

Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (LEMAR)

UMR 6539 CNRS/UBO/IRD/Ifremer

E. Fleury, S. Petton, V. Le Roy, T. Gromberg, I. Queau, C. Corporeau, B. Petton, S. Pouvreau

Laboratoire de Génétique et Pathologie des Mollusques Marins - LGPMM

A. Benabdelmouna, C. Ledu

Laboratoire 'Environnement-Ressources Normandie' - LER N

W. Louis, J. Normand, MP. Halm

Laboratoire 'Environnement-Ressources Bretagne' - LER BN

P. Le Gall, J. Cheve

Laboratoire 'Environnement-Ressources Morbihan Pays de Loire' - LER MPL

JF. Bouget, O. Pierre Duplessix, C. Treguier

Laboratoire 'Environnement-Ressources Poitou-Charentes' - LER PC

JL. Seugnet, P. Geairon, S. Deborde, A. Gueux, I. Le Fur, A. Bruneau

Laboratoire 'Environnement-Ressources Arcachon' - LER AR

I. Auby, F. D'Amico, C. Meteigner, M.P. Tournaire, L. Rigouin, M. Rumèbe, F. Trut, E. Antajan

Laboratoire 'Environnement-Ressources Languedoc-Roussillon' - LER LR

F. Lagarde, G. Messiaen, H. Violette, A. Fiandrino

Centre Régional Expérimentation et Application Aquacole - CREAA

AL. Bouquet, M. Béchade, P. Barbier, M. Mazzocco

Centre Régional Synergie Mer et Littoral - SMEL

S. Pien

Bureaux d'études Armeria & Cochet environnement

G. Allain & H. Cochet



Liberté • Égalité • Fraternité

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

**MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE
L'ALIMENTATION**

Observatoire national du cycle de vie de l'huître creuse en France



S. Pouvreau / Ifremer

- Rapport annuel ECOSCOPA 2021 -

Coordination & rédaction :

E. Fleury, S. Petton, A. Benabdelmouna, C. Corporeau, S. Pouvreau

Convention DPMA - IFREMER - Année 2021

Fiche documentaire

Titre du rapport : Observatoire national du cycle de vie de l'huître creuse en France	
Référence interne : R.INT.BREST RBE/PFOM/PI 2022-1 Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) – date de levée d'embargo : <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité :	Date de publication : 2022/05/31 Référence de l'illustration de couverture : Crédit photo : S. Pouvreau / Ifremer Langue(s) : Française
Résumé/ Abstract : <p>Occupant une place de premier ordre dans les paysages côtiers français, l'ostréiculture est le premier contributeur de la filière aquacole française avec une production estimée à 85000 tonnes ces dernières années. Depuis 2008, cette espèce est affectée par des épisodes de mortalités massives et récurrentes déclenchées par la présence d'agents infectieux viraux (de type Herpes virus OsHV-1 μVar) en conjonction avec des facteurs environnementaux (i.e. élévation de la température). Cette infection virale induit une altération des défenses antimicrobiennes ainsi qu'une déstabilisation de son microbiote. Ce processus conduit à une infection secondaire par des bactéries opportunistes potentiellement pathogènes qui se multiplient rapidement entraînant des dommages tissulaires irréversibles conduisant à la mort de l'animal. En parallèle et bien que mal renseignées, ces phénomènes de mortalités touchent aussi les nombreux bancs sauvages présents sur la côte française. Or, la filière ostréicole repose sur un approvisionnement en naissain qui provient majoritairement du captage naturel, pratiqué désormais dans plusieurs bassins ostréicoles. Cependant, sur tous ces secteurs, la reproduction et le recrutement présentent des performances très variables d'une année à l'autre. Ce contexte de crise (épisodes de mortalités, défaut du recrutement, variabilité de la croissance...) nécessite la mise en œuvre de moyens d'observation pertinents à l'échelle nationale permettant de mesurer objectivement au travers de différents proxys l'état général de santé des populations d'huîtres cultivées et sauvages, et ce pour les différentes phases sensibles de leur cycle de vie (reproduction, écologie larvaire, recrutement, croissance, survie).</p> <p>L'objectif général réseau ECOSCOPIA est donc de pérenniser les dispositifs d'observation actuels, et d'y ajouter progressivement une série de nouveaux indicateurs physiologiques et environnementaux pertinents, contribuant à une analyse plus fine du cycle de vie de cette espèce en lien avec les pressions climatiques et anthropiques. Cet observatoire s'inscrit ainsi aujourd'hui dans le contexte du changement climatique et propose de fournir des éléments objectifs permettant de mieux anticiper les éventuelles crises à venir.</p> <p>Pour l'année 2021, suite à la crise COVID des années précédentes, une partie du réseau a dû être relancée suite à l'interruption de près de deux ans sur les suivis de mortalité et de croissance de lots standardisés. Le rapport ci-joint présente des résultats ne concernant que la classe d'âge naissain (contrairement à un suivi sur 3 classes d'âge en fonctionnement classique) : les suivis seront de nouveau complets en 2023. Les autres résultats sont complets et concernent les suivis des paramètres environnementaux sur les huit sites atelier, une expérimentation spécifique sur la survie en fonction de la bathymétrie, une analyse exhaustive du cycle de reproduction et du recrutement de l'huître (Réseau VELYGER) et les suivis cytogénétiques du naissain sauvage. En ce qui concerne le traitement des données environnementales, un travail particulier a été réalisé, car, avec désormais plus de dix années de suivi sur certains sites, il devient possible de commencer à observer l'effet du changement climatique à une échelle locale avec l'augmentation de température.</p> <p>Les principaux résultats obtenus au cours de cette campagne 2021 indiquent que, sur le plan des facteurs environnementaux, cette année s'inscrit dans la tendance générale du réchauffement climatique, mais de façon plus modérée que les années précédentes. Au niveau des sites du réseau, 2021 s'inscrit dans la continuité des dernières années avec une anomalie thermique moyenne supérieure de +0.5°C par rapport à la normale, qui résulte surtout d'une forte anomalie dès l'hiver : les températures de l'eau de mer ont dépassé les normales, mais tardivement dans l'été. En termes d'apports phytoplanctoniques, les concentrations en phytoplancton étaient plutôt dans les normales. Les phases de reproduction et de pontes ont eu lieu à une période « normale », ni précoce, ni tardive, de façon relativement synchrone permettant un apport de larves dans les normales, à l'exception du site de la baie de Bourgneuf, pour lequel les concentrations en jeunes larves ont été faibles. Compte tenu des températures assez variables et tout juste dans les normes dans les différents bassins, le captage qui a suivi a été relativement hétérogène selon les secteurs, très bons sur certains sites, quasiment nul sur d'autres. Les mortalités de naissain observées pour 2021 sont pour la première fois très faibles (à l'exception des sites de la baie de Veys et de Marennes-Oléron) et la moyenne nationale passe en dessous des 50% : cela est en partie lié à l'absence de mortalités observées sur le lot NSI suivi à Marseille.</p>	
Mots-clés/ Key words : Huître creuse, Physiologie, Cytogénétique, Écologie, Réseau National	
Comment citer ce document : Fleury E., Petton S., Benabdelmouna A., Corporeau C., Pouvreau S. et coll. (2022) Observatoire national du cycle de vie de l'huître creuse en France. Rapport annuel 2021. Convention DPMA 2021 - IFREMER	
DOI : 10.17882/53007 10.17882/41888 10.17882/42493	
Commanditaire du rapport : DPMA - Convention Ifremer 2021 - Action ECOSCOPIA	
Auteurs principaux : Fleury E., Petton S., Benabdelmouna A., Corporeau C., Pouvreau S. Contributeurs : V. Le Roy, T. Gromberg, I. Corporeau C., Queau, B. Petton, C. Ledu, W. Louis, J. Normand, P. Le Gall, J. Cheve, JF. Bouget, C. Treguier, J.L. Seugnet, P. Geairon, J. Grizon, A. Piraud, A. Bruneau, I. Auby, F. D'Amico, C. Meteigner, M.P. Tournaire, L. Rigouin, M. Rumèbe, F. Trut, E. Antajan, F. Lagarde, G. Messiaen, H. Violette, A. Fiandrino, AL. Bouquet, M. Béchade, P. Barbier, M. Mazzocco, S. Pien, G. Allain, H. Cochet	Affiliation principale : Département Ressources Biologiques et Environnement Unité Physiologie Fonctionnelle des Organismes Marins Laboratoire des sciences de l'environnement marin UMR 6539 LEMAR Laboratoire de Physiologie des Invertébrés
Destinataire : DPMA	

Préambule



Les réseaux conchylicoles RESCO (croissance et survie) et VELYGER (reproduction et recrutement) ont été créés en 2008 dans le contexte des épisodes de mortalité massive affectant le naissain d'huître creuse, *Crassostrea gigas*. Mis en œuvre par l'Ifremer, ces projets ont bénéficié depuis leur lancement de co-financements accordés par la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) et la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) ainsi que de fonds européens pour la Pêche et l'Aquaculture (FEP). La mise en œuvre et la gestion annuelle de ces deux réseaux complémentaires sont désormais regroupées au sein de l'action ECOSCOPA depuis 2018. Ils forment ainsi un observatoire national unique pour le suivi du cycle de vie de la première espèce aquacole française, l'huître creuse, dans le contexte croissant des crises environnementales.

Ce dispositif fait aussi intervenir :

- le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole (CREAA) ;
- le Syndicat Mixte de la Mer et du Littoral (SMEL) ;
- des bureaux d'étude spécialisés : Cochet Environnement et Armeria ;
- des ostréiculteurs dans chaque site atelier.



L'analyse et l'interprétation des données de ces réseaux nationaux font aussi appel à données régionales et à d'autres réseaux nationaux. Il s'agit :

d'autres

- **pour le bassin de Marennes Oléron**, des données acquises annuellement par le CREAA dans le cadre d'une contractualisation avec le Comité Régional Conchylicole de Poitou-Charentes ;
- **pour la côte Ouest Cotentin**, des données acquises annuellement dans le cadre d'un réseau régional (HLIN) mis en œuvre par le SMEL ;
- **pour le bassin d'Arcachon**, des données acquises depuis plusieurs années dans le cadre d'une convention entre le Comité Régional Conchylicole Arcachon-Aquitaine et la Station Ifremer d'Arcachon (avant 2016) et le CREAA depuis 2016 ;
- **pour la baie de Vilaine**, des données de recrutement acquises dans le cadre d'une convention locale entre le CRC Bretagne sud et le bureau d'étude Cochet-environnement ;
- **pour l'hydrologie et le phytoplancton**, des données acquises par le REPHY, complété par le réseau SOMLIT du CNRS (Service d'Observation en Milieu Littoral ; www.somlit.fr) ;
- **pour la climatologie**, des données météorologiques des stations proches des sites d'étude fournies par Météo-France.

Retrouver l'intégralité des données "Croissance et Survie"
(Série de données RESCO) :

http://www.ifremer.fr/observatoire_conchylicole

Retrouver l'intégralité des données "Reproduction, larves et recrutement"
(Série de données VELYGER) :

<http://www.ifremer.fr/velyger>

Sommaire

1	Introduction générale	9
2	Matériel et méthode	12
2.1	Mise en œuvre du dispositif national	12
2.1.1	Sites étudiés.....	12
2.1.2	Matériel biologique et paramètres suivis.....	12
2.1.3	Suivis environnementaux	19
2.2	Gestion et analyse des données	21
3	Suivis des conditions environnementales en 2021	23
3.1	Conditions climatiques générales	23
3.1.1	Température de l'air.....	23
3.1.2	Pluviométrie.....	26
3.2	Données hydrologiques.....	28
3.2.1	Température de l'eau de mer	28
3.2.2	Salinité.....	31
3.2.3	Concentration en phytoplancton	32
3.2.4	pH et acidification de l'océan	33
3.2.5	Recul historique.....	34
4	Croissance et survie de l'huître creuse en 2021.....	36
4.1	Suivis des taux de mortalité.....	36
4.2	Suivis des taux croissance	37
4.3	Analyse du lien entre survie et bathymétrie	38
4.3.1	Rappel du protocole de suivi.....	38
4.3.2	Analyses des réponses physiologiques	39
4.3.3	Analyse de l'expression des gènes	40
4.3.4	Analyses protéomiques.....	40
4.3.5	Discussion.....	42
5	Reproduction et recrutement de l'huître creuse (réseau VELYGER)	43
5.1	Maturation et indice de condition.....	43
5.1.1	Variabilité spatio-temporelle de la maturation : bilan décennal.....	43
5.2	Date de ponte	45
5.3	Abondance, développement et survie des larves	47
5.3.1	Variabilité spatio-temporelle de l'abondance larvaire	47
5.4	Estimation du recrutement annuel	51
5.4.1	Relations entre l'abondance de larves grosses et l'intensité du captage	51
5.4.2	Comparaison à l'échelle nationale et tendance temporelle	53
5.4.3	Structuration géographique du recrutement.....	55
5.5	Synthèse sur la reproduction et le recrutement 2021	56
5.5.1	Conditions hydroclimatiques générales de l'année.....	56
5.5.2	Schéma général du cycle de reproduction de l'huître creuse	57
5.5.3	Les principaux verrous biologiques du cycle de reproduction.....	59
6	Anomalies génomiques des naissains sauvages	63
6.1	Rappel méthodologique	63
6.2	Statut cytogénétique des naissains par secteur.....	64
6.3	Tendance générale.....	67
6.4	Bilan des suivis 2019-2021.....	68
7	Conclusion	73
8	Références bibliographiques.....	75

1 Introduction générale

Occupant une place de premier ordre dans les paysages côtiers français, l'ostréiculture est le premier contributeur de la filière aquacole française avec une production estimée à 85000 tonnes ces dernières années. Depuis 2008, cette espèce est affectée par des épisodes de mortalités massives et récurrentes déclenchés par la présence d'agents infectieux viraux (de type Herpes virus OsHV-1 μ Var) en conjonction avec des facteurs environnementaux (*i.e.* élévation de la température). Cette infection virale induit une altération des défenses antimicrobiennes ainsi qu'une déstabilisation de son microbiote. Ce processus conduit à une infection secondaire par des bactéries opportunistes potentiellement pathogènes qui se multiplient rapidement entraînant des dommages tissulaires irréversibles conduisant à la mort de l'animal.

En parallèle et bien que mal renseignées, ces phénomènes de mortalités touchent aussi les nombreux bancs sauvages présents sur la côte française. Depuis son introduction il y a 50 ans, l'huître creuse a, en effet, progressivement colonisé de nombreux écosystèmes de la côte atlantique, mais aussi de Manche Occidentale. Véritable espèce ingénieur, elle y joue désormais un rôle essentiel sur le plan écologique en y rendant de nombreux services écosystémiques (Beck *et al.*, 2009). Certains récifs sauvages ont désormais plus de 50 ans d'existence et constituent de nouveaux patrimoines sur le plan de la biodiversité (**Figure 1**).



Figure 1 : Récifs sauvages d'huîtres creuses en France, 50 ans après l'introduction de l'espèce pour les besoins de l'ostréiculture. A gauche : récifs d'huîtres d'Arés dans le bassin d'Arcachon, à droite : récifs d'huîtres de la rivière du Faou en rade de Brest. Ces récifs rendent désormais de nombreux services écosystémiques dont la fourniture de larves pour le captage ostréicole professionnel.

Ces populations sauvages (estimées à plusieurs centaines de milliers de tonnes en France) bien que méconnues jouent un rôle clé, puisque la filière ostréicole repose encore en grande partie sur un approvisionnement en naissain qui provient majoritairement du captage naturel, pratiqué désormais dans plusieurs bassins ostréicoles. Il s'agit principalement du bassin d'Arcachon (e.g. Maurer *et al.*, 2009a ; Auby *et al.*, 2012) et des Pertuis Charentais (e.g. Geay et Bouquet, 2009), qui depuis l'origine de l'ostréiculture au 19^{ème} siècle, maintiennent cette activité traditionnelle, mais il faut y ajouter désormais la baie de Bourgneuf, la rade de Brest et même la lagune de Thau (Lagarde *et al.*, 2017) ou la baie de Vilaine (Pouvreau *et al.*, 2015). Cependant, sur tous ces secteurs, la reproduction et le recrutement présentent des performances très variables d'une année à l'autre (Figure 2).

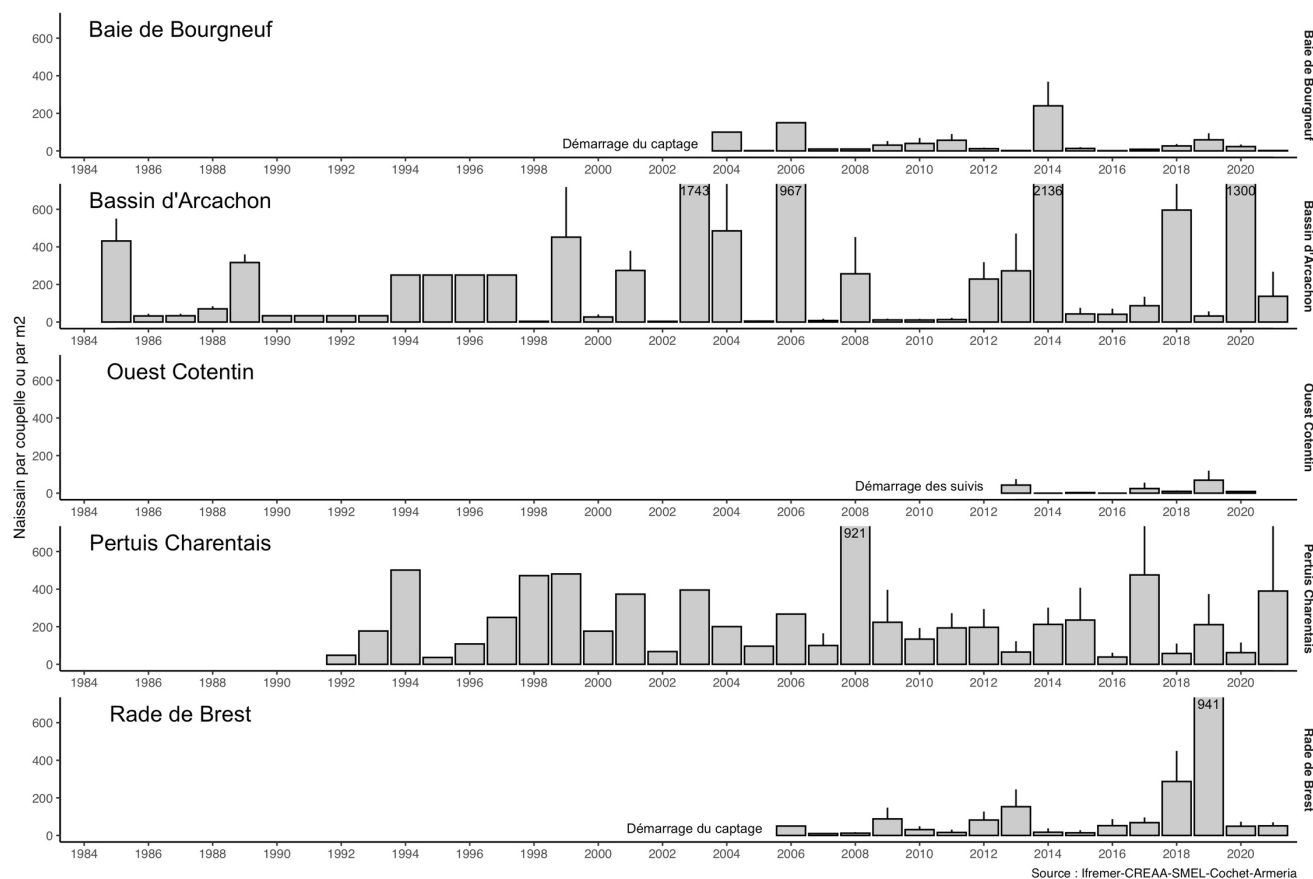


Figure 2 : Série historique de recrutement annuel sur collecteur (captage) dans les bassins d’Arcachon et de Marennes Oléron depuis les années 1985 et sur les sites dits « émergents » pour la pratique du captage : Baie de Bourgneuf et Rade de Brest. Pour Arcachon, Bourgneuf et Rade de Brest, les données sont obtenues annuellement sur la base d’un échantillonnage à l’échelle du bassin. Pour Marennes Oléron, il s’agit de données issues d’un seul parc de captage géré par le CREAA, puis d’un secteur jugé représentatif localisé au sud de l’estuaire de la Charente (St Froult puis Les Longées). Enfin, pour Arcachon, les valeurs mentionnées de 1990 à 1997, résultent d’une estimation approximative par enquête et n’ont qu’une valeur indicative.

Ce contexte de crise (anomalies climatiques, épisodes de mortalités, défaut du recrutement, variabilité de la croissance...) nécessite **la mise en œuvre de moyens d’observation pertinents à l’échelle nationale** permettant de mesurer objectivement au travers de différents proxys l’état général de santé des populations d’huîtres cultivées et sauvages, et ce pour les différentes phases sensibles de leur cycle de vie (reproduction, écologie larvaire, recrutement, croissance, survie). Dans la mesure où l’élevage de l’huître creuse est, pour la quasi-totalité du cycle, réalisé en milieu naturel, ces outils font nécessairement appel à **des systèmes organisés d’observation sur le long terme et à grande échelle** permettant d’intégrer aussi la diversité des écosystèmes côtiers dans lesquels l’huître creuse s’est installée depuis son introduction. Sur le long terme, ces dispositifs d’observation doivent permettre de mieux évaluer les risques biologiques encourus par la filière afin de mieux s’y adapter, notamment sous la contrainte croissante du changement climatique et de l’érosion de la biodiversité.

Dans ce contexte, l’objectif général du réseau ECOSCOPA est donc de mutualiser et **pérenniser les dispositifs d’observation actuels basés sur différents écosystèmes côtiers**, créés antérieurement par les projets RESCO et VELYGER, et d’y ajouter de nouveaux indicateurs physiologiques et environnementaux, contribuant à une analyse pertinente de l’intégralité du cycle de vie de cette espèce en lien avec les pressions climatiques et anthropiques. L’observatoire ECOSCOPA permet également aux professionnels des cultures marines, aux Services de l’État et aux scientifiques, d’observer, de

comprendre et d'analyser le développement des huîtres creuses dans les bassins de production français depuis les années 1990.

Pour ce faire, le projet propose des suivis réguliers concernant la physiologie, la croissance, la survie, la reproduction et le recrutement de l'huître en relation avec son environnement hydrologique immédiat et ce au sein de huit grands écosystèmes contrastés et pour lesquels il existe des suivis antérieurs. Il s'agit des sites suivants : (1) Lagune de Thau ; (2) Bassin d'Arcachon ; (3) Pertuis Charentais ; (4) Baie de Bourgneuf ; (5) Baie de Vilaine ; (6) Rade de Brest ; (7) Baie du Mont St Michel et (8) Baie des Veys.

- **Sur le plan environnemental**, ces sites sont équipés de sondes multi-paramètres à haute fréquence (Température et Salinité) et font l'objet de prélèvements réguliers pour des analyses phytoplanctoniques soit par mutualisation avec le réseau REPHY de l'Ifremer soit indépendamment. Dans le cadre de l'action ECOSCOPA, l'objectif est donc de poursuivre l'acquisition de ces données et d'y adjoindre, selon les sites, de nouveaux descripteurs pertinents pour l'espèce en relation avec d'autres projets (*i.e.* : mesures continues de pH et de fluorimétrie).
- **Sur le plan de la physiologie**, le projet propose des suivis réguliers concernant la croissance et la survie en relation avec son environnement hydrologique. Ces données permettent d'analyser statistiquement les liens entre ces différents paramètres, et d'établir des analyses spatio-temporelles pour dégager des tendances à l'échelle nationale (e.g. Fleury et al., 2020). Parallèlement à ces suivis *in situ*, l'action ECOSCOPA permet également d'effectuer des expérimentations ciblées visant à affiner certaines observations *in situ*, pour étudier l'effet de la bathymétrie sur la santé animale.
- **Sur le plan de la reproduction et du recrutement**, cette espèce a fait l'objet d'un travail d'importance depuis 2008 au travers du réseau national VELYGER (e.g. Pouvreau *et al.*, 2015). Ce réseau, intégré à l'action ECOSCOPA, scrute chaque année les performances de la reproduction naturelle de l'espèce sur les différentes façades maritimes françaises où l'espèce est désormais capable de reproduire.
- Enfin, dans le cadre du réseau ECOSCOPA, l'action AnoGen a eu pour objectif la détermination de la variabilité du **niveau de ploïdie des naissains sauvages** de *C. gigas* issus des principaux sites de captage naturel en France. En effet, en plus de leur importance comme espèces d'intérêt aquacole, les huîtres sont des organismes aquatiques sentinelles pouvant servir de bio-indicateurs pour l'identification *in situ* de changements environnementaux, soit d'origine naturelle soit liés à l'activité humaine.

Le rapport ci joint présente, pour l'année 2021 : (1) les suivis des paramètres environnementaux sur les huit sites atelier ; (2) les suivis des taux de mortalité et de croissance du lot de naissain sur ces mêmes sites, (3) l'analyse des réponses physiologiques de l'huître en fonction de la bathymétrie; (4) l'analyse des données concernant le cycle de reproduction et le recrutement de l'huître et (5) l'étude de la variabilité cytogénétique des naissains sauvages.

Suite à la pandémie liée au COVID, les lots standardisés n'ont pas pu être déployés à temps sur le terrain au cours de l'année 2020. Le réseau a donc repris en 2021 avec le déploiement d'une nouvelle cohorte de lot NSI pour relancer les suivis des paramètres croissance et mortalité. Ce lot sera conservé 3 ans sur l'ensemble des 8 sites ateliers, pour atteindre, en 2023, des suivis sur 3 classes d'âge issues d'une même cohorte. Les autres suivis (environnementaux, reproduction, recrutement) ont quant à eux pu être suivis normalement.

2 Matériel et méthode

2.1 Mise en œuvre du dispositif national

2.1.1 Sites étudiés

Le dispositif est mis en place sur plusieurs sites ateliers de la côte française, assez espacés sur un plan latitudinal, afin de couvrir une large gamme de conditions hydro-climatiques. Ces sites sont des secteurs importants pour l'ostréiculture.

Sur le plan de la reproduction il s'agit : (1) soit des sites traditionnels de captage pour lesquels la reproduction de l'huître creuse a eu lieu dès son implantation (bassin d'Arcachon et pertuis charentais) ; (2) soit des sites plus récents en terme de recrutement de l'espèce et donc d'activité de captage (rade de Brest, baie de Bourgneuf) ; (3) soit des sites pour lesquels une activité de captage professionnel est envisagé par les Centres Régionaux Conchylicoles (baie de Vilaine et lagune de Thau) et enfin (4) soit des secteurs où le recrutement naturel est émergent mais pourrait augmenter dans les années à venir en raison du réchauffement climatique (Baie du Mont St Michel et Baie des Veys). La carte présentée sur la **figure 4** (a et b) permet de localiser les différentes zones d'étude et pour chacune d'elles, les différents points de suivis proposés dans le cadre de ce réseau.

2.1.2 Matériel biologique et paramètres suivis

La population d'huître creuse surveillée par le réseau ECOSCOPA est issue d'un lot de Naissain Standardisé Ifremer (NSI) constituant un matériel biologique produit en condition d'élevage et milieux contrôlés (site expérimental d'Argenton RBE/PFOM/LPI puis sur la Plateforme Régionale d'Innovation de Bouin SG2M-LSPC), selon le protocole développé par Petton et al., 2013 au sein de l'action FINA soutenue par le département RBE. Ce type de lot NSI représente un matériel biologique standard et reproductible, dont la variance inter-lot est minimisée grâce à l'utilisation d'un large pool de géniteurs d'origine sauvage et dont les traits d'histoire de vie précédant le déploiement sur site sont parfaitement connus. Sur la base de l'utilisation de ce lot de naissain en année N, les lots sentinelles sont conservés sur chacun des sites en année N+1 et N+2, afin de constituer des suivis de lots sur 3 ans issus d'une même cohorte. Les lots sentinelles suivis sont donc composés de 3 classes d'âge : 6 mois, 18 mois et 30 mois (**Figure 3**). Néanmoins, comme expliqué dans l'encadré, seule la classe d'âge 6 mois a été suivie en 2021.

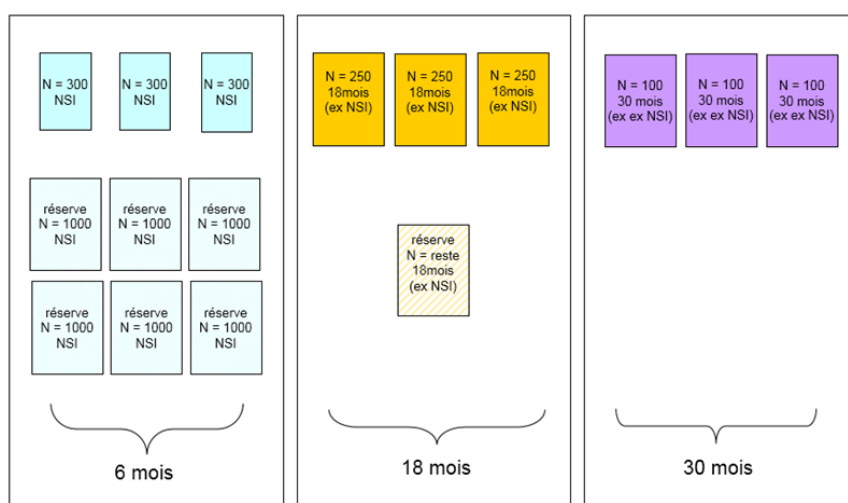


Figure 3 : Schéma représentant les lots sentinelles suivis sur l'ensemble des sites ECOSCOPA

La classe d'âge 6 mois se compose de :

- 3 poches contenant 300 individus du lot NSI et de 6 poches « réserve » contenant 1000 individus NSI. Ces poches « réserve » ne font pas l'objet des suivis actifs en 2021, mais serviront à compléter le nombre d'individus NSI restant en fin de campagne pour constituer le lot « 18 mois » de l'année suivante, puis le lot « 30 mois » l'année suivante. Ces lots NSI ont été produits au laboratoire de Physiologie des Invertébrés, sur le site expérimental d'Argenton (RBE/PFOM/LPI) puis pré-grossis au Laboratoire Sécurisation des Production en Conchyliculture à Bouin (RBE/SG2M/LSPC) selon un protocole standardisé. Le statut sanitaire du NSI est également connu, **via des analyses de pathogènes (par PCR et histologie), en amont du déploiement dans le milieu naturel.**

Ce lot est envoyé simultanément à tous les laboratoires impliqués dans le réseau ECOSCOPIA par transporteur début mars. Une biométrie initiale (commune à tous les sites) est réalisée sur 30 individus de ce lot prélevés ce même avant l'envoi jour à l'ensemble des correspondants.

Pour chaque site, 4 descripteurs sont réalisés (**Tableau 1**), représentant :

- le suivi annuel de la mortalité, croissance et maturation des lots
- le suivi estival de l'abondance et du développement larvaire
- l'estimation automnale du captage sur collecteur
- le suivi haute fréquence de paramètres environnementaux

Tableau 1 : Descripteurs suivis sur chaque site atelier du réseau

Paramètres suivis	Description	Fréquence d'échantillonnage	Méthode
<u>Descripteur A</u>	Suivi annuel de la mortalité, croissance, maturation des lots d'huîtres sentinelles	Bi mensuel de Mars à septembre Mensuel d'Octobre à Février	Comptage mortes / vivantes, prélèvements aléatoires, biométries en laboratoire
<u>Descripteur B</u>	Suivi estival de l'abondance et du développement larvaires	Hebdomadaire à bi-hebdomadaire de Juin à Septembre	Pompage 1.5 m ³ d'eau sur filet plancton puis analyse comptage
<u>Descripteur C</u>	Estimation automnale du captage sur collecteur professionnel	Octobre - Novembre	Prélèvements aléatoires sur parcs et estimation de la densité du naissain
<u>Descripteur D</u>	Suivi annuel des paramètres environnementaux (température, phytoplancton, salinité)	Suivi en continu et prélèvement discret (REPHY)	Flotteurs SMATCH temps réel ou sondes temps différé – Visite mensuelle et prélèvements REPHY
<u>Descripteur ★</u>	Paramètres « tests » d'intérêt testés sur certains sites pilotes		

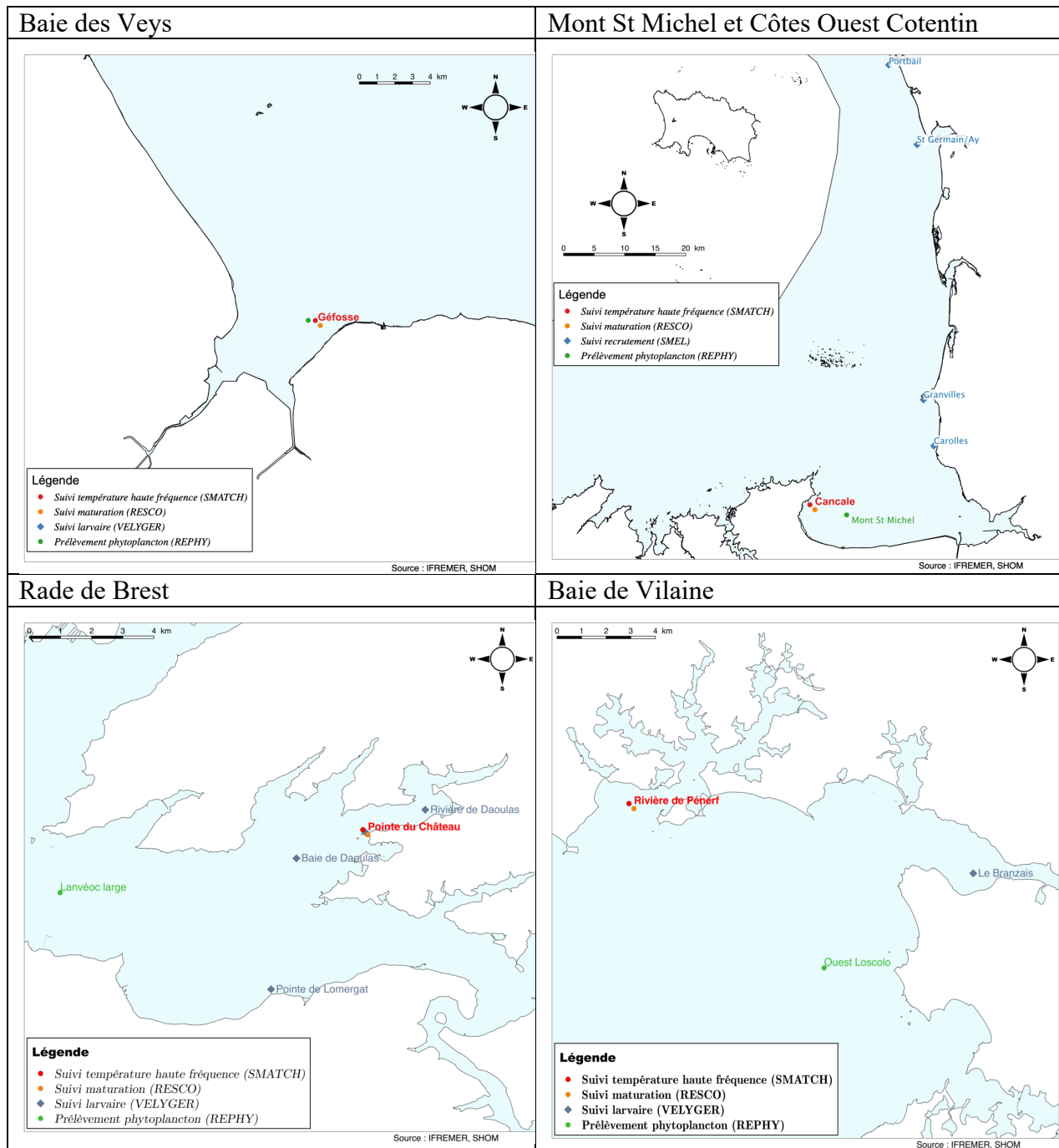


Figure 4-a : Présentation des 8 sites étudiés. Partie nord.

