre de trois.

Dans le cas de Thau, les échanges par le grau de Pisses-Saume, très faibles, ne sont pas pris en compte.

La condition aux limites imposée sur la hauteur d'eau est donc définie en fonction des principaux forçages décrits précédemment.

A l'heure actuelle, les variations des hauteurs d'eau à la côte sous l'action du vent ne sont pas prises en compte dans le modèle faute de données disponibles.

Marée

La prise en compte du forçage par la marée en condition aux limites est relativement aisée à mettre en œuvre dans le modèle. En effet, la marée est un phénomène totalement déterministe dont les lois sont connues : le signal de marée peut donc être prédit et simulé à partir de la « reconstruction » de ses principales harmoniques (les composantes lunaires et solaires semi-diurnes).

Les composantes harmoniques de la marée sont fournies par le SHOM⁸ en différents points des côtes françaises. Le signal recalculé à Banyuls a été choisi pour forcer les modèles de Salses-Leucate et Bages-Sigean. Le modèle de Thau a été calibré avec les composantes calculées à Marseille.

Ce signal de marée permet de fixer la hauteur d'eau, à chaque pas de temps de calcul, dans la (ou les) maille(s) de la grille correspondant aux graus.

Pression atmosphérique

De même que pour la marée, l'effet des variations de la pression atmosphérique sur le niveau marin est connu : schématiquement, on admet qu'une augmentation de 1 millibar engendre une baisse du niveau marin de 1 cm.

Les données de pression atmosphérique fournies par Météo France, au pas de temps de trois heures, sont traduites en hauteur d'eau. Ce signal, interpolé au pas de temps de calcul, se superpose à celui de la marée en condition aux limites.

La prise en compte du forçage par les variations du niveau d'eau en mer nécessite des mesures de la pression atmosphérique dont le pas de temps et la localisation spatiale sont suffisamment représentatifs de la réalité.

⁸ Les prédictions de la marée sont disponibles sur le site du SHOM : <http://www.shom.fr>

Apports d'éléments dissous à la lagune

Les entrées d'éléments dissous biologiques ou chimiques se font principalement par les cours d'eau et par les graus.

Apports par la mer

Les apports en éléments dissous au niveau des graus sont assujettis aux phases de courants entrants. La prise en compte de ces apports se fait alors en imposant, en période de courant entrant uniquement, une condition à la limite au niveau de la communication avec la mer, sur la concentration de l'élément dissous. Le flux entrant est alors calculé en fonction de cette concentration imposée, de la vitesse simulée et de la section connue du grau.

Flux en provenance du bassin versant

Les apports en éléments dissous par le bassin versant sont pris en compte de façon similaire, si ce n'est que les débits des cours d'eau constituent un forçage supplémentaire qu'il convient de simuler.

La maille correspondant à l'embouchure du cours d'eau est alors considérée comme une limite ouverte supplémentaire dans le domaine de calcul. Les débits du cours d'eau sont traduits en terme de quantité d'eau supplémentaire apportée dans la maille et par suite en condition aux limites sur la hauteur d'eau. De même la concentration en élément dissous est imposée en condition aux limites dans cette même maille.

La prise en compte des apports en éléments dissous par les cours d'eau nécessite des mesures de débits des cours d'eau et de concentrations de l'élément dissous. Le pas de temps doit être suffisamment représentatif de la réalité. Les apports via les graus nécessitent de disposer de mesures de concentrations de l'élément dissous.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anonyme, 1997. Etude des impacts du projet d'enlèvement des ouvrages du barrage à vannes. BRL pour la commune de Port-La-Nouvelle, Programme Life, 84 p + ann.

BCEOM, 1990. Etude par modélisation mathématique de l'hydrodynamique et du mouvement de la pollution, Etangs de l'Arnel, du Prévost, du Grec et de Méjean-Pérols. Etude pour SIVOM Méjean, Lattes-Palavas. 40 p. + ann.

Cesmat L., 2002. Application du modèle MARS 3D sur la lagune de Salses-Leucate. Rapport DEA, Université de la Méditerranée, Marseille. 36p.

