

OBSLAG - Volet Pesticides

Bilan 2017-2019 du suivi des lagunes méditerranéennes

Rapport final



Avec le soutien de :



ODE/UL/LER-LR/20.09

Dominique MUNARON, Valérie DEROLEZ, Elodie FOUCAULT, Nicolas CIMITERRA, Nathalie TAPIE, Helene BUDZINSKI, Anaïs GIRAUD

Juillet 2020

Fiche documentaire

Titre du rapport : OBSLAG - Volet Pesticides : Bilan 2017-2019 du suivi des lagunes méditerranéennes. Rapport Final

Référence rapport : ODE/UL/LER-LR/20.09

Date de publication : 2020/07/10

Version : 1.0.0

Diffusion :

Libre (internet)

Restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAAA/MM/JJ

Interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAAA/MM/JJ

Référence de l’illustration de couverture

Crédit photo : D. MUNARON/Etang de l’Ayrolle/Nov 2017

Langue(s) : français

Résumé/ Abstract :

L’objectif du projet OBSLAG Pesticides est de dresser un état des lieux de la problématique des pesticides dans les lagunes Méditerranéennes au regard du risque (individuel et/ou conjoint) qu’ils occasionnent pour ces écosystèmes. L’exposition des lagunes aux pesticides a été caractérisée sur la base d’un suivi de 12 points (10 MET), échantillonnés au cours de 6 campagnes entre sept. 2017 et juil. 2019. 72 matières actives et métabolites d’intérêt pour les lagunes ont été recherchés à l’aide d’échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS) et d’échantillons d’eau ponctuels. En parallèle de l’acquisition des données de terrain, un travail de synthèse bibliographique des données écotoxicologiques les plus récentes concernant les pesticides a été réalisé de manière à pouvoir mettre en œuvre le Quotient de Risque (QR) : un indicateur de risque chronique basé sur les effets cumulés des substances et dérivé du concept toxicologique de l’Addition des Concentrations (AC).

Toutes les lagunes suivies présentent un risque chronique fort pour a minima 50% des périodes suivies. Et 8 lagunes/10 présentent un risque chronique fort pour 100% des périodes suivies au cours de l’étude. Seuls les étangs de La Palme et de Biguglia ont présenté des périodes de risque chronique peu préoccupant. Les étangs de l’Or, Ayrolle et Méjean sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus forts. Ce risque est autant lié à l’effet d’une dizaine de substances dépassant individuellement leur valeur seuil (métolachlor et ses métabolites, chlorotoluron, imidacloprid, azoxystrobin, propiconazole, carbendazim, tebuconazole, ametryn) qu’à l’effet cumulé du mélange de substances présentes simultanément dans les eaux (15 au minimum et jusqu’à 39 sur l’étang de Canet). Pour autant, même si on supprimait les effets individuels, l’effet des mélanges de substances entraînerait encore un risque chronique pour 84% des prélèvements. Cet état des lieux permet aujourd’hui d’apporter une vision plus réaliste de la problématique des pesticides polaires dans les lagunes, complémentaire à celle réglementaire de la DCE

Mots-clés :

Pesticide, Phytosanitaire, Biocide, Evaluation du Risque, Lagunes, Méditerranée, Echantillonneurs passifs, POCIS

Comment citer ce document :

Munaron D., Derolez V., Foucault E., Cimiterra N., Tapie N., Budzinski H., Giraud A., 2020. OBSLAG - Volet Pesticides : Bilan 2017-2019 du suivi des lagunes méditerranéennes. Rapport final, Conventions AERMCI-Ifremer 2017, n° ODE/UL/LER-LR/20.09, Juillet 2020. 78p.

Disponibilité des données de la recherche :

L’utilisation des données communiquées dans ce rapport à des fins de publication est proscrite sans autorisation préalable des auteurs.

DOI :

Commanditaire du rapport : AERMC Montpellier	
Nom / références du contrat : Suivi des lagunes du bassin RMC / n°17/3212552/F (Ref. Interne) Conventions AERMC-Ifremer n°2017 1182 et 2017 1185	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire <input checked="" type="checkbox"/> Rapport Final de contrat	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit : OBServatoire des LAGunes (OBSLAG) : Suivi des lagunes du bassin RMC	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service
Munaron D. / dmunaron@ifremer.fr	Ifremer ODE/UL/LERLR (Laboratoire Environnement Ressources du Languedoc-Roussillon) – UMR MARBEC (Ifremer, IRD, CNRS, UM) Sète
Derolez V.	
Foucault E.	
Cimiterra N.	
Tapie N.	Université de Bordeaux
Budzinski H.	UMR CNRS 5805 EPOC Equipe LPTC
Giraud A.	AERMC Montpellier
Sincères remerciements aux autres contributeurs (ordre alphabétique/structure) : Bellamy E., Bouriat A., Crottier A., David M., Devique G., Fiandrino A., Fortune M., Godfrin Y., Guenineche N., Hubert C., Lacoste E., Lagarde F., Le Gall P., Martin D., Massinelli L., Messiaen G., Mortreux S., Ouisse V., Richard M., Robinet G., Roque d'Orbcastel E., Serais O., Violette H., Viols L. / Ifremer, LER-LR, Sète Bouchoucha M., Ravel C. / Ifremer, LER-PAC, La Seyne/mer Connes C., Malet N. / Ifremer, LER-PAC, Bastia Mayot N. / GIPREB, Berre l'étang Felix C. / MARBEC, Sète	
Validé par : Fiandrino A. (Resp. Ifremer du LER-LR)	