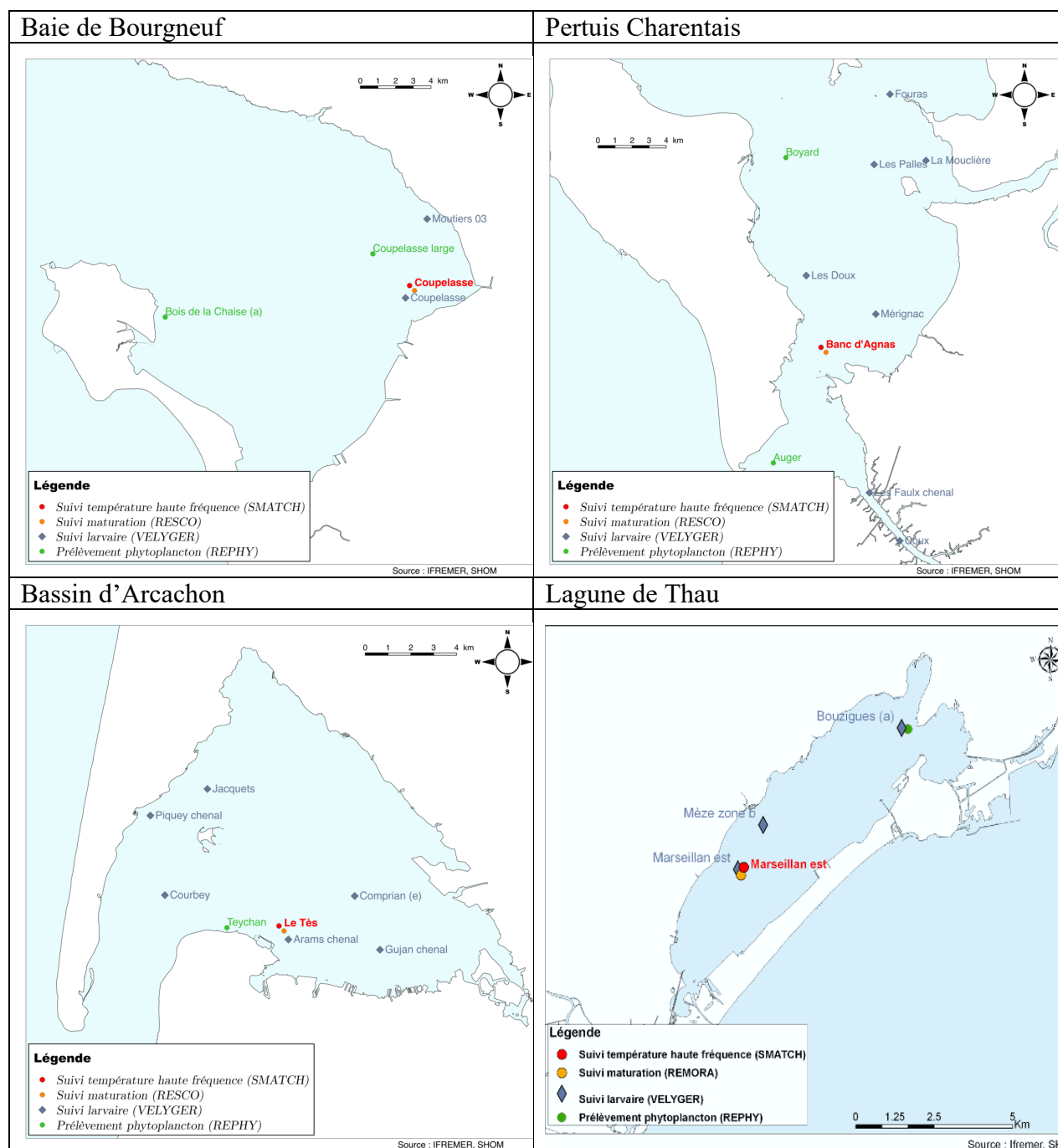


Figure 4-b: Présentation des 8 sites étudiés. Partie Sud

2.1.2.1 Suivis des taux de mortalité

Pour les suivis des mortalités d'huîtres (**Descripteur A, Tableau 1**), la fréquence des visites de terrain est définie selon un calendrier programmé à l'avance et commun aux différents sites ECOSCOPIA. Le calendrier tient compte des périodes « à risque » pour les mortalités identifiées lors des années précédentes, notamment vis-à-vis de l'augmentation des températures de l'eau. En pratique, les suivis

s'échelonnent de façon bimensuelle du mois d'avril au mois de septembre, et de façon mensuelle du mois d'octobre au mois de février, afin d'assurer les suivis tout au long de l'année.

Lors de chaque passage sur site, les poches contenant les différents lots sont vidées précautionneusement dans un panier de comptage grillagé. Les individus sont examinés visuellement puis triés selon leur statut : morts, moribonds ou vivants. Les individus moribonds ou morts (correspondant à des animaux baillant ou à des coquilles vides) et les individus vivants sont alors dénombrés sur l'ensemble des 3 poches « comptages » de chacun des lots. Les individus moribonds sont comptabilisés comme des individus morts. Au final, les nombres relevés d'individus morts et d'individus vivants permettent de déterminer, en triplicat pour chaque lot, les taux de mortalité suivants :

- le taux de mortalité instantanée (MI), constaté au temps t :

$$\text{Mortalité instantanée}_{(t)} = \frac{\text{Nombre mortes}_{(t)}}{\text{Nombre mortes}_{(t)} + \text{Nombre vivantes}_{(t)}} = MI_{(t)}$$

- le taux de mortalité cumulée (MC) au temps t :

$$\text{Mortalité cumulée}_{(t)} = 1 - [(1 - MC_{(t-1)}) \times (1 - MI_{(t)})] = MC_{(t)}$$

2.1.2.2 Reproduction des adultes

Le deuxième descripteur d'intérêt (**Descripteur B, Tableau 1**) qualifie le déroulement printanier et estival de la gamétogenèse et de la ponte du lot d'huîtres sentinelles « 18 mois » placées, au sein de chaque site atelier, dans une station considérée représentative en termes de maturation des huîtres adultes. Plus précisément, sur chaque site, le choix géographique de la station a été réalisé à l'époque selon les critères suivants :

- proximité d'un stock important d'huîtres adultes;
- station bien documentée en termes d'hydrologie (point REPHY complet en vert sur la Figure 4);
- station historique du réseau REMORA;
- facilité d'accès, permettant un prélèvement tous les 15 jours.

Le suivi de la gamétogenèse se fait par la mesure d'un indicateur simple et peu coûteux : la chair de 30 individus issus du lot sentinelle « 18 mois » est disséquée, lyophilisée et pesée individuellement. Ce suivi permet d'évaluer la date et l'intensité des émissions majeures de gamètes pour chaque site et chaque année. La facilité d'acquisition de cet indicateur permet à la fois sa réalisation sur plusieurs sites de la côte française, tout en assurant la pérennité et l'homogénéité de sa mesure chaque année. Les émissions majeures de gamètes sont clairement identifiables par la brusque chute des valeurs de masse de chair.

2.1.2.3 Abondance et survie larvaire

Un autre descripteur (**Descripteur B, Tableau 1**) permet d'évaluer la date d'apparition, l'abondance et le bon déroulement du développement des larves émises dans la colonne d'eau. Ce travail se fait de façon similaire dans chacun des sites et sur plusieurs stations par site tout au long de la saison de reproduction, *i.e.* de juin à septembre.

Ce travail relativement lourd est réalisé, à Thau, par l'Ifremer, à Arcachon et à Marennes Oléron, par l'Ifremer puis repris par le Creaa (*e.g.* Maurer *et al.*, 2009a, Geay et Bouquet, 2009), en rade de Brest,

en baie de Vilaine et en baie de Bourgneuf par prestation auprès de 2 bureaux d'étude ('Cochet-environnement' et 'Armeria'). Pour de nombreux sites, la contribution d'ostréiculteurs est sollicitée pour les sorties en mer.

L'évaluation des abondances larvaires se fait par l'intermédiaire de prélèvements de plancton (« les pêches de larves ») réalisés 2 fois par semaine tout au long de l'été. Ces « pêches de larves » se font par pompage (**Figure 5**) selon la méthode décrite dans Auby *et al.* (2002). Selon l'étendue géographique des sites atelier, 2 à 7 stations font l'objet de prélèvements (losange bleuté sur la Figure 4).

Figure 5 : Système de pompage et de filtration permettant la récolte des échantillons de plancton contenant les larves d'huîtres. La moto-pompe permet de filtrer 1,5 m³ d'eau de mer en moins de 15 minutes. La maille du filet à plancton est de 40 µm. La mesure précise du volume pompé est fournie par un débitmètre. La crépine de prélèvements est lestée de manière à prélever à 1 mètre sous la surface. Lors du pompage, le bateau fait route au ralenti (vitesse inférieure à 1 nœud). Après pompage, le culot de filtration est transféré dans un flacon plastique de 2 litres tout en rinçant le filet. L'échantillon est formolé ou alcoolisé. Photo : © Cochet-environnement (2009). ►



Le comptage disponible sous 48 h indique le nombre de larves d'huîtres creuses pour chaque stade de développement (Figure 5). Les valeurs sont exprimées, pour des raisons historiques, en nombre de larves par 1,5 m³. Ces pêches sont aussi le moyen de mieux caractériser, le cas échéant, l'hydrologie, sur chaque site, par des prélèvements discrets d'eau pour mesure de la température et de la salinité.

La méthode de préparation et d'analyse des échantillons de plancton est la suivante :

- Au laboratoire, pré-tamassage sur 500 µm puis double tamassage sur mailles de 132 puis sur 40 µm (excepté pour le site d'Arcachon pour lequel le double tamassage est réalisé sur 125 µm et 40 µm). Le refus du tamis de 500 µm, contenant les macro-algues et débris, est éliminé. Les refus des deux autres tamis sont récupérés séparément dans des éprouvettes de 100 mL. Pour chaque station, on dispose donc de deux fractions qui sont traitées de la même manière : (1) une fraction >125 µm, contenant plutôt les stades âgés et (2) une fraction > 40 µm, contenant plutôt les stades jeunes.
- Chaque fraction est mise à décanter dans une éprouvette graduée de 100 mL afin de mesurer la hauteur du culot. Puis, on ajuste le volume d'eau surnageant en vidant l'éprouvette de manière à ne conserver que 4 fois le volume du culot (approximativement). Pour les échantillons trop concentrés, les dilutions sont réalisées à l'eau de mer filtrée (Cochet-environnement et Armeria) ou à l'eau distillée, voire du robinet (Creaa et LER Arcachon). Dans tous les cas, le volume total de l'échantillon (v) est mesuré.
- Cet échantillon est ensuite homogénéisé directement dans l'éprouvette à l'aide d'un agitateur muni d'un disque perforé à son extrémité. Deux aliquotes (1 et 2) de 0,5 mL sont prélevés à la micro-pipette et transférés sur deux cellules de numération quadrillées (Sedgewick rafter cell - Ref 02C00415). Les larves de *C. gigas* y sont identifiées, comptées et classées dans les différents stades présentés sur la planche ci-joint (LARVST1 à 4, Figure 6).
- Compte tenu des risques de confusion avec d'autres espèces, les larves dont la hauteur est inférieure à 70 µm ne sont pas prises en compte pour l'instant.

- Ainsi, pour une fraction donnée, le nombre N de larves d'un stade donné pour un volume de 1,5 m³, est calculé de la façon suivante : $N = 1,5 * (n1 + n2) * v / V$, avec : n1 et n2, le nombre de larves d'un stade donné respectivement compté dans les aliquotes 1 et 2 de 0,5 mL ; v, le volume (en mL) de l'échantillon dilué et V, le volume pompé (généralement proche de 1,5 m³).
- Pour chaque stade larvaire, le résultat retenu est la somme des valeurs dénombrées dans les deux fractions. Les concentrations sont exprimées pour 1,5 m³ et le seuil de détection est de 20 à 100 larves/1,5 m³ selon la dilution utilisée pour la lecture.

L'ensemble des données est ensuite saisi et archivé dans la base nationale Quadrige sous 24 h, permettant la mise à disposition de l'information sur le site Internet de VELYGER dans les 48 h suivant la sortie en mer.

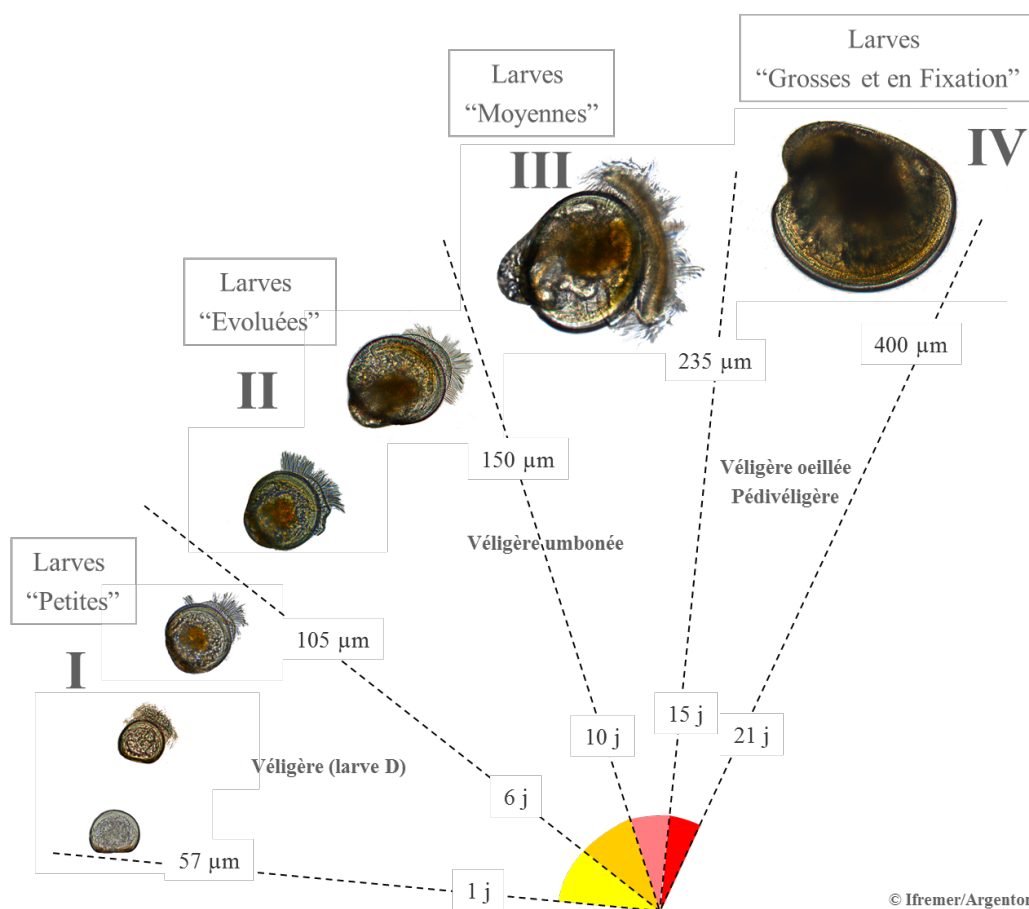


Figure 6 : Planche de détermination des quatre stades larvaires chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, d'après Le Penec (1978) et His (1991). L'âge est donné à titre indicatif, il est fonction de la température et de la concentration en nourriture. Légende : H est la hauteur (mesurée de l'extrémité de la charnière au bord opposé de la coquille, cette mesure correspond aussi à la largeur, e.g. Le Penec, 1978). La hauteur (=largeur) et la longueur sont précisées en µm sur les photos. Photos : © Ifremer/Argenton.

2.1.2.4 Estimation automnale du captage

En complément, un troisième descripteur (**Descripteur C, Tableau 1**) permet d'estimer, en automne, l'intensité du recrutement. Ce descripteur fournit donc l'abondance du captage à un instant donné et, en l'occurrence, à l'issue de la saison de reproduction. Il a pour vocation de 'qualifier' le succès biologique du recrutement du cycle de reproduction de l'année écoulée. Mais, compte tenu des très forts risques de mortalités lors de la première année de vie de l'huître creuse, cet indice n'a pas pour vocation à quantifier la quantité de naissains disponible au printemps de l'année suivante.

Afin d'être représentatif le plus possible de chaque secteur d'un même site atelier, l'abondance du captage est évaluée sur les différentes zones du bassin à partir d'un comptage de coupelles prélevées de la façon stratifiée par rapport à la stratégie de pose des professionnels et selon la méthodologie d'échantillonnage présentée, pour Arcachon, dans Maurer *et al.* (2009b). Afin de permettre la comparaison entre secteurs et entre sites ateliers, le choix du collecteur à prélever s'est porté sur la coupelle plastique, utilisée dans chaque bassin et facile à échantillonner sur le terrain.

2.1.3 Suivis environnementaux

Les données environnementales (**Descripteur D, Tableau 1**) sont acquises par plusieurs moyens.

2.1.3.1 Données Météo-France

Les conditions climatologiques sont fournies par Météo-France, dans le cadre d'un contrat d'accès à leur climathèque, notamment les paramètres température de l'air, pluviométrie et ensoleillement qui sont connus pour jouer un rôle, de façon directe et/ou indirecte sur le phytoplancton, la croissance, la reproduction des adultes, le développement et la survie des larves.

2.1.3.2 Instrumentation haute-fréquence

En parallèle, un suivi des paramètres du milieu est effectué sur chaque zone atelier. Les sites sont équipés *a minima* de sondes multi-paramètres enregistrant la température et la salinité à haute fréquence. Les sondes de type STPS, WiSens CTD ou Smatch (© NKE) ont une fréquence d'acquisition réglée pour 1 donnée toutes les 15 minutes, avec une transmission des données en temps différé ou en temps réel. La mesure se fait directement à proximité des poches contenant les huîtres 'sentinelles'.

Dans le cadre du projet ECOSCOPA, il est prévu d'améliorer progressivement les suivis environnementaux par la mise en œuvre d'une instrumentation hydrologique la plus éprouvée possible permettant l'acquisition robuste de données hydrologiques en haute fréquence. Le premier site atelier à bénéficier de cet effort est le secteur de la Baie de Daoulas en Rade de Brest. En effet, en complément des sondes STPS standard utilisées depuis le début des réseaux RESCO et VELYGER et ayant fait leur preuve, des sondes multi-paramètres Hydrolab OTT puis Wetlab ECO FLNTU ont été mises en œuvre depuis 2011 sur le site estran de la Baie de Daoulas (pointe du Château, **Figure 7**). L'avantage du capteur Wetlab ECO FLNTU réside dans la protection de sa cellule de mesure et la précision de sa mesure. Il permet la mesure de fluorescence *in vivo* (mesure corrélée à la concentration de phytoplancton) ainsi que de la turbidité à raison de 5 mesures toutes les 15 minutes. Il est déployé aussi sur les sites du bassin d'Arcachon et de l'étang de Thau.



Figure 7 : Vue du site sous-marin d'instrumentation du banc du Roz (Baie de Daoulas). Photo de gauche : jeux de sondes déployés sur le fond, photo de droite : détail des capteurs pH, STPS et ECO FLNTU.

Depuis 2017, un site sous-marin, toujours en Baie de Daoulas a été mis en place sur le banc du Roz. Il abrite une sonde pH SeaFET. L'avantage de la sonde pH utilisée réside dans la technologie du capteur (ISFET) qui permet d'éviter des dérives connues avec les électrodes en verre classiques. Toutefois, pour assurer une précision de l'ordre du millième (± 0.005 pH), il faut régulièrement effectuer un prélèvement d'eau au niveau de la sonde lors d'une mesure, puis analyser ce prélèvement avec une mesure de spectrophotométrie (Dickson et al., 2007) afin de corriger régulièrement les mesures brutes de la sonde (Martz et al., 2015). Dans le cadre du projet CocoriCO2, les sites de Marennes-Oléron, du bassin d'Arcachon et de l'étang de Thau correspondants aux sites ECOSCOPIA ont également été équipés d'une sonde SeaFET. Les prélèvements discrets sont réalisés en doublon, ce qui permet de mesurer aussi l'alcalinité grâce au laboratoire du CNRS SNAPO-CO2. Ainsi, il est possible de connaître le cycle des carbonates sur ces sites et d'évaluer les risques de l'acidification sur la conchyliculture.

2.1.3.3 *Évolution climatique côtière*

Avec plus de dix années de suivi sur certains sites, il devient possible de commencer à observer l'effet du changement climatique à une échelle locale avec l'augmentation de température. Pour prendre du recul, il est nécessaire de reconstruire les données de température eau avant que le réseau ECOSCOPIA ne soit mis en place. Une méthode reconnue est de construire un modèle donnant la température journalière de l'eau à partir de la température journalière de l'air. Plusieurs types de modèle plus ou moins complexes existent (Zhu et al, 2018).

Pour chaque site, nous construisons un modèle d'apprentissage automatisée pour obtenir la moyenne journalière de la température de l'eau. Les plus longues séries disponibles sont les températures de l'air des stations Météo-France. Après une série de test, le modèle utilise en données d'entrée : la température de l'air du jour, celle de la veille, le jour de l'année. Pour éviter d'avoir des variations trop importantes d'un jour à l'autre comme ça peut l'être pour la température de l'air, le modèle est itératif et se base sur la température de l'eau de la veille et la moyenne de la température de l'eau de la semaine passée.

La première étape de l'apprentissage automatisé consiste à entraîner le modèle avec 80% des données connues, sur la période 2010 à 2020. Pour chaque site, un réseau de neurones est créé en classant les couples de données en différents groupes. Un paramétrage spécifique est ajusté et vérifié sur les 20% de

données restantes. Ensuite, le modèle est lancé depuis le début des données Météo France. La valeur initiale de la température de l'eau (arbitrairement fixée à 10°C) n'a plus d'impact au bout d'un mois. Toutes ces étapes utilisent le package scikit-learn de Python.

Pour obtenir une moyenne annuelle de la température (ou une anomalie), nous prenons en compte la gestion des données manquantes. Cette méthode est directement dérivée de la méthode de calcul de Météo-France. Aussi la température journalière sera la moyenne des données horaires si l'on a au moins 15 valeurs horaires mesurées par jour. De même, la température mensuelle sera calculée à partir des données journalières uniquement s'il manque moins de 5 jours de données dans le mois et qu'il n'y ait pas 3 jours consécutifs de manque. La moyenne annuelle est la moyenne des températures mensuelles pondérée en fonction du nombre de jours de chaque mois.

La définition d'une normale climatologique standard est la moyenne des données climatologiques calculée pour une période consécutive de 30 ans (OMM, 2017). Dans ce rapport, nous sélectionnons la période de référence allant du 1^{er} janvier 1981 au 31 décembre 2010 pour le calcul d'anomalie journalière et annuelle.

2.2 Gestion et analyse des données

Les données issues de tous ces suivis sont archivées dans la **base nationale publique Quadrigé2** au sein des programmes VELYGER et RESCO. Cette action s'accompagne d'une standardisation des procédures et favorise une homogénéité progressive des méthodes entre les sites. Elle permet en outre une extraction aisée des données et facilite ensuite leur exploitation. Ces bases de données uniques sont aussi disponibles sur le serveur **Seanoe** (Pouvreau et al., 2019 ; Fleury et al., 2022 ; Petton et al., 2022).

Il convient de noter que ce travail de centralisation des données s'est aussi accompagné d'une récupération, ainsi que d'une vérification, des anciennes données acquises avant 2008 (et depuis les années 70) sur les bassins de Marennes-Oléron et d'Arcachon. Parallèlement, les travaux associés au projet **RETROSCOPE** porté par l'Ifremer, visant à étudier de manière comparative les trajectoires d'évolution de trois socio-écosystèmes à vocation conchylicole représentés par 3 sites ECOSCOPA (baie des Veys, bassin de Marennes-Oléron, lagune de Thau) sur plusieurs décennies (depuis 1970 à aujourd'hui) a permis le nettoyage, la vérification et l'analyse approfondie de ces données.

Une fois extraites de la base Quadrigé2, les données sont exportées et analysées dans Excel (© Microsoft) et SigmaPlot (© Systat software, Inc.). Les procédures statistiques utilisées dans ce rapport restent relativement simples afin de permettre une analyse la moins technique possible et une lecture aisée des graphes et des interprétations associées.

Il est ainsi fait appel à :

- des calculs de moyenne (journalière, mensuelle et annuelle) ;
- des représentations d'anomalies (écarts) par rapport à une moyenne de référence calculée sur une période antérieure la plus longue possible ;
- des représentations graphiques de la variance des données, sous la forme de boîte à moustache (cf encart ci-dessous) ;
- l'utilisation fréquente d'échelles logarithmiques pour les concentrations larvaires compte tenu des fortes disparités sur ce paramètre ;
- des analyses de corrélations entre variables, avec le cas échéant, une estimation des paramètres de la régression reliant les 2 variables étudiées.

De nombreux graphes de ce rapport utilisent la représentation dite des boîtes à moustaches (de l'anglais « Box and Whiskers Plot » ou « Box Plot »). Ce type de représentation repose sur la notion de quartiles. Un quartile est l'une des 3 valeurs qui divisent une série de données triées en 4 parts égales, de sorte que chaque partie représente 1/4 de l'échantillon. On distingue : le premier quartile (Q1) qui sépare le quart inférieur des données, le deuxième quartile qui correspond à la médiane de la série et le troisième quartile (Q3) qui sépare le quart supérieur des données. Utilisant cette notion de quartile, une boîte à moustache permet de synthétiser la dispersion d'une série de données sur la base de 5 valeurs-clés :

- la valeur minimale et la valeur maximale de la série, définissant les extrémités des « moustaches » en deçà d'une limite égale au quartile plus 1,5 fois la distance interquartile (différence entre le premier et le troisième quartile) ;
- l'intervalle interquartile, définissant les limites de la boîte contenant 50% des valeurs de la série comprises entre le premier Q1 et le troisième quartile Q3 ;
- la médiane, définie comme la valeur qui partage la série de données en deux groupes de taille égale ;

L'interprétation d'une boîte à moustache est la suivante : les valeurs contenues dans la boîte peuvent être considérées comme les valeurs 'habituelles' ou 'normales' du paramètre étudié. Celles se positionnant sur les moustaches s'observent moins fréquemment et enfin les valeurs au-delà des extrémités présentent un caractère exceptionnel.

3 Suivis des conditions environnementales en 2021

3.1 Conditions climatiques générales

L'intégralité du cycle de vie de l'huître creuse est sous la dépendance directe des facteurs hydrologiques, eux-mêmes forcés par les conditions climatiques du moment voire de la saison écoulée (e.g. Auby et Maurer, 2004 ; Bernard 2011 ; Pouvreau et al., 2011). Sur le milieu ultra-côtier, la température de l'air influence directement la température de l'eau. La pluviométrie influence le débit des rivières et les apports en sels nutritifs et contrôle indirectement la salinité, la turbidité et les efflorescences phytoplanctoniques. L'ensemble de ces conditions très locales peut influencer sur les performances biologiques de l'espèce pour l'année en cours.

3.1.1 Température de l'air

La Figure 8 présente, de façon synthétique, les anomalies de la température de l'air en 2021 par comparaison à la normale. On retiendra, à l'interprétation de cette figure, les principaux résultats suivants :

- A l'exception de la première quinzaine janvier (et mi-février pour le nord), caractérisé par des valeurs inférieures aux normales, l'hiver a plutôt été marqué par des températures supérieures aux normales.
- Le printemps a été marqué par une grande fraîcheur à l'exception d'un épisode de chaleur totalement anormal pour la saison fin mars-début avril.
- Après une anomalie positive au début du mois de juin, l'été est plutôt marqué par des périodes de fraîcheur, à l'exception d'un épisode de forte chaleur notamment fin juillet. Le mois de septembre présente des valeurs supérieures aux normales.
- L'automne reste caractérisé par des températures proches des normales, avec des alternances entre des périodes plus froides et plus chaudes mais sur de courtes durées, le début de l'hiver est ensuite plus chaud que d'habitude.

En complément, la Figure 9 présente l'évolution, depuis 1960, de l'anomalie annuelle de la température de l'air sur chacun des sites du réseau. **Cette figure montre que l'année 2021 s'inscrit toujours dans la tendance au réchauffement enregistrée depuis les années 1990 avec une accélération depuis 8 ans.** Elle présente une anomalie positive, en moyenne sur l'année, de 0,2 à plus de 0,5°C du nord au sud. Bien que cette anomalie soit inférieure à celle des années précédentes, **l'année 2021 apparaît comme à nouveau comme une année chaude de façon similaire aux années précédentes.**

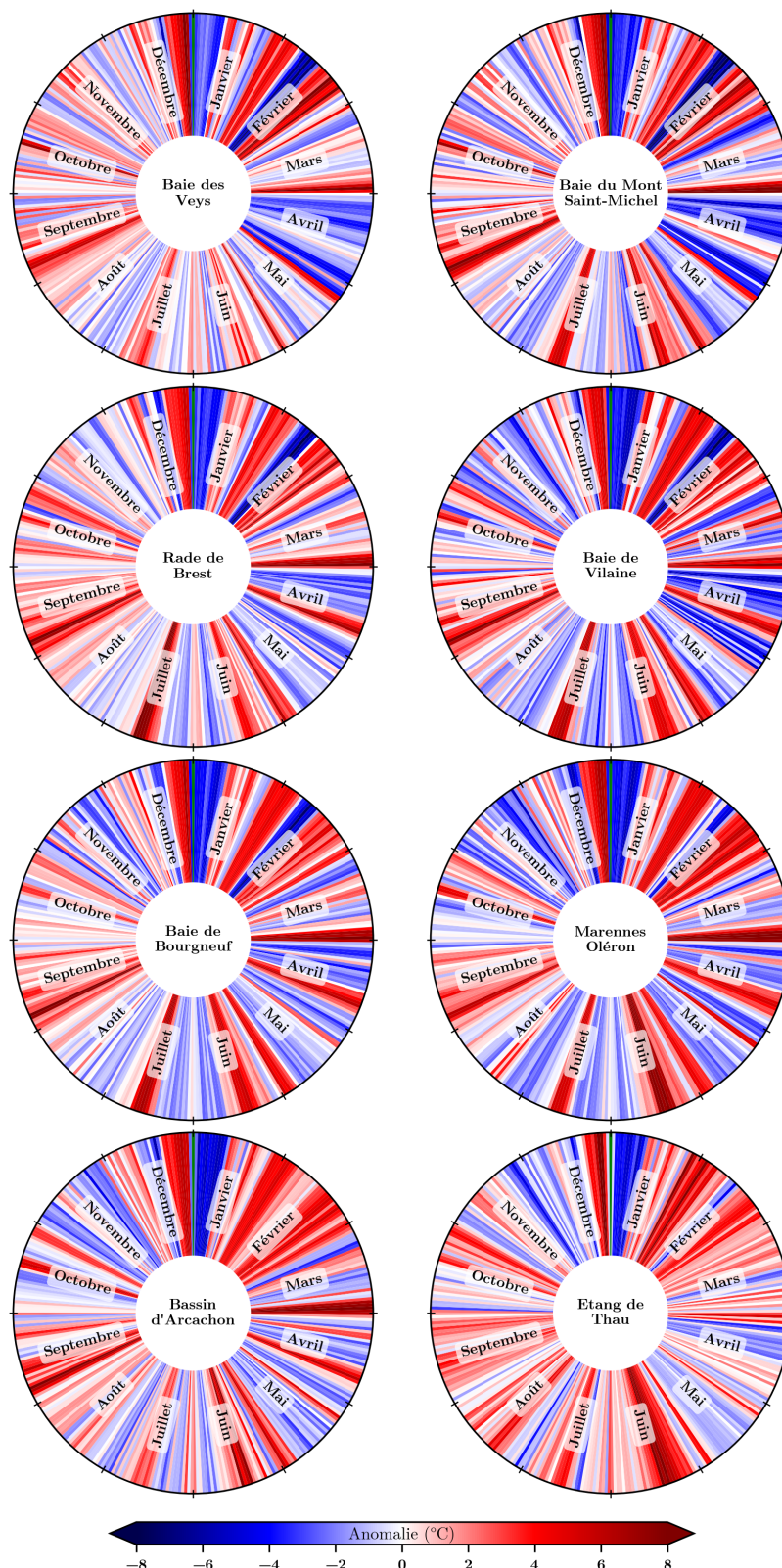


Figure 8 : Anomalies moyennes journalières 2021 par rapport à la normale calculée sur la période 1981 à 2010 pour les 8 sites. Les périodes à anomalie thermique positive apparaissent en rouge, celles à anomalie thermique négative en bleu. Les stations Météo-France de référence pour chaque secteur sont respectivement les suivantes : Englesqueville pour la Baie des Veys, Coutances pour la Baie du Mont St Michel, Lanvéoc pour la Rade de Brest, Vannes pour la Baie de Vilaine, Noirmoutier pour la Baie de Bourgneuf, Château d'Oléron pour le Bassin de Marennes-Oléron, Cap Ferret pour le Bassin d'Arcachon, Sète pour la lagune de Thau (© Météo-France).

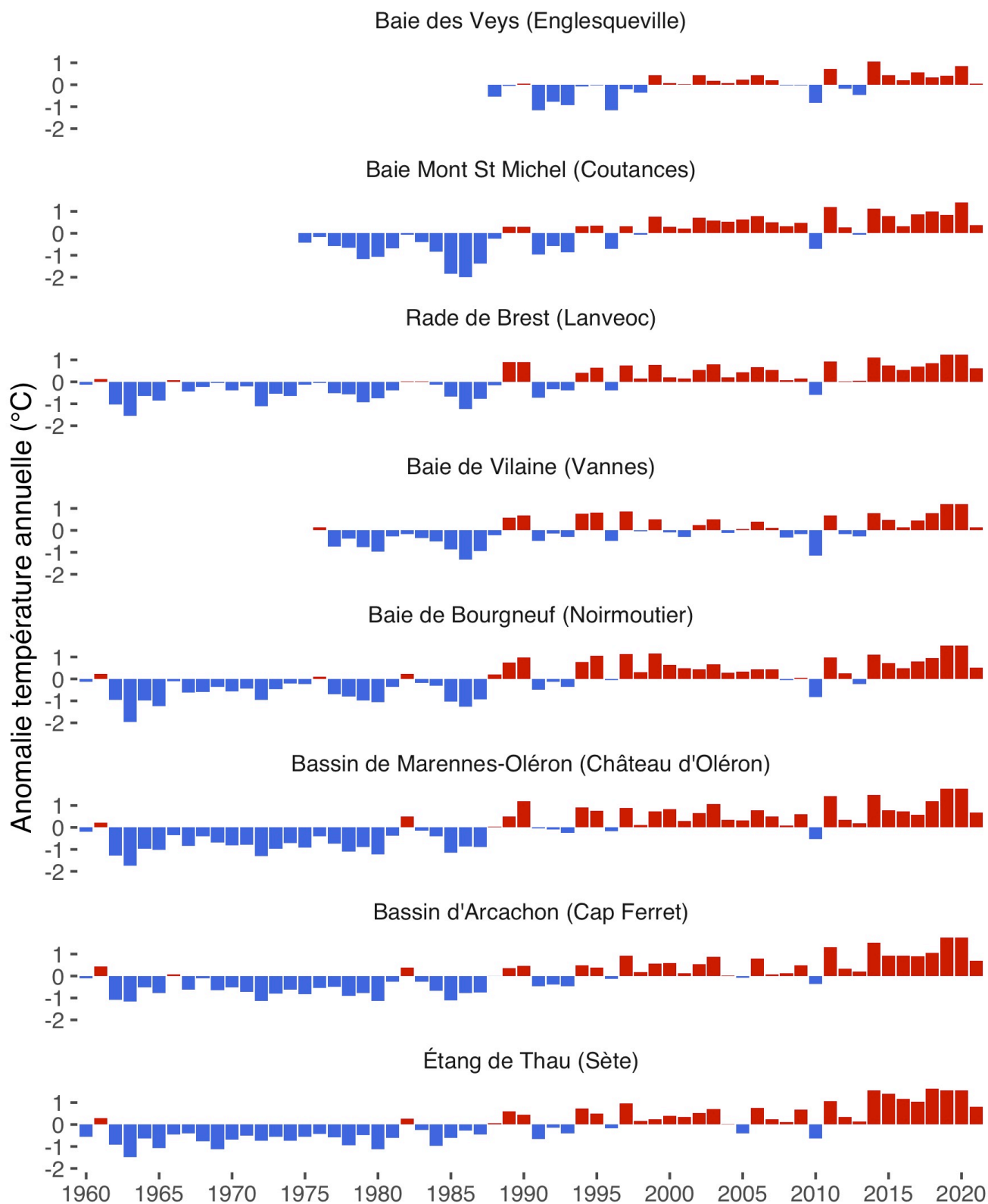


Figure 9 : Anomalies de température de l'air (moyenne annuelle en °C) pour chaque site d'étude depuis 1960, à l'exception des stations Météo-France de Englesqueville, Coutances et Vannes, pour lesquelles les données ne sont disponibles qu'à partir de 1976 (Source des données : © Météo-France).