Chapelle A., Ménesguen A., Desous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling the nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of the oysters cultivation and inputs from the watershed. *Ecol. Model.* 127, 161-181.

Chapelle A., Lazure P., Souchu P., 2001. Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France). *Oceanol. Acta* 24, 87-97.

Fiandrino A., Martin Y., Got P., Bonnefont J.L., Troussellier M., 2002. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs: simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Research sous presse*.

Lazure P., 1992. Etude de la dynamique de l'étang de Thau par un modèle numérique tridimensionnel. *Vie et Milieu* 42, 137-145.

Martin Y., Troussellier M. and Bonnefont J.L. (1998) Adaptive response of *E. coli* to marine environmental stresses: a modelling approach based on viability and dormancy concepts. *Oceanol. Acta* 21, 951-964.

Mauvais J.L., Salomon J.C., Lazure P., Breton M., 1989. Modèles de courant en zone côtière. Un outil indispensable pour l'aide à la décision de l'aménageur. *Equinoxe*, 27, 4-13.

Ménesguen A., 1999. L'utilisation des modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises. Actes du Colloque « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Ispiaia-Zoopôle, Saint-Brieuc-Ploufragan, 23-24 septembre 1999, Eds. Ifremer, 31-48.

Millet B., 1989. Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau) *Oceanol. Acta* 12, 37-46.

Millet B., Gueloget O., 1994. Spatial and seasonal variability in the relationship between benthic community and physical environment in a lagoon ecosystem. *Marine ecology*, 108 (2), 161-174.

Millot, 1990. The Gulf of Lions' hydrodynamics. *Continental Shelf Research*, 10 (9-11), 885-894.

Plus M., 2001. Etude et modélisation des populations de macrophytes dans la lagune de Thau (Hérault, France). Thèse de l'Université de Paris VI, 369 pp.

Région Languedoc-Roussillon, 2000. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. Les eaux. Document pour le programme européen Life. 1, 188 p.

Souchu P., Gasc A., Vaquer A., Collos Y., Tournier H. and Deslous-Paoli J.M., 1998. Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a mediterranean lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 164:135-146.

4. Qualité microbiologique des coquillages

Les premiers contrôles sanitaires des coquillages ont été mis en place en France au début du siècle à la suite de graves épidémies attribuées à la consommation d'huîtres, puis étendues aux centres d'expédition et à l'ensemble des zones de production. Les directives européennes (79/923/CEE) du 30 octobre 1979 et (91/492/CEE) du 15 juillet 1991 ont imposé la mise en place d'un système de surveillance périodique des zones de production et de classement de ces zones en fonction de critères de qualité, notamment microbiologiques.

L'Ifremer est chargé d'apporter son concours à l'Etat et aux autres personnes morales de droit public pour le contrôle de la qualité des produits de la mer et du milieu marin (Décret du 5 juin 1984 modifié). Il apporte son concours, en particulier, à la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (Sous-Direction de l'Aquaculture) pour élaborer la réglementation relative au suivi de la salubrité des zones de production de coquillages conchylicoles, et veiller à son application (Arrêté du 2 juillet 1999).

Le classement de salubrité des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants est prononcé par le Préfet sur proposition du Directeur Départemental des Affaires Maritimes. Celui-ci fait appel à l'appui scientifique et technique de l'Ifremer pour faire les propositions qui lui incombent et exercer la surveillance permanente des zones en vue du contrôle de la qualité des coquillages.

Dans cette perspective, le REMI, **réseau de contrôle microbiologique** des zones de production conchylicoles, a été mis en place par l'Ifremer en 1989, puis révisé en 1997, en vue de préparer les propositions de classement des zones et d'effectuer la surveillance sanitaire des dites zones dans les conditions prévues par la réglementation. Il comprend un dispositif de surveillance régulière et un dispositif d'alerte.

INDICATEUR DE CONTAMINATION FECALE, EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE, METHODES D'ANALYSES.