Sommaire

1	Introduction.....	7
1.1	Contexte	7
1.2	Objectifs.....	8
2	Matériels & Méthodes.....	9
2.1	Méthodologie générale : l'évaluation du risque	9
2.2	Caractériser l'exposition aux pesticides des lagunes	9
2.2.1	Sites d'étude	9
2.2.2	Stratégie de suivi	12
2.2.3	Analyses (et cas particulier du métolachlor)	15
2.3	Caractériser la dangerosité des pesticides pour les écosystèmes lagunaires.....	17
2.3.1	Critère de qualité de l'eau pour les pesticides prioritaires (DCE).....	17
2.3.2	Critère de qualité de l'eau pour les pesticides non-prioritaires.....	17
2.4	Le Quotient de Risque (QR) : Indicateur du risque lié à la présence de pesticides dans les lagunes	20
2.4.1	Fondements et définition du Quotient de Risque (QR).....	20
2.4.2	Application du QR aux écosystèmes lagunaires : la grille de diagnostic	22
3	Résultats & Discussion.....	25
3.1	Contexte météorologique	25
3.2	Pesticides & Risques	27
3.2.1	Nombre de pesticides quantifiés.....	27
3.2.2	Risques liés aux effets individuels : les "drivers" du risque.....	28
3.2.3	La problématique du métolachlor et de ses métabolites	30
3.2.4	La question du glyphosate et de son métabolite AMPA	31
3.2.5	Risques liés aux effets cumulés : la problématique des mélanges de pesticides... 32	
3.3	Quotient de Risque par lagune.....	36
3.3.1	Etang de Biguglia	36
3.3.2	Etang de Berre	37
3.3.3	Etang de l'Or	38
3.3.4	Etang du Méjean.....	39
3.3.5	Etang de Vic	40
3.3.6	Etang de Thau.....	41
3.3.7	Etang de l'Ayrolle.....	43
3.3.8	Etang de Bages-Sigean.....	44
3.3.9	Etang de La Palme	46

3.3.10	Etang de Canet	47
4	Conclusions & Perspectives	49
5	Bibliographie	51
6	Tables des illustrations.....	56
6.1	Liste des Figures.....	56
6.2	Liste des tableaux.....	57
7	Annexes.....	58
7.1	Liste des substances recherchées, mode d'échantillonnage et paramètres liés aux POCIS	58
7.2	Bilan des teneurs (ng/L) mesurées dans les lagunes : Base de données d'exposition ..	59
7.3	Base de données écotoxicologiques & bibliographie associée.....	61
7.4	Tableau des $QR_{\text{individuels}}$ pour les principaux pesticides quantifiés	72
7.5	Tableaux des $QR_{\text{cumulés}}$ par legs : bilan de l'indicateur de risque pesticide en lagune ...	73
7.6	Graphiques de $QR_{\text{cumulés}}$ par leg.....	74
7.7	Lien pluviométrie/teneur en pesticides dans les lagunes.....	75
7.8	Liste des substances prioritaires DCE	76

1 Introduction

Ce rapport a pour objet de faire le bilan de l'étude : Suivi des lagunes du Bassin RMC - programme 2017-2019, Volet pesticide, ci-après nommée "OBSLAG pesticides", et encadrée par les contrats Ifremer n°17/3212552/F et 18/3212605 et par les conventions d'aide financière avec l'AERMC n°2017 1182 et n°2017 1185.