3.1.2 Pluviométrie

La **Figure 10** présente, de façon synthétique, les cumuls mensuels de pluie relevés en 2021 et fournit une comparaison avec les normales. L'analyse de cette figure révèle, d'une façon plus ou moins marquée selon les sites, les points suivants :

- L'hiver se caractérise, en moyenne, par des conditions pluviométriques dans les normes sur la plupart des secteurs, voire des valeurs déficitaires notamment pour la Lagune de Thau.
- Au printemps, les cumuls de pluie se situent toujours plutôt dans les normales voire excédentaires, notamment en fin de période.
- En été, de façon similaire, les cumuls mensuels sont excédentaires notamment en juillet pour les sites plus au Nord.
- En automne, les cumuls deviennent, selon les mois, conformes aux normales ou largement excédentaires notamment sur les sites de la façade atlantique en octobre.

En complément, la **Figure 11** présente l'anomalie annuelle 2021 de pluviométrie pour chacun des sites du réseau et permet de la comparer avec celles enregistrées depuis 1960. Cette figure montre que l'année 2021 s'inscrit au final comme une année proche des normales, voire même un peu déficitaire sur les sites méridionaux, mais marquée par de très fortes irrégularités selon les mois de l'année.

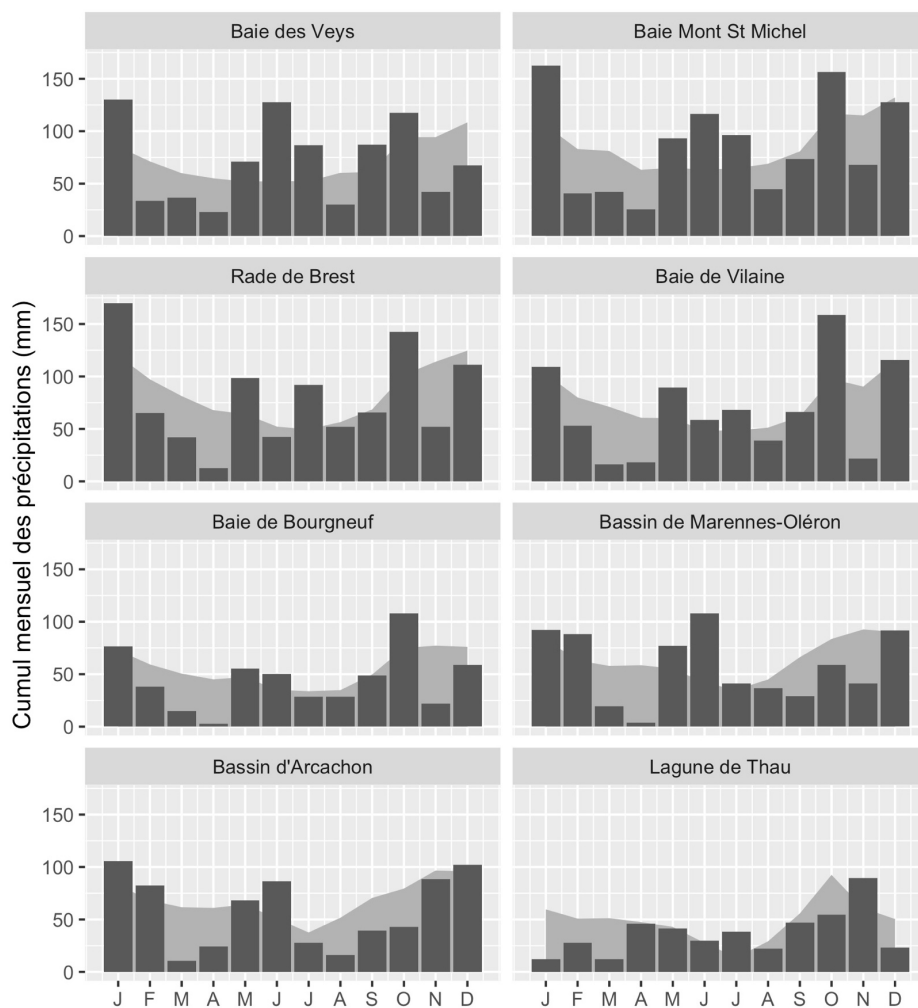


Figure 10 : Cumul pluviométrique mensuel pour l'année 2021 et normale calculée sur les dernières décennies pour les 8 sites. Les stations Météo-France de référence pour chaque secteur sont respectivement les suivantes : Englesqueville pour la Baie des Veys, Coutances pour la Baie du Mont St Michel, Lanvéoc pour la Rade de Brest, Vannes pour la Baie de Vilaine, Noirmoutier pour la Baie de Bourgneuf, Château d'Oléron pour le Bassin de Marennes-Oléron, Cap Ferret pour le Bassin d'Arcachon, Sète pour la lagune de Thau (Source des données : © Météo-France).

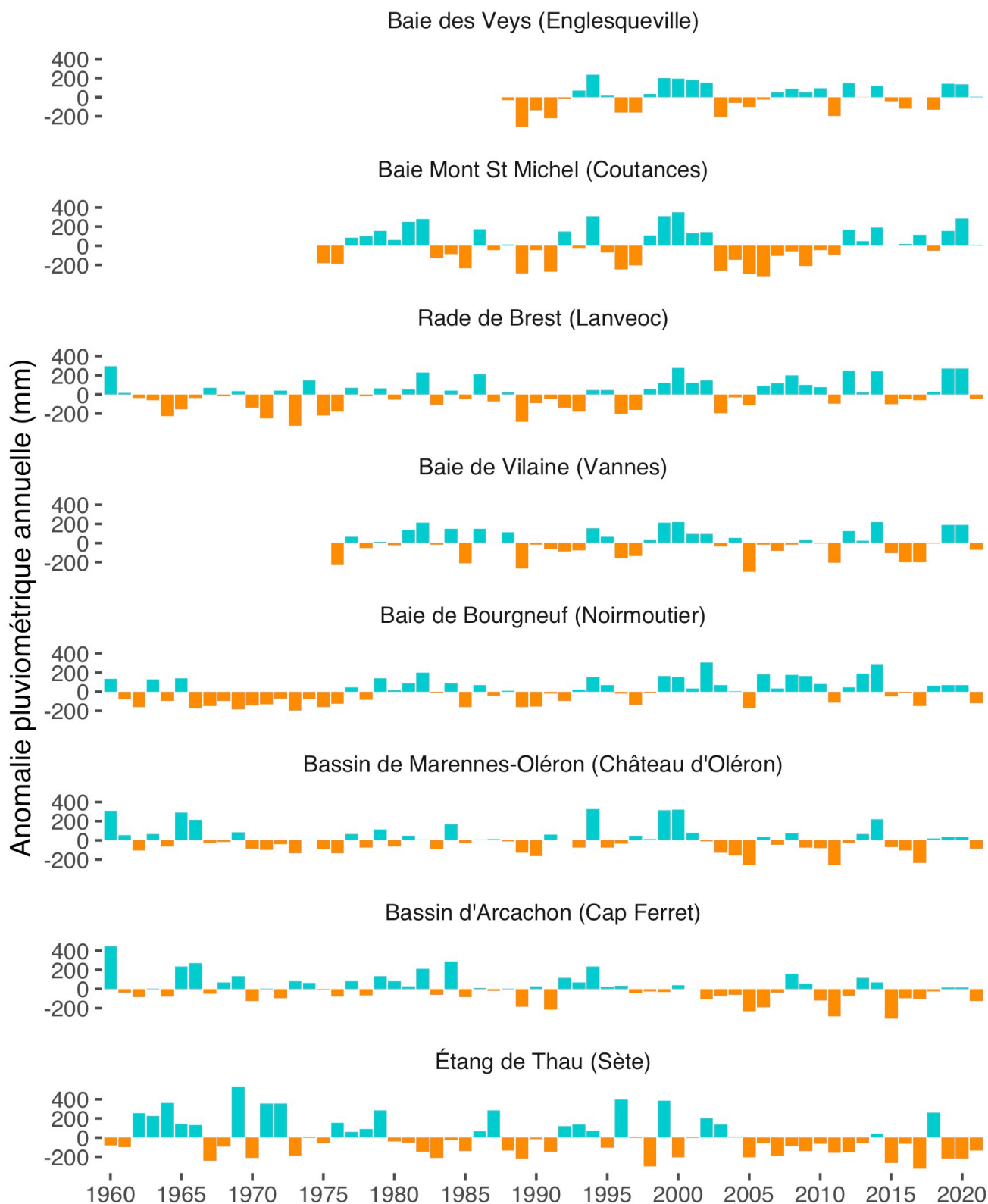
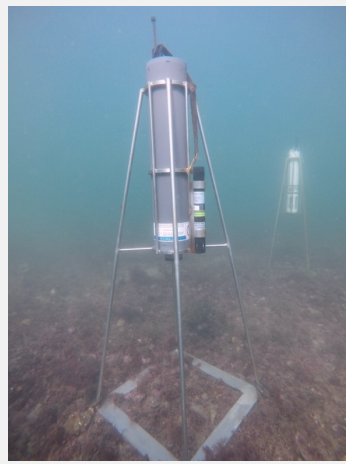


Figure 11 : Anomalies annuelles de pluviométrie (mm) depuis 1960 pour chaque site d'étude, à l'exception des stations Météo France de Englesqueville, Coutances et Vannes, pour lesquelles les données ne sont disponibles qu'à partir de 1976 (Source des données : © Météo-France).

3.2 Données hydrologiques

3.2.1 Température de l'eau de mer



La température de l'eau de mer constitue un paramètre clé pour la croissance, la survie et la reproduction de l'huître creuse : sa diminution permet un repos physiologique hivernal lors des hivers froids, le réchauffement printanier accélère sa croissance et module la vitesse de maturation, les étés chauds favorisent les pontes (e.g. Bernard et al., 2016 ; Thomas et al., 2016), le développement des larves et le recrutement (e.g. Pouvreau et al., 2015). Mais elle est aussi un facteur essentiel dans les épisodes de mortalité. En effet, l'huître creuse est soumise à de fortes variations thermiques en lien avec sa position sur l'estran et son mode d'élevage, qui influencent directement les temps durant lesquels l'animal est exondé, et est de ce fait régulièrement soumis à de fortes variations de température (Chapman et al., 2011). Lorsque les huîtres sont immergées, il est déjà bien connu que la température de l'eau de mer va directement influencer le métabolisme de l'huître creuse, bloquer les processus d'infection virale (Delisle et al., 2018) et augmenter les taux de survie face aux mortalités liées au virus OsHV-1 (Pernet et al. 2012, Petton et al. 2013, Pernet et al., 2015, Renault et al., 2014) ou aux bactéries du genre *Vibrio* (Le Roux et al., 2016, Petton et al., 2015).

La **Figure 12** présente, de façon synthétique, la température de l'eau de mer (respectivement moyenne journalière calculée à partir de données hautes fréquences et moyenne mensuelle calculée à partir de données ponctuelles) et son degré d'anomalie par comparaison à la normale.

L'année 2021 se caractérise, de façon plus ou moins importante selon les sites, par les points suivants :

- L'hiver est globalement marqué par des anomalies positives pendant laquelle la température de l'eau est supérieure aux normales avec, sur les sites du sud, des anomalies de plus de 3°C.
- Le printemps est plus nuancé avec des alternances d'épisodes chaud et froid. Sur tous les sites, on note au mois de juin une forte anomalie positive pouvant atteindre 4°C.
- Par contre, l'été 2021 se caractérise par des températures situées relativement dans la normale, voire déficitaire excepté pour les sites de la Baie des Veys et de Marennes-Oléron qui sont marqués par une anomalie positive. Les anomalies redeviennent positives sur tous les secteurs à la fin du mois d'août jusqu'à la fin de l'été.
- Suite à cet événement chaud tardif, l'automne se positionne tout d'abord dans une anomalie positive avant de basculer dans le négatif à partir de novembre.

Avec la méthode d'apprentissage basée sur les données de température air Météo France, il est désormais possible d'extrapoler des températures moyennes journalières de l'eau et d'en calculer des anomalies. Les anomalies de températures annuelles sont représentées sur la Figure 13 pour les 8 sites du réseau. Pour les 10 années sur lesquelles on dispose maintenant de mesures stables, les moyennes annuelles de température issues des modèles d'apprentissage sont en cohérence totale avec les données observées issues du réseau, ce qui confirme la validité du modèle d'apprentissage. Seul le site du bassin de Marennes-Oléron qui souffre d'un manque de données avec des jeux complets chaque année ne peut pas être validé. Un effort supplémentaire sera à mener sur ce site afin de certifier les données modélisées.

Pour tous les sites, il ressort que l'augmentation de température de l'eau est flagrante depuis les années 1960, surtout dans l'écosystème fermé de l'étang de Thau, avec des anomalies dépassant sur l'année 1.5°C. Le modèle n'utilisant que la période 2010 à 2020, sa robustesse sera mise en évidence sur chacun des sites dans les années à venir. Il convient toutefois de rappeler que les années 1960 à 1980 sont caractérisées comme étant des décennies plus froides. La principale raison est la forte présence d'aérosols dans l'atmosphère, liées aux émissions de particules d'origine industrielle, ce qui a réduit l'impact du flux solaire. Cette particularité pourrait exagérer la tendance actuelle au réchauffement.

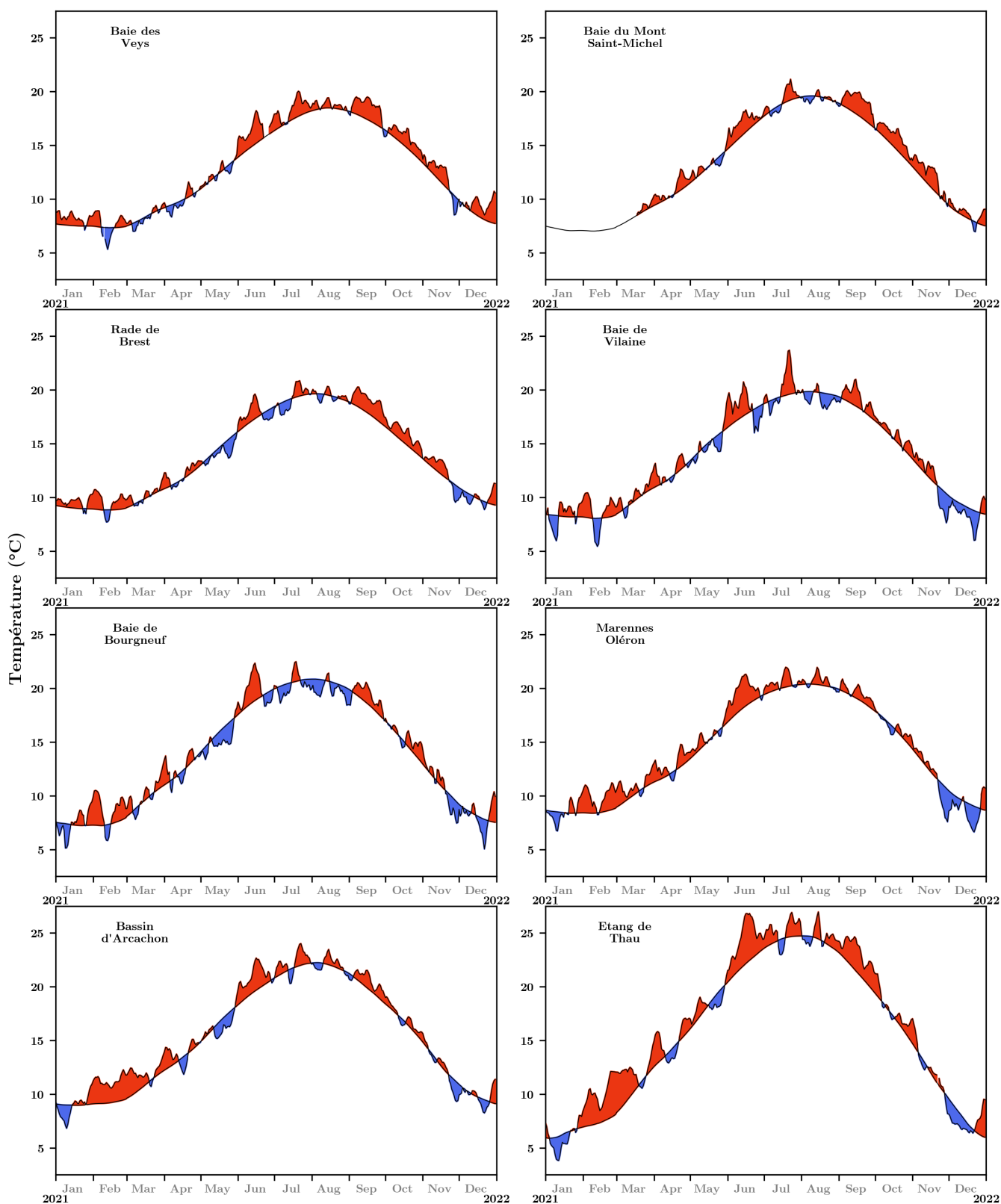


Figure 12 : Température moyenne journalière de l'eau de mer en 2021 et anomalies par rapport à la normale calculée sur la période 1981 à 2010 pour les 8 sites suivis (© Ifremer). Les périodes à anomalie thermique positive apparaissent en rouge, celles à anomalie thermique négative en bleu.

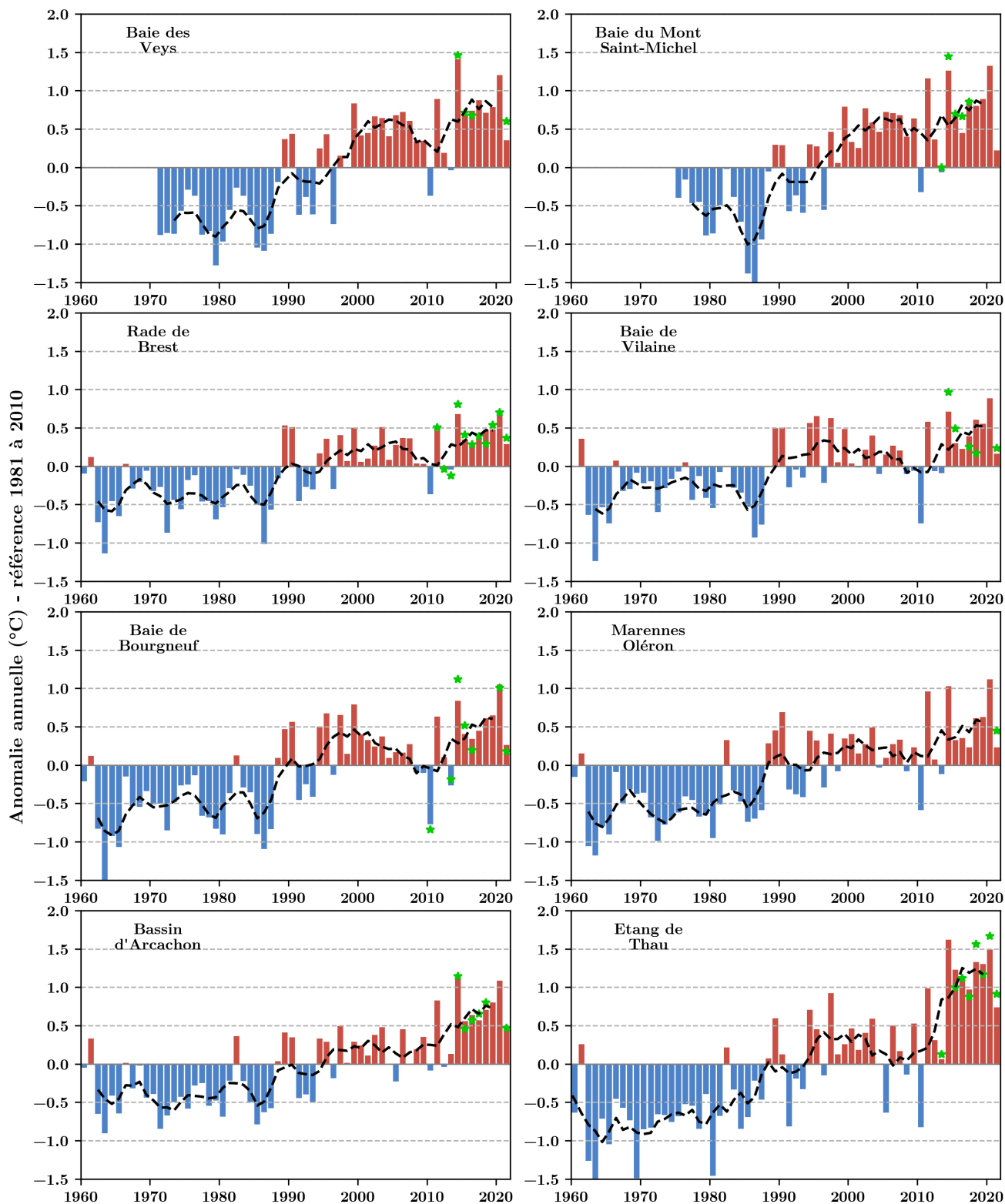


Figure 13 : Anomalie annuelle de température de l'eau pour les 8 sites ECOSCOPA. Ces anomalies sont calculées avec les températures modélisées avec le modèle d'apprentissage automatisé. La période de référence pour chaque site est de 1981 à 2010. La courbe en pointillée noire est une moyenne glissante de l'anomalie modélisée centrée sur 11 ans. Les étoiles vertes représentent la moyenne annuelle calculée avec les mesures haute-fréquence.

3.2.2 Salinité

La salinité joue un rôle indirect sur la croissance et le succès de la reproduction de l’huître creuse : c’est un indicateur du débit des fleuves et rivières et donc un proxy¹ des apports de sels nutritifs entrant dans le système et régulant, en partie, le niveau de production primaire et les efflorescences phytoplanctoniques.

La Figure 14Figure 13 présente la moyenne journalière de la salinité de l’eau de mer. L’année 2021 se caractérise, de façon plus ou moins importante selon les sites, par les résultats suivants :

- A l’exception des sites les plus océaniques, l’hiver est marqué par des valeurs de salinité plutôt basses témoignant d’une pluviométrie excédentaire jusqu’en mars.
- Le printemps présente, quasiment sur tous les secteurs, un retour vers des valeurs de salinité dans les normes, avec cependant l’existence de dessalures marquées selon les secteurs.
- Puis, l’ensemble de l’été se caractérisent par des valeurs plutôt élevées qui se positionnent progressivement dans les quartiles supérieurs témoignant d’un relatif déficit pluviométrique sur la plupart des secteurs.
- L’automne et le début de l’hiver sont marqués, à nouveau, par des valeurs très basses témoignant de brusques dessalures liées à des épisodes particulièrement pluvieux, comme ce fut le cas en 2020.

Il est intéressant de noter les lâchers d’eau plus douce en baie de Bourgneuf très marqué cette année tout au long de l’été.

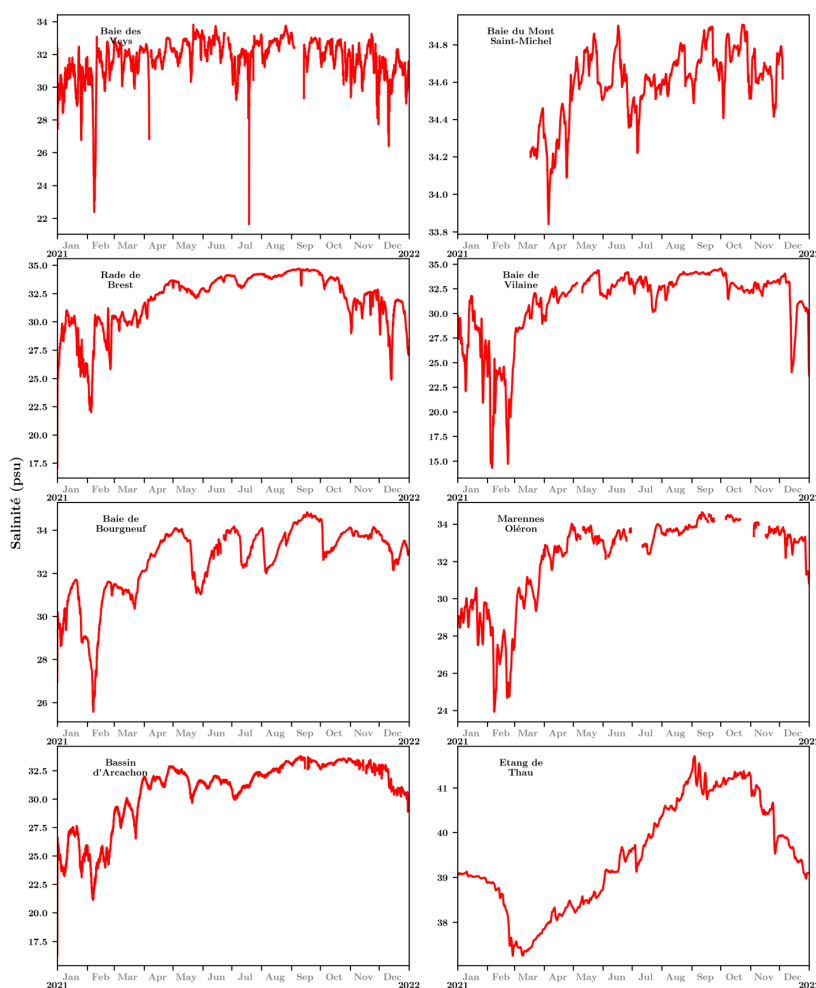


Figure 14 : Valeurs moyennes journalière 2021 de salinité pour chacun des huit secteurs étudiés dans le réseau ECOSCOPIA.

3.2.3 Concentration en phytoplancton

Le phytoplancton constitue, après la température, le deuxième paramètre clé pour la croissance et la reproduction de l'huître creuse. En tant que source principale de nourriture, il régule au printemps la pousse et l'effort de reproduction des bancs de géniteurs (*e.g.* Bernard, 2011) et en été la rapidité de croissance et la survie des larves (*e.g.* Rico-villa *et al.*, 2010). La concentration en phytoplancton est étudiée ici *via* l'utilisation d'un proxy universel et simple à mesurer : la biomasse de chlorophylle *a*.

La **Figure 15** présente la concentration 2021 en fluorescence (équivalent chlorophylle *a*) de l'eau de mer mesurée par les sondes ECO FLNTU sur 3 sites clés du réseau ECOSCOPIA. Les toutes premières données sont visibles pour les sites du Tès dans le bassin d'Arcachon et de Marseillan Est dans l'étang de Thau, après le déploiement de nouvelles sondes cette année. La méthode d'acquisition (fréquence, ajustage en laboratoire, nettoyage) est identique à celle utilisée en rade de Brest. Ces données permettront, à terme, de mieux expliquer la croissance des huitres et de suivre les conditions estivales de la reproduction.

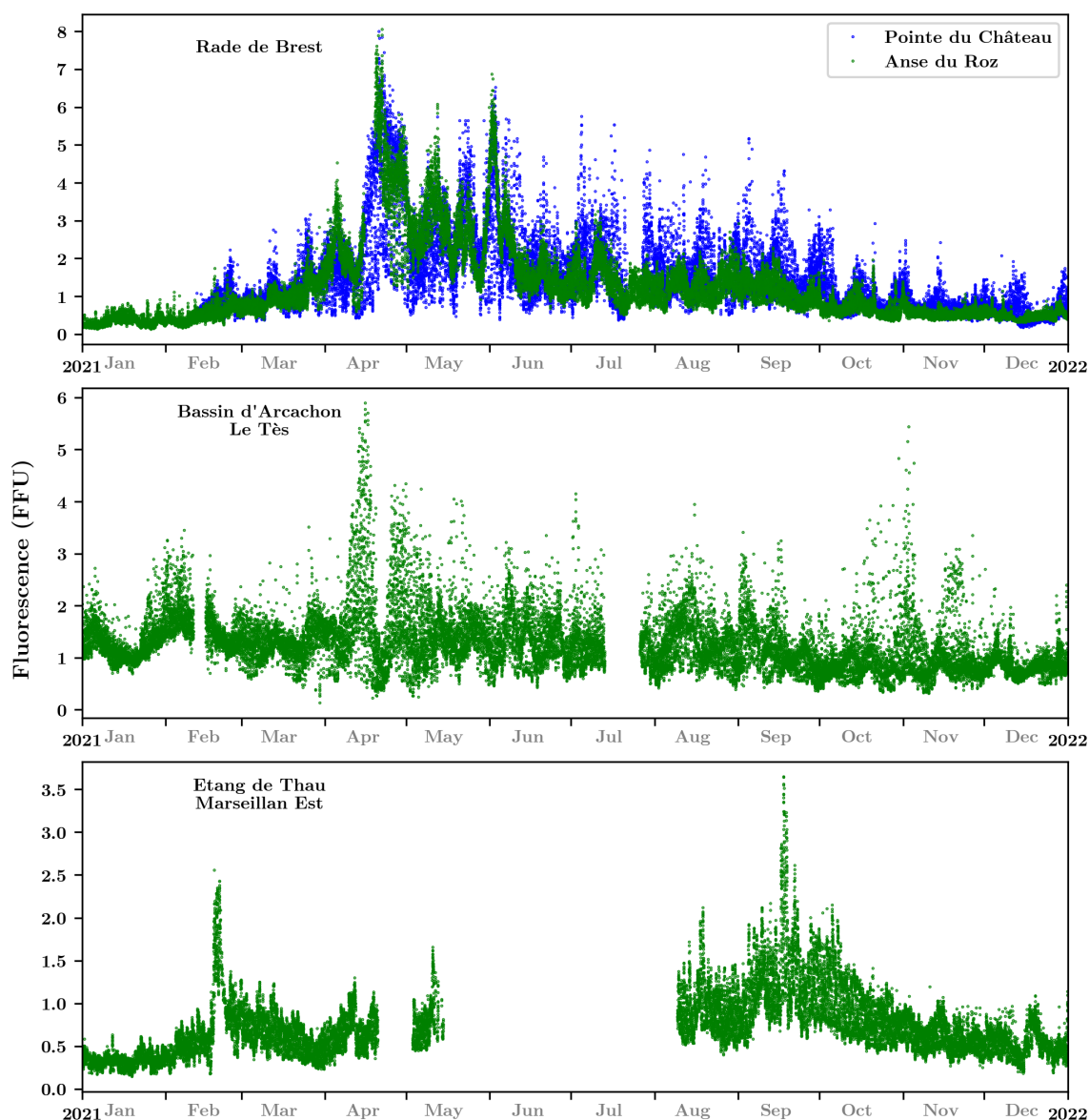


Figure 15 : Mesures de fluorescence haute-fréquence pour les sites de la rade de Brest, du bassin d'Arcachon et de l'étang de Thau.

Sur ces deux ‘nouveaux’ sites, des algues filamenteuses sont venues se coincer dans le système anti-fouling. Cela n’a pas eu d’impact sur l’intégrité du moteur de la sonde sur le site d’Arcachon. Cependant, cela a entraîné une infiltration d’eau pour le site de Thau. La sonde a été renvoyée en réparation et une autre déployée quelques mois plus tard (achat 2021). Pour éviter ce type de problème à l’avenir, un système artisanal de protection à base de feuille de cuivre sera placé autour du moteur. Nous verrons au cours de l’année 2022 si cela résout le problème.

3.2.4 pH et acidification de l’océan

Outre l’augmentation de température, l’un des changements majeurs d’ici la fin de ce siècle réside dans l’acidification des océans liée à l’augmentation progressive des rejets de CO₂ (Anonyme, 2011). Sur nos côtes, le pH de l’eau de mer est, en moyenne, compris entre 8.1 et 8.2. Mais il y a énormément de variabilité spatiale dans la chimie carbonatée de l’océan et la prédiction, à l’échelle régionale, de l’évolution du pH au cours de ce siècle est particulièrement incertaine. Chez l’huître creuse, le stade larvaire est le plus sensible à une diminution du pH : plusieurs études montrent qu’à partir d’un pH de 7.6, la croissance larvaire est affectée et la survie diminue (e.g. Kurihara et al., 2007). Des expérimentations récentes, réalisées en 2011 dans le cadre du projet VELYGER, ont montré que pour un pH de 7.2 et une température de 20°C, la croissance larvaire était ralentie de moitié et la métamorphose compromise (Bagusche et al., 2012).

La figure ci-contre présente l’évolution du pH Total dans le domaine côtier pour les différents sites pour le moment équipés dans le cadre du réseau : la rade de Brest, Marennes Oléron, le bassin d’Arcachon et l’étang de Thau. Ces données servent également à alimenter le Réseau Côtier SOMLIT (Service d’Observation en Milieu Littoral) mis en œuvre par le CNRS-INSU (<http://somalit.epoc.u-bordeaux1.fr/fr/>).

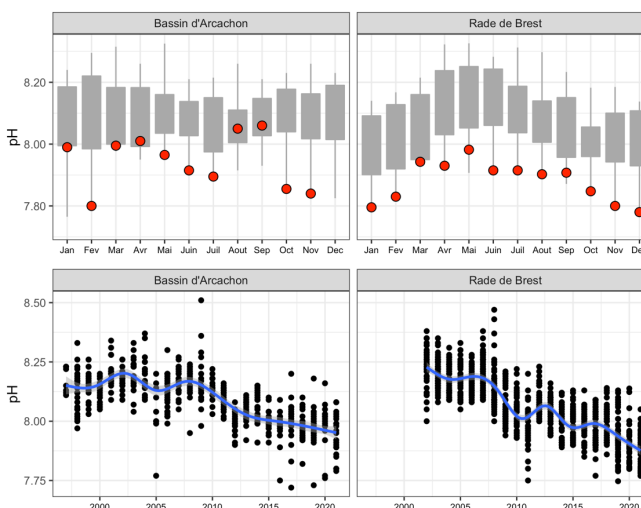
Les variations saisonnières sont visibles sur l’ensemble des sites ainsi qu’une grande variabilité journalière suivant les environnements observés. Les valeurs de pH des masses d’eau sont amenées à varier de moins de 7.8 à plus de 8.3 selon la saison et le secteur considéré. Notez les très grandes variations observées sur la lagune de Thau au cours de l’année. Il s’agit ici des toutes premières données haute fréquence disponible sur la côte atlantique et en milieu estuarien.

En terme de tendance pluriannuelle (figure ci-dessous), on constate que les données 2021 s’inscrivent, pour les deux secteurs SOMLIT de la façade atlantique, dans une tendance à la diminution avec des valeurs se situant dans la gamme inférieure des observations enregistrées depuis le début des années 2000 par le réseau SOMLIT. **En 2021, les valeurs moyennes annuelles du pH sont en deçà de 8.00 assez régulièrement que ce soit en Rade de Brest ou dans le Bassin d’Arcachon.** Bien sûr, ces valeurs moyennes restent toujours supérieures au seuil de 7.6 - valeur considérée comme problématique pour la vie larvaire de l’huître creuse.