Indicateur de contamination fécale et évaluation du risque sanitaire

Du fait de la présence très irrégulière et de la multitude des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires) dans les eaux littorales, et de l'absence de technique de routine pour la recherche de virus et de la fixation de normes virologiques, le contrôle sanitaire est actuellement basé sur le dénombrement, dans les échantillons de coquillages, d'*Escherichia coli* (*E.coli*), bactéries indicatrices de contamination fécale. La quasi-totalité des microorganismes pathogènes identifiés dans les eaux littorales sont de provenance fécale, humaine ou animale, et sont accompagnés d'*E.coli* en grande abondance, et spécifiques des matières fécales.

Par leur présence, ces témoins de contamination fécale indiquent la probabilité, mais non la certitude, d'une contamination par des pathogènes de même origine car la présence et le nombre des pathogènes dépendent de l'état de santé de la population responsable de la pollution fécale. A l'inverse, l'absence de témoin

n'est pas une preuve de l'absence de risque sanitaire car certains microorganismes pathogènes, en particulier les virus, peuvent survivre plus longtemps qu'*E.coli* dans les eaux littorales et les coquillages.

En pratique, le niveau du risque sanitaire est évalué en fonction de l'importance de la pollution d'origine fécale, c'est-à-dire de l'abondance des témoins (*E. coli*). La réglementation a ainsi défini 4 catégories (A, B, C, D) par ordre décroissant de salubrité, pour classer les zones de production de coquillages.

Méthodes d'analyse

La norme NF V08-600, d'octobre 2000, pour le dénombrement des *E.coli* présumés dans les coquillages vivants, par la technique du nombre le plus probable à 5 tubes et 3 dilutions, est adoptée comme méthode de référence pour la surveillance, en application de la directive 91/492/CEE du 15 juillet 1995 modifiée par la directive 97/61 du 20 novembre 1997.

La norme V08-106, de janvier 2002, pour le dénombrement des *E.coli* présumés dans les coquillages vivants par impédancemétrie directe est la technique de routine utilisée pour la surveillance dans les laboratoires côtiers DEL de l'Ifremer en tant que méthode équivalente en niveau de précision à la méthode de référence en application à la directive citée ci-dessus. La technique impédancemétrique a pour avantage une plus grande efficacité de la surveillance sanitaire en permettant le déclenchement du dispositif d'alerte sous 48 heures au lieu d'environ une semaine pour la méthode de référence.

Les résultats de la surveillance de la contamination des coquillages sont exprimés par le nombre d'*Escherichia coli* présumés dans 100 g de chair de coquillage et de liquide inter valvaire.

Classement de zones

Les zones de production professionnelle sont classées selon les résultats d'une étude sanitaire préalable, dite **Etude de zone**. Le Directeur Départemental des Affaires Maritimes est le maître d'œuvre de la procédure administrative de classement de salubrité (selon les termes de l'arrêté du 21 mai 1999). Il réalise le dossier de demande d'étude et le confie au laboratoire côtier DEL d'Ifremer, maître d'œuvre de la réalisation de l'étude.

Un rapport d'étude de zone rédigé par l'Ifremer a pour objet de définir le niveau de qualité microbiologique de la zone étudiée en vue de son classement et de proposer le ou les points de prélèvement qui seront intégrés au réseau de contrôle REMI, ainsi que la fréquence de surveillance appliquée à l'ensemble des points de la zone.

Le principe du classement des zones de production repose sur des critères chimiques, phytoplanctoniques et microbiologiques.

Les critères microbiologiques sont les suivants :

E.coli (EC) / 100 g de CLI ⁹	Zones	Exploitation	
	Classement	Elevage	Pêche professionnelle
Au moins 90 % résultats < 230 EC et aucun > 1000 EC	A	Autorisé (consommation directe)	Autorisée (consommation directe)
Au moins 90 % résultats < 4600 EC et aucun > 46000 EC	B	Autorisé (purification ou reparcage)	Autorisée (purification ou reparcage)
Au moins 90 % résultats < 46000 EC	C	Interdit (sauf dérogation)	Autorisée (reparcage longue durée 2 mois mini associé ou non à une purification)
Non A, non B et non C	D	Interdit	Interdit

Au 1er janvier 2003, le littoral français comporte 488 zones de production classées, dont 141 en A, 197 en B, 46 en C et 94 dont le classement est encore provisoire.