1.1 Contexte

Les lagunes sont des écosystèmes particulièrement exposés aux pesticides, utilisés autant pour un usage phytosanitaire (usages agricole et urbain) que biocide (antifouling notamment)(Munaron et al., 2013). Parmi eux, les substances dites prioritaires, font l'objet d'une réglementation environnementale. Lors des suivis, leur teneur individuelle dans l'eau est comparée à une Norme de Qualité Environnementale (NQE). Si la teneur de chacune des substances prioritaires ne dépasse pas sa NQE, alors la masse d'eau lagunaire est considérée comme étant en "bon état" chimique. Les substances retrouvées conjointement mais non prioritaires n'entrent pas en compte dans l'évaluation de la qualité. Même si elles sont jugées aujourd'hui moins toxiques que les substances prioritaires, ce constat est susceptible d'évoluer avec l'avancée des recherches écotoxicologiques, et malgré tout, elles ont aussi individuellement des effets reconnus sur des espèces non cibles (Hano et al., 2019; Mai et al., 2014; Matozzo et al., 2020; Mottier et al., 2015; Séguin et al., 2017). De plus, les travaux sur les mélanges de contaminants mettent en lumière les effets cumulés des "cocktails" sur les organismes vivants (Deneer, 2000; Dupraz et al., 2019, 2018; Faust et al., 2001; Knauert et al., 2008; Koutsaftis and Aoyama, 2006), même à des doses individuelles jugées protectrices pour l'environnement (i-e en-dessous de leur NQE)(Carvalho et al., 2014). Plusieurs auteurs militent déjà pour une évolution de la réglementation qui tienne compte de l'effet combiné de ces mélanges (Altenburger et al., 2015; Faust et al., 2019; Kortenkamp et al., 2019). Pour les lagunes, l'obtention du "bon état" chimique au sens de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) peut ainsi être source de confusion. Par "bon état" chimique d'une masse d'eau, il faut comprendre "bon état" vis-à-vis des 45 substances prioritaires prises en compte individuellement au cours d'une campagne triennale. Ce modeste ajustement sémantique change pourtant radicalement notre compréhension de la notion d'état chimique. Celle-ci apparaît alors naturellement incomplète en particulier lorsqu'on s'intéresse aux pesticides dans les lagunes, pour trois raisons : i) d'abord, le nombre de pesticides prioritaires disposant de NQE et participant à l'évaluation de l'état chimique est extrêmement limité (22 substances dont seulement 3 encore autorisées d'utilisation)(ANSES, 2020a) en comparaison du nombre de matières actives en usage aujourd'hui (479 à l'échelle Européenne)(ANSES, 2020a) et du nombre de substances retrouvées dans les eaux lagunaires (jusqu'à plus d'une trentaine simultanément)(Munaron et al., 2017, 2013), ii) ensuite, les effets des mélanges ne sont pas pris en compte à l'heure actuelle par la DCE, iii) enfin, les campagnes DCE sont réalisées une fois tous les 3 ans, alors que la plupart de ces substances sont aujourd'hui hydrophiles et leur transport dans l'environnement est fortement lié au cycle de l'eau et aux précipitations. En climat méditerranéen, celles-ci peuvent induire de fortes variations saisonnières des apports qui ne sont pas non plus pris en compte actuellement. La méthodologie DCE est utile pour harmoniser les pratiques en matière de suivi environnemental à l'échelle européenne, mettre en évidence les priorités, et doit naturellement se poursuivre et se développer. Pour autant, à une échelle locale, particulièrement dans le cas

des écosystèmes lagunaires, il y a nécessité d'obtenir un diagnostic plus proche de la réalité de terrain, et complémentaire à ce suivi réglementaire. C'est pourquoi un indicateur de risque par rapport à la présence de pesticides dans les lagunes a été adapté en 2017 au contexte lagunaire, sur la base des travaux menés en 2015-2016 sur les étangs de Thau et de l'Or (Munaron et al., 2017). Cet indicateur, le Quotient de Risque (QR), est avant tout basé sur le suivi d'une liste de substances et sur l'utilisation d'une stratégie d'échantillonnage, plus cohérentes avec le contexte régional Méditerranéen. Il permet ainsi de mieux caractériser l'exposition des lagunes aux pesticides et son évolution temporelle. De plus, tout en étant cohérent avec l'approche déterministe du diagnostic DCE, il apporte une information complémentaire en matière de risque grâce à la prise en compte simplifiée de l'effet des mélanges de pesticides.

1.2 Objectifs

L'objectif général du projet OBSLAG Pesticides (2017-2019) est de réaliser un suivi des pesticides présents dans l'eau de 10 lagunes Méditerranéennes dans le but de préciser l'état des lieux DCE au regard du risque (individuel et/ou conjoint) qu'ils occasionnent pour ces écosystèmes. Plus spécifiquement, les similitudes ou différences inter-lagunes, et l'évolution saisonnière et inter-annuelle du risque pesticide seront discutées au regard des spécificités de chaque lagune ou bassin versant lagunaire, et des spécificités météorologiques rencontrées. La mise en évidence de substances ne faisant pas partie à ce jour des substances prioritaires, mais pouvant être considérées comme de véritables "drivers" du risque pesticide en lagune, sera également abordée. Pour ces substances, une première ébauche de lien avec le bassin versant sera menée au regard des résultats obtenus sur les cours d'eau instrumentés par l'AERMC dans le cadre du réseau "Flux" (base de données Naïades).

2 Matériels & Méthodes

2.1 Méthodologie générale : l'évaluation du risque

La caractérisation du risque s'effectue en croisant des données d'exposition et des données de dangerosité (ou toxicité) pour les substances concernées (European Commission, 2003), ici des pesticides. L'exposition des lagunes aux pesticides a été caractérisée sur la base d'un suivi de 12 points, échantillonnés au cours de 6 campagnes réparties entre septembre 2017 et juillet 2019. Lors de chacune, 72 matières actives et métabolites d'intérêt pour les lagunes, y compris certaines substances prioritaires hydrophiles ont été recherchés à l'aide d'échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS : Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) et d'échantillons d'eau ponctuels. L'ensemble des concentrations en pesticides ainsi mesurées dans l'eau des lagunes constitue le jeu de donnée d'exposition du présent suivi OBSLAG Pesticides. La présentation du protocole expérimental détaillé et du bilan opérationnel est proposée ci-dessous (§2.2). En parallèle, un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques actuellement disponibles pour l'ensemble des substances non prioritaires recherchées, a permis de définir ou de mettre à jour pour chacune une valeur seuil (sorte de proto-NQE) en appliquant la démarche Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018). Ces valeurs seuils associées aux NQE pour les substances prioritaires constituent le jeu de données d'écotoxicité du suivi OBSLAG Pesticides (§2.3). L'ensemble de ces résultats a ainsi permis le calcul des Quotients de Risque (QR) individuels et cumulés, selon la procédure proposée dans l'étude de mise en place de l'indicateur (Munaron et al., 2017). La définition du Quotient de Risque (QR) ainsi que la méthodologie de prise en compte de l'effet des mélanges de pesticides seront rappelées ci-après (§2.4).