Figure 16 : Évolution pluriannuelle du pH sur la façade atlantique (Données du réseau SOMLIT)

Haut : Valeurs moyennes mensuelles 2021 du pH de l’eau de mer (© CNRS-INSU/SOMLIT) à l’entrée du Bassin d’Arcachon (site « Eyrac ») et de la Rade de Brest (site « Portzic). Ces valeurs annuelles sont comparées à la distribution des valeurs des 20 dernières années.

Bas : Évolution du pH (moyenne annuelle +/- ECT) depuis les années 1998 (© CNRS-INSU/SOMLIT) à l’entrée de la Rade de Brest et du Bassin d’Arcachon. Ces graphes ont été obtenus à partir des données acquises par le Service d’Observation en Milieu Littoral, mis en œuvre par l’INSU-CNRS (Réseau SOMLIT). Pour en savoir plus : <http://www.somalit.fr>



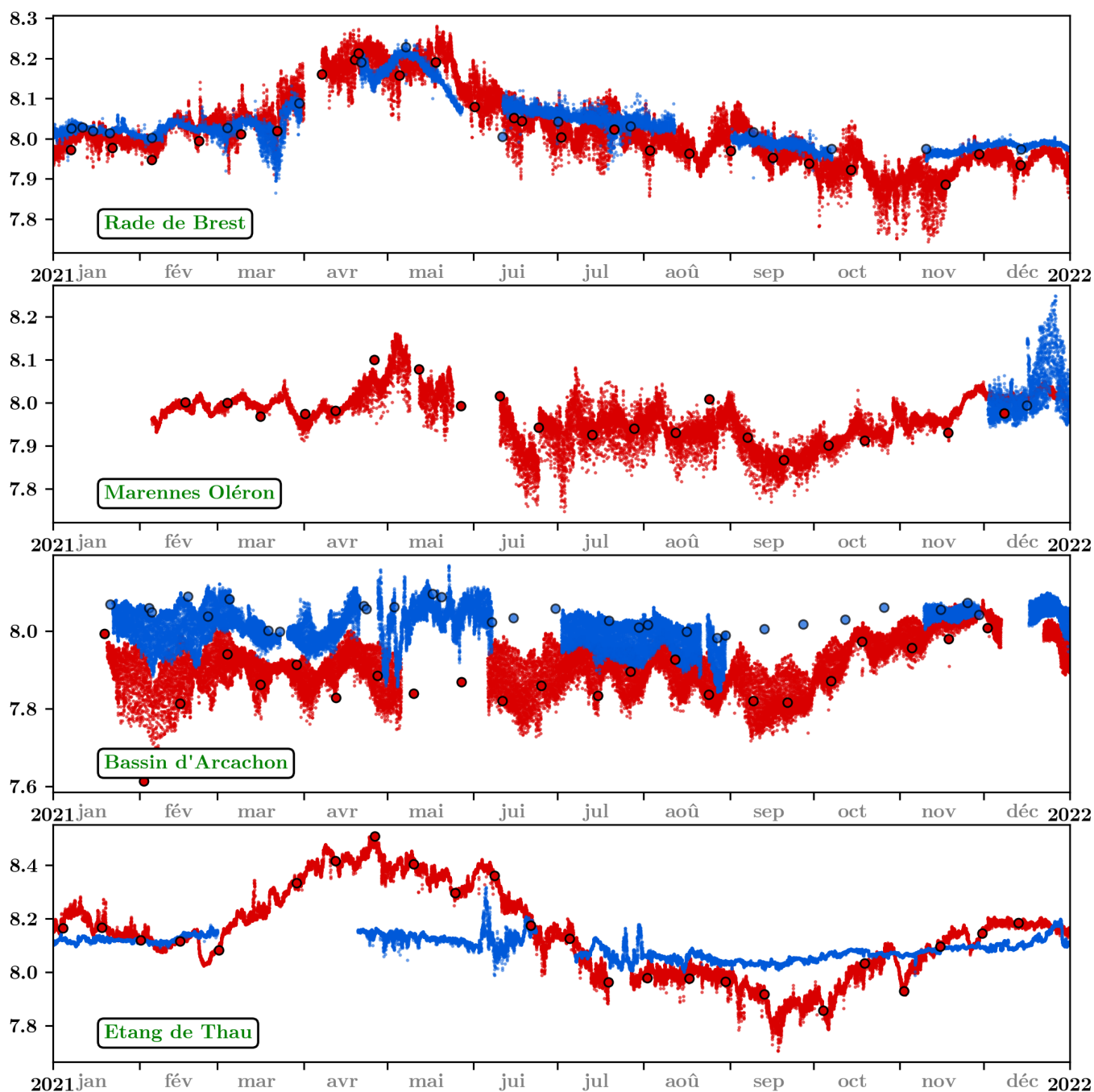


Figure 17 : Suivi haute fréquence de pH sur la rade de Brest et sur les 3 autres sites du projet CocoriCO2. Les données des sites conchylicoles sont représentées en rouge, celles des sites un peu plus au large en bleu. Les analyses des prélèvements discrets effectuées par spectrophotométrie sont représentées par des points.

3.2.5 Bilan historique des séries haute-fréquence du réseau ECOSCOPA

Toutes ces séries temporelles sont traitées et archivées dans la base Seanoe mais sont aussi automatiquement intégrées à la base de données Coriolis (<https://data.coriolis-cotier.org>). Cela assure un archivage pérenne des données et garantit ainsi leur disponibilité à tous. Il est important de noter que les **séries de température et de salinité** illustrées sur la Figure 18 constituent une **base de données unique à l'échelle nationale en milieu côtier**.

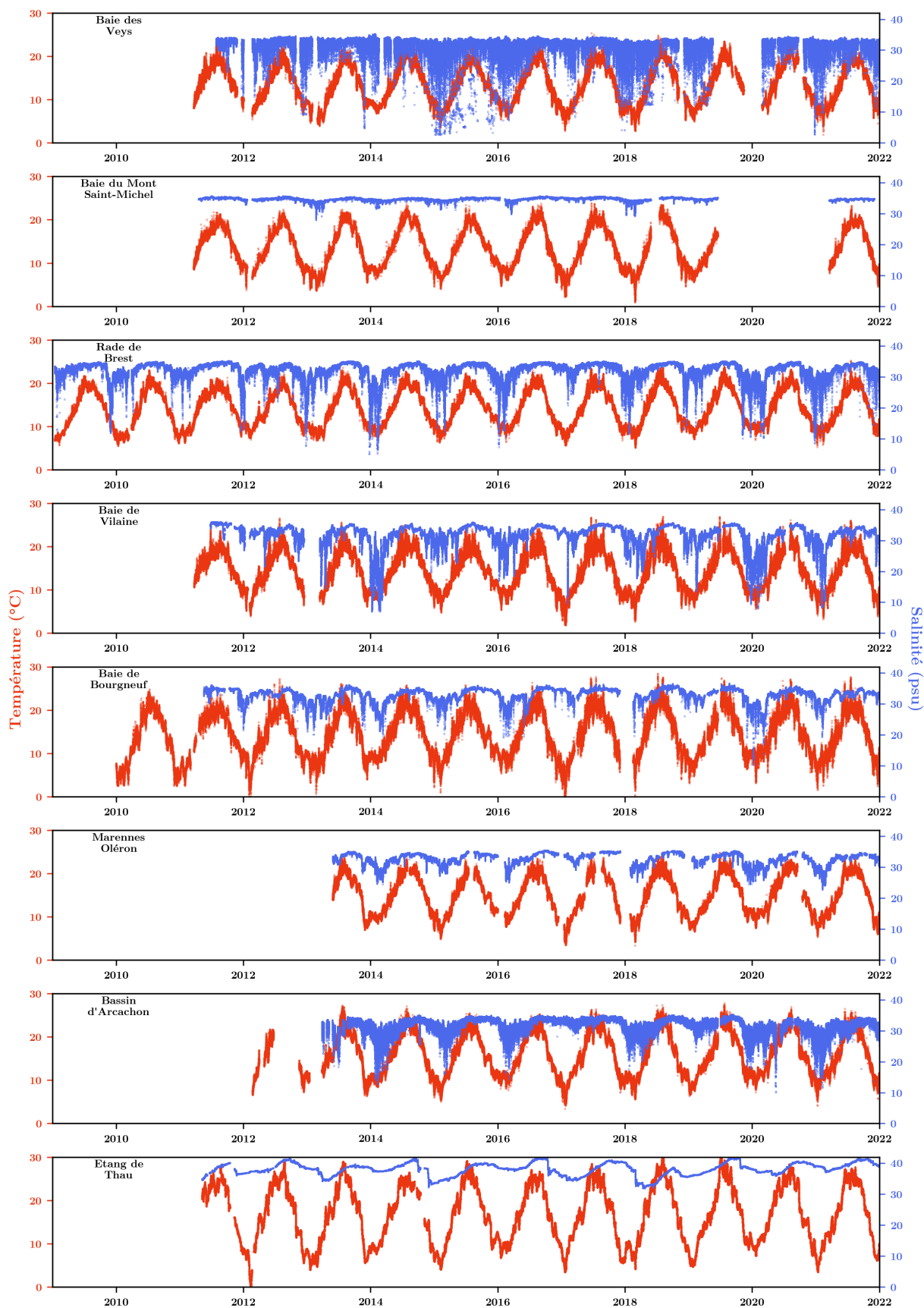


Figure 18 : Bilan illustrant l'acquisition des données haute fréquence de Température (rouge) et Salinité (bleu) réalisée sur l'ensemble des sites du réseau ECOSCOPA depuis 2010.

4 Croissance et survie de l'huître creuse en 2021

4.1 Suivis des taux de mortalité

Les mortalités observées sur les sites ateliers du réseau ECOSCOPIA en 2021 ont mis en évidence des vagues de mortalités relativement importantes sur le lot naissain NSI déployé simultanément sur l'ensemble des sites. Ces **mortalités sont apparues début Juin** sur les sites de la **façade Atlantique**, principalement sur les sites de Marennes Oléron, du bassin d'Arcachon et de la Bretagne Sud. Cette vague de mortalité s'est ensuite étendue sur les sites plus au Nord (Rade de Brest, Baie du Mont Saint Michel et Baie des Veys) au cours de la mi Juin. A partir de **début Juillet**, **l'ensemble des mortalités étaient stables** et n'ont quasiment plus évoluées jusqu'à la fin de suivis en Décembre 2021.

Notons également une particularité pour ce suivi 2021 : **l'absence de mortalité de naissain sur le site de Marseillan, situé dans l'étang de Thau**, pour la première fois depuis une décennie. Ce phénomène, jugé anormal, sera approfondi en fonction des facteurs environnementaux présents cette année, mais aussi au regard des deux phénomènes précédant cette observation :

- la malaïgue qui a affecté l'étang au mois d'Aout 2018, entraînant une chute de la teneur en oxygène de l'eau, provoquant une mortalité massive des coquillage (estimée à 100% de pertes de moules, et 33% de perte d'huîtres)

- la diminution de l'activité aquacole en 2019 et 2020 suite à la crise COVID.

Ces deux facteurs pourraient avoir contribué à assainir l'étang et ainsi à réduire les phénomènes de contamination au sein de l'étang. Cette hypothèse restera néanmoins à confirmer dans les années à venir. Enfin, il est important de signaler que cette absence de mortalité en 2021 n'a pas été observée par l'ensemble des professionnels travaillant sur ce secteur.

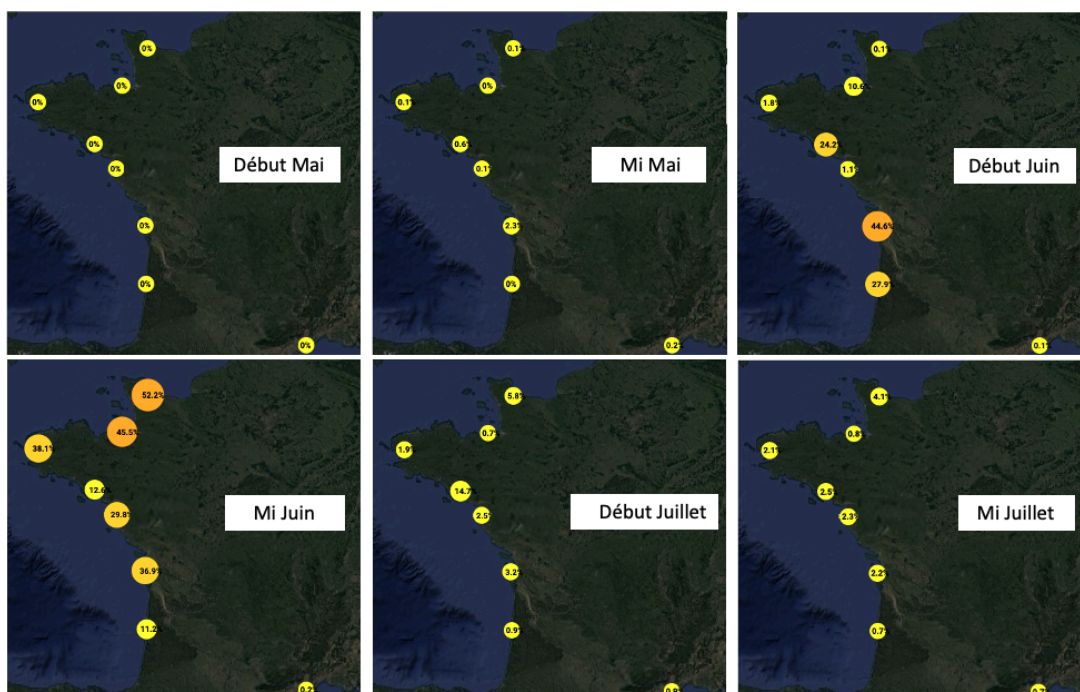


Figure 19 : Évolution des taux de mortalité instantanée calculés pour le lot de naissain NSI déployé simultanément sur tous les sites ECOSCOPIA le 1er mars 2021. La taille et la couleur des bulles varient en fonction du taux de mortalité instantanée calculé lors de chaque sortie terrain.

Au final, la **moyenne nationale des taux de mortalité observée** sur les différents sites ateliers à la fin de suivis (Décembre 2021) est de **49,1% ± 20 pour le NSI**, avec le plus fort taux de mortalité obtenu pour le site de Marennes Oléron (74%) et le plus faible pour l'étang de Thau (8%) (**Tableau 2**). Ces résultats indiquent donc des différences significatives de taux de mortalité entre les sites.

Notons enfin que **cette moyenne nationale est en baisse de près 20% par rapport à la dernière moyenne nationale obtenue par ce réseau en 2018** (la moyenne nationale de mortalité en 2018 était alors de 68.7% ± 12) : les données pour les années 2019 (suivi incomplet pour suspicion du parasite *Haplosporidium*) et 2020 (suivi annulé suite à la crise COVID) sont malheureusement manquantes.

Tableau 2 : Taux de mortalité cumulée (%) des différents lots sentinelles d'huîtres sur les sites ECOSCOPA lors de la campagne 2021.

Secteur	Site	Lot	Mortalité Cumulée (%)	Ecart-Type (%)
Baie des Veys	Gefosse	NSI 6 mois Ifremer	62.1	0.5
Baie du Mont Saint Michel	Cancale	NSI 6 mois Ifremer	58.1	5.2
Rade de Brest	Pointe du Chateau	NSI 6 mois Ifremer	52.4	2.7
Baie de Vilaine	Pénerf	NSI 6 mois Ifremer	57.9	3.7
Baie de Bourgneuf	Couperlasse	NSI 6 mois Ifremer	40.4	10.6
Marennes Oléron	Agnas	NSI 6 mois Ifremer	74.0	5.6
Bassin d'Arcachon	Le Tes	NSI 6 mois Ifremer	40.4	2.0
Etang de Thau	Marseillan est	NSI 6 mois Ifremer	7.9	3.9

4.2 Suivis des taux croissance

Le poids initial du lot NSI commun déployé sur tous les sites en Mars 2021 était de 0,22g. Les poids atteint par ce lot sur les différents sites en Décembre 2021 sont présentés dans le **Tableau 3**. On constate ainsi des écarts très importants entre les sites, avec un poids moyen passant du simple au triple entre Marseillan (11,6g) et Gêfosse (34.3g). Ces différences se justifient par des apports nutritifs différents entre ces deux sites.

Tableau 3 : Poids total (g) atteint par le lot NSI sur les différents sites ECOSCOPA lors de la campagne 2021.

Secteur	Site	Lot	Poids total (g)	Ecart-Type (g)
Baie des Veys	Gefosse	NSI 6 mois Ifremer	34,3	1,5
Baie du Mont Saint Michel	Cancale	NSI 6 mois Ifremer	20,2	0,8
Rade de Brest	Pointe du Chateau	NSI 6 mois Ifremer	17,3	0,7
Baie de Vilaine	Pénerf	NSI 6 mois Ifremer	25,1	1,8
Baie de Bourgneuf	Couperlasse	NSI 6 mois Ifremer	21,3	0,6
Marennes Oléron	Agnas	NSI 6 mois Ifremer	28,2	1,6
Bassin d'Arcachon	Le Tes	NSI 6 mois Ifremer	13,0	0,8
Etang de Thau	Marseillan est	NSI 6 mois Ifremer	11,6	1,1

L'interruption des suivis ECOSCOPIA lors des deux années 2019 et 2020 rend complexe la comparaison des taux de croissance par rapport aux années précédentes. Néanmoins, en comparant les courbes de croissance obtenues pour les NSI (produits de façon identique, et avec un poids initial similaire de 0,2g pour les années 2017, 2018 et 2021), on constate que l'année 2021 correspond plutôt à une moins bonne année en terme de croissance (**Figure 20**). En effet, à l'exception de site Géfosse en Baie des Veys, les courbes de croissance sont à minima équivalente, voir en deçà des courbes obtenues pour les années 2017 et 2018. Ces résultats sont directement corrélés aux conditions climatiques observées pour cette année.

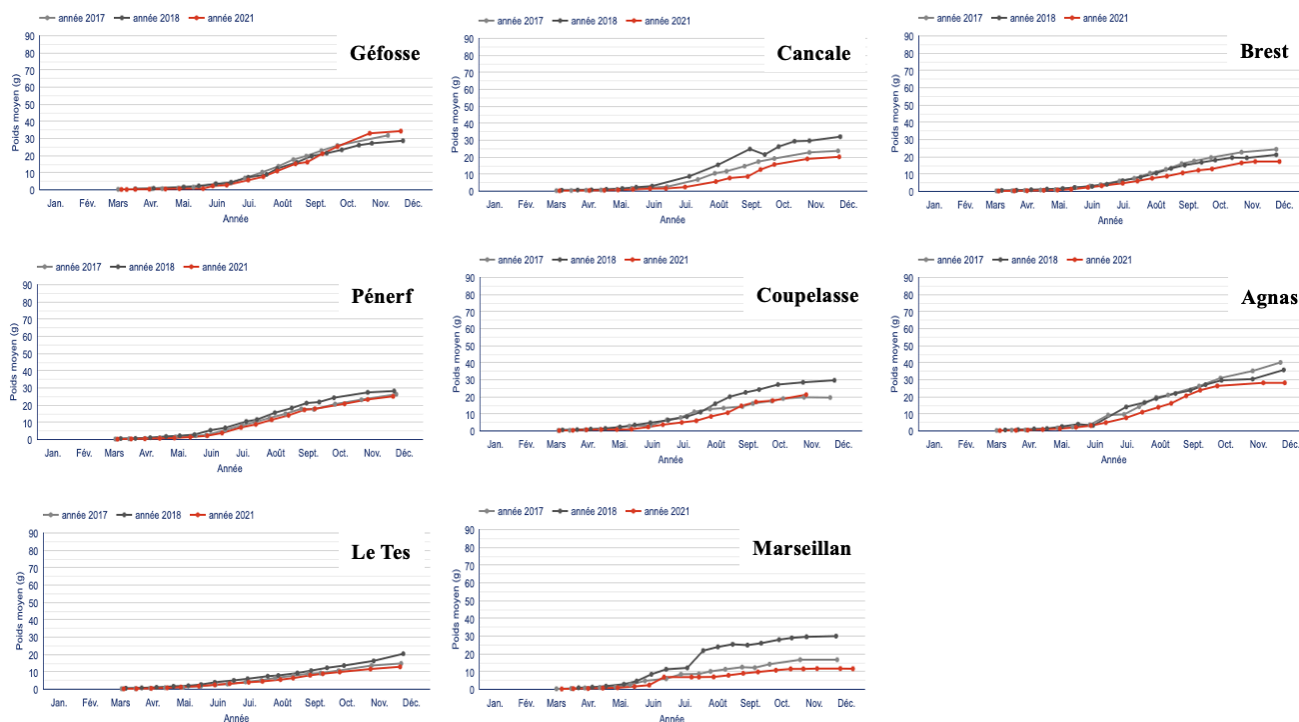


Figure 20 : Évolution des courbes de croissance pour le lot de naissain NSI déployé simultanément sur tous les sites ECOSCOPIA le 1er mars 2021 (courbes rouges), par rapport au courbes obtenues lors des campagnes 2017 (courbes gris clair) et 2018 (courbes gris foncé).

4.3 Analyse du lien entre survie et bathymétrie

4.3.1 Rappel du protocole de suivi

Durant 3 années consécutives, nous avons déployé des triplicats de poches (à raison de 200 NSI par poche âgées de 3 mois et mesurant environ d'1 cm) à trois hauteurs d'estran Haut, Milieu, Bas (Figure 21) sur le site ECOSCOPIA de rade de Brest, respectivement à +5 m, +3 m, +1m40 par rapport au zéro hydrographique.

Chacun de ces 3 niveaux bathymétriques correspond à des temps d'exondation de respectivement : 80 %, 56 % et 20 %. Chacun des lots est noté : T1H, T1M et T1B. Pour chaque hauteur d'estran, une poche est choisie afin de porter les capteurs pour la mesure de température et de pression (SP2T © NKE). Un logiciel (Winmemo2) permet de lire les données de température, de convertir les données de pression en

profondeur et d'exporter le tout au format texte (.txt). La lecture des données se fait par lecture radio à proximité du capteur à relever.



Figure 21 : En haut : Photo aérienne du site d'expérimentation situé en Rade de Brest à Logonna-Daoulas (Source : GoogleEarth) ; en bas : rappel des 3 hauteurs bathymétriques testées. Le niveau Bas (1,4m) et Haut (5m) correspondent aux limites maximales basses et hautes de répartition naturelle de *C. gigas* sur le site d'étude BR08

4.3.2 Analyses des réponses physiologiques

Les suivis écophysiologiques réalisées sur le site BR08 depuis les années 2017, confirment que les huîtres intertidales en haut et milieu d'estran, respectivement à 3m et 5 m de bathymétrie, décalent de 10 jours le début des mortalités et présentent une survie améliorée en moyenne de 15% par rapport au naissain en position bathymétrique subtidale à 1,4 m. Ce différentiel de survie reste toutefois modéré, mais est significatif et la charge virale est quant à elle considérablement réduite sur le haut d'estran.

Ainsi, chaque année, les naissains de moins d'un an sont mieux protégés de la mortalité par OsHV-1 au milieu et en haut d'estran, respectivement à 3m et 5m de bathymétrie, quand ils grossissent moins vite. Ces suivis démontrent ainsi une plus grande robustesse du naissain *C. gigas* face à OsHV-1 en haut et milieu d'estran, quand le naissain est soumis à l'exondation dans la zone intertidale. Dans cette zone intertidale, le naissain subit des variations très fluctuantes de son environnement, ce qui modifie la disponibilité en nourriture, en oxygène, la température interne et le pH interne des organes. Ces changements d'environnement induisent des réponses physiologiques importantes chez *C. gigas* qui s'adapte à ces conditions de multi-stress.

En 2021, nous avons cherché à mieux caractériser ces réponses physiologiques en fonction de la bathymétrie, afin d'identifier des bioindicateurs de santé animale pour l'huître. Les huîtres analysées avaient été prélevées en 2018 au 3 hauteurs bathymétriques testées et sont comparées entre elles.

4.3.3 Analyse de l'expression des gènes

Nous avons mesuré le niveau d'expression de 4 gènes dans les huîtres (n= 5 individus) en fonction de leur hauteur bathymétrique : 3 gènes sont des marqueurs de la réponse antivirale contre OsHV-1 (Cg IAP, Cg IKB2 et Cg PKR) et le gène Cg CAV est un marqueur d'activation du système immunitaire (Figure 22).

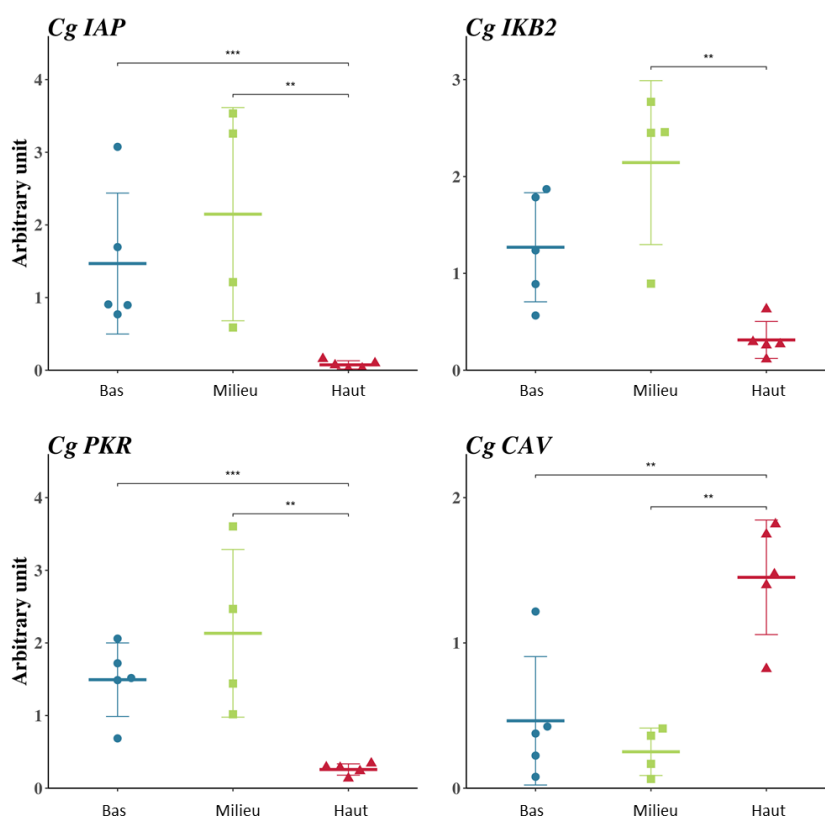


Figure 22 : expression de 4 gènes (CgIAP, CgIKB2, CgPKR et CgCAV) dans les huîtres (n=5 individus) en fonction de leur hauteur bathymétrique.

Les résultats indiquent que les 3 gènes de la réponse antivirale sont exprimés de la même façon en bas (condition subtidale) et au milieu (condition intertidale). Ces résultats montrent que les huîtres en bas (condition subtidale) et au milieu (condition intertidale) sont infectées par OsHV-1, autrement dit que l'effet de balancement des marées ne modifie pas l'infection par le virus OsHV-1. La condition intertidale, où l'huître est exposée à l'air et présente une croissance plus faible, ne protège donc pas directement de l'infection virale. En revanche, les huîtres en haut (5m) qui restent saines plus longtemps surexpriment le gène antioxydant CgCAV. L'infection virale est donc décalée dans les huîtres à haute bathymétrie (5 m) qui ont une meilleure protection antioxydante mais elles ont une croissance très faible.

4.3.4 Analyses protéomiques

L'expression des protéines a été mesurée en fonction de la hauteur bathymétrique de l'huître (10 individus par pool). Les résultats indiquent que l'huître exprime 55 protéines de façon différentielle

quand elle est placée en condition intertidale, au milieu (3m) ou en haut (5m), par rapport à la position du bas (1,4m) qui est une condition subtidale (Figure 23).

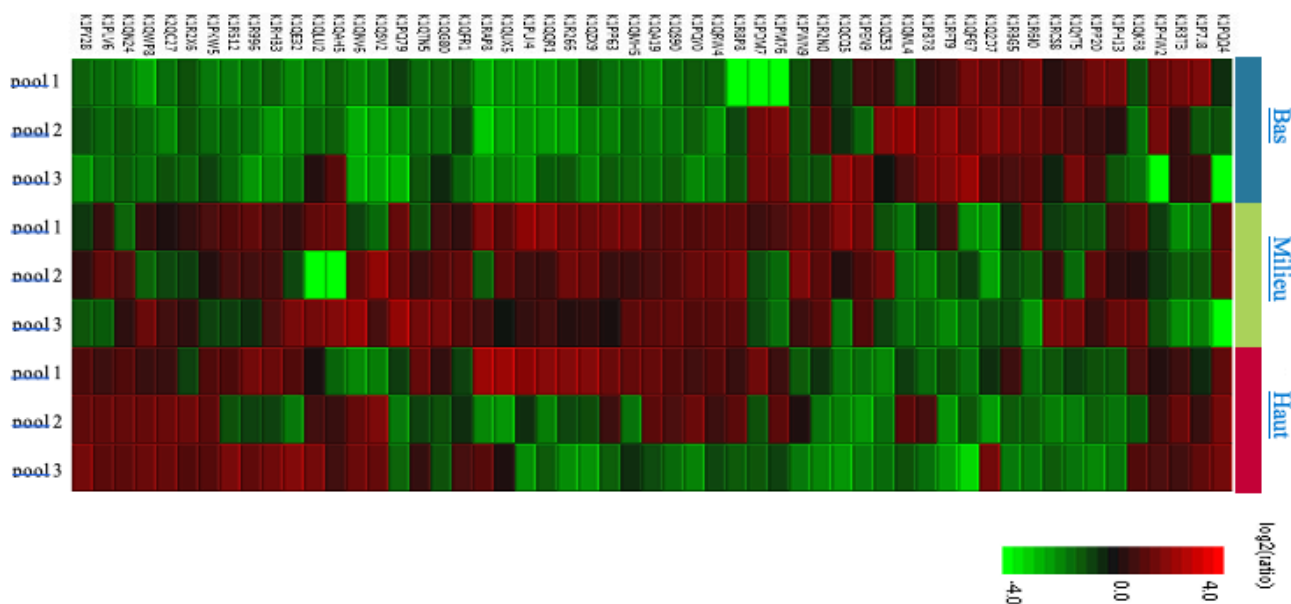


Figure 23 : chaque ligne correspond à une protéine différemment exprimée en fonction des hauteurs bathymétriques de l’huître (n = 3 pools d’individus par hauteur bathymétrique)

La répartition des fonction physiologiques associées à ces protéines différemment exprimées est présentée sur la figure ci-dessous. Nos résultats démontrent que les huîtres intertidales sont mieux protégées des pathogènes (décalage du début de mortalité et survie finale améliorée) car elles ont « boosté » leur métabolisme et leur système immunitaire par rapport aux huitres subtidales. Les changements protéiques induits prouvent que les huîtres intertidales ont augmenté leur robustesse en surexprimant des protéines du métabolisme, des protéines du cytosquelette, de l’immunité, du stress, de détoxification, et des protéines qui régulent l’expression des gènes.

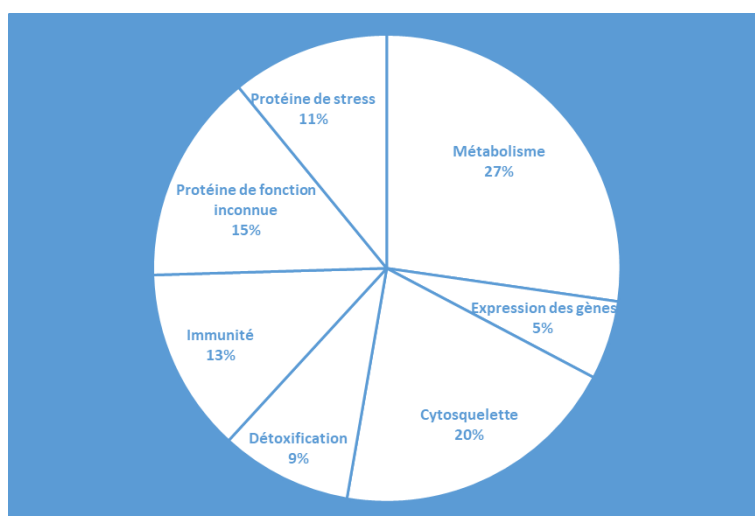


Figure 24 : fonctions physiologiques des protéines différemment exprimées en fonction de la hauteur bathymétrique des huîtres (en % du nombre de protéines différemment exprimées au total).

4.3.5 Discussion

Ce suivi a permis de commencer à identifier les processus de l'interaction entre la physiologie de l'huître, son niveau bathymétrique et ses performances conchyliques (croissance, survie). En 2020, par l'analyse des données environnementales, nous avons démontré que les naissains disposés à une hauteur bathymétrique de 3m et 5m passent du temps au-delà du seuil de 29°C et présentent un gain de +15% de survie. En 2021, nos analyses physiologiques (expression de gènes et de protéines) démontrent que les huîtres intertidales qui présentent une meilleure survie sont tout de même infectées par le virus, mais présentent une meilleure condition métabolique et immunitaire favorisant un meilleur état de santé. Cela conforte notre hypothèse d'une relation entre le temps de passage des naissains au-delà de 29°C et leur protection améliorée face aux pathogènes.

Pour conclure, tous ces résultats tendent à démontrer qu'augmenter la bathymétrie de l'huître induit des changements d'expression de gènes et de protéines en faveur d'une meilleure résistance face à la maladie polymicrobienne de l'huître, mais ce sera au détriment de sa croissance. De futures recherches viseront à étudier si les pratiques culturales pourraient évoluer vers un passage limité dans le temps des animaux en haut sur estran, pour améliorer leur santé à moyen terme avant de retourner à une bathymétrie en faveur de la croissance. Pour cela, il faudrait étudier si ces bioindicateurs (gènes et protéines) sont durablement exprimés lorsque l'huître est ensuite redescendue dans la zone d'élevage plus favorable à la croissance.

5 Reproduction et recrutement de l'huître creuse (réseau VELYGER)

5.1 Maturation et indice de condition



Chez l'huître creuse, la gamétogenèse se déroule tout au long du printemps à la faveur du réchauffement printanier des eaux et des blooms de phytoplancton : on parle communément de maturation. Cette maturation conduit à un gain de chair ou engraissement (relativement à la croissance en coquille) qui se traduit par une augmentation de l'indice de condition, celui-ci devenant maximal juste avant la ponte (e.g. Thomas et al., 2016 ; Gourault et al., 2018).

La croissance printanière en chair et l'indice de condition sont des indicateurs ou proxys qui permettent de caractériser simplement la maturation et la fécondité potentielle d'une population d'huîtres pour une année et un site donnés. Ils présentent en outre l'avantage d'être aisés à obtenir par le biais de suivis réguliers sur des populations sentinelles ou d'échantillonnages aléatoires sur des populations naturelles.

Ensuite, en été, généralement à la faveur d'un choc thermique, l'huître émet ces gamètes lors du frai (appelé communément « ponte »). La quantité de gamètes émis par un géniteur (la fécondité), et notamment la quantité d'ovocytes, peut être un facteur déterminant dans l'abondance de jeunes larves et, dans les cas déficitaires, être à l'origine d'un faible recrutement pour un écosystème donné (e.g. Pouvreau et al., 2011 ; Maurer et al., 2011).

5.1.1 Variabilité spatio-temporelle de la maturation : bilan décennal

La mise en place et le suivi régulier d'une population d'huîtres 'sentinelles', transplantée chaque année en fin d'hiver depuis 2008 dans chaque secteur conchylicole du réseau, a permis d'étudier la variabilité interannuelle et intersites de la croissance et de la reproduction et d'en déterminer ses principales causes (e.g. Thomas et al., 2016 ; Gourault et al., 2018). Tous les graphes de croissance (poids total, poids de coquille, poids de chair) et d'indice de condition, par site, par secteur et par année sont disponibles sur le site internet du réseau VELYGER : <http://www.ifremer.fr/velyger>, dans la rubrique : accès aux données.