LE RESEAU DE CONTROLE MICROBIOLOGIQUE REMI

Le dispositif de surveillance régulière

Le dispositif de surveillance régulière vérifie que le niveau de contamination microbiologique de chaque zone de production reste conforme au classement défini dans les arrêtés préfectoraux et dépiste d'éventuels épisodes de contamination.

Il s'appuie sur un réseau de points de prélèvements pérennes représentatifs des zones de production classées de qualité A, B, et C et des zones de production de reparcage situées en milieu ouvert sans possibilité de maîtrise de la qualité de l'eau de mer. Les zones D ne font pas l'objet d'une surveillance régulière.

En 2003, le REMI a défini au total 388 points de prélèvement.

⁹ CLI = Chair et Liquide Intervalvaire

Les zones étant réputées homogènes sur le plan sanitaire, en règle générale un seul point de prélèvement est défini pour représenter une zone de petite dimension. Ce point de prélèvement est placé de telle sorte qu'il permette aussi la mise en œuvre du dispositif d'alerte dès que nécessaire, il est donc situé dans un secteur exposé à un risque d'insalubrité dû à un éventuel apport contaminant.

Afin d'avoir une compatibilité maximale entre les résultats d'analyses des coquillages d'une même zone, les séries de prélèvements sont systématiquement effectuées dans les mêmes conditions tout au long de l'année, aux périodes où l'usage professionnel maximum est possible.

La fréquence de prélèvement mensuelle, bimestrielle ou trimestrielle des coquillages est adaptée au classement sanitaire (A, B, ou C) de la zone et aux risques de dégradation épisodiques de la qualité bactériologique de la zone, c'est à dire au caractère plus ou moins stable de la contamination bactériologique :

- les zones A, non exposées à un risque de dégradation en B, et les zones C stables, dont les coquillages nécessitent le reparcage de longue durée en zone "propre" ou un traitement thermique approuvé par la Commission européenne en vue de la mise sur le marché après transformation, sont surveillées à une fréquence trimestrielle,
- les zones B, non exposées à un risque de dégradation en C, sont surveillées à une fréquence bimestrielle
- les zones A, B et C présentant un risque de dégradation de la qualité bactériologique et les zones B et C présentant une amélioration telle qu'elles seraient reclassées respectivement en A ou B, font l'objet d'une surveillance mensuelle.

Dispositif de surveillance renforcée en alerte

Le dispositif de surveillance renforcée, dénommé alerte, a pour objet le suivi des épisodes inhabituels de contamination ou de risque de contamination.

Il est déclenché par:

- un dépassement ou risque de dépassement des normes définissant les classes de qualité, détecté dans le cadre de la surveillance régulière,
- un risque de contamination (rejet polluant, incident sur un réseau d'assainissement, événements météorologiques),
- une épidémie constatée ou présumée d'origine coquillière.

En pratique, l'alerte se traduit essentiellement par l'augmentation de la fréquence de prélèvement de la zone de production concernée. Cette fréquence est hebdomadaire, jusqu'à disparition du phénomène de pollution ayant entraîné le déclenchement du dispositif d'alerte (obtention de deux séries consécutives de résultats compris dans les intervalles correspondant à la classe de la qualité de la zone classée).

L'efficacité du dispositif d'alerte peut être significativement améliorée par des informations préventives transmises par les partenaires des services administratifs intervenant sur le littoral ainsi que par les professionnels de la conchyliculture.