2.2 Caractériser l'exposition aux pesticides des lagunes

2.2.1 Sites d'étude

12 points répartis sur 10 masses d'eau lagunaires (masses d'eau de transition) ont été échantillonnés au cours de cette étude. Le tableau 1 synthétise leurs coordonnées géographiques et les figures 1 & 2 présentent leur localisation cartographique.

Tableau 1 : Coordonnées GPS WGS84 (degrés décimaux) et profondeur (estivale) des points suivis.

N° Masse d'eau - Lagune	Code Point	Latitude (dd)	Longitude (dd)	Profondeur (m)	Autres réseaux de suivi sur le point
FRDT01 - Etang de Canet	CNS	42.65692	3.02393	0.8	DCE
FRDT03 - Etang de La Palme	LAP	42.96695	3.00661	1.4	DCE
FRDT04 - Compl. du Narbonnais - Etang de Bages-Sigean	BGS	43.05085	3.01578	1.7	DCE
FRDT04 - Compl. du Narbonnais - Etang de Bages-Sigean	BGM	43.07789	3.00556	2	DCE, ROCCH
FRDT05a - Compl. du Narbonnais - Etang de l'Ayrolle	AYR	43.07158	3.06191	1.2	DCE
FRDT10 - Etang de Thau	BOU	43.43429	3.66463	4.5	DCE, ROCCH, REPHY
FRDT10 - Etang de Thau	MAR	43.37912	3.57108	4	DCE, ROCCH, REPHY
FRDT11c - Etangs Palavasiens Ouest - Etang de Vic	VIC	43.49153	3.82585	1.5	DCE
FRDT11b - Etangs Palavasiens Est - Etang du Mejean	MEW	43.54416	3.92277	0.8	DCE
FRDT11a - Etang de l'Or	ORW	43.57487	3.99661	1.1	DCE
FRDT15a - Etang de Berre (Grand Etang)	BER	43.4408	5.09684	9.5	DCE, ROCCH
FRET01 - Etang de Biguglia	BIN	42.63516	9.45233	1.4	DCE

Ces masses d'eau ont été choisies de manière à pouvoir, au-delà de la présente étude, aborder de manière approfondie le lien entre pressions et état, car elles disposent toutes d'un ou plusieurs cours d'eau instrumentés par l'AERMC (débits, nutriments, pesticides...), dans le cadre du réseau "Flux". Les points suivis sont les points habituels DCE sur ces masses d'eau, parfois également utilisés pour d'autres réseaux (tableau 1).