La Figure 25 ci-contre fournit aussi un récapitulatif de l'ensemble de ces suivis sur 10 années et 8 bassins ostréicoles. Chaque courbe se caractérise par une dynamique temporelle similaire : un gain de biomasse au cours du printemps, lié à la maturation (gamétogenèse), suivie d'une chute plus ou moins marquée au cours de l'été correspondant à la ponte (ou à une régression) et se terminant ou non par un engraissement automnal.

Sur le plan géographique, il ressort, indépendamment des années, que les sites de Baie des Veys, Rade de Brest et Pertuis Charentais présentent généralement les croissances (et les maturations) les plus fortes et à l'opposé les sites de Baie du Mont Saint Michel, Baie de Vilaine et Bassin d'Arcachon les croissances (et les maturations) les plus faibles. Par contre, aucune tendance temporelle significative ne se dégage sur les 10 années de suivis : certaines années présentent, indépendamment des sites, des valeurs systématiquement soient plutôt faibles (e.g. 2011, 2012, 2014) ou plutôt fortes (e.g. 2015, 2016) en relation avec la nature des blooms printaniers.

En outre, toutes ces courbes montrent, en cours d'été, un accident plus ou moins marqué et plus ou moins précoce ou tardif correspondant à l'émission principale des gamètes. Cet événement survient généralement en juillet sauf pour les sites les plus septentrionaux, pour lesquels il peut survenir en fin d'été ou bien être absent (année sans ponte).

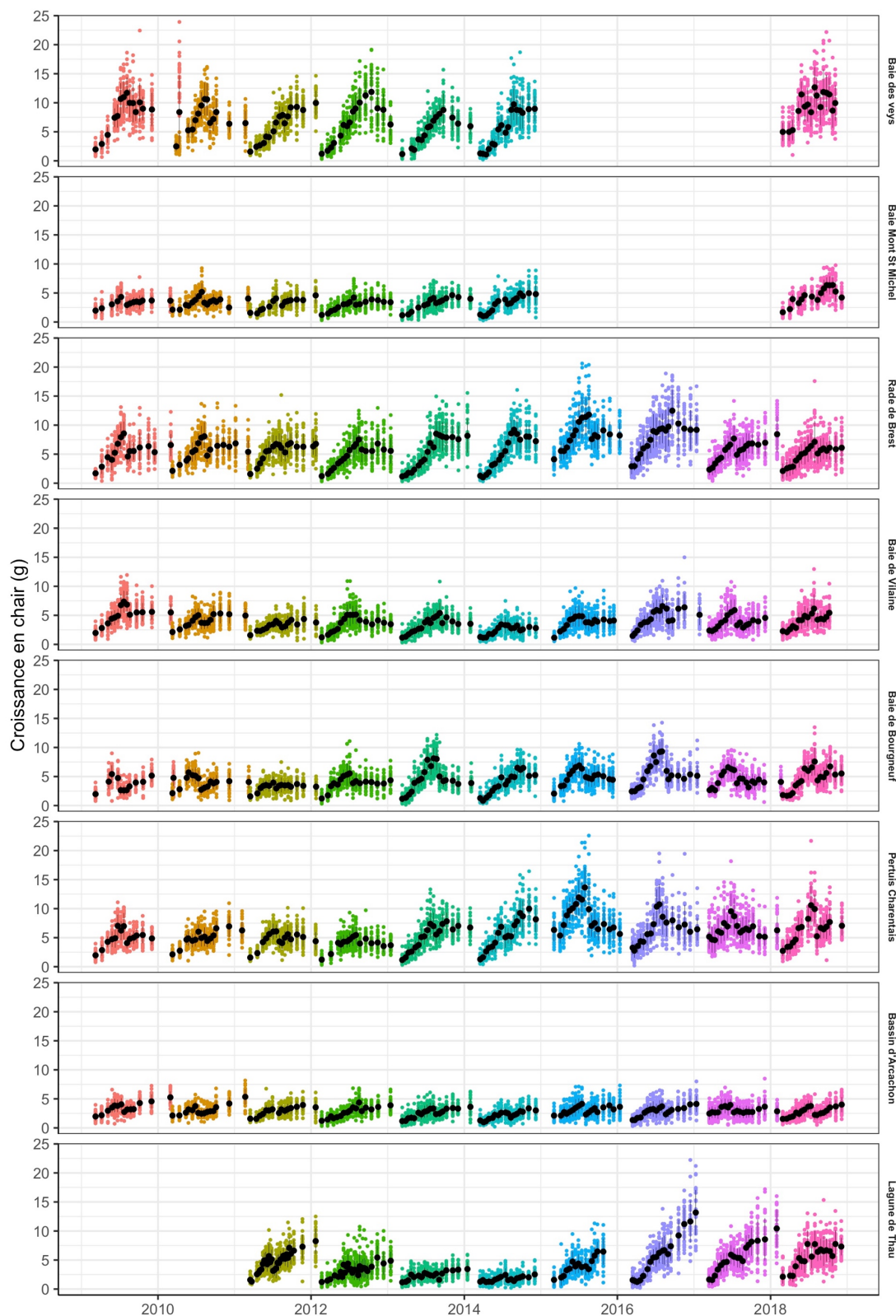


Figure 25 : Évolution et variabilité interannuelle et intersites de la croissance en chair, de la maturation et de la ponte d'une population d'huîtres sentinelles placée dans chaque secteur en début d'année. Les valeurs de croissance en chair avant ponte constituent un proxy de la fécondité potentielle de l'huître creuse. Cette planche fournit un récapitulatif sur 10 années de suivi.

5.2 Date de ponte



En début d'été, une fois la gamétogenèse achevée, l'émission des gamètes, communément appelée ponte (ou frai), survient généralement en réponse à des stimuli extérieurs. L'étude de l'effet des facteurs environnementaux stimulant l'émission des gamètes a fait l'objet de travaux assez anciens (His, 1976), ré-analysés récemment par Bernard et al. (2016). Il en ressort que les fortes amplitudes thermiques journalières associées aux marées de vives eaux apparaissent comme deux conditions favorisant des pontes massives et synchrones sur un même secteur. A l'inverse, des conditions thermiques moins contrastées entraînent généralement un retard de ponte, associé parfois à des phénomènes de pontes asynchrones et/ou partielles (tous les individus d'un

même banc ne pondent pas en même temps et certains n'émettent que partiellement leurs gamètes). En termes prévisionnels, les températures moyennes de l'eau de mer en début d'été constituent un bon proxy de la date de ponte (e.g. Auby et Maurer, 2004 ; Pouvreau et al., 2011). Dans la perspective du changement climatique, nombres de phénomènes périodiques risquent d'être perturbés dans le monde du vivant : l'étude de ces phénomènes périodiques s'appelle la phénologie. La date de ponte est un évènement phénologique d'intérêt car il va conditionner la période d'apparition des larves et donc leurs conditions de vie, ce qui peut impacter le succès du recrutement. Le suivi de la date de ponte fait donc l'objet d'une analyse toute particulière dans le cadre du réseau VELYGER. Elle est obtenue assez précisément par l'observation des premiers pics importants de larves dans la colonne d'eau.

Les deux figures ci-dessous montrent la relation, actualisée pour 2021, entre la température moyenne de l'eau de mer en Juin et le jour d'observation de la ponte principale. Les valeurs pour l'année se positionnent au cœur du nuage de points pour chaque secteur et de façon logique corrélativement à la température. Les pontes n'ont été ni particulièrement précoces, ni particulièrement tardives pour l'ensemble des secteurs. En outre, depuis le début du réseau, on constate pour chaque secteur étudié, les résultats suivants :

- La Lagune de Thau présente toujours les pontes les plus précoces généralement en juin.
- A l'opposé, la Rade de Brest présente les pontes les plus tardives parfois fin août.
- La Baie de Bourgneuf, les Pertuis Charentais, le Bassin d'Arcachon occupent des positions intermédiaires avec une variabilité interannuelle importante expliquée en partie seulement par la température.

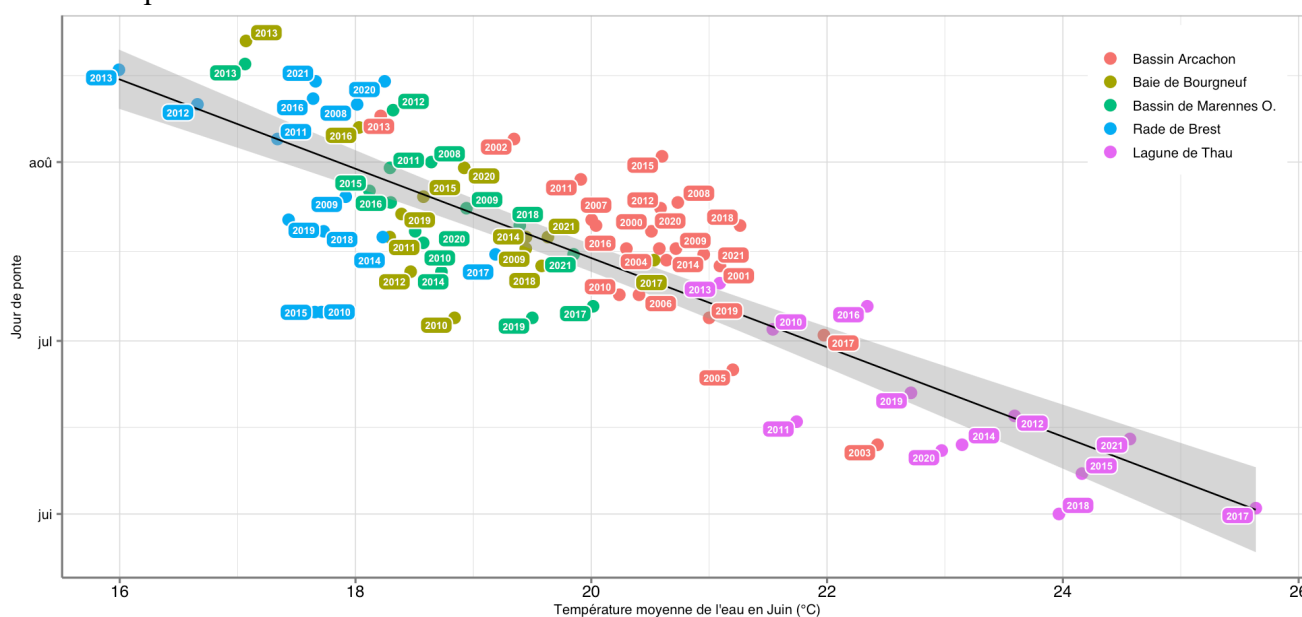


Figure 26 : Relation entre la température de l'eau au moins de juin (moyenne issue des données journalières de sonde haute fréquence) et la date d'émission principale des gamètes, tous sites et années confondus. La date d'émission des gamètes est obtenue à partir des suivis d'abondances de larves (notamment l'apparition du premier pic de larves).

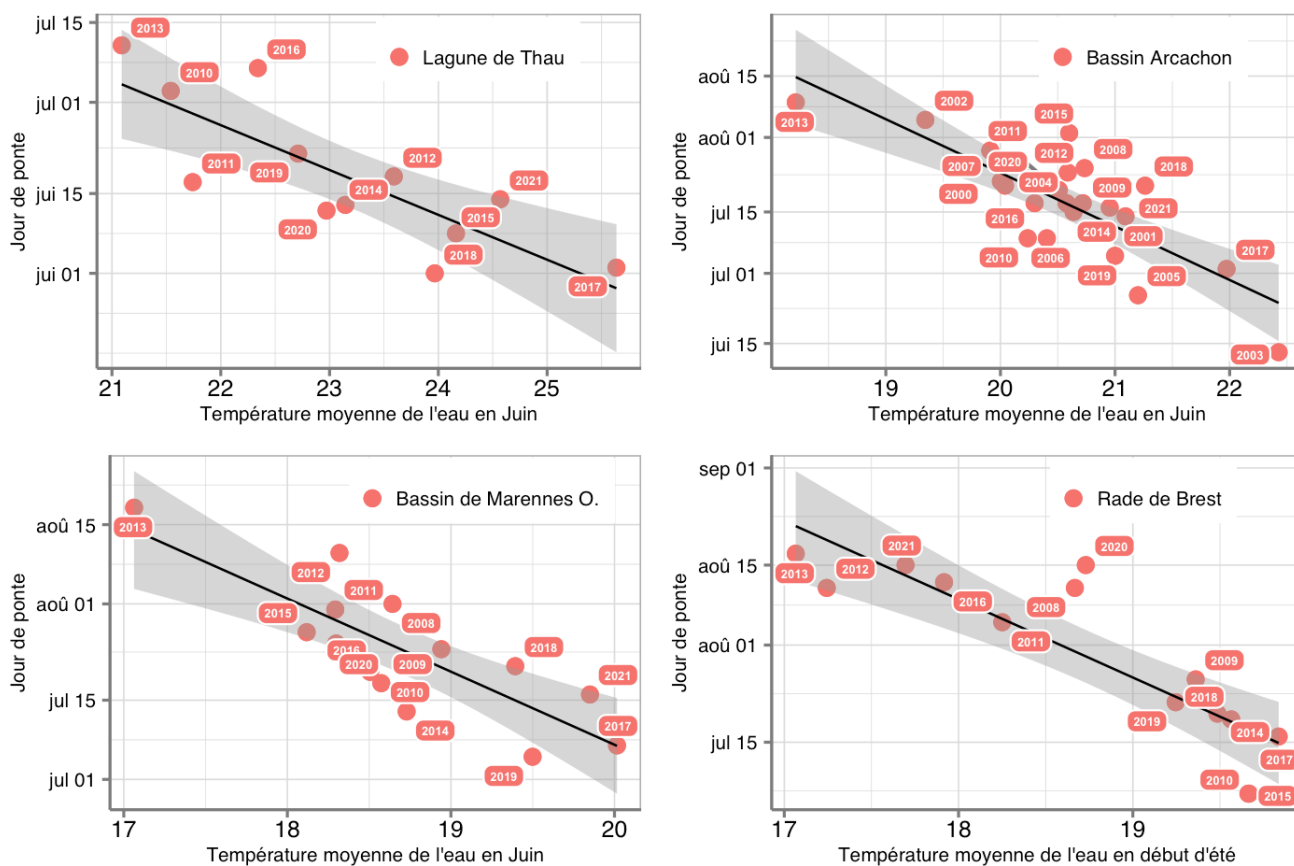


Figure 27 : Relation détaillée entre la température moyenne de l'eau au moins de juin (moyenne issue des données journalières de sonde haute fréquence) et la date d'émission principale des gamètes, par secteur et toutes années confondues. La date d'émission des gamètes est obtenue à partir des suivis d'abondances de larves (notamment l'apparition du premier pic de larves).

5.3 Abondance, développement et survie des larves



Après l'émission des gamètes et la fécondation, les larves se développent dans la colonne d'eau et leur concentration diminue de façon exponentielle tout au long de la vie larvaire en fonction de deux facteurs majeurs : (1) la durée du développement larvaire, communément appelée « PLD » (Pelagic Larval Duration), liée à la température de l'eau et aux conditions nutritives (cf précédents rapports); (2) la « survie » générale des larves sur l'été, calculée de façon approchée par le rendement entre l'abondance de larves grosses et celle de larves petites. Ce paramètre est lié à la température moyenne de l'eau au cours du développement larvaire, aux conditions hydrodynamiques (forcées par les coefficients de marée et les régimes de vent régnant sur le secteur), aux conditions trophiques (en liaison avec la compétition) et enfin à la prédation, la présence de pathogènes et/ou de contaminants (e.g., Auby et Maurer, 2004 ; Pouvreau et al., 2011). Nous nous intéressons ici aux seuls effets des facteurs hydrologiques, notamment celui de la température, considéré comme dominant et important dans le contexte du réchauffement climatique.

5.3.1 Variabilité spatio-temporelle de l'abondance larvaire

L'ensemble des graphes d'abondance larvaire, par stade, par site, par bassin, par année est disponible depuis 2008 sur le site Internet de VELYGER : <http://www.ifremer.fr/velyger>, dans la rubrique : **accès aux données**. Nous ne présentons, dans cette partie, que des graphes de synthèse permettant (1) de comparer aisément l'année en cours par rapport aux années antérieures et (2) de présenter l'évolution des abondances sur le moyen terme afin d'identifier d'éventuelles tendances temporelles. En fin de paragraphe, une figure traite de la relation entre le stade 'larves évoluées' et le stade 'larves grosses'. Pour cette relation, on privilégie les données de larves au stade 'évoluées' plutôt qu'au stade 'petites' (ce dernier présente parfois un biais d'échantillonnage liés à la dynamique spatio-temporelle très rapide d'apparition de ce stade).

○ Abondance larvaire de l'année écoulée et comparaison avec les années antérieures

Dans un premier temps, la Figure 28 permet d'analyser les concentrations larvaires moyennes observées sur l'été par rapport à celles des années antérieures sur chacun des secteurs et pour chaque stade d'évolution larvaire. Il ressort que :

- Pour le premier stade (« larves petites »), les secteurs présentent des valeurs très variables cette année : soit dans les normales ou mêmes plutôt élevées pour les secteurs méridionaux (Marennes, Arcachon, Thau), soit dans les quartiles inférieurs (rade de Brest) voir même extrêmement basses (Baie de Bourgneuf).
- Au cours du développement larvaire, cette répartition peut évoluer en fonction des conditions environnementales rencontrées. En 2021, on note rapidement une diminution marquée des quantités de larves en baie de Bourgneuf, une relative stabilité dans les autres secteurs.
- Ainsi, on observe en fin de développement larvaire, des concentrations en larves grosses plutôt élevées à Thau et à Marennes, comprises entre 10 et 100 larves grosses/1,5m³ et même au-delà de 100 larves grosses/1,5m³ dans la lagune de Thau. Pour les autres secteurs, les valeurs sont plutôt faibles (rade de Brest et bassin d'Arcachon) voire nulles pour la Baie de Bourgneuf, ce qui positionne l'année 2021 comme la plus basse des années pour ce secteur.

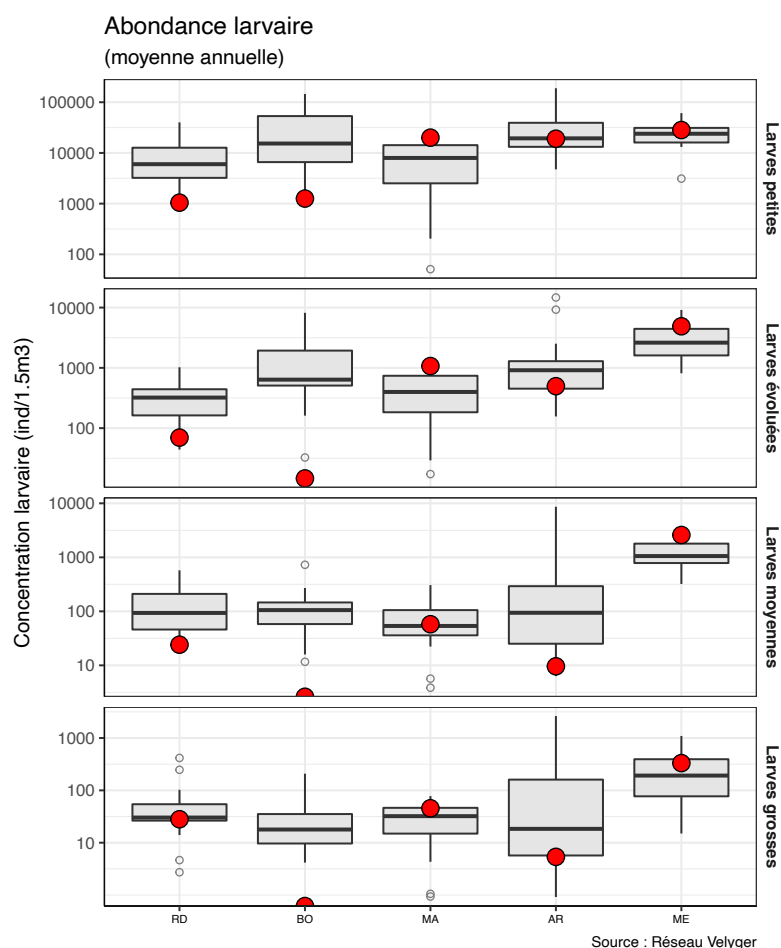
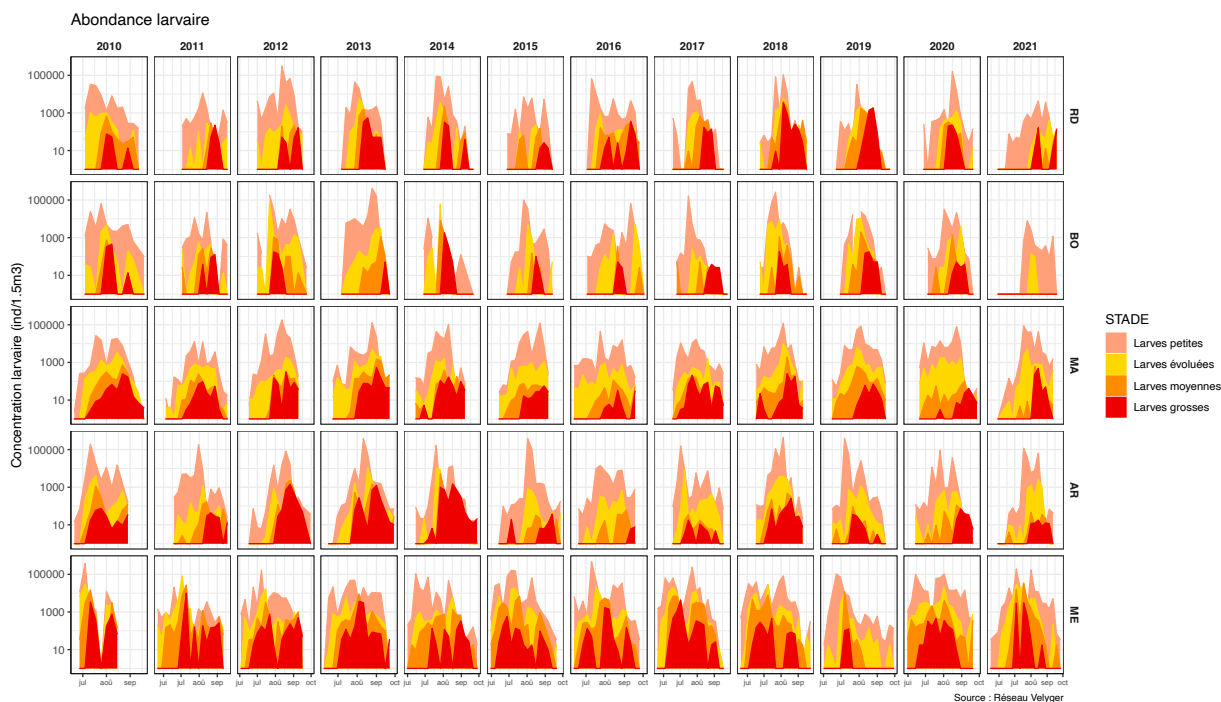


Figure 28 : Abondance larvaire (Nb larves évoluées/1,5 m³) observée au cours de l'année 2021 et comparaison avec les années antérieures. Graphe supérieur : distribution temporelle des valeurs observées pour chaque année, pour chaque secteur et pour chaque stade d'évolution larvaire. Graphe inférieur : boîte à moustaches présentant la distribution des valeurs moyennes pour chaque secteur et chaque stade d'évolution larvaire (l'année en cours est symbolisée par le point rouge).

○ **Tendance temporelle sur le long terme**

En complément, les deux figures suivantes montrent l'évolution sur le long terme des abondances larvaires moyennes, pour chaque stade de développement et chaque secteur. Il ressort de l'analyse de cette figure :

- L'absence de tendance décennale marquée pour les stades "larves petites" et "larves évoluées" : les concentrations larvaires présentent des distributions assez stables dans le temps indépendamment du secteur d'étude ;
- Une plus grande variabilité interannuelle est observée pour les stades "larves moyennes" et "larves grosses", mais là aussi aucune tendance sur le long terme. Il convient cependant de noter que depuis 5 années consécutives, les concentrations en larves grosses sont plutôt faibles en Baie de Bourgneuf ou dans le Bassin d'Arcachon, cette situation méritant d'être surveillée à l'avenir.
- La Rade de Brest, le Bassin de Marennes-Oléron et la lagune de Thau présentent des variations un peu plus cycliques dans les abondances de larves évoluées, moyennes et grosses ces dernières années (2016-2021) de façon un peu similaire à la période 2010-2014.

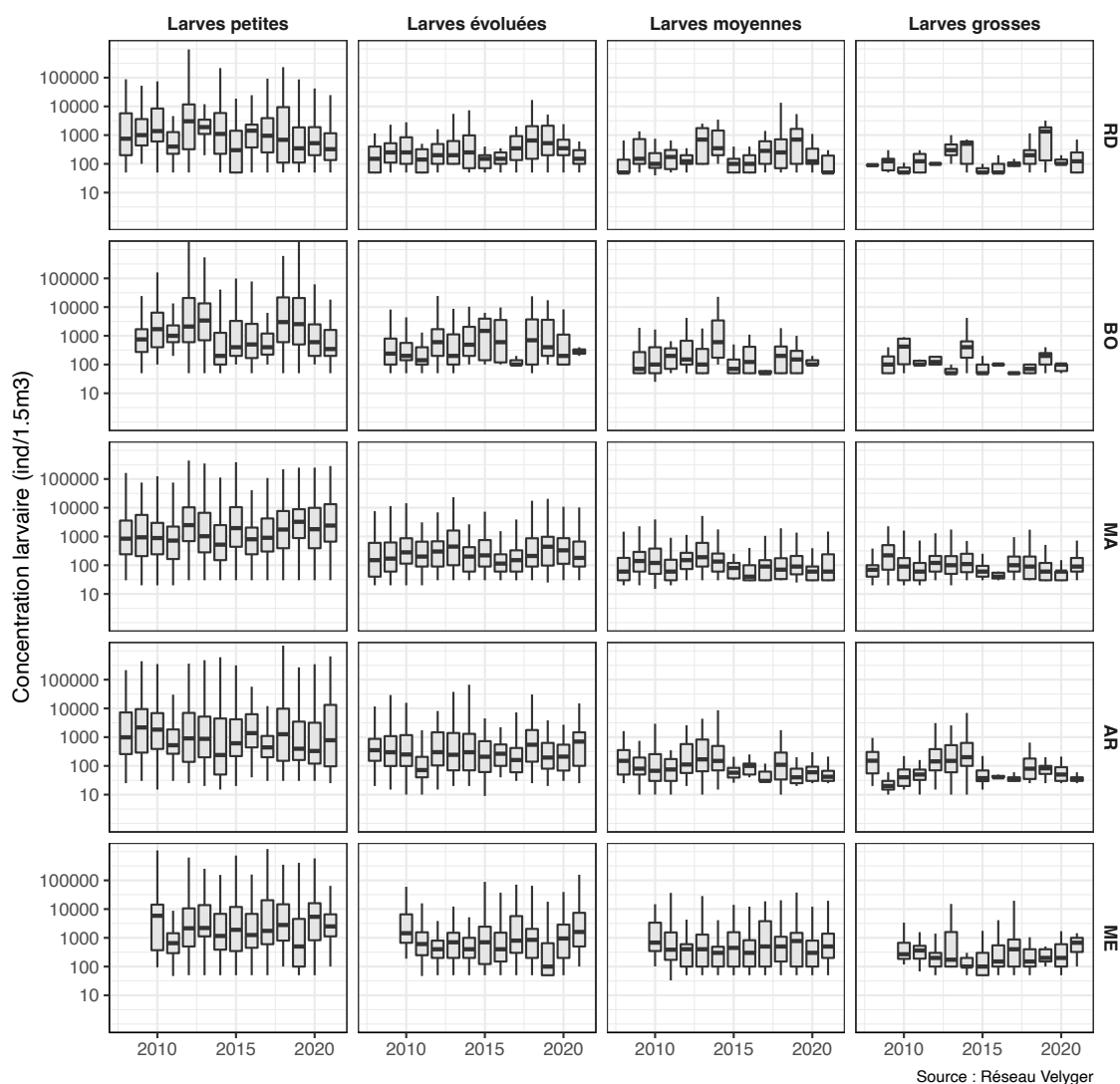


Figure 29 : Évolution des abondances moyennes de larves sur l'été pour chaque stade et pour chaque secteur. Noter la faible concentration en larves grosses sur le Bassin d'Arcachon ainsi qu'en Baie de Bourgneuf ces dernières années, ainsi que l'évolution cyclique en Rade de Brest.

Abondance moyenne de larves grosses

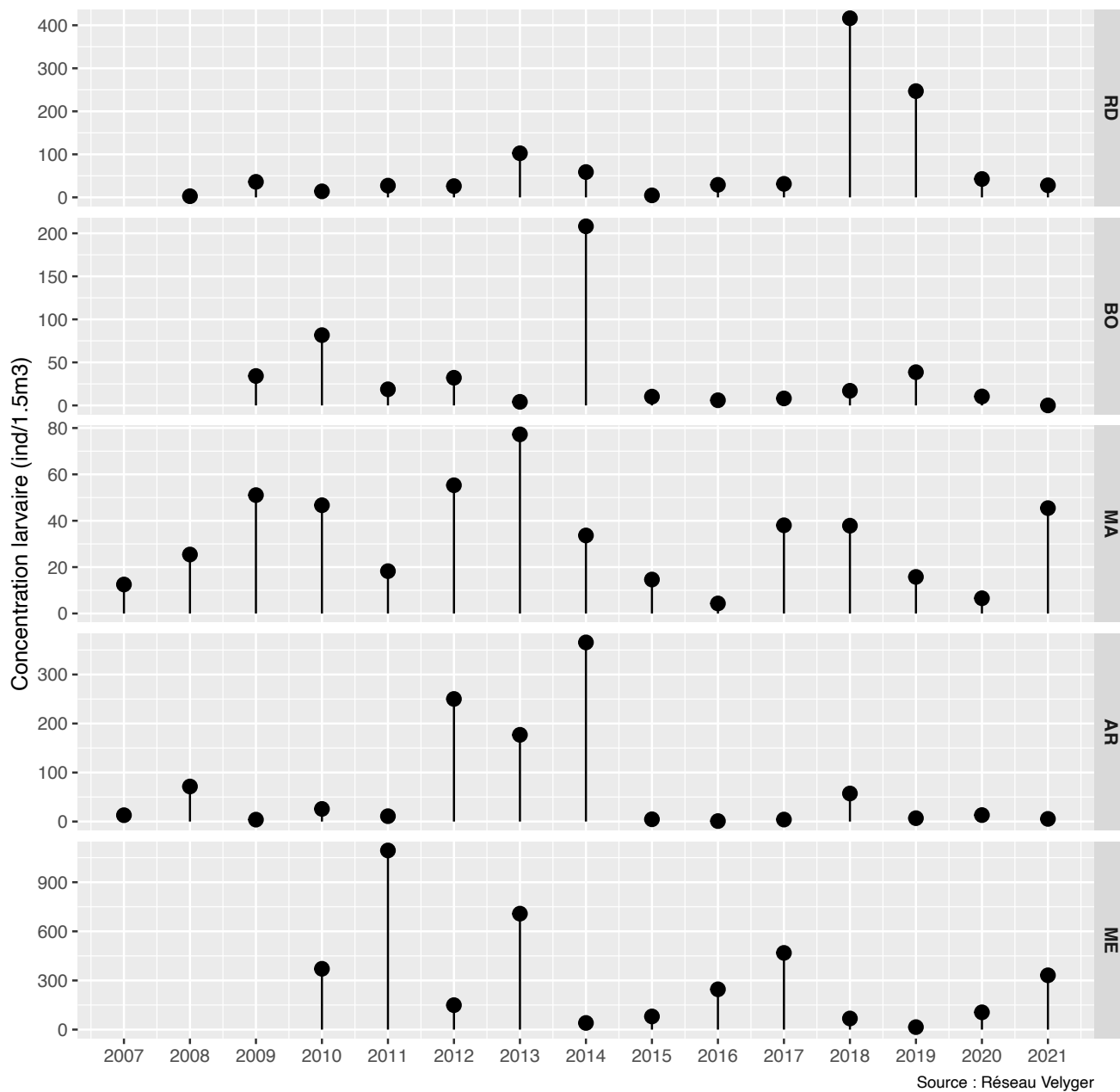


Figure 30 : Évolution décennale des abondances moyennes de larves au stade "Grosse" sur l'été pour chaque secteur. Noter la faible concentration en larves grosses sur le Bassin d'Arcachon ainsi qu'en Baie de Bourgneuf ces dernières années, ainsi que l'évolution plus cyclique pour les autres secteurs.

5.4 Estimation du recrutement annuel



Le recrutement est l'étape ultime du cycle de reproduction d'une espèce, il conditionne le renouvellement d'une population. La complexité du recrutement réside dans le nombre important et cumulatif de chaque processus impliqué : (1) la fécondité et la période de ponte des adultes (2) l'abondance, le transport et la survie larvaire, (3) les facteurs contrôlant l'installation ou la fixation. De plus, ces processus sont non-linéaires, interagissent plus ou moins (chaîne de facteur) et opèrent à différents niveaux d'échelle spatiale et temporelle (e.g., Pineda et al., 2008). Si le recrutement échoue plusieurs fois de suite, la population décline et peut disparaître surtout si d'autres facteurs défavorables s'additionnent, par exemple, des facteurs liés aux pressions anthropiques multiples et variées (e.g. Sale, 1991). Par contre, dès que les conditions redeviennent favorables à la vie larvaire, la forte fécondité individuelle caractéristique fréquente chez les invertébrés marins suffit à reconstituer rapidement de nouvelles populations (e.g. Hugues et al., 2000). Derrière toutes ces notions fondamentales, se cache une vraie discipline de l'écologie marine : la 'supply-side ecology' (e.g. Grosberg & Levitan, 1992, Underwood & Fairweather, 1989) communément reprise dans la thématique du déterminisme du recrutement. Les travaux montrent progressivement qu'une partie importante de la variabilité du recrutement est liée à l'influence des facteurs de l'environnement sur les premiers stades de développement (e.g. Blenckner

& Hillebrand, 2002 ; Stenseth et al., 2003 ; Lehodey et al., 2006 ; Menge et al., 2009). Compte tenu du contexte du changement global, l'intérêt pour l'étude du déterminisme environnemental du recrutement est, on ne peut plus, d'actualité. Dans le monde ostréicole, ce processus biologique est appelé "Captage" et il est le résultat du recrutement cumulé obtenu sur des collecteurs posés au cours de l'été. Chaque année, des campagnes d'échantillonnage sont effectuées, en période automnale (octobre-novembre) dans chaque bassin afin d'estimer l'intensité du captage obtenu. La méthodologie utilisée sur chaque site est adaptée de Maurer et al. (2009b). Pour le suivi en milieu naturel, là où il n'y a pas de parcs de captage (Côte Ouest Cotentin), la méthode est celle présentée par Pien et al (2016). Elle permet d'évaluer le recrutement obtenu sur les rochers.

5.4.1 Relations entre l'abondance de larves grosses et l'intensité du captage

La Figure 31 présente les relations entre la concentration moyenne en larves au stade « Grosses » obtenue au cours de l'été pour un secteur donné et l'intensité du recrutement cumulé (sur coupelle) estimé à l'automne sur ce même secteur (nombre total de naissain incluant individus morts et vivants). Elle permet aussi d'établir, dès la fin de l'été, une prévision du captage à l'automne. Il convient de noter que cette figure ne présente que les relations pour lesquelles nous disposons de série de données de larves et de recrutement assez longues.