Les résultats du dispositif d'alerte REMI sont transmis, dans les plus brefs délais à l'Administration, afin qu'elle décide des mesures réglementaires en vue de la protection de la santé des consommateurs

Références bibliographiques

- Arrêté du 21 mai 1999 relatif au classement de la salubrité et de la surveillance des zones de production et des zones de repaquage des coquillages vivants. 10 juin 1999. Textes généraux. Ministère de l'agriculture et de la pêche. *Légifrance. Journal officiel*, n° 132, p 8508.
- Décret n° 84-428 du 5 juin 1984 relatif à la création, à l'organisation et au fonctionnement de l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (*J.O de la République française du 8 juin 1984*) modifié par le décret n° 2002-380 du 14 mars 2002. *J.O de la République française du 21 mars 2002*.
- Directive n° 79/923 du 30 octobre 1979 du Conseil des Communautés européennes relative à la qualité des eaux conchylicoles. *J.O.C.E., N° L 281 du 10 novembre 1979*.
- Directive n° 91/492/CEE du 15 juillet 1991 du Conseil des Communautés européennes fixant les règles sanitaires régissant la production et la mise sur le marché des mollusques bivalves vivants (*J.O.C.E., N° L 268 du 24 septembre 1991*), modifiée par la directive 97/61 du 20 novembre 1997. *J.O.C.E., N° L 295 du 29 octobre 1997*
- NF V08-106. janvier 2002. Microbiologie des aliments. Dénombrement des *Escherichia coli* présumés dans les coquillages vivants. Technique indirecte par impédancemétrie directe. *AFNOR*
- NF V08-600. octobre 2000. Microbiologie des aliments. Dénombrement des *Escherichia coli* présumés dans les coquillages vivants. Technique du nombre le plus probable. *AFNOR*.

5. Stations d'épuration du bassin versant de l'étang de Thau

Station d'épuration de MONTAGNAC

Située à l'ouest de la commune, la station d'épuration de Montagnac d'une capacité de 5000 EH est de type boues activées, aération prolongée. Le taux de desserte du réseau d'assainissement communal est de 96%. De nombreux dysfonctionnements sur l'ensemble de ce réseau ont été mis en évidence (diagnostic établi par BCEOM).

Le milieu récepteur des rejets de la station est l'Ensigaud, à 1,6 km en amont de la confluence avec l'Hérault.

Lagunage du DOMAINE DE BESSILLES (capacité épuratoire 600 EH)

Le domaine de Bessiles est situé sur la commune de Montagnac, il possède son propre réseau de collecte et de traitement des eaux usées de type lagunage. La population domestique raccordée, essentiellement estivale (camping, village de vacances), est estimée de 500 à 600 EH.

Le milieu récepteur des rejets de la station est le Negues Vacques (5,5 km en amont de l'exutoire dans le bassin de Thau).

Lagunage de MEZE

La station d'épuration de Mèze est un lagunage d'une capacité épuratoire de 23000 EH, auquel sont raccordés 100% de la population de Loupian et 90% de la population de Mèze. En période estivale la population de Loupian est estimée à 1120.

Les rejets de la station effectuent un trajet de 360 m dans la roubine avant de se déverser dans la crique de la Conque (étang de Thau).

En 2015, le lagunage devrait dépasser de 1000 EH sa capacité épuratoire en période estivale.

Lagunage de VILLEVEYRAC

La station de Villeveyrac est un lagunage d'une capacité de 2500 EH, auquel est raccordé 82% de la population de la commune. La population non raccordée, en assainissement autonome est estimée à 400 EH.

Les rejets de la station transitent 10 km dans différents ruisseaux avant de se déverser via Le Pallas dans l'étang de Thau.

En 2003, la population estivale estimée est d'environ 3200 habitants, la capacité épuratoire du lagunage en été est dépassée.

Station d'épuration de COURNONSEC

De type boues activées, aération prolongée, la station d'épuration de Cournonsec est située en bordure est du bassin versant de l'étang de Thau. Sa capacité

épuration est de 1500 EH, elle traite les eaux usées de 80% de la population de la commune de Cournonsec.

Les effluents de la station se déversent, via des fossés de colature, dans la rivière de la Vène, en amont de Montbazin, 11 km avant son exutoire dans la zone humide de la crique de l'Angle.

Cette station d'épuration est sous-dimensionnée, en 2002 elle recevait les affluents d'environ 1800 habitants (population permanente).