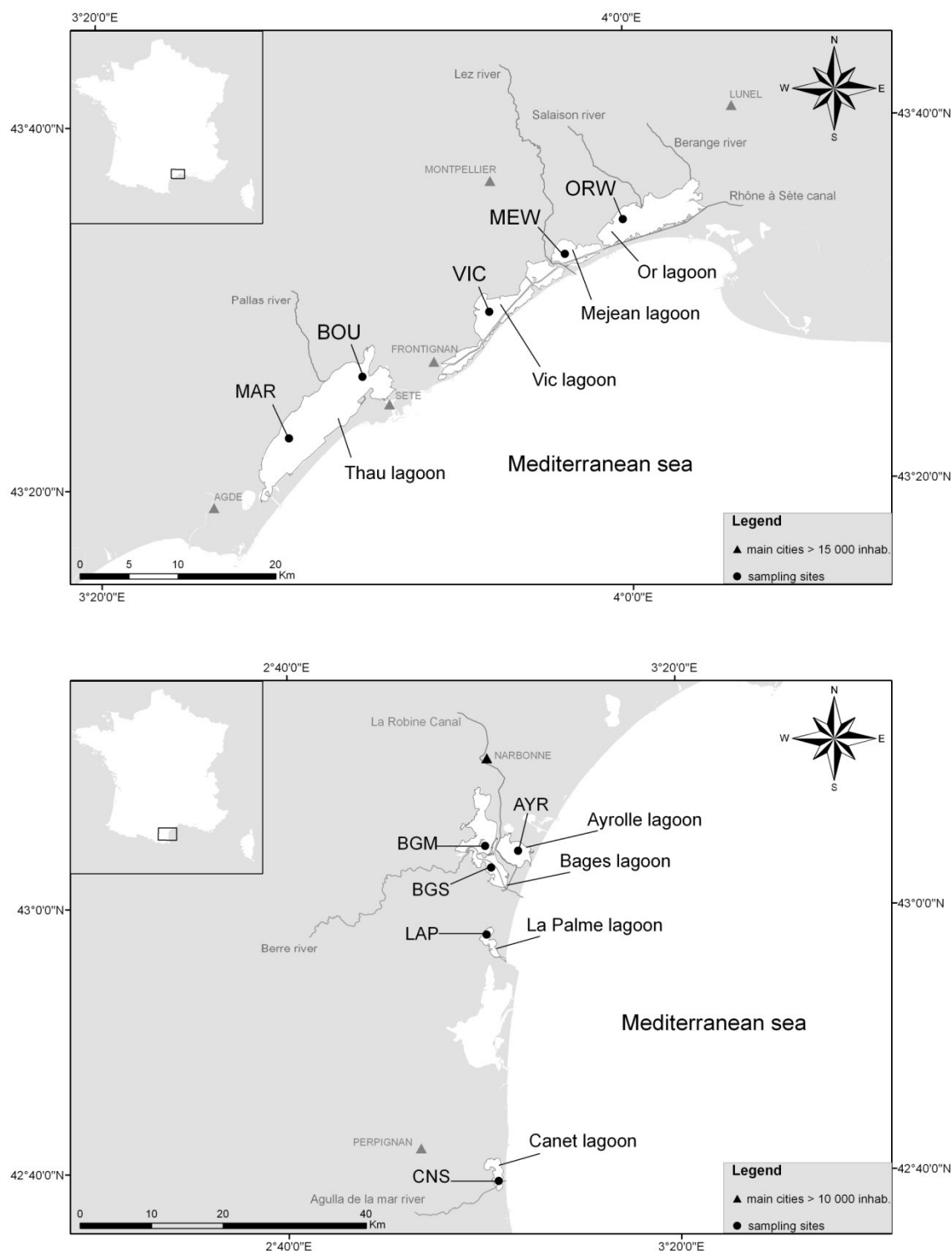


Figure 1 : Localisation des points de suivis sur le littoral d'Occitanie, en PO/Aude (bas) et en Hérault/Gard (haut).

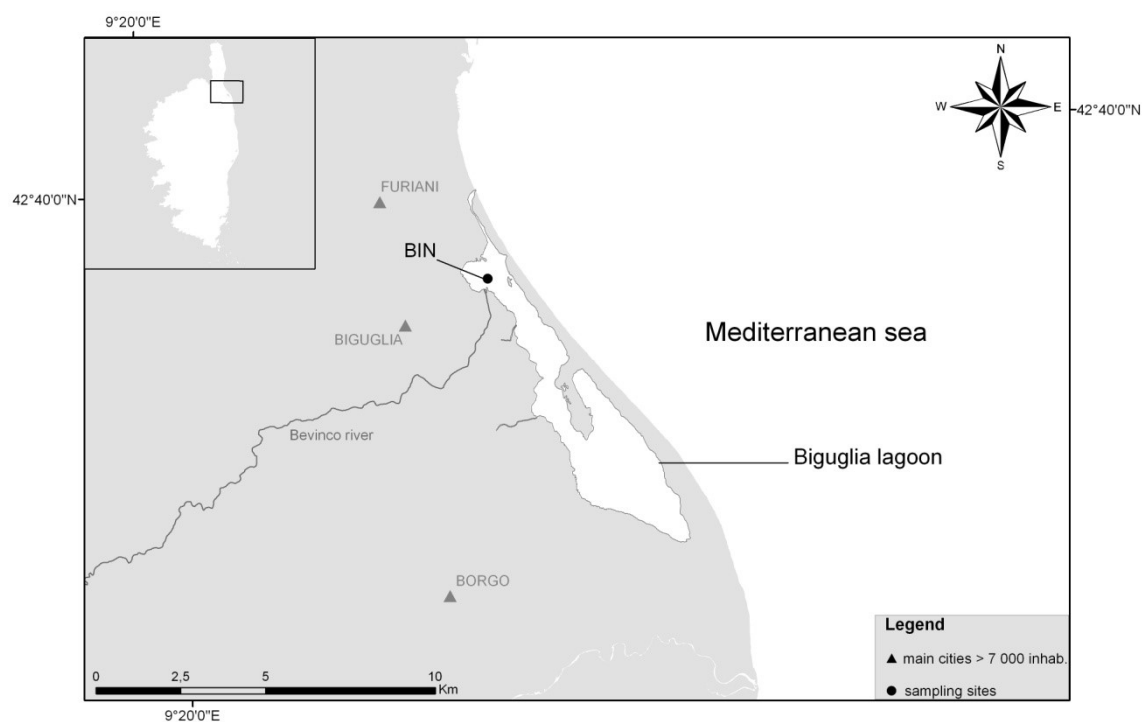
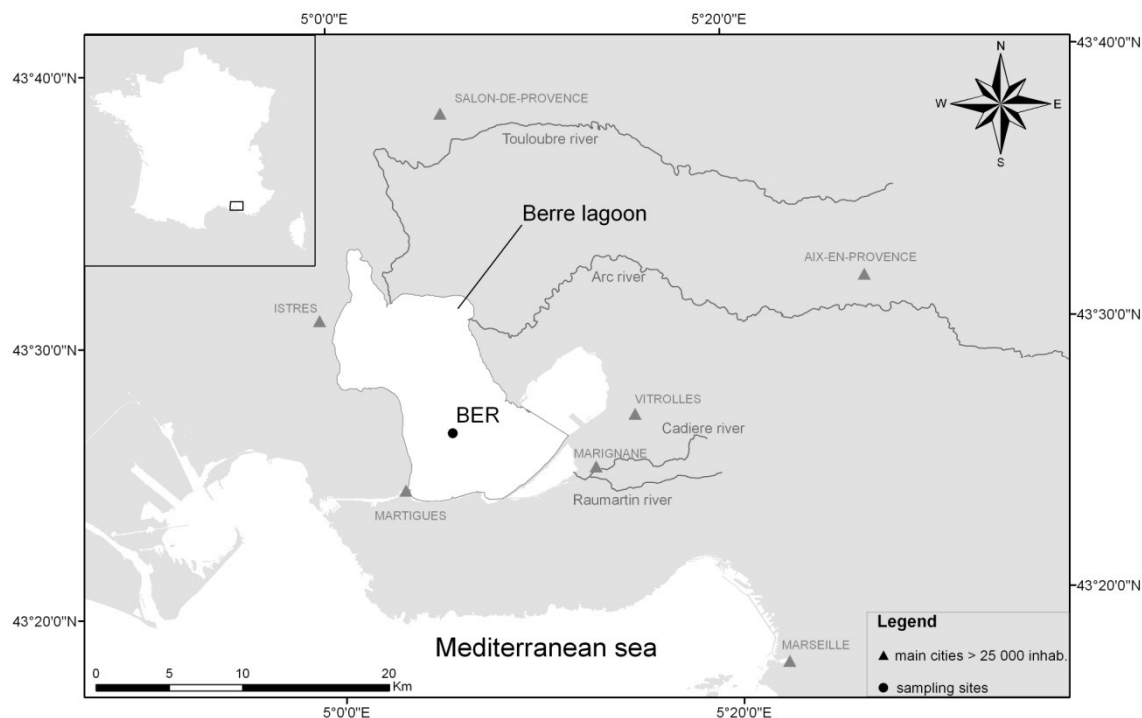