De façon schématique et simplifié, cette figure générale permet d'extraire un schéma général, dépendant du secteur étudié. Pour la rade de Brest et la baie de Bourgneuf, les relations sont assez claires et les cas de figures très contrastés. En général, on distingue trois possibilités :

- Une abondance de larves grosses, sur l'ensemble de l'été, inférieure ou proche de 10 larves/1,5m³ entraîne un **recrutement faible** avec un captage généralement inférieur ou proche de 10 naissains par coupelle (nombre total incluant les naissains morts et vivants). C'était notamment le cas pour le secteur de Bourgneuf en 2020, et la situation s'est empirée en 2021.
- Une abondance moyenne de larves grosses entre 10 et 100 larves/1,5m³ fournit généralement un **recrutement modéré** avec un captage compris entre 10 à 100 naissains par coupelle. C'est notamment le cas pour le secteur rade de Brest, comme en 2020.
- Une abondance de larves grosses au-delà de 100 larves/1,5m³ soutient un **recrutement fort** et un captage supérieur à 100 naissains par coupelle, qualifié d'excellent voire d'exceptionnel pour ces secteurs. C'est le cas pour le secteur Charente en 2021.

Pour les bassins d'Arcachon et de Marennes, les relations entre ces deux proxys sont moins directes. Sur le bassin d'Arcachon des observations atypiques réalisées ces dernières années rendent la relation plus hasardeuse. Pour le bassin de Marennes, la situation est généralement moins contrastée : la gamme de variations des concentrations larvaires plus faible entraîne une plus faible variabilité dans les valeurs de captage. Néanmoins, on peut retenir ces deux cas de figures extrêmes :

- Une abondance de larves grosses, sur l'ensemble de l'été, inférieure ou proche de 10 larves/1,5m³ entraîne un **recrutement faible à modéré** se traduisant par un captage généralement compris entre 10 et 100 naissains par coupelle (nombre total incluant les naissains morts et vivants). C'est le cas pour le bassin d'Arcachon cette année. Dans certains cas, on peut observer des valeurs très faibles proches de 1 larve/1,5m³, et dans ce cas, le captage sera faible.
- A l'inverse, une abondance de larves grosses, sur l'ensemble de l'été, supérieure à 100 larves/1,5m³ entraîne un **recrutement modéré à fort** et un captage généralement supérieur 100 naissains par coupelle (nombre total incluant les naissains morts et vivants). Dans certains cas exceptionnels, on peut observer des valeurs très fortes largement supérieures à 100 larves/1,5m³ en moyenne sur tout l'été. Dans ces conditions, le captage devient pléthorique et peut passer la barre des 1000 naissains par coupelle. C'est notamment le cas pour le secteur Charentes dans le bassin de Marennes Oléron en 2021, mais cette observation reste exceptionnelle.

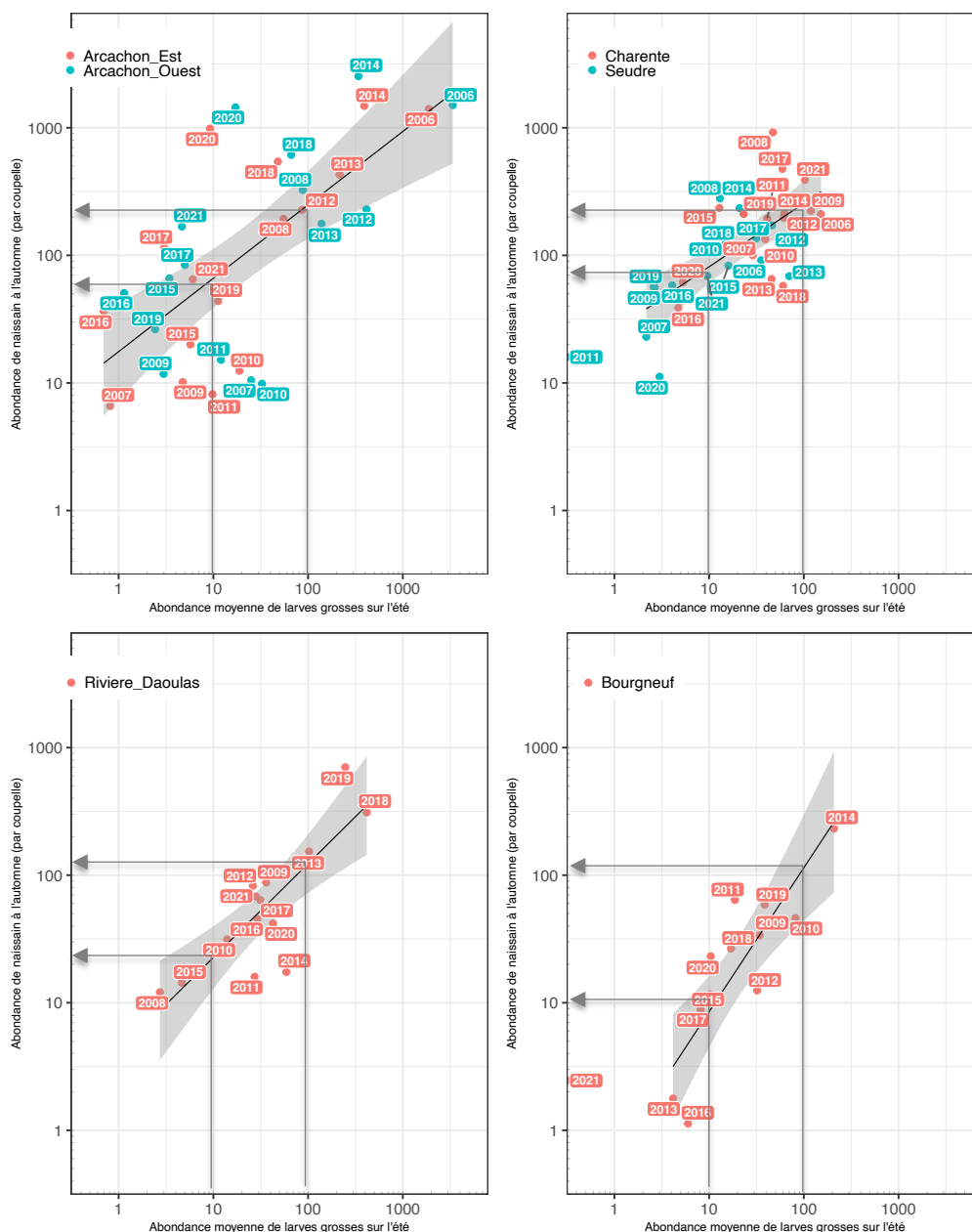


Figure 31 : Relation entre l'abondance moyenne de larves grosses au cours de l'été (pour 1.5 m³) et l'intensité du captage estimé à l'automne (nombre total de naissain exprimé en équivalent coupelle) pour chaque principal secteur du réseau VELYGER. Les valeurs pour la Lagune de Thau et la côte Ouest Cotentin ne sont pas représentées ici pour les raisons suivantes : sur la lagune de Thau, la variabilité du recrutement est très variable et reste encore liée à la pratique du captage par les professionnels (technique et calendrier de pose des collecteurs, méthode d'exondation, durée d'immersion totale), pour la côte Ouest cotentin et la baie de Vilaine, les abondances larvaires ne sont pas suivies pour l'instant.

5.4.2 Comparaison à l'échelle nationale et tendance temporelle

La Figure 32 synthétise, pour chaque secteur, les résultats du recrutement sur l'année écoulée et la série temporelle associée obtenue depuis le début du réseau VELYGER. Il ressort pour cette année que :

- La Rade de Brest se caractérise par **un recrutement modéré**, avec des valeurs moyennes de captage comprises selon les secteurs 45 et 68 naissains par coupelle. Sur ce secteur, la dernière décennie ne compte plus d'année sans recrutement comme c'était encore le cas au début du siècle. Le secteur de l'Aulne très particulier présente systématiquement des valeurs supérieures (cette année plus de 1000 naissains par coupelle).
- Les données du recrutement 2021 sur la côte Ouest Cotentin ne sont pas encore connus, mais il est probable, au regard des premières visites sur estran, que le **recrutement sera assez proche** de celui des secteurs standards de la Rade de Brest : les bonnes années et les mauvaises années sont généralement les mêmes pour ces deux milieux.
- La Baie de Vilaine a été suivie pour la 7^{ième} année consécutive par le bureau d'étude Cochet-environnement. Sur ce secteur, le recrutement y est, cette année, **très faible** avec en moyenne 5 naissains par coupelle. Tout comme la rade de Brest, il semble que ce secteur soit plutôt favorable au recrutement de l'espèce et à la pratique du captage, mais avec des irrégularités entre les années un peu comme en baie de Bourgneuf.
- La Baie de Bourgneuf présente, cette année, **un recrutement très faible** avec des valeurs autour de 3 naissains par coupelle. Ces résultats font partis des valeurs les plus faibles observées sur ce site, qui continue de se caractériser par une très grande variabilité.
- Les Pertuis Charentais sont caractérisés cette année, par **un recrutement modéré à fort**, avec des valeurs moyennes, selon les secteurs, comprises entre 69 et 390 naissains par coupelle. Il s'agit de l'une des meilleures années avec 2017 et 2008. Ce secteur est généralement caractérisé par une relative stabilité du recrutement (au moins le secteur Charentes).
- Le Bassin d'Arcachon est caractérisé cette année par **un recrutement modéré**, avec des valeurs moyennes comprises entre 65 à 168 naissains par coupelle selon les secteurs. Ces valeurs sont beaucoup plus faibles que l'an dernier, ce qui confirme le caractère très contrasté de ce bassin vis à vis du captage, avec une alternance de bonnes et mauvaises années.
- La Lagune de Thau est souvent caractérisée par **un recrutement très variable** tant sur le plan spatial que temporel. Certaines années et sur certains sites les valeurs peuvent être élevées, e.g. 2017 et 2018 sur Bouzigues. En 2019, le recrutement avait été inexistant pour toute la lagune en lien à un épisode caniculaire particulièrement intense. L'année 2021, de façon similaire à 2020, revient vers des conditions plus normales avec un captage variable de 2 à 11 naissains par coupelle. Progressivement, les techniques de captage se stabilisent sur ce site particulier émergent, sur lequel certains ostréiculteurs pratiquent le captage de plus en plus régulièrement.

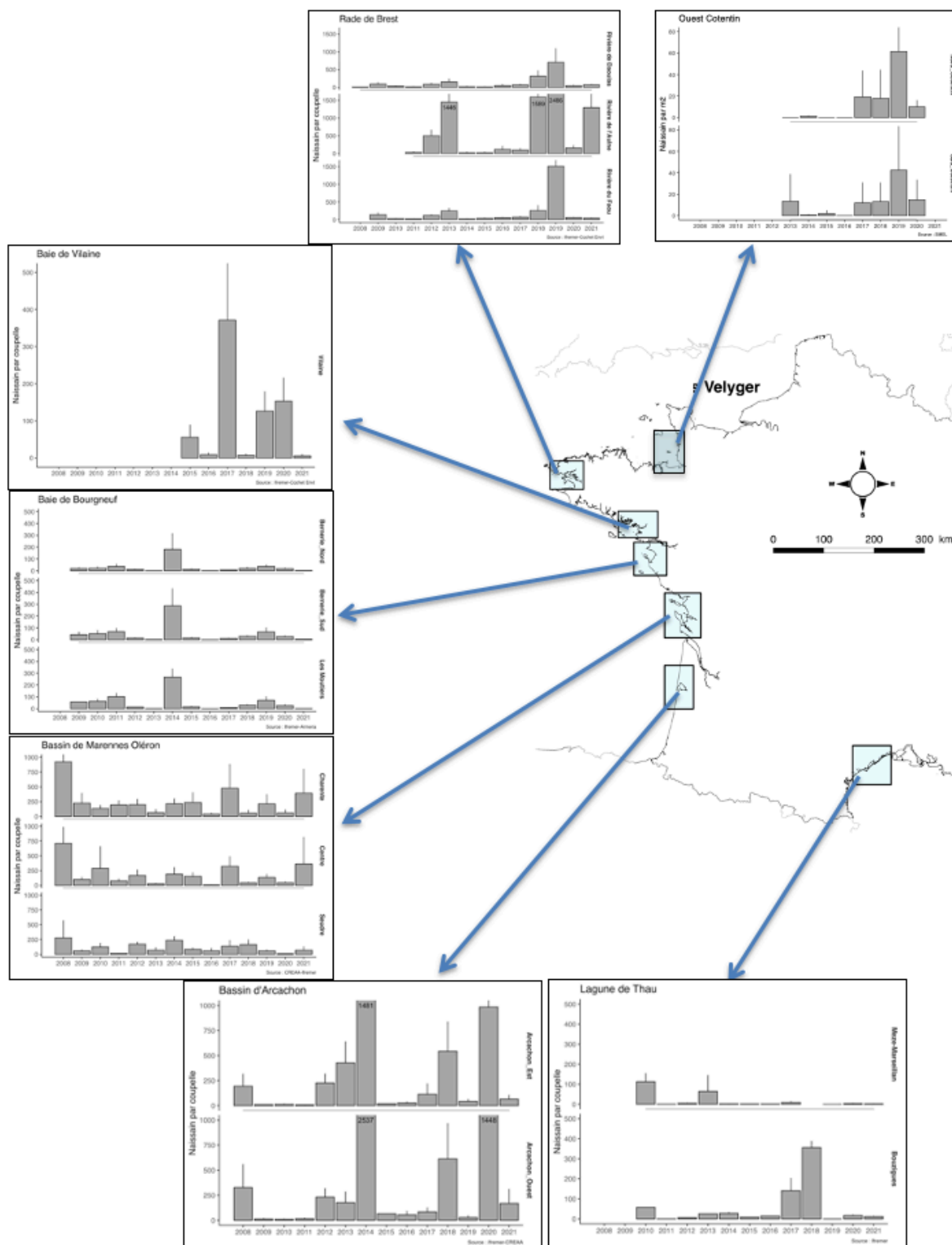


Figure 32 : Abondance moyenne du recrutement en 2021 en France par secteur (naissain total par coupelle ou m²) et comparaison aux années antérieures. Sources des données : Ifremer - Creaa - Smel - Cochet – Armeria.

5.4.3 Structuration géographique du recrutement

Au sein de chaque bassin, le recrutement est plus ou moins corrélé entre les sites étudiés. La Figure 33 fournit les corrélations géographiques les plus significatives qui se dégagent au fur et à mesure des suivis obtenus par le réseau VELYGER.

- En Rade de Brest, le recrutement obtenu dans la rivière du Faou est toujours très corrélé au recrutement obtenu en rivière de Daoulas ($R^2=0.98$) en y étant systématiquement supérieur. L'année 2021 avec ses valeurs intermédiaires confirme encore un peu plus cette relation.
- En Baie de Bourgneuf, le recrutement est corrélé entre les différents sites suivis, avec un gradient croissant du nord vers le sud. La figure ci-dessous montre la corrélation ($R^2=0.95$) entre le secteur le plus au nord (Bernerie Nord) et le secteur le plus au sud (Moutiers). L'année 2021 complète cette relation en se positionnant dans la partie inférieure du nuage de points.
- Dans les Pertuis Charentais, seuls les secteurs Charente et Centre sont corrélés ($R^2=0.87$), la Seudre présente systématiquement un recrutement différent sans relation avec les deux autres secteurs du bassin. L'année 2021 confirme cette relation en se positionnant dans la partie supérieure du nuage de points.
- Dans le Bassin d'Arcachon, les deux secteurs Ouest et Est présentent toujours des performances de recrutement corrélés ($R^2=0.95$), avec des valeurs souvent supérieures sur la partie Ouest. L'année 2021 avec ses valeurs intermédiaires observées confirme à nouveau cette relation.
- Enfin, aucune tendance ne se dégage dans la Lagune de Thau et sur la côte Ouest Cotentin, mais pour l'instant, le nombre d'années d'observation reste un peu juste pour ces secteurs.

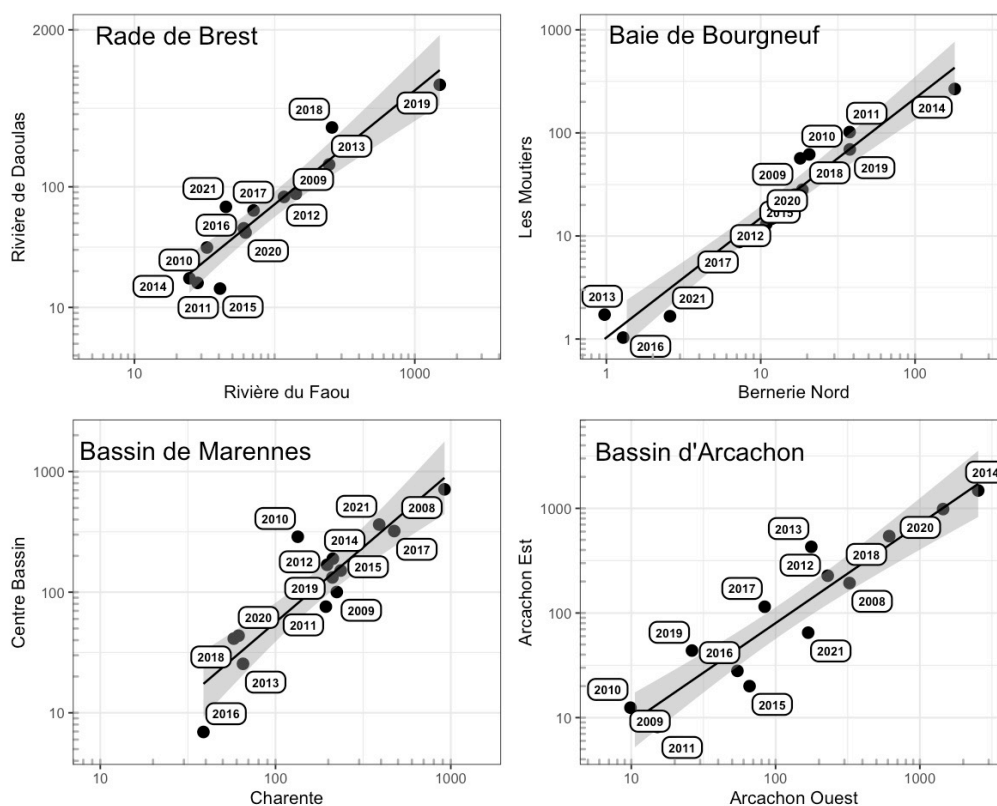


Figure 33 : Relation géographique entre les intensités de captage obtenues dans les différents sites au sein de chaque bassin suivi par le réseau VELYGER. Les sites présentant peu de corrélations spatiales entre eux (ou avec un nombre de données insuffisantes) n'ont pas été représentés : il s'agit de la Seudre dans les Pertuis Charentais et des différents sites suivis dans la Lagune de Thau ou sur la côte Ouest Cotentin.

5.5 Synthèse sur la reproduction et le recrutement 2021

5.5.1 Conditions hydroclimatiques générales de l'année

L'année 2021 s'inscrit dans la tendance générale du réchauffement climatique, mais de façon plus modérée que les années précédentes. A l'échelle de la France, l'anomalie est de $+0,4^{\circ}\text{C}$, ce qui contraste avec les années antérieures pour lesquelles les anomalies approchaient $+1,5^{\circ}\text{C}$ (cf figure ci-dessous).

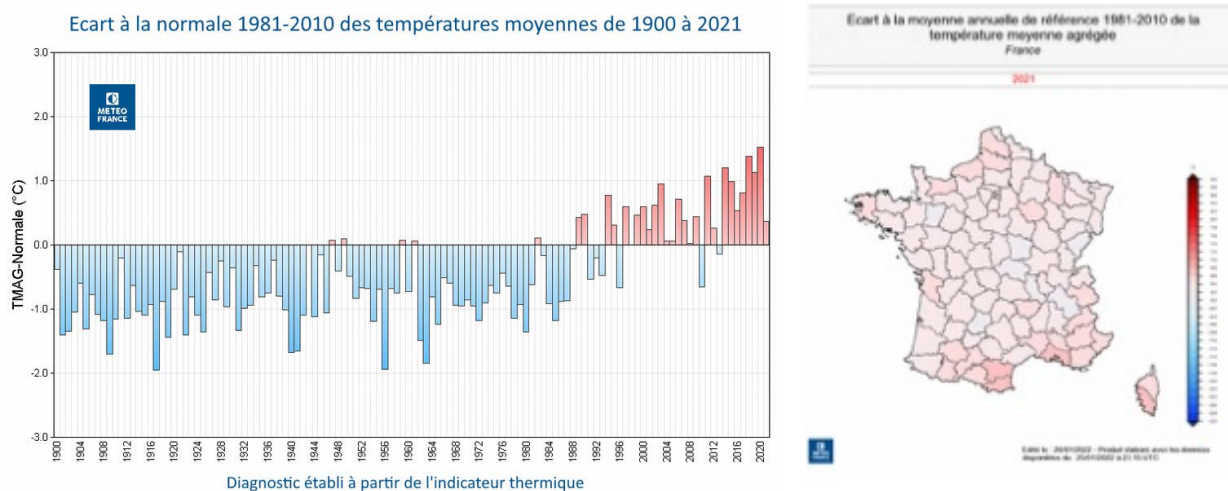


Figure 34 : Carte d'anomalie thermique moyenne de l'année 2021 à l'échelle de la France (période de référence : 1981-2010) et série historique des écarts à la normale depuis 1900 (Source : Les bulletins climatiques annuels de Météo France).

Au niveau de chacun des sites du réseau ECOSCOPIA, 2021 s'inscrit dans la continuité des cinq dernières années chaudes avec une anomalie thermique moyenne supérieure de $+0,5^{\circ}\text{C}$ par rapport à la normale. Les écarts thermiques sont plus marqués sur les sites les plus méridionaux (de la Baie de Bourgneuf à la Lagune de Thau) et un peu moins marqués au nord (e.g. Baie des Veys). A l'échelle saisonnière, cette année chaude résulte surtout d'une forte anomalie dès l'hiver.

Ces conditions climatiques se sont traduites, au niveau côtier, par des températures de l'eau particulièrement élevées mais tardivement dans l'été : les anomalies thermiques des masses d'eau dépassent par endroit $+2^{\circ}\text{C}$ au cours des mois d'août et de septembre et aucune anomalie négative n'est observée au cours de l'été sur la plupart des secteurs suivis par le réseau, à l'exception d'une courte période sur le début d'été.

Sur le plan pluviométrique, l'année 2021 est proche des normales, mais cette situation cache un bilan très contrasté : tant sur le plan spatial (gradient vers l'Est de la France) que sur le plan temporel (plusieurs épisodes de pluies intenses). Elle se positionne ainsi au cœur du nuage de points Températures/Précipitations (cf figure ci-dessous).

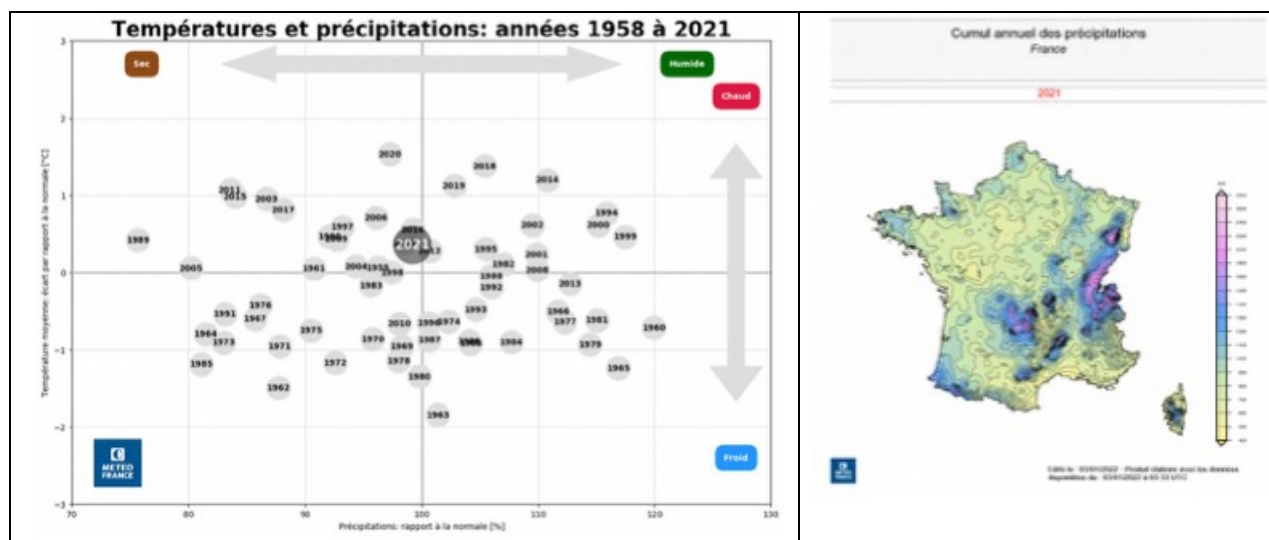


Figure 35 : Carte d'anomalie pluviométrique moyenne de l'année 2021 à l'échelle de la France (rapport à la moyenne sur la période de référence : 1981-2010) et classement des années selon leur degrés d'anomalies thermiques et pluviométriques depuis 1981 (Source : Les bulletins climatiques annuels de Météo France).

5.5.2 Schéma général du cycle de reproduction de l'huître creuse

Sur la base des résultats antérieurs obtenus par le réseau VELYGER depuis sa création (*e.g.* Pouvreau et al., 2011) et des nouvelles données acquises au cours de l'année 2021 présentées tout au long de ce rapport, il nous est possible de proposer un schéma général pour mieux expliquer la variabilité spatio-temporelle de la reproduction de l'huître creuse en France. Ce schéma, que l'on peut construire comme une chaîne de facteurs, résumé sur la figure ci-contre, s'organise de la manière suivante :

- (1) L'abondance printanière en phytoplancton agit quantitativement sur la maturation et détermine la fécondité en début d'été. Cette abondance en phytoplancton est en partie sous la dépendance des apports d'eau douce hivernaux et printaniers. En 2021, sur le plan pluviométrique, l'hiver et le printemps se sont situés proches des normes, en conséquence, **les concentrations en phytoplancton étaient plutôt dans les normales favorables à des indices dans les normes.**
- (2) La température moyenne de l'eau en début d'été détermine en partie la date de la ponte principale et son caractère synchrone. Sur la façade atlantique, en raison d'un début d'été proche des normales sans excès quelconque, les **pontes principales ont eu lieu à une période normale (ni précoces, ni tardives)** pour l'ensemble des secteurs, et ce en conformité avec le modèle thermique proposé depuis plusieurs années.
- (3) La quantité de jeunes larves présentes dans l'eau dépend de l'abondance et de la localisation des stocks d'huîtres adultes, de leur fécondité individuelle et du synchronisme de leur ponte, ce synchronisme étant favorisé par les forts contrastes thermiques (*e.g.* Bernard, 2011). En 2021, **les pontes ont été plutôt synchrones et les abondances de jeunes larves ont été dans les normales, excepté en baie de Bourgneuf, site pour lequel les concentrations ont été particulièrement faible cette année. Nous rappelons l'importance de gérer les stocks sauvages d'huîtres creuses, principaux pourvoyeurs de larves compte-tenu de l'importance du stock d'huîtres triploïdes dans les élevages.**

- (4) Une fois les larves émises, leur vitesse de développement et leur abondance à chaque stade (*i.e.* leur survie) dépendent directement de la température de l'eau lors du développement larvaire. Une température basse rallonge la durée de la vie larvaire (PLD), ce qui favorise une dispersion plus importante et une survie plus faible surtout lors des vives eaux ou lors de périodes ventées. Cette survie peut varier **d'un facteur 1000** (*i.e.* de 0,01 % à presque 10 %) selon les sites et la température de l'eau. La quantité de larves grosses dépend directement de l'abondance de jeunes larves (étape 3) et de la température pendant le développement larvaire des cohortes. **En 2021, globalement les températures estivales ont été plutôt favorables dans les secteurs méridionaux, mais plutôt déficitaires dans les secteurs de baie de Bourgneuf aux côtes du Cotentin.** Ainsi, cela aboutit en moyenne sur la façade atlantique à **des abondances de larves « grosses » plutôt dans les normes à l'exception des secteurs Nord.**
- (5) Une relation de proportionnalité directe existe entre l'abondance moyenne de larves grosses (étape 4) au cours de l'été et le recrutement observé à l'automne sur les collecteurs. Cette relation permet une prédiction du captage dès la fin de l'été. **En 2021, le captage a donc été faible, modéré à excellent selon les secteurs (conformément aux abondances de larves grosses).** C'est donc une année particulièrement variable pour le recrutement de l'espèce en France.
- (6) Seule exception à cette règle de proportionnalité : la Lagune de Thau qui malgré des abondances de larves « grosses » plutôt élevées, chaque année, présente un captage souvent faible ou très variable. Cependant, petit à petit, la pratique zootechnique du captage s'adapte dans ce secteur sans marée (e.g. Lagarde 2018a), ce qui permet d'obtenir un captage significatif, excepté lors des étés caniculaires comme ce fut le cas en 2019.

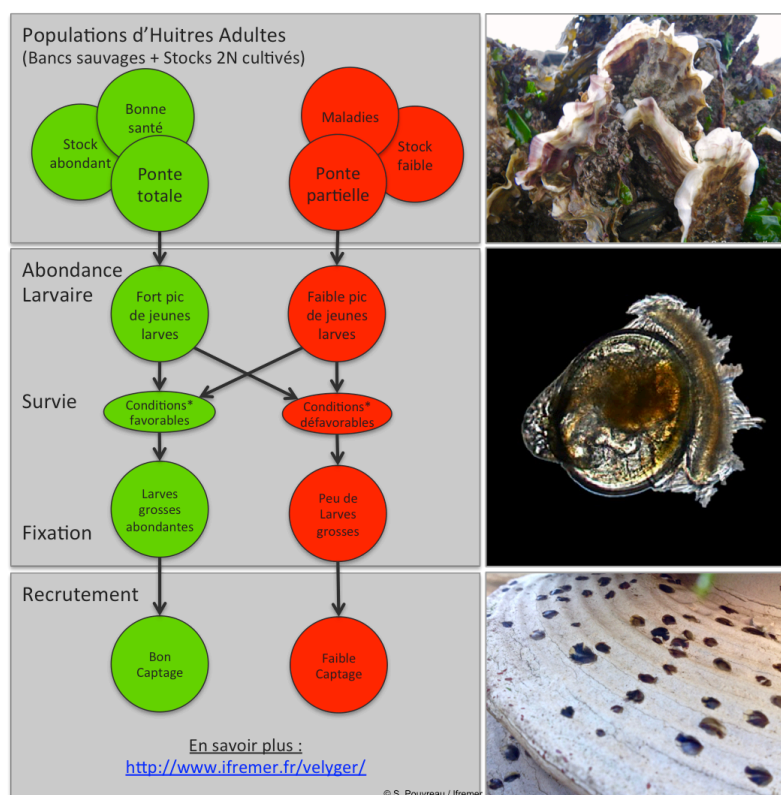


Figure 36 : Schéma récapitulatif expliquant les grands traits de la variabilité du recrutement et du captage de l'huître creuse sur les côtes françaises. Légende : * la température estivale est le facteur majeur influençant la survie des larves, mais les facteurs contrôlant le temps de résidence des masses d'eau (hydrodynamique du secteur, coefficient de marée, régime de vent) ainsi que les conditions trophiques (petit phytoplancton) jouent aussi un rôle secondaire important.

5.5.3 Les principaux verrous biologiques du cycle de reproduction

Depuis 2008, le réseau VELYGER suit le cycle de reproduction de l'huître creuse dans les différents écosystèmes côtiers de la Rade de Brest à la Lagune de Thau, sa variabilité en fonction des conditions environnementales, notamment dans le contexte du changement climatique. Ce réseau s'intéresse plus spécifiquement aux étapes suivantes : fécondité des adultes, phénologie de la ponte, abondance larvaire et intensité du recrutement annuel. Il ressort progressivement de ces suivis différents résultats clairement établis, qui sont synthétisés ci-dessous.

- **Fécondité des populations d'adultes**

Chez l'huître creuse, la gamétogenèse se déroule tout au long du printemps à la faveur du réchauffement des eaux (e.g. Gourault et al., 2018) et des blooms de phytoplancton (Gangnery et Pouvreau, 2018). Cette étape conduit à un gain de chair (relativement à la croissance en coquille) qui se traduit par une augmentation progressive de l'indice de condition, celui-ci devenant maximal juste avant la ponte. Cet indice de condition maximal constitue un proxy pertinent de la fécondité potentielle d'une population d'huîtres. Suivi sur 10 années dans 8 écosystèmes contrastés il ressort que certaines populations d'huîtres présentent plutôt des fécondités fortes (Baie des Veys, Rade de Brest, Pertuis Charentais), d'autres des fécondités plutôt faibles (Bassin d'Arcachon, Baie du Mont St Michel et dans une moindre mesure Baie de Vilaine). La Baie de Bourgneuf présente quant à elle une situation intermédiaire avec des indices assez variables selon les années.

Ensuite, en été, généralement à la faveur d'un choc thermique, l'huître émet ces gamètes lors du frai, appelé communément « ponte » (e.g. Bernard et al., 2016). Bien sûr, pour un secteur donné, tous les bancs d'huîtres n'émettent pas forcément leurs gamètes de façon synchrone, la localisation géographique de ces différents bancs de reproducteurs au sein de chaque bassin constitue donc aussi un élément important dans l'approvisionnement en jeunes larves. Ces stocks notamment leur nature (localisation, sauvages, cultivés, 2N/3N, niveau bathymétrique) restent très mal connus et on fait l'hypothèse arbitraire d'une relative stabilité d'une année à l'autre. Mais, sur le long terme, des tendances aux effets difficiles à évaluer sont probablement à l'œuvre : augmentation des densités de triploïdes dans les élevages, mortalités inconnues sur les stocks sauvages, restructuration du DPM. **Le réseau VELYGER recommande une évaluation décennale de ces stocks par bassin, ou à défaut préconise des politiques locales de gestion raisonnée et de conservation des récifs sauvages devenus maintenant quasiment patrimoniaux, certains récifs sauvages ayant plus de 50 ans (e.g. Beck et al., 2009).**

- **Phénologie de la ponte**

Le deuxième point très important qui ressort du réseau concerne la date de la ponte principale dans chaque secteur. Cette étape très « fugace », qui se déroule sur quelques heures une ou deux fois par an à l'échelle individuelle, constitue une clé déterminante dans le cycle de reproduction (Bernard et al., 2016). Événement phénologique par excellence, il est aussi amené à évoluer avec le réchauffement climatique (Gourault et al., 2018). Avec 10 ans de suivis, le réseau met en évidence les résultats suivants.

Sur les secteurs en Manche (Baie du Mont Saint Michel et Baie des Veys) **la ponte est possible, mais quand elle survient, elle est souvent tardive** (généralement en août/septembre), c'est pourquoi le recrutement reste encore faible dans ces milieux septentrionaux.

En Rade de Brest, la ponte survient généralement en août (e.g. Gourault et al., 2018) et mais là aussi il peut y avoir des années pour lesquelles localement certaines « populations » d'huîtres ne pondent pas (on parle de ponte asynchrone). Les années à ponte tardive et asynchrone entraînent généralement un

mauvais recrutement. *A contrario*, un été chaud permet généralement des pontes synchrones, de fortes abondances de jeunes larves, une survie élevée et un recrutement modéré parfois élevé. **C'est exactement le cas des années récentes pour la Rade de Brest. Par contre, le retour à un été plus normal sur le plan thermique s'est traduit par un captage en retrait en 2021. Depuis la mise en place du réseau en 2008, il semble que les étés soient désormais systématiquement favorables à la reproduction et au recrutement de l'espèce.**

En Baie de Vilaine ainsi qu'en Baie de Bourgneuf, **la ponte est systématique mais reste très variable sur le plan temporel d'une année à l'autre.** A titre d'exemple, sur la Baie de Bourgneuf, la date de ponte principale **peut varier entre le début juillet et la fin août** selon les années. Une ponte précoce sera généralement suivie d'un recrutement significatif, une ponte tardive d'un recrutement faible. La configuration de la baie de Vilaine semble cependant plus favorable que le nord de la baie de Bourgneuf en termes de rétention larvaire, ce qui se traduit par un captage souvent plus favorable dans ce secteur.