Station de Marsillan des Pradels

La station d'épuration des Pradels est un lagunage d'une capacité de 17 000 EH. Elle reçoit les effluents de Marseillan Plage ainsi que 90% des effluents produits par la population de Marseillan ville dont 50% ont déjà subi un traitement dans le lagunage des Onglous.

Un canal de circonvallation reçoit les rejets du lagunage, il se prolonge vers Sète sur une longueur de 7 km. L'exutoire du canal est constitué par une petite dépression dans les anciens salins de Villeroy, un dispositif de pompage permet de renvoyer les eaux vers l'étang lors de surplus exceptionnels. Les eaux qui s'écoulent dans le canal en aval de la vanne s'insinuent à travers un réseau hydrographique dense qui traverse le domaine de Listel.

En période estivale, les stations de Marseillan sont en surcharge, la population estivale en 2003 étant estimée à 50 700 habitants.

Station de Marseillan Plage Onglous

La station d'épuration des Onglous est un lagunage d'une capacité de 7000 EH. Il reçoit 50% des eaux usées de la population raccordée de Marseillan ville (taux de raccordement de 90%). Les effluents épurés sont dirigés vers une bache de stockage où ils sont mélangés avec l'autre partie des eaux usées de la population de Marseillan ville avant d'être dirigés vers la station des Pradels.

La station d'épuration Pinet-Pomerols

La station d'épuration Pinets Pomerols est un lagunage d'une capacité épuration de 4700 EH. Il est situé au sud est de la commune de Pinet et traite les eaux usées de la totalité de la population de la commune de Pomerols ainsi que celles de 97% de la population de Pinet.

La station rejette les eaux traitées dans la Font Française qui conflue avec le ruisseau du Soupié, 2,3 km en amont de son exutoire dans l'étang de Thau.

En 2003, la population estivale sera d'environ 5200 habitants, ce qui représente une charge supérieure à la capacité de la station.

La station de Montbazin

La station de Montbazin est un lagunage d'une capacité épuratoire de 2300 EH. Elle reçoit les effluents de la population raccordée, de la commune de Montbazin, au réseau collectif (taux estimé à 93% selon la moyenne départementale)

Les rejets de la station s'effectuent directement dans le lit de la Vène, ils sont busés sur un tronçon contournant le captage d'Issanka. La Vène rejoint l'étang de Thau au sud de la zone humide de la crique de l'Angle.

La station de Gigean

La capacité du lagunage de Gigean est estimée à 6000 EH.

Les eaux traitées empruntent un tronçon busé situé à l'aval d'Issanka, puis se déversent dans la Vène.

Station de Poussan-Bouzigues

Le lagunage de Poussan-Bouzigues traite la totalité des eaux usées de la population des communes de Poussan et de Bouzigues. Elle est située au nord est de la crique de l'Angle. Sa capacité épuratoire est de 6700 EH depuis son extension en 1994.

Les eaux traitées transitent sur 800 m dans le ruisseau de la Lauze, situé dans la zone marécageuse du Marais des Moulières, dont le point de déversement dans l'étang est la crique de l'Angle.











La population estivale des communes de Poussan-Bouzigues en 2003 est estimée à plus de 7800 habitants, ce qui est supérieur à la capacité épuratoire de la station. Jusqu'en 2015, la station devrait traiter la population permanente sans voir sa capacité épuratoire dépassée.

6. Résultats REPHY 2002 – Phycotoxines



pas
d'informationtoxine non
détectéetoxine
présente

toxicité

DSP : Toxicité diarrhéique liée au *Dinophysis*

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
3608300 2	Parc Leucate 2													
3608300 2	Parc Leucate 2													
3608301 0	Salses-Leucate													
3608301 0	Salses-Leucate													
3608301 3	Coudalère													
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708800 1	Les Aresquiers													
3708800 2	Marseillan plage													
3708801 3	Espiguette													
3708900 3	Ingril sud													

PSP : Toxicité paralysante liée à *Alexandrium*

Point	Nom du point	Support	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708700 1	Bouzigues (a)													
3708700 3	Marseillan (a)	