Figure 2 : Localisation des points de suivis sur le littoral de Provence-Alpes Côte d'Azur, en Corse (bas) et dans les Bouches-du-Rhône (haut).

2.2.2 Stratégie de suivi

2.2.2.1 Mode d'échantillonnage & liste de substances recherchées

L'échantillonnage passif intégratif des pesticides à l'aide des POCIS a été privilégié car il a prouvé sa pertinence vis-à-vis du contexte lagunaire et côtier (fortes dilutions en général, crues/apports pouvant être brefs et violents) (Munaron et al., 2017, 2012). Toutefois, certaines substances ne pouvant être recherchées de cette manière, comme le glyphosate, l'AMPA et plusieurs autres pesticides, ont fait l'objet d'un échantillonnage par prélèvement d'eau ponctuel, réalisé lors de chaque pose de POCIS. L'annexe 7.1 présente le mode d'échantillonnage utilisé pour chacune des 72 substances recherchées (dont 9 substances prioritaires DCE). Cette liste a été définie pour être la plus en adéquation possible avec les usages (phytosanitaires et biocides) sur les bassins versants ou dans les lagunes Méditerranéennes, en s'appuyant à la fois sur les substances retrouvées dans les cours d'eau littoraux Méditerranéens en lien avec des lagunes (données du réseau Naïades), mais aussi sur les premières études réalisées directement dans les lagunes (Munaron, 2012; Munaron et al., 2013; Vollaire and Munaron, 2010).

Les POCIS utilisés ont été fabriqués par le laboratoire prestataire sur le format conventionnel commercial, monophasique de type "pharmaceutique", c'est-à-dire contenant une phase adsorbante unique (200mg copolymère Oasis®HLB, 60µm). Cette phase a préalablement été spikée avec 3 composés PRC (Composés de Référence de la Performance) (Belles et al., 2014), dont la DIA-d5, qui a été utilisée pour contrôler l'efficacité de l'échantillonnage et ajuster les paramètres d'accumulation théoriques, comme précédemment décrit (Munaron et al., 2017).

2.2.2.2 Campagnes d'échantillonnage

Chaque point a été échantillonné au cours de 6 campagnes (appelées aussi "legs"), en sept./octobre, mars/avril et juin/juillet au cours des 2 années hydrologiques 2017-18 et 2018-19 (tableau 2). Lors de chaque leg, 36 POCIS (3 réplicats x 12 points) ont été exposés entre 3 et 4 semaines *in-situ* et 24 échantillons d'eau ponctuels ont été prélevés (2 par point, réalisés lors de la pose des échantillonneurs). Au total, l'étude a nécessité l'exposition de 216 POCIS et le prélèvement de 144 échantillons d'eau ponctuels, répartis sur 10 lagunes.