Sur le secteur des Pertuis Charentais, la date de ponte principale semble assez stable et a lieu généralement **dans la deuxième quinzaine de juillet** (éventuellement début août). Cette relative stabilité entraîne généralement un recrutement (au moins pour le secteur Charente) toujours significatif. Depuis 2008, le recrutement sur ce secteur présente, en effet, la plus faible variation interannuelle de tous les sites suivis par le réseau. **Le suivi des stocks sauvages en amont du secteur reste cependant à surveiller.**

Sur le secteur du Bassin d'Arcachon, la date de ponte se révèle **très variable : elle peut survenir début juillet et certaines années au-delà du 15 août.** Ce décalage phénologique de plus d'un mois a des conséquences directes : quand les jeunes larves apparaissent lors des vives eaux du mois d'août, le risque de dispersion hors du bassin est plus élevé, alors que les mortes eaux et les faibles vives eaux de juillet leur sont plus favorables. Cette tendance pourrait expliquer en partie l'augmentation de la variabilité interannuelle du captage observée depuis les années 2000. Cela dit, ce risque est réduit lors des étés particulièrement chauds comme c'est le cas depuis plusieurs années. Le retour d'un été frais aura des répercussions directes sur le captage dans ce secteur.

Enfin pour la Lagune de Thau, les pontes y sont **généralement très précoces** mais aussi asynchrones. Elles ont lieu systématiquement avant les autres secteurs de la façade atlantique, généralement en juin. Et on peut désormais affirmer que les déficits de recrutement sur ce secteur ne sont vraisemblablement pas liés à cette étape de la reproduction.

- **Abondance, survie des larves et recrutement**

La ponte principale sur un secteur se traduit généralement par un pic massif de jeunes larves dans les jours qui suivent. L'intensité, la dynamique et l'évolution de ces pics constituent des descripteurs très fins pour évaluer l'abondance, le développement et la survie des jeunes larves émises. Ces proxys sont généralement des clés essentielles pour comprendre le recrutement ultérieur. **La durée du développement des larves ainsi que leur survie sont extrêmement variables d'un site à l'autre, d'une année à l'autre** car elles dépendent de nombreux facteurs : température de l'eau, conditions hydrodynamiques (forcées par les coefficients de marée et les régimes de vent), conditions trophiques (en liaison avec la compétition), présence de prédateurs, pathogènes et/ou de polluants. Depuis 2008, le réseau VELYGER suit ces abondances larvaires tout au long de l'été et sur l'ensemble des secteurs du réseau dans le cadre de différentes collaborations et contrat d'études. Cette base de données est unique et est désormais accessible à la communauté au travers du serveur Seanoe (Pouvreau *et al.*, 2019). Il ressort de cet observatoire pluriannuel les points remarquables suivants.

Tout d'abord, l'abondance en jeunes larves est complètement sous la dépendance de la nature des pontes : les pontes totales et synchrones se traduisent par des pics élevés de jeunes larves ($> 100\,000$ larves/ 1.5 m^3) alors que des pontes peu synchrones se traduisent par des faibles pics de jeunes larves ($< 10\,000$ larves/ 1.5 m^3). Une fois les larves émises, la température et le temps de résidence des masses d'eau sur chaque secteur au moment du développement larvaire constituent vraisemblablement les autres clés du recrutement, au moins pour les secteurs de la façade atlantique. Or, chaque secteur de recrutement présente des caractéristiques physiques, notamment hydrodynamiques, qui lui sont propres.

La partie Est de la Rade de Brest présente probablement **les temps de résidence les plus longs** (e.g. Petton et al., 2020) des secteurs suivis par le réseau VELYGER (à l'exception de la Lagune de Thau). Il s'agit aussi d'un site pour lequel les durées de vie larvaire sont généralement longues (20-25 jours), compte tenu des températures toujours un peu plus faibles dans ce bassin septentrional. Dans ces conditions, si les températures de l'eau sont favorables, le recrutement y est généralement bon. Les larves sur ce secteur sont présentes généralement en août et on montre effectivement que le recrutement y est particulièrement corrélé à la température des masses d'eau au mois d'août (cf figure ci-dessous). Les observations 2021 confortent cette relation.

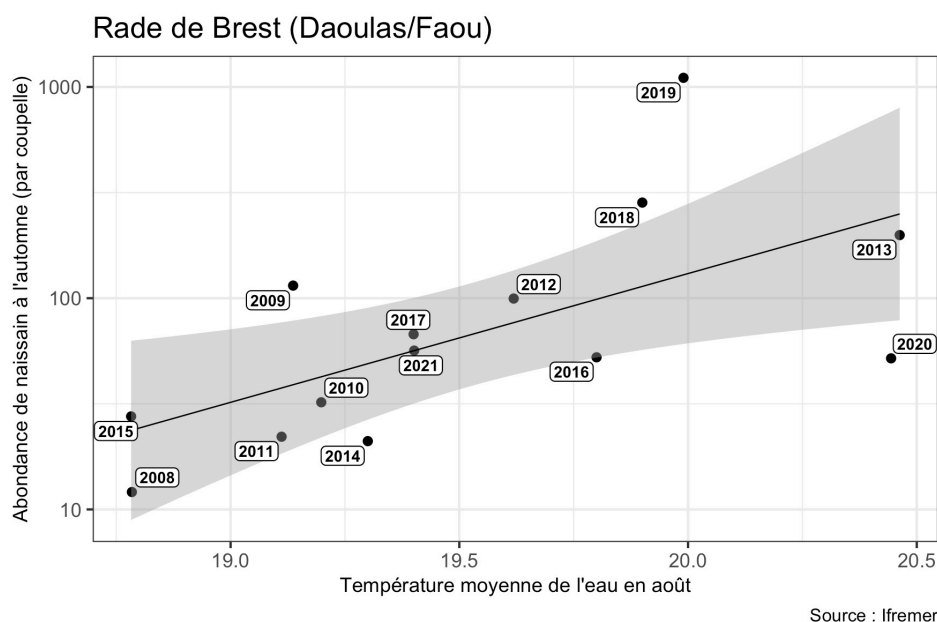


Figure 37 : Relation entre la température moyenne de l'eau au mois d'août et le recrutement moyen à l'automne dans les rivières de Daoulas et du Faou (Rade de Brest).

Sur le secteur de la Baie de Bourgneuf, beaucoup d'éléments acquis depuis le début du réseau laissent penser que **la circulation hydrodynamique de ce système relativement ouvert pourrait être un facteur défavorable à la survie larvaire** surtout lors d'étés frais ou tout juste dans les normes. Cela a été le cas en 2021. La mise en œuvre d'un modèle hydrodynamique reste une étape à envisager dans les années à venir si l'on souhaite mieux comprendre la dynamique du recrutement dans ce secteur particulier. Il ressort en tout cas que la survie larvaire y est très variable d'une année à l'autre et cela décide ensuite de l'efficacité du recrutement.

Pour les Pertuis Charentais, il ressort de l'ensemble des suivis, **une grande complexité dans la distribution spatiale et la dynamique des larves** sur l'ensemble du bassin (Bernard, 2011) comme l'illustre la figure ci-contre. En effet, pour tous les autres écosystèmes étudiés dans le réseau national, il y a toujours une corrélation intra-bassin assez élevée entre l'abondance en larves (stade « grosses ») et le recrutement ultérieur, mais cette relation est peu significative pour ce secteur. Il en est de même pour le suivi des cohortes larvaires. Dans la plupart des écosystèmes, l'identification des cohortes est évidente, alors que pour ce secteur elle est systématiquement délicate à réaliser : les larves « petites » disparaissent assez rapidement sans forcément présenter d'évolution et l'arrivée sporadique de larves « grosses » reste difficile à interpréter.

Cette complexité est à relier à la circulation hydrodynamique ouverte de cet écosystème proposé par Bernard *et al.*, (2010). Ces travaux montrent que selon les conditions hydro-climatiques de l'été, les secteurs au nord (Charente) peuvent bénéficier d'apports allochtones de larves et les secteurs au sud (Seudre) présentent un risque accru d'export de larves. **Dans ce contexte, la préservation des stocks sauvages de reproducteurs en amont de ces zones constitue, sans aucun doute, une garantie d'avenir pour la pérennité du captage dans les Pertuis Charentais.**

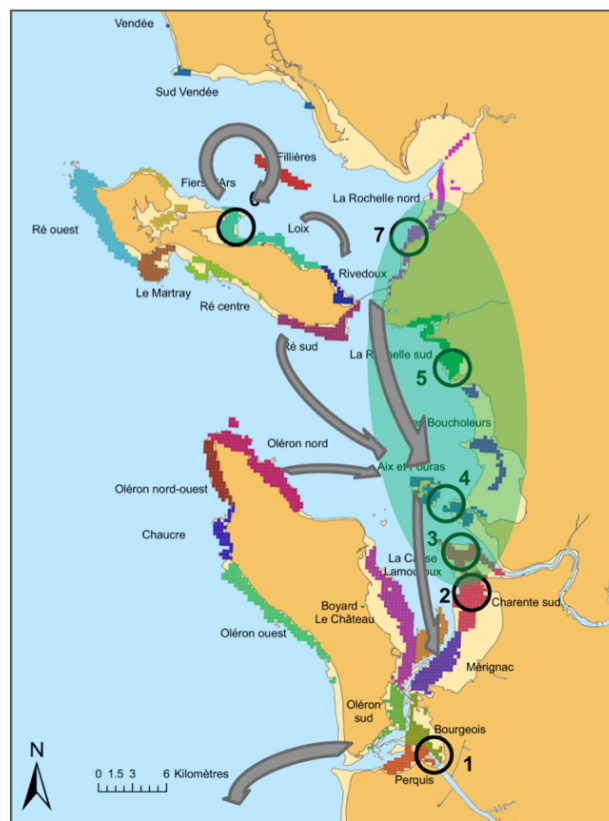


Figure 38 : Carte simplifiée des liens privilégiés entre les bancs potentiels d'émission de larves et les zones de captage dans les Pertuis Charentais, d'après Bernard (2011)

Pour le Bassin d'Arcachon, il ressort que la température de l'eau lors du développement des cohortes est un critère décisif pour la survie : pour des températures inférieures à 22°C, la survie larvaire devient très basse (< 0,01%) et le recrutement irrémédiablement faible. Par contre, en cas d'été favorable (> 24°C), les températures élevées garantissent une bonne survie (> 1%) et assurent généralement un captage satisfaisant voire excellent. Entre ces deux conditions extrêmes, il est vraisemblable que la survenue des larves en période de vives-eaux ou de mortes-eaux jouent alors un rôle significatif.

Enfin, en ce qui concerne la Lagune de Thau, les températures de l'eau sont toujours très élevées lors du développement larvaire (> 25°C) et par conséquent les durées de vie larvaire sont les plus courtes des sites suivis par le réseau (PLD ~12 j) et les survies toujours favorables (> 1%). Dans ces conditions, les concentrations moyennes de larves 'grosses' sont souvent modérées à fortes et constituent généralement les meilleurs scores sur le plan national. C'était un peu moins le cas pour l'année 2018, même si les valeurs restaient encore élevées. En 2019, pour la première fois les survies larvaires avaient été mauvaises (0,11%) en lien avec un épisode caniculaire observé dans la lagune entraînant un fonctionnement trophique non favorable pour le recrutement des huîtres. L'été plutôt dans les normes en 2020 et 2021 a contribué à un retour du recrutement dans ce milieu particulier.

6 Anomalies génomiques des naissains sauvages

Dans le cadre de leur interaction étroite avec leur milieu, les mollusques bivalves peuvent montrer diverses anomalies génomiques comprenant des aberrations chromosomiques, la formation de micronoyaux, des cassures d'ADN ou des changements drastiques du niveau de ploïdie, avec notamment des aneu-polyploïdies affectant les cellules circulantes de l'hémolymph comme c'est le cas lors de l'établissement d'une maladie cancéreuse contagieuse et fatale appelée néoplasie disséminée. Que ce soit pour les moules adultes ou pour les huîtres juvéniles, nos diverses études ont montré que ces anomalies génomiques sont impliquées dans les épisodes de surmortalité et leur niveau initial était étroitement corrélé avec le taux final de mortalité des divers cheptels conchylicoles étudiés. Durant ces travaux, la caractérisation de ces anomalies génomiques a été faite par la cytométrie en flux qui est une méthode de cytogénétique quantitative ayant les avantages d'être sûre, rapide et peu onéreuse. En effet, cette approche est utilisée depuis plusieurs années à la fois dans le cadre de réseaux de surveillance (réseau biovigilance de 2003 à 2014, Benabdelmouna *et al.* 2014), d'action de recherches régionales (CARTAMO, Benabdelmouna & Hemissi 2011) ou nationales (Morbleu, Benabdelmouna & Ledu 2016) et aussi dans le cadre de projets de recherche fondamentale (Benabdelmouna *et al.* 2018 ; Barranger *et al.* 2014).

6.1 Rappel méthodologique

Dans le contexte des surmortalités touchant de façon récurrente en France les cheptels ostréicoles et dans le but final de pouvoir suivre l'évolution du critère « qualité cytogénétique » défini par le taux des anomalies génomiques affectant les cellules somatiques, nous avons proposé pour l'année 2021 de déterminer la variation qualitative et quantitative de la ploïdie de divers lots de naissains captés en 2020 au niveau des principales zones de captage en France. Ainsi, profitant du maillage existant des réseaux Ifremer ECOSCOPA, divers lots de naissains sauvages ont été échantillonnés afin de subir des analyses de ploïdie par cytométrie en flux à partir de biopsies branchiales et ceci afin de déterminer les pourcentages respectifs en anomalies génomiques (AG %) pour chaque lot et établir ainsi une qualité cytogénétique correspondante.

En 2021, 11 lots de naissains sauvages provenant d'autant de sites ont été analysés. Les échantillons de naissains naturels ont été prélevés à raison de : quatre sites dans le bassin d'Arcachon, deux sites dans le bassin de Marennes Oléron, un site en baie de Bourgneuf en Vendée, deux sites en Bretagne et enfin deux sites de l'étang de Thau (**Tableau 4**). Durant la campagne 2021, un total de 1329 huîtres ont été analysées : 520 pour le bassin d'Arcachon, 240 pour les Pertuis Charentais, 220 pour la Bretagne, 120 pour la baie de Bourgneuf et 229 pour l'étang de Thau.

Pour déterminer le niveau de ploïdie d'une huître, une biopsie de branchie est prélevée, analysée individuellement par cytométrie en flux et comparée à un témoin interne. Jusqu'à 2014, l'étalonnage du cytomètre a toujours été réalisé en utilisant un témoin interne constitué par des érythrocytes de truite (TRBC, pour Trout Red Blood Cells, DNA reference calibrator, Coulter). Suite à l'arrêt de commercialisation de ce témoin interne par son unique fabricant, des expérimentations ont été réalisées par nos soins afin de remplacer ce témoin interne par des érythrocytes de poulet (CRBC, pour Chicken Red Blood Cells). Un nouveau ratio a ainsi été déterminé à partir de la position moyenne du pic de fluorescence émise par les cellules somatiques des échantillons divisé par la position moyenne du pic de fluorescence du nouveau témoin interne. Durant ce travail, en utilisant comme témoins plusieurs centaines de naissains produits au sein des nouvelles installations de la PMMLT, nous avons déterminé la valeur du ratio moyen de fluorescence pour des huîtres eudiploïdes (**2n**) et reprécisé sa variation entre les deux valeurs limites, basse haute. Les huîtres dont le ratio n'est pas compris entre ces valeurs sont considérées comme aneuploïdes-ADN. Ainsi, des huîtres dont la valeur du ratio dépasse la valeur maximale sont considérées comme étant hyper-diploïdes (**>2n**) alors que celles dont la valeur du ratio est inférieure à la valeur minimale sont considérées comme étant hypo-diploïdes (**<2n**).

Tableau 4 : Sites et bassins prospectés, effectifs collectés, et date de prélèvement.

Lot	Bassin	Effectif	Observation
Longées	Pertuis Charentais	120	Naissains criblés, creaa
Marsilly	Pertuis Charentais	120	Naissains sur capteurs
Graouères	Arcachon	160	Naissains non criblés
Arguin sud	Arcachon	120	Naissains non criblés
Le Tess	Arcachon	118	Naissains non criblés
Camprian	Arcachon	122	Naissains non criblés
Brest	Bretagne	120	Naissains/juveniles
Penerf	Bretagne	100	Naissains/Juveniles
Coupelasse	Bourgneuf	120	Juveniles/adultes
Meze	Thau	118	Juveniles/adultes
Bouzigues	Thau	111	Juveniles/adultes

6.2 Statut cytogénétique des naissains par secteur

Les résultats des différentes analyses cytométriques pour l'ensemble des huîtres échantillonnées en 2021 sont présentés dans la Figure 39.

Au vu de leur aspect et de leur taille, les échantillons issus de la baie de Bourgneuf (Coupelasse) et de l'étang de Thau (Mèze et Bouzigues) sont apparus comme ayant été manifestement collectés au stade juvénile/adulte et non pas au stade naissain. Les huîtres reçues avaient donc vraisemblablement déjà subi de façon complète au moins un épisode de mortalité printanier. Les huîtres analysées de ces sites sont donc des individus survivants qui ne représentent plus le captage naturel initial de leur bassin. Comme attendu, les analyses cytométriques montrent pour ces sites que pratiquement 100% des huîtres analysées étaient parfaitement diploïdes. Ce résultat indique que *i)* les analyses réalisées avec le nouveau témoin interne peuvent être validés et *ii)* en accord avec tous nos résultats passés, la mortalité élimine les naissains aneuploïdes alors que les survivants sont des diploïdes.

Concernant les huîtres issues de Penerf (Bretagne), les analyses cytométriques montrent l'existence d'une très importante population d'animaux (90%) dont le ratio ne correspond à aucun niveau de ploïdie attendu pour des huîtres creuses de l'espèce *C. gigas*. L'examen biométrique plus attentif de ces huîtres ainsi que l'utilisation comme témoins d'huîtres plates produites en éclosérie nous a permis de montrer que ces huîtres collectées sur le site de Penerf correspondent en fait à des naissains d'huître plate (*Ostrea edulis*) dont l'origine exacte reste à élucider (captage naturel local ou échappement à partir d'une éclosérie proche).

Au vu de ces résultats, les données non représentatives correspondants aux sites de la baie de Bourgneuf et de l'étang de Thau (huîtres juvéniles/adultes) et de Penerf (huîtres plates) n'ont pas été prises en compte dans la suite des analyses.

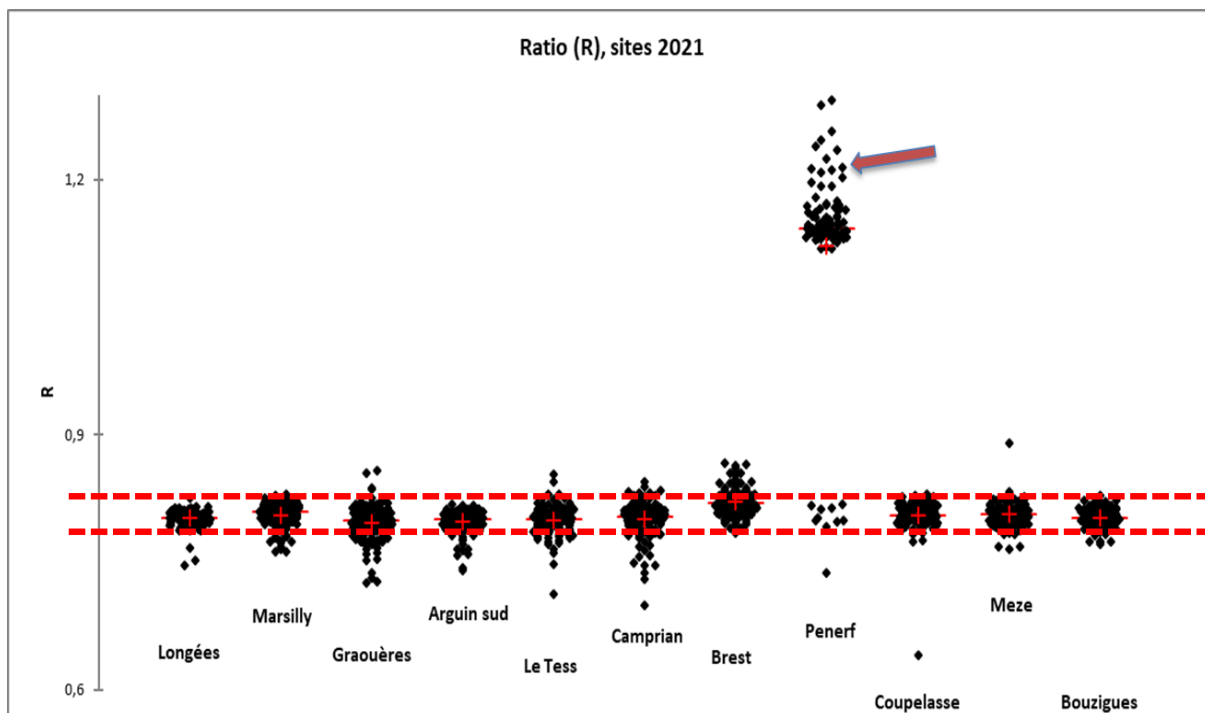


Figure 39 : Distribution intersites des différents statuts cytogénétiques (ratio) obtenus pour les huîtres analysées en 2021. Chaque point noir correspond à un individu analysé. Les traits discontinus rouges délimitent les valeurs de ratio typiques de l'état diploïde (2n). Les points au-delà de la limite supérieure correspondent à des huîtres hyperdiploïdes (>2n) alors que les points en deçà de la limite inférieure correspondent à des huîtres hypodiploïdes (<2n). La flèche rouge indique une population d'huîtres dont le ratio ne correspond à aucune valeur attendue pour *C. gigas*.

Les résultats des analyses cytométriques réalisées en 2021 sur les naissains captés en 2020 sont illustrés dans la Figure 40.

- Au niveau des Pertuis Charentais, 240 naissains issus des sites les Longées (naissains criblés fourni par le CREEA/CAPENA) et Marsilly (naissains encore sur capteurs) ont été analysés. Pour ces deux sites, même si la grande majorité des naissains analysés apparaissent comme étant diploïdes (97% pour les longées contre 87.5% pour Marsilly), une part variable de naissains aneuploïdes a été détectée. Ainsi, seulement 3.3% des naissains sont aneuploïdes pour les Longées (0.83% hyperdiploïdes et 2.5% hypodiploïdes) alors que 12.5% de naissains sont aneuploïdes sur le site de Marsilly (5.83% hyperdiploïdes et 6.67% hypodiploïdes). Ces différences, notamment la relativement faible proportion des naissains aneuploïdes sur le site des Longées, peut s'expliquer notamment par le fait que, pour les besoins du suivi local et interrégional du CREEA/CAPENA, les naissains des Longées ont été criblés au préalable selon leur taille, éliminant ainsi une grande partie des naissains plus petits et aneuploïdes. De cette façon, il serait plus logique de considérer les naissains issus de Marsilly comme étant plus représentatifs du captage 2020 au niveau de ce bassin.

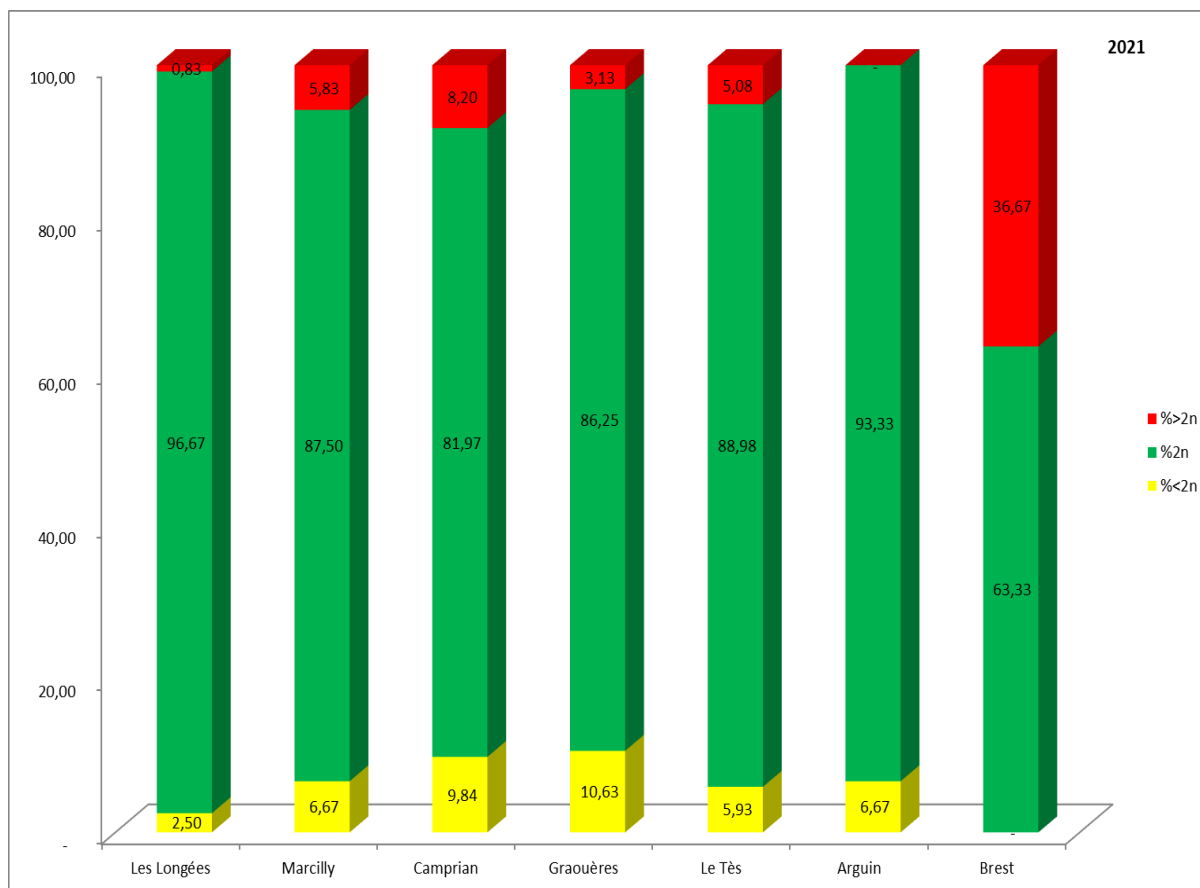


Figure 40: Distribution intersites des différents niveaux de ploïdie obtenus pour les naissains analysés en 2021.

- Au niveau du bassin d’Arcachon, quatre sites ont été prospectés et 520 naissains non criblés et issus des sites de Camprian, Graouères, le Tès et Arguin sud ont été analysés. Comme pour les sites charentais, même si les naissains diploïdes constituent la majeure partie des huîtres analysées (allant de 82% pour Camprian à 93% pour Arguin sud), des taux variables de naissains non diploïdes ont été détectés dans tous les sites analysés du bassin d’Arcachon. Ainsi, la proportion des naissains aneuploïdes atteint 6.67% (tous hypodiploïdes) sur le site d’Arguin sud, 18.04% (dont 9.84% hypodiploïdes et 8.2% hyperdiploïdes) sur le site de Camprian, 13.76% (dont 10.63 hypodiploïdes et 3.13% hyperdiploïdes) sur le site de Graouères, et enfin, 11.01% (dont 5.93% hypodiploïdes et 5.08% hyperdiploïdes) sur le site du Tès.

Comme en 2020 (et plusieurs autres années), il apparaît de ces résultats que les sites localisés à l’intérieurs du bassin, surtout Graouères et Camprian, produisent des naissains qui apparaissent comme étant relativement plus affectés par l’aneuploïdie (14 à 18%) et cela comparativement aux autres sites situés vers la sortie du bassin, le Tes et surtout Arguin sud, avec respectivement 7 à 11% de naissain aneuploïdes.

- Au niveau de la rade de Brest, 120 huîtres ont été analysées par cytométrie en flux. La taille d’une bonne partie d’entre elles suggère qu’elles sont plutôt des juvéniles que des naissains. Les résultats montrent que ces huîtres présentent deux classes de ploïdie, avec une absence totale d’individus hypodiploïdes. Ainsi, seules 63.33% des individus analysés présentent des ratios typiques de diploïdes alors que 36.67% présentent un profil hyperdiploïde, mais avec des ratios légèrement supérieurs à 0.82.

6.3 Tendance générale

Au niveau des bassins (Pertuis Charentais, Arcachon, et rade de Brest), en se basant sur les nouveaux ratios moyens de fluorescence déterminés en 2021, il apparaît clairement que nos analyses ne mettent pas en évidence la présence d'animaux polyploïdes, ni triploïdes ni *à fortiori* tétraploïdes, dans les naissains issus du captage naturel, dans ces bassins qui fournissent l'essentiel de ce naissain de captage en France. Par contre, une tendance variable à l'aneuploïdie ADN du type très majoritairement hypodiploïde (Arcachon et Pertuis Charentais) et légèrement hyperdiploïde (Rade de Brest) a été mise en évidence (Figure 41).

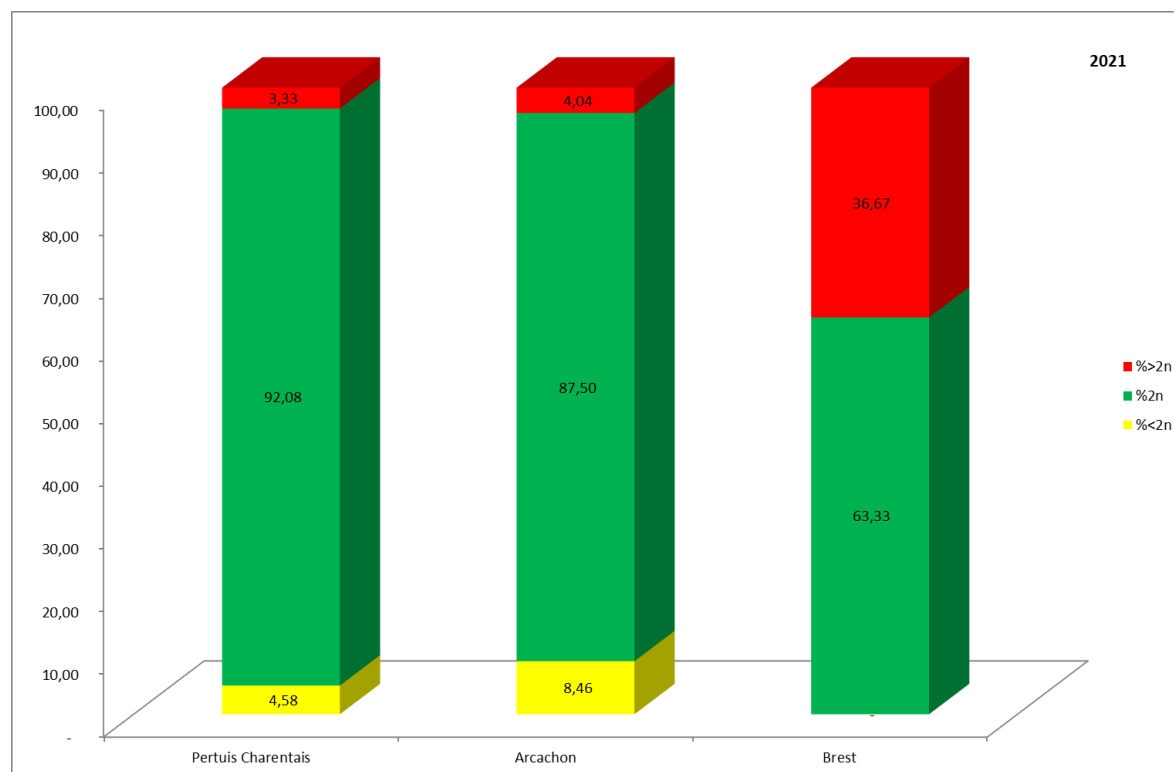


Figure 41: Synthèse des différents niveaux de ploïdie obtenus pour les naissains analysés en 2021.

Concernant les deux plus grands bassins naisseurs européens que sont le bassin d'Arcachon et les Pertuis Charentais, les analyses réalisées en 2021 montrent de façon claire une plus grande prévalence des naissains aneuploïdes dans le bassin d'Arcachon. Ainsi, comparativement aux Pertuis Charentais, le bassin d'Arcachon présente deux fois plus de naissains hypodiploïdes (8.46% contre seulement 4.58%, respectivement), confirmant ainsi une tendance historique du bassin d'Arcachon à produire plus de naissains affectés par les anomalies génomiques (aneuploïdes) que les Pertuis Charentais. Cette tendance est d'autant plus marquée pour les sites localisés à l'intérieur du bassin (Graouères et Camprian) que pour les sites plus océaniques (le Tès et Arguin) montrant ainsi l'importance de l'exposome dans l'expression du phénotype « qualité cytogénétique » des huîtres.

Pour la rade de Brest, au vu de la nature des huîtres analysées, l'absence de détection en 2021 d'individus hypodiploïdes pourrait s'expliquer par un écrémage sélectif à leur encontre réalisé durant le stade naissains. Par contre la surreprésentation des individus hyperdiploïdes (même si leur ratio n'est que légèrement au-dessus du ratio diploïde normal) pourrait suggérer que ces animaux seraient comparativement plus « rustiques » que les naissains hypodiploïdes du fait qu'ils apparaissent non pénalisés par cet état et qu'ils sont capable de supporter la pression de sélection (mortalité estivale)

rencontrée entre 2020 et 2021 sur leur site de vie (Rade de Brest). **De telles constatations, déjà réalisées durant les analyses des années précédentes, impliquent qu'un suivi sur durée plus longue sur ce site pourrait être préconisé afin de suivre une possible installation d'une population d'huîtres ayant cette ploïdie altérée (hyperdiploïde) au niveau de cette zone en particulier et de toutes les autres zones de reproduction naturelle de *C. gigas* en France.**

6.4 Bilan des suivis 2019-2021

Dans le contexte des surmortalités touchant de façon récurrente en France les cheptels ostréicoles et dans le but final de pouvoir suivre l'évolution du critère « qualité cytogénétique » défini par le taux des anomalies génomiques, nous avons proposé depuis l'année 2019 de déterminer la variation qualitative et quantitative de la ploïdie de divers lots de naissains captés au niveau des principales zones de captage naturel en France. Ainsi, profitant du maillage existant des réseaux Ifremer ECOSCOPA, divers lots de naissains sauvages ont été échantillonnés afin de subir des analyses de ploïdie par cytométrie en flux à partir de biopsies branchiales. Pour chaque site, 100 à 200 individus vivants ont analysés. Les résultats escomptés nous ont permis de déterminer les pourcentages respectifs en anomalies génomiques (AG%) pour chaque lot et ainsi établir une qualité cytogénétique correspondante.

Depuis 2019, trois campagnes de collecte des échantillons et d'analyses cytométriques ont été réalisées et cela malgré les contraintes sanitaires et logistiques qui nous ont lourdement compliqué la tâche. En effet, Il est important de noter qu'au vu des conditions sanitaires liées à la crise du covid-19 et notamment les confinements instaurés en France en 2020 et 2021, différents lots de naissains n'ont pas pu être échantillonnés et analysés comme prévu, à savoir avant les habituelles mortalités printanières affectant les naissains de *C. gigas* en France. Par ailleurs, il est important de noter qu'au vu des travaux de rénovation engagés sur le site Ifremer de la Tremblade induisant l'arrêt de la PMMLT durant la période 2018-2020, les différents lots de naissains sauvages réceptionnés n'ont pas pu bénéficier d'une installation dans nos structures habituelles les protégeant de la mortalité (eau de mer traitée aux UV). Cette indisponibilité d'accès aux structures de la PMMLT nous a aussi handicapé dans notre capacité à produire des naissains d'écloserie dont la taille du génome aurait pu être qualifiée dès 2019 avec le nouveau témoin interne de cytométrie (CRBC) et ainsi servir de gamme étalon délimitant plus précisément les ratios correspondant aux zones de variation normale de chaque niveau de ploïdie pour *C. gigas*.