2.2.2.3 Bilan des échantillons prélevés

Tous les échantillons d'eau ponctuels programmés ont été réalisés à l'exception des 2 prélèvements d'eau de juin 2018 sur Berre. Les taux de récupération des échantillonneurs passifs exposés dans les lagunes sont de 100% (tableau 2). Hormis Berre, Thau et Biguglia où les échantillonneurs ont été accrochés à des structures fixes existantes, la technique de pose sur tables autonomes avec bouées de sub-surface est donc concluante sur les autres lagunes.

Tableau 2 : Taux de réalisation des échantillonnages et des analyses.

Leg n°	Période suivie	Récupération POCIS (%)	Nbr POCIS analysés /36	Echantillons d'eau collectés (%)	Nbr Echantillons d'eau analysés /24
1	Sept-Oct 2017	100	36	100	24
2	Mars-Avril 2018	100	34	100	24
3	Juin-Juillet 2018	100	29	92	22
4	Sept-Oct 2018	100	34	100	24
5	Mars-Avril 2019	100	36	100	24
6	Juin-Juillet 2019	100	36	100	24

Même protégés, les POCIS restent des objets fragiles qui peuvent subir des dégradations avant leur analyse, pouvant entraîner la perte irréversible d'information. Ces dégradations peuvent intervenir pendant l'exposition de terrain ou au laboratoire lors des pré-traitements avant analyse.

Sur le terrain, quelques POCIS ont été détériorés à la suite de leur exposition sur l'étang de Berre (perte de 2 répliquats sur 3 en mars 2018, et 3/3 en juin 2018) et sur l'étang de La Palme (3/3 en juin 2018), c'est pourquoi le nombre de POCIS analysés est inférieur à 36 pour ces legs (tableau 2). Le 3^e leg a donc payé le plus lourd tribut en matière de POCIS détériorés *in-situ* (6/36). La fréquentation plus importante des lagunes en saison pré-estivale n'y est pas complètement étrangère (com. pers. GIPREB). Autre raison possible sur Berre, le mouillage utilisé pour accrocher les POCIS est composé d'une bouée de surface ancrée au fond, sur une profondeur de 9.5m au centre de l'étang. Il peut donc être soumis à de fortes vagues et de la houle qui peuvent générer des contraintes sur les membranes des POCIS lors des accélérations brutales de la bouée de surface. Une fois la membrane endommagée, la phase absorbante s'échappe dans le milieu et l'analyse n'est plus possible (figure 3c).