Malgré ces contre-temps sanitaires et logistiques, grâce à l'implication soutenues de nos collaborateurs (LERs, Centre technique (CAPENA) et ostréiculteurs), les trois campagnes d'analyse ont été menées à terme et un total de 3200 huîtres ont pu être individuellement analysées, à raison de 1117 échantillons en 2019, 854 échantillons en 2020 et 1229 échantillons en 2021. Par ailleurs, durant la campagne 2021, la mise en route des nouvelles installations de la PMMLT nous a rendu possible la production contrôlée et l'utilisation comme témoins de plusieurs centaines de naissains d'écloserie. Ces analyses nous ont permis la détermination de nouvelles valeurs de ratio délimitant les différents niveaux de ploïdie de *C. gigas*. Dans un souci d'harmonisation, ces valeurs ont été par la suite appliquées de façon rétrospective à tous les résultats obtenus durant les trois campagnes d'analyses. Enfin, au vu des difficultés d'échantillonnage liées à la crise sanitaire et/ou à la difficulté de trouver des huîtres analysables (naissains), les résultats obtenus à partir des huîtres issues de l'étang de Thau et de la Vendée ont été exclus de ce bilan. Par conséquent, ce bilan se focalise sur les trois autres bassins ostréicoles qui sont par ailleurs les plus importants en France et qui ont été le mieux prospectés durant ces trois années : Pertuis Charentais, bassin d'Arcachon et Rade de Brest.

Les résultats des différentes analyses cytométriques pour l'ensemble des huîtres échantillonnées de 2019 à 2021 sont présentés dans la **Figure 41**.

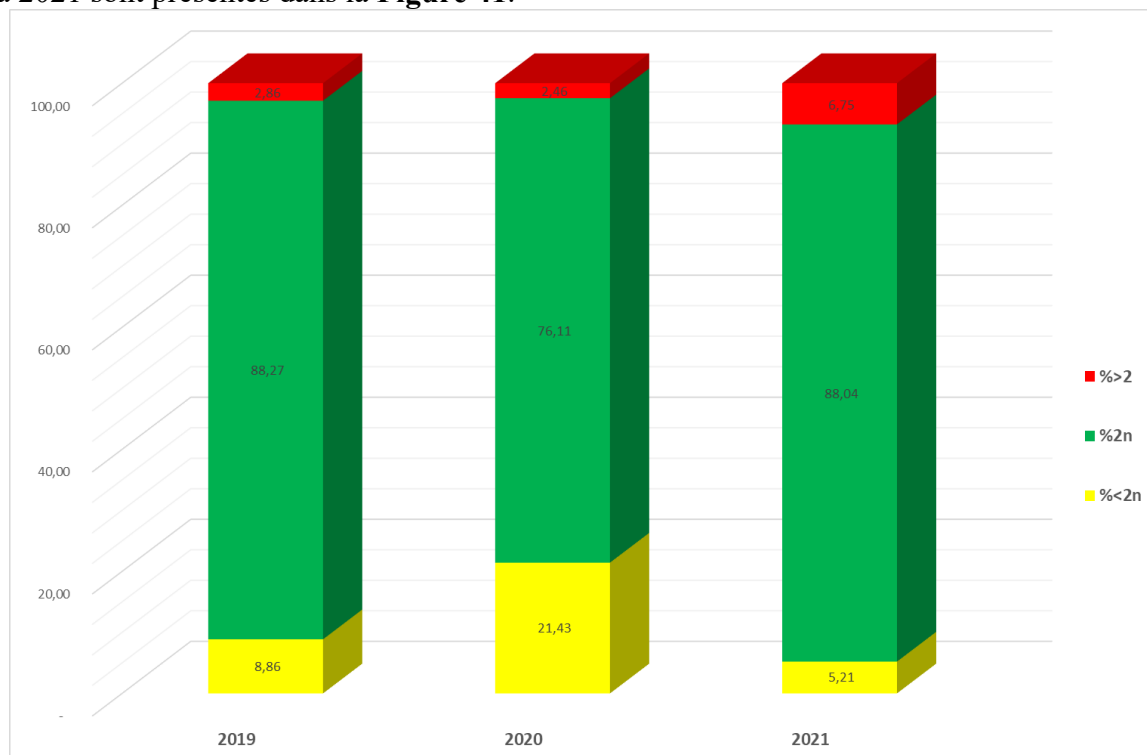


Figure 41 : Pourcentages annuels des différents niveaux de ploïdie détectés pour les huîtres analysées entre 2019 et 2021.

Durant les trois campagnes d'analyses cytométriques entreprises, en se basant sur les nouveaux ratios moyens de fluorescence déterminés en 2021, il apparaît clairement que nos analyses ne mettent pas en évidence la présence d'animaux polyploïdes, ni triploïdes ni *à fortiori* tétraploïdes, dans les naissains issus du captage naturel, dans les différents bassins qui fournissent l'essentiel de ce naissain de captage en France. Par contre, une tendance variable à l'aneuploïdie ADN, du type très majoritairement hypodiploïde et légèrement hyperdiploïde, a été clairement mise en évidence. Ainsi, bien que la majorité des naissains analysés apparaissent comme ayant un ratio purement diploïde (allant de 76% pour l'année 2020 à 88% pour les années 2019 et 2021), des pourcentages variables de naissains aneuploïdes-ADN ont été détectés lors des trois campagnes annuelles d'analyse (Figure 41). Ainsi, la proportion des naissains aneuploïdes atteint :

- 11.73% en 2019, dont **8.86% sont hypodiploïdes** et 2.86% hyperdiploïdes,
- 23.89% en 2020, dont **21.43% hypodiploïdes** et 2.46% hyperdiploïdes,
- 11.96% en 2021, dont 5.21% hypodiploïdes et **6.75% hyperdiploïdes**.

De ces résultats il apparaît que la qualité cytogénétique des naissains de *C. gigas* captés en France présente une nette variabilité interannuelle dont les mécanismes sous-jacents restent à explorer et à comprendre. Durant cette période, la qualité cytogénétique globale des naissains sauvages a été la plus basse en 2020 et la meilleure en 2019 et 2021. Il apparaît clairement que les naissains non diploïdes (aneuploïdes ADN) sont toujours détectés, notamment durant l'année 2020 qui présente un niveau d'aneuploïdie ADN (en grande majorité des hypodiploïdes) comparables aux années 2009-2011 qui ont été marquées par les épisodes de surmortalité les plus intenses des naissains de *C. gigas* en France. Par ailleurs, la détection des naissains hyperdiploïdes-ADN durant ces trois campagnes annuelles d'analyse montre une tendance à l'installation, notamment sur certaines zones, de ce type de naissains

aneuploïdes et cela même quand des lots d'huîtres non naïves (juvéniles/adultes) ont été analysées. Même si des recherches complémentaires sur les performances biologiques de ces naissains seraient nécessaires pour pouvoir l'affirmer, nous pensons que cette tendance à l'installation de ce type d'aneuploïdes pourrait être en liaison avec une relative capacité à la survie de ces naissains hyperdiploïdes face à la pression de sélection (mortalité estivale) rencontrée entre 2019 et 2021 sur leur site de vie (Rade de Brest, notamment). **Dans cette optique, un suivi sur une plus longue durée sur ce site pourrait être préconisé afin de suivre une possible installation d'une population d'huîtres ayant cette ploïdie altérée (hyperdiploïde) au niveau de cette zone en particulier et de toutes les autres zones de reproduction naturelle de *C. gigas* en France.**

Concernant la variabilité interbassins du critère « qualité cytogénétique », au vu des difficultés d'échantillonnage liées aux crises sanitaires et pour les besoins d'une meilleure analyse rétrospective sur la période allant de 2019 à 2021, seules les données collectées au niveau du bassin d'Arcachon et des Pertuis Charentais, qui ont été les mieux couverts durant cette période, seront traitées. La variabilité de la qualité cytogénétique pour l'ensembles des huîtres échantillonnées de 2019 à 2021 au niveau des deux plus importants bassins de reproduction naturelle en France et en Europe que sont Arcachon et les Pertuis Charentais est présentée dans la **Figure 42**. D'une façon générale, quel que soit le bassin, les huîtres identifiées comme étant diploïdes apparaissent comme étant la population majoritaire identifiée. Ainsi, le pourcentage des huîtres diploïdes a varié de 74% à Arcachon en 2020 à 93% dans les Pertuis Charentais en 2019. Toutefois, pour chacune des trois années d'analyse et tout spécialement 2020, le bassin d'Arcachon paraît comme étant nettement moins pourvu en huîtres diploïdes comparativement aux Pertuis Charentais. Cette différence concernant le pourcentage en huîtres diploïdes entre les deux bassins se répercute mécaniquement sur les pourcentages en huîtres aneuploïdes. Ainsi, le bassin d'Arcachon apparaît comme étant beaucoup plus producteur de naissains aneuploïdes comparativement aux Pertuis Charentais, avec en moyenne deux fois plus de naissains aneuploïdes à Arcachon relativement aux Pertuis Charentais. Il est intéressant de noter que cette différence en naissains aneuploïdes entre les deux bassins peut être en majorité expliquée par une différence en naissains hypodiploïdes. En effet, alors que le pourcentage en naissains hyperdiploïdes ne montre pas de grandes différences annuelles entre les deux bassins, le pourcentage en naissains hypodiploïdes montre une grande variation et cela tout particulièrement pour l'année 2020 durant laquelle les analyses ont montré une surreprésentation des naissains hypodiploïdes dans le bassin d'Arcachon comparativement aux Pertuis Charentais. Cette occurrence accrue des naissains hypodiploïdes en 2020 au niveau du bassin d'Arcachon est comparable aux valeurs extrêmes trouvées dans le réseau Biovigilance durant les années 2009-2011 marquées par les pics de la surmortalité estivale post-2008.

Il apparaît donc de façon claire que le critère « qualité cytogénétique » des naissains de *C. gigas* présente une variation interannuelle et interbassins dans les deux principaux sites de captage en France et que cette variation est principalement soutenue par la part des naissains hypodiploïdes. Ces résultats sont en accord avec les résultats précédemment obtenus lors du réseau Biovigilance qui a toujours montré une occurrence de l'aneuploïdie plus nette au niveau du bassin d'Arcachon, tout particulièrement au niveau des sites localisés au fond du bassin qui sont vraisemblablement plus impactés par les apports terrigènes que les sites océaniques illustrant ainsi la part importante de l'exposome dans la genèse des anomalies génomiques que nous avons suivi lors de cette période.

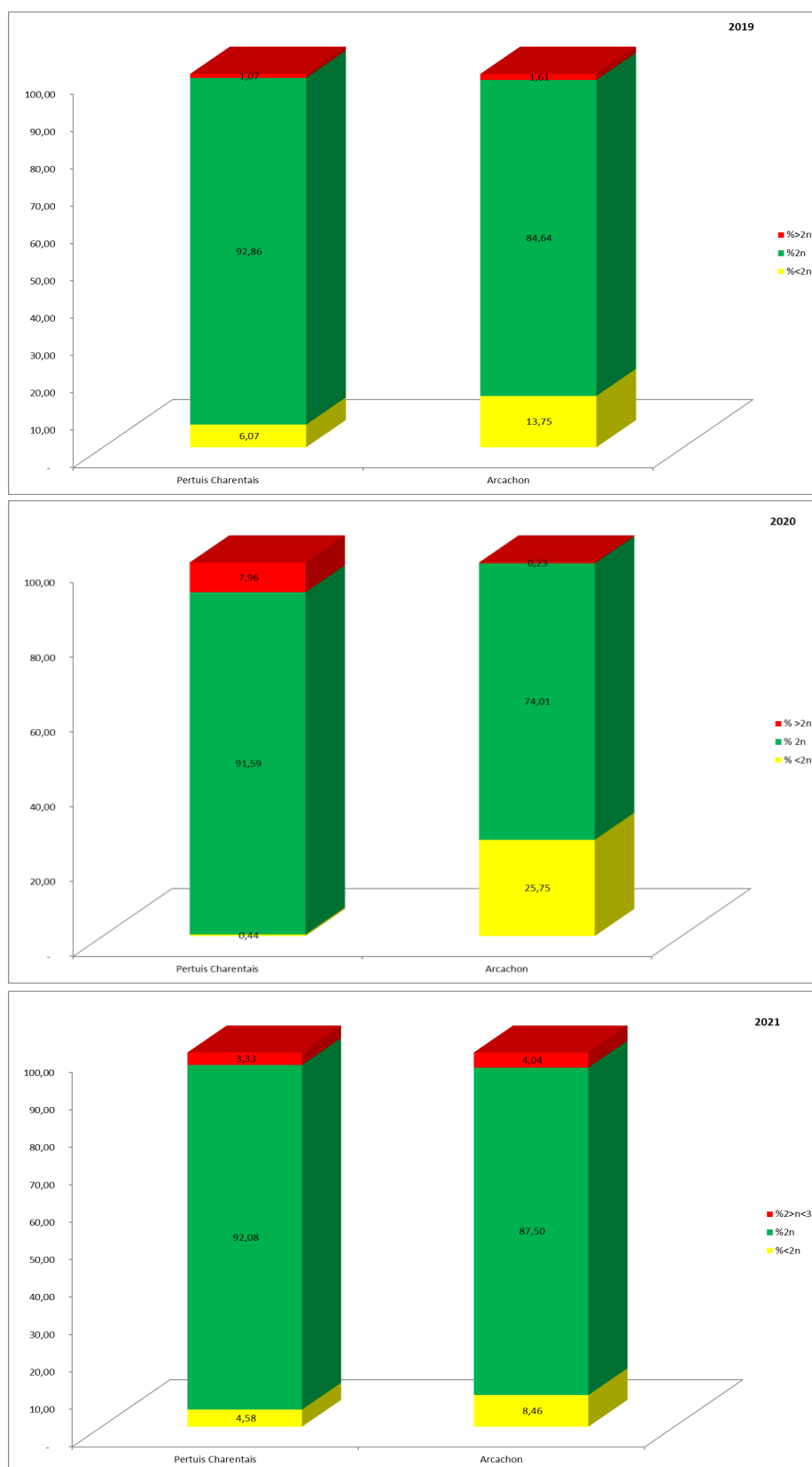


Figure 42 : Répartition des différents niveaux de ploïdie identifiés pour les naissains issus des deux principaux bassins ostréicoles analysés durant la période 2019-2021.

Durant ces trois années de suivi, les huîtres analysées sont des naissains sauvages issus du captage naturel réalisé au sein de chacun des deux bassins. Pour les mêmes raisons sanitaires et logistiques développées plus haut, l'estimation des performances de survie de ces lots de naissains n'a pas pu être réalisées dans les conditions contrôlées habituelles de nos structures sécurisées de la PMMLT. Toutefois, certains des lots comparables de naissains sauvages ont été suivis par le Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine (CAPENA) dans le cadre de deux réseaux régionaux : l'Observatoire Ostréicole du littoral charentais et l'Observatoire Ostréicole du Bassin d'Arcachon. Les résultats, notamment ceux concernant les taux de mortalité des naissains sur estran, sont disponibles en accès libre (<http://www.creaa.fr>). Nous avons donc utilisé ces données de mortalité afin d'essayer de mettre en parallèle les données sur la qualité cytogénétique et les performances de survie des naissains.

De façon globale, durant la période 2019-2021, les taux de mortalité au niveau du bassin d'Arcachon ont varié de 32% en 2019 à 82% en 2020 ; et de 44% en 2021 à 64% en 2019 dans les Pertuis Charentais. A l'échelle d'un bassin, les taux de mortalité ont été durant les deux dernières années du suivi sensiblement plus élevées dans le bassin d'Arcachon que dans les Pertuis Charentais. Cette variation inter-bassins du taux de mortalité est à mettre en parallèle avec la variation de la qualité cytogénétique des naissains produits par chaque bassin. En effet, nos suivis ont montré que le bassin d'Arcachon produisait en moyenne deux fois plus de naissains hypodiploïdes que les Pertuis Charentais. Ceci va parfaitement dans le sens de nos précédents résultats, Nos divers résultats obtenus au travers de suivis de surveillance et de projets de recherche (Benabdelmouna et al. 2014 ; Benabdelmouna & Hemissi 2012, Barranger et al. 2014 ; 2016) qui ont montré que les huîtres creuses présentent des niveaux variables d'anomalies génomiques se traduisant essentiellement par une perte de matériel génétique relativement à un état diploïde normale (hypodiploïdie ADN) ainsi que des aneu-polyplôidies chromosomiques. Ces diverses études ont montré que ces anomalies génomiques sont impliquées dans les épisodes de surmortalité et leur niveau était étroitement corrélé avec le taux final de mortalité des divers cheptels conchylicoles étudiés. Ainsi, durant ces suivis d'observation et/ou d'expérimentation, une relation très significative entre « qualité cytogénétique » initiale, définie par le pourcentage (avant mortalité) des naissains aneuploïdes, et la mortalité cumulée annuelle a été mise à jour pour les naissains sauvages de *C. gigas* dans le cadre des surmortalités ostréicoles post 2008. Cette relation est notamment illustrée d'une façon très nette au terme de l'année 2020. En effet en 2020, les analyses cytométriques ont montré une occurrence, très élevée et comparable à celles des années 2009-2011, des individus aneuploïdes parmi les naissains issus du bassin d'Arcachon. Ainsi jusqu'à 25.75% de ces naissains étaient identifiés comme hypodiploïdes. Le suivi interrégional sur les performances de survie de ces naissains a montré un taux final de mortalité de 82%, comparable aux plus hauts taux de mortalité post-2008. De façon analogue, durant la période de suivis 2019-2021, les naissains issus des Pertuis Charentais ont globalement montré beaucoup moins d'occurrence d'individus hypodiploïdes. De façon intéressante, les suivis locaux sur les performances de survie de ces naissains ont montré des taux finaux de mortalité toujours inférieurs à ceux observés à Arcachon, allant de 44 à 64%.

Même partiels, les résultats obtenus au terme de ce suivi pluriannuel (2019-2021) montrent une corrélation significative entre les anomalies génomiques (hypodiploïdie en particulier) et le taux final de mortalité des naissains issus du captage naturel en France. Ceci illustre le rôle significatif du critère « **qualité cytogénétique** » des naissains dans le phénomène de mortalité. Par ailleurs, à l'échelle d'une population, le pourcentage des naissains aneuploïdes pourrait être considéré comme un indicateur fort de la qualité cytogénétique globale de la population en question. Ainsi, les anomalies génomiques détectées devraient être considérées comme un **indicateur intégrateur de l'état de santé** individuel et populationnel des naissains.

Durant la période d'analyse présentée dans ce rapport, la majorité des naissains sauvages analysés ont montré un niveau de ploïdie normal (diploïde). Par contre, durant cette même période, des

naissains aneuploïdes (majoritairement hypodiploïdes) ont toujours été détectés avec une variabilité intersites et interannuelles marquée et dont l'origine et l'évolution restent à comprendre et prévoir. En effet, une occurrence variable de naissains hypodiploïdes a été observée pouvant atteindre une valeur extrême comme en 2020 à Arcachon. A côté de cette occurrence de naissains hypodiploïdes, un autre type de naissains aneuploïdes (hyperdiploïdes) a émergé et dont l'occurrence, surtout en certains sites comme la rade de Brest semble augmenter. Cette occurrence de naissains hyperdiploïdes pourrait devenir problématique du fait que nos analyses continuent de détecter ces hyperdiploïdes même sur des lots qui présentent toutes les caractéristiques de lots ayant déjà subi un/des épisode(s) de mortalité. Ceci pourrait signifier que les naissains hyperdiploïdes sont, au contraire des naissains hypodiploïdes qui sont éliminés par la mortalité estivale, assez rustiques pour survivre et pourquoi pas se reproduire en produisant une nouvelle population à ploïdie modifiée qui pourrait s'installer dans le milieu. C'est pour ces raisons que le suivi sur une plus longue durée pourrait être préconisé afin de suivre une possible installation d'une population d'huîtres ayant cette ploïdie altérée (hyperdiploïde) au niveau de toutes les autres zones de reproduction naturelle de *C. gigas* en France.

7 Conclusion

L'objectif général du projet ECOSCOPA est de mutualiser et d'inscrire dans la durée les dispositifs d'observation actuel basés sur une trame d'écosystèmes côtiers hérités des projets RESCO et VELYGER et d'y ajouter progressivement de nouveaux indicateurs physiologiques et environnementaux d'intérêt pour l'huître creuse. Cet observatoire national fournit ainsi chaque année une analyse réactualisée de l'état général et des performances de l'huître creuse en lien avec les pressions environnementales pour chaque phase clés de son cycle de vie (croissance, reproduction, vie larvaire, recrutement, survie).

En termes pratiques, cet observatoire national propose les produits suivants :

- constitution de séries temporelles biologiques uniques permettant d'analyser l'effet de l'environnement hydro-climatique sur la biologie d'une espèce modèle en milieu marin (notion d'invertébrés marins « sentinelles ») ;
- acquisition de données de référence sur l'état physiologique de l'huître creuse et l'état de santé global des populations dans des écosystèmes conchylicoles contrastés ;
- aide à la décision dans le cadre d'anomalies biologiques, de calamités agricoles, d'études d'impacts, d'utilisation du DPM ;
- développement et validation de nouveaux marqueurs biologiques d'intérêt qui pourraient être mis en œuvre en routine dans l'observatoire ;
- socle national opérationnel et réactif de suivis standardisés sur lequel des études ponctuelles peuvent rapidement facilement être mises en œuvre.

Pour l'année 2021, toutes les classes d'âge n'ont pas pu suivies en raison des répercussions de la crise COVID : il faudra attendre 2023 pour réobtenir à nouveau les 3 classes d'âge issue d'une même cohorte.

Sur le plan des facteurs environnementaux, l'année 2021 s'inscrit dans la tendance générale du réchauffement climatique, mais de façon plus modérée que les années précédentes. Au niveau des sites du réseau, 2021 s'inscrit dans la continuité des dernières années avec une anomalie thermique moyenne supérieure de +0.5°C par rapport à la normale, qui résulte surtout d'une forte anomalie dès l'hiver : les températures de l'eau de mer avoisinant les sites ECOSCOPA a donc dépassé les normales, mais tardivement dans l'été. En termes d'apports phytoplanctoniques, les concentrations en phytoplancton étaient plutôt dans les normales.

Les phases de reproduction et de pontes ont eu lieu à une période « normale », ni précoce, ni tardive, de façon relativement synchrone permettant un apport de larves dans les normales, à l'exception du site de la baie de Bourgneuf, pour lequel les concentrations en jeunes larves ont été faibles. Compte tenu des températures assez variables et tout juste dans les normes dans les différents bassins, le captage qui a suivi a été relativement hétérogène selon les secteurs, très bons sur certains sites, quasiment nul sur d'autres.

Les mortalités de naissain observées pour 2021 sont pour la première fois très faibles (à l'exception des sites de la baie de Veys et de Marennes-Oléron) et la moyenne nationale passe en dessous des 50% : cela est en partie lié à l'absence de mortalités observées sur le lot NSI suivi à Marseillan. Il sera intéressant de voir si cet épiphénomène perdure en 2022.

8 Références bibliographiques

Anonyme (2011) ICES status report on climate change in the North Atlantic. ICES cooperative Research Report, n°310, September 2011, 182 p.

Auby I, Maurer D (2004) Étude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Rapport Final de Contrat. Rapport Interne Ifremer DEL/AR 04-05.203 p + annexes.

Auby I, Maurer D, Connes C, Barbier C, Rumebe M, Rigouin L, Tournaire MP, Simmonnet B, Navarro R (2012) Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Année 2012.

Auby I, Maurer D, Valvason ML, Guegen C, Guillard F (2002) Mise au point d'une nouvelle méthode de suivi de la reproduction de l'huître creuse. Comparaison avec la méthode traditionnelle. Rapport Interne RST.DEL/02.01/ARCACHON, 22 p.

Bagusche F, Long S, Trueman C, Pouvreau S, Le Souchu P, Hauton C (2012) Impacts of ocean acidification and temperature on gene expression and biomineralisation in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* Thunberg, 1793 (Ostreoidae). European Geoscience Union 2012, General Assembly 2012, Vienna, Austria, 22-27 April 2012. - Poster-

Barranger A, Akcha F, Rouxel J, Brizard R, Maurouard E, Pallud M, Menard D, Tapie N, Budzinski H, Burgeot T, Benabdelmouna A (2014) Study of genetic damage in the Japanese oyster induced by an environmentally-relevant exposure to diuron: evidence of vertical transmission of DNA damage. *Aquat. Toxicol.* : 146, 93–104.

Beck MW, Brumbaugh DR, Airoidi L, Carranza A, Coen LD, Crawford C, Zhang, G (2009) Shellfish reefs at risk: a global analysis of problems and solutions. The Nature Conservancy, Arlington VA.

Benabdelmouna A, Guyader T, Ledu C, Laporte P, Degremont L (2011) Etude de la CINétique et Diffusion de la MORTalité (CINDIMOR) chez les juvéniles de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Contrat de projets Etat-Région Poitou-Charentes 2007-2013 - Convention n°08/PRC-A-29 du 19 mai 2008 - Projet "Développement durable des Pertuis charentais". <https://archimer.ifremer.fr/doc/00063/17405/>

Benabdelmouna A, Hemissi I (2011) CARTAMO : CARTographie des Anomalies génomiques dans les gisements naturels d'huîtres creuses du bassin de Marennes Oléron.

Benabdelmouna A, Ledu C (2016) The mass mortality of blue mussels (*Mytilus spp*) from the Atlantic coast of France is associated with heavy genomic abnormalities as evidenced by flow cytometry. *J. Inverteb. Pathol.* : 138, 30-38.

Benabdelmouna A, Maurouard E, D'Amico F, Seugnet JL, Grizon J (2014) Niveau de ploïdie des naissains d'huître creuse captés dans les pertuis charentais, le bassin d'Arcachon et la baie de Bourgneuf. Réseau Biovigilance, campagne 2012.

Benabdelmouna A, Saunier A, Ledu C, Travers MA, Morga B (2018) Genomic abnormalities affecting mussels (*Mytilus edulis-galloprovincialis*) in France are related to ongoing neoplastic processes, evidenced by dual flow cytometry and cell monolayer analyses. *J. Inverteb. Pathol.* : 157, 45-52.

Bernard I (2011) Ecologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les côtes françaises : vers une explication de la variabilité du captage. Th. Univ. La Rochelle 193 p.

Bernard I, Allain G, Auby I, Plus M, Drean T, Gasmi S, David V, Pouvreau S, Maurer D (2014) Étude de la fécondité de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon en 2013 en lien avec la qualité de l'eau. Compte-rendu final du programme FeLiBA.

Bernard I, Le Moine O, Stanisière JY, Pouvreau S, Gouletquer P, Dumas F (2010) Site selection for stock replenishment using a hydrodynamic model: Example of the pacific oyster *Crassostrea gigas* culture in the Pertuis Charentais. ICES CM2010/A:18, 12p.

Bernard I, Massabuau J-C, Ciret P, Sow M, Sottolichio A, Pouvreau S, Tran D (2016) In situ spawning in a marine broadcast spawner, the Pacific oyster *Crassostrea gigas* : Timing and environmental triggers. *Limnology and Oceanography*, 61, 635-647.

Chapman RW, Mancina A, Beal M, Veloso A, Rathburn C, Blair A, Holland AF, Warr GW, Didinato G, Sokolova IM & Wirth EF (2011) The transcriptomic responses of the eastern oyster, *Crassostrea virginica*, to environmental conditions. *Molecular Ecology*, 20(7), 1431-1449.

Daniel A (2009) Document de méthode hydrologie : Consignes pour le prélèvement d'échantillons d'eau en vue de mesures hydrologiques. Rapport DYNECO/PELAGOS/09.01, 19 p

Delisle L, Petton B, Burguin JF, Morga B, Corporeau C, Pernet F (2018) Temperature modulate disease susceptibility of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* and virulence of the Ostreid herpesvirus type 1. *Fish Shellfish Immunol.* 2018 Sep;80:71-79. doi: 10.1016/j.fsi.2018.05.056. Epub 2018 May 3

Delisle L, Pauletto M, Vidal-Dupiol J, Petton B, Bargelloni L, Montagnani C, Pernet F, Corporeau C, Fleury E (2020). High temperature induces transcriptomic changes in *Crassostrea gigas* that hinder progress of ostreid herpesvirus (OsHV-1) and promote survival . *Journal Of Experimental Biology* , 223(20), jeb226233 (11p.) . <https://doi.org/10.1242/jeb>.

Dickson AG, Sabine CL, Christian, JR (2007) Guide to Best Practices for Ocean CO2 Measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.

Fleury E, Normand J, Lamoureux A, Bouget JF, Lupo C, Cochenec-Laureau N, Petton S, Petton B, Pouvreau S (2019) RESCO REMORA Database : National monitoring network of mortality and growth rates of the sentinel oyster *Crassostrea gigas*. SEANOE.

Geay A, Bouquet AL (2009) Suivi du recrutement de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en Charente-maritime en 2009 : Rapport de synthèse. Rapport de contrat Creaa-SRC Poitou Charentes, 32 p + annexes.

Grossel H (2006) Manuel d'observation et de dénombrement du phytoplancton marin. Département Environnement, Microbiologie et Phycotoxines. Document de méthode REPHY. 40 p

Helmuth B (1998) Intertidal mussel microclimates: predicting the body temperature of a sessile invertebrate. *Ecological Monographs*. 68 (1), 51-74

His E (1976) Contribution à l'étude biologique de l'huître dans le Bassin d'Arcachon, activité valvaire de *Crassostrea angulata* et de *Crassostrea gigas* ; application à l'étude de la reproduction de l'huître japonaise. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I.

His E (1991) Biologie et écotoxicologie des véligères de *Crassostrea Gigas* (Thunberg) dans le Bassin d'Arcachon. PhD Thesis, Université Bordeaux I.

Lagarde F, Richard M, Bec B, Roques C, Mortreux S, Bernard I, Chiantella C, Messiaen G, Nadalini J-B, Hori M, Hamaguchi M, Pouvreau S, Roque d'Orbcastel E, Tremblay R (2018b) Trophic environments influence size at metamorphosis and recruitment performance of the Pacific oyster. *Mar Ecol Prog Ser* 602:135–153.

Lagarde F (2018a) Écologie de la reproduction de l'huître *Crassostrea gigas* en lagune méditerranéenne. Th. Sorbonne Univ. 201 p.

Lagarde F, Roque d'orbcastel E, Ubertini M, Mortreux S, Bernard I, Fiandrino A, Chiantella C, Bec B, Roques C, Bonnet D, Miron G, Richard M, Pouvreau S, Lett C (2017) Recruitment of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in a shellfish-exploited Mediterranean lagoon: discovery, driving factors and a favorable environmental window. *Marine Ecology Progress Series*, 578, 1-17.

Le Roux, F, Wegner KM, Polz MF (2016) Oysters and vibrios as a model for disease dynamics in wild animals. *Trends in microbiology*, 24(7), 568-580.

Martz TK, McLaughlin SB, Weisberg (2015) Best Practices for autonomous measurement of seawater pH with the Honeywell Durafet pH sensor. California Current Acidification Network (C-CAN).

Maurer D, Auby I, Barbier C, Schirr Bonnans I, Tournaire MP, Rumèbe M, Cantin C, Debort H, Cariou T, Navarro R, Simonnet B, Mayer M (2009a) Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon : Année 2009. RST/LER/AR/09-009, 47 p.

Maurer D, Auby I, Moran A, Barbier C, Rumèbe M, Tournaire MP, Navarro R, Simonnet B, Navarro R (2011) Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon : Année 2011. RST/LER/AR/11-009, 61 p.

Maurer D, Defenouillère P, Auby I (2009b) Estimation du captage de naissains dans le Bassin d'Arcachon en 2008 : première approche d'une méthodologie nationale dans le cadre du projet Velyger. Rapport Interne Ifremer RST/LER/AR09-004, 25 p.

OMM. Directives de L'OMM Pour le Calcul Des Normales Climatiques ; OMM, Édition 2017 ; OMM: Genève, Suisse, 2017; ISBN 978-92-63-21203-0.

Pernet F, Barret J, Le Gall P, Corporeau C, Degremont L, Lagarde F, Pepin JF, Keck N (2012) Mass mortalities of Pacific oysters *Crassostrea gigas* reflect infectious diseases and vary with farming practices in the Mediterranean Thau lagoon, France. *Aquaculture Environment Interactions*, 2, 215-237.

Pernet F, Gachelin S, Stanisière JY, Petton B, Fleury E, Mazurié J (2019) Farmer monitoring reveals the effect of tidal height on mortality risk of oysters during a herpesvirus outbreak. *Ices Journal Of Marine Science*, 76, 1816-1824.

Petton B, Boudry P, Alunno-Bruscia M, Pernet F (2015) Factors influencing disease-induced mortality of Pacific oysters *Crassostrea gigas*. *Aquaculture Environment Interactions*, 6, 205-222

Petton, B, Pernet, F, Robert, R, & Boudry, P (2013) Temperature influence on pathogen transmission and subsequent mortalities in juvenile Pacific oysters *Crassostrea gigas*. *Aquaculture environment interactions*, 3, 257-273.

Petton S, Pouvreau S, Fleury E (2022) ECOSCOPA network : high frequency environmental database. SEANOE.

Pouvreau S, Bernard I, Le Souchu P, Huvet A, Talarmain E, Auby I, Maurer D, Barbier C, Tournaire MP, D'Amico F, Rumebe M, Neaud-Masson N, Bedier E, Martin AG, Claude S, Langlade A, Bouget JF, Hitier B, Stanisière JY, Breerette S, Robert S, Guilpain P, Seugnet JL, Guesdon S, Soletchnik P, Le Moine O, Dumas F, Quemener L, Barbot S, Repecaud M, Mille D, Geay A, Bouquet AL (2011) Projet Velyger (2008-2010) : Observer, Analyser et Gérer la variabilité du recrutement de l'huître creuse en France.

Pouvreau S, Maurer D, Auby I, Lagarde F, Le Gall P, Cochet H, Bouquet AL, Geay A, Mille D (2019) VELYGER Database: The Oyster Larvae Monitoring French Project. SEANOE.

Pouvreau S, Petton S, Queau I, Haurie A, Le Souchu P, Alunno-Bruscia M, Palvadeau H, Auby I, Maurer D, D'Amico F, Passoni S, Barbier C, Tournaire MP, Rigouin L, Rumebe M, Fleury E, Foullaron P, Bouget JF, Robert S, Pepin JF, Grizon J, Seugnet JL, Chabirand JM, Le Moine O, Guesdon S, Lagarde F, Mortreux S, Le Gall P, Messiaen G, Roque D'Orbcastel E, Quemener L, Repecaud M, Mille D, Geay A, Bouquet AL (2015) Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l'huître creuse en France : Le Réseau Velyger. Rapport annuel 2014.

Renault T, Bouquet AL, Maurice JT, Lupo C, Blachier P (2014). Ostreid herpesvirus 1 infection among Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) spat: relevance of water temperature to virus replication and circulation prior to the onset of mortality. *Applied and environmental microbiology*, 80(17), 5419-5426.

Rico-Villa B, Bernard I, Robert R, Pouvreau S (2010) A Dynamic Energy Budget (DEB) growth model for Pacific oyster larvae, *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*, 305, 84-94.

Thomas Y, Pouvreau S, Alunno-Bruscia M, Barillé L, Gohin F, Bryère P, Gernez P (2016) Global change and climate-driven invasion of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) along European coasts: a bioenergetics modelling approach. *Journal of Biogeography*, 43, 568-579.

Zhu, S, Nyarko, E K, Hadzima-Nyarko, M (2018). Modelling daily water temperature from air temperature for the Missouri River. *PeerJ*, 6, e4894.