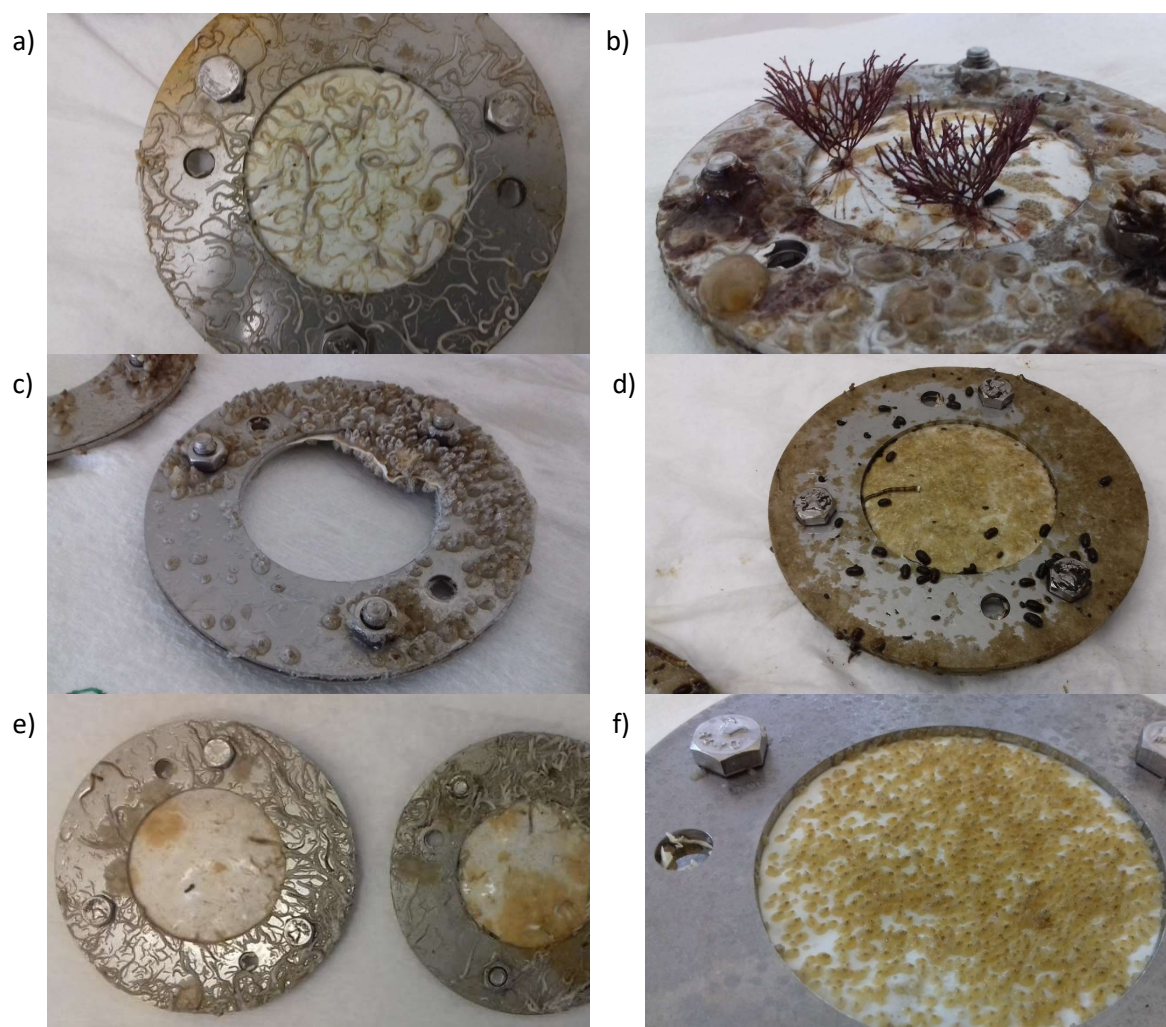


Figure 3 : Exemples de POCIS récupérés après environ 3 semaines d'exposition *in-situ*, à Bages nord (a) lors du 1^{er} leg (sept 2017), à Thau/Bouzigues (b), Berre (c), Biguglia (d) et Vic (e), lors du 3^e leg (juin 2018) et à Berre (f) lors du 5^e leg (mars 2019).

Sur La Palme, les POCIS et l'ensemble du mouillage ont été retrouvés sur la plage, vraisemblablement sortis de l'eau par des usagers du site (com. pers. PNRNM). Les POCIS étaient intacts mais leurs durées d'exposition *in-situ* et de mise à l'air étant inconnues, leur analyse n'a plus d'intérêt (phase séchée, substances adsorbées dégradées, impossibilité de revenir à une teneur moyenne pendant la durée d'exposition).

Après la récupération des POCIS exposés, une étape de pré-traitement est nécessaire avant le conditionnement, de manière à nettoyer la partie extérieure qui a subi du fouling. Cette étape précède le stockage (par congélation) puis l'envoi pour analyse. Quelques exemples de développements biologiques rencontrés sur les POCIS après leur récupération sont présentés sur la figure 3.

Enfin, au laboratoire d'analyse, les POCIS sont ouverts pour récupérer la phase adsorbante et l'extraire de manière à concentrer les contaminants présents en vue de l'analyse. Cette étape sensible a occasionné la perte totale de la phase adsorbante sur un réplikat sur les 3 prélevés au point Vic au cours du 3^e leg (com. pers. ADERA). Par ailleurs, deux réplikats du 4^e leg, l'un issu du point MAR et l'autre du point LAP ont été écartés du jeu de données en raison d'incohérences sur la présence de PRC résiduel dans la phase avec les autres réplikats des mêmes sites (com. pers. ADERA). Au total 95% des POCIS utilisés (205 sur 216) et 100% des échantillons d'eau prélevés (142) ont été analysés avec succès.

2.2.2.4 Mesures et expositions *in-situ*

Le tableau 3 fait le bilan des mesures *in-situ* ponctuelles réalisées au cours des différents legs à l'aide de thermo-salinomètres WTW® ou ISY® et des durées/conditions d'exposition des POCIS. En théorie, 3 à 4 semaines d'exposition étaient visées pour les POCIS afin d'assurer le caractère intégratif de l'échantillonnage des pesticides, et limiter le phénomène de fouling. En pratique, les POCIS ont globalement été exposés dans la fenêtre souhaitée. La médiane des durées d'exposition est de 21,99 jours avec 75% des POCIS exposés entre 19 et 27 jours (figure 4). Toutefois, lors du 4^e leg (sept-oct 2018), plusieurs expositions ont dépassé ces limites (36 jours pour Canet et La Palme au maximum)(tableau 3, figure 4), en raison de mauvaises conditions météorologiques sur le Roussillon ne permettant pas les relèves. Ces POCIS ont été exposés plus longtemps que les autres, ce qui peut paradoxalement avoir tendance à diminuer le risque pour les raisons citées ci-dessus. Leurs résultats seront donc à interpréter avec attention.

Concernant les salinités, on note de fortes variations inter-lagunaires compte tenu de leurs différences de confinement et de fonctionnement, avec notamment des valeurs maximales mesurées pour l'étang de Vic (50.1 en sept-oct 2017) et minimales pour l'étang de Biguglia (6.0 en mars 2018), ou bien de manière plus ponctuelle pour l'étang de Berre (2.0 en septembre 2018). Au-delà de ces différences, une nette dessalure de l'ensemble des lagunes a été enregistrée au cours du 2^e leg (mars-avril 2018) illustrant le caractère exceptionnellement humide de l'hiver 2017-2018 (tableau 3, figure 4). Ces éléments de contexte seront discutés plus avant dans la partie résultats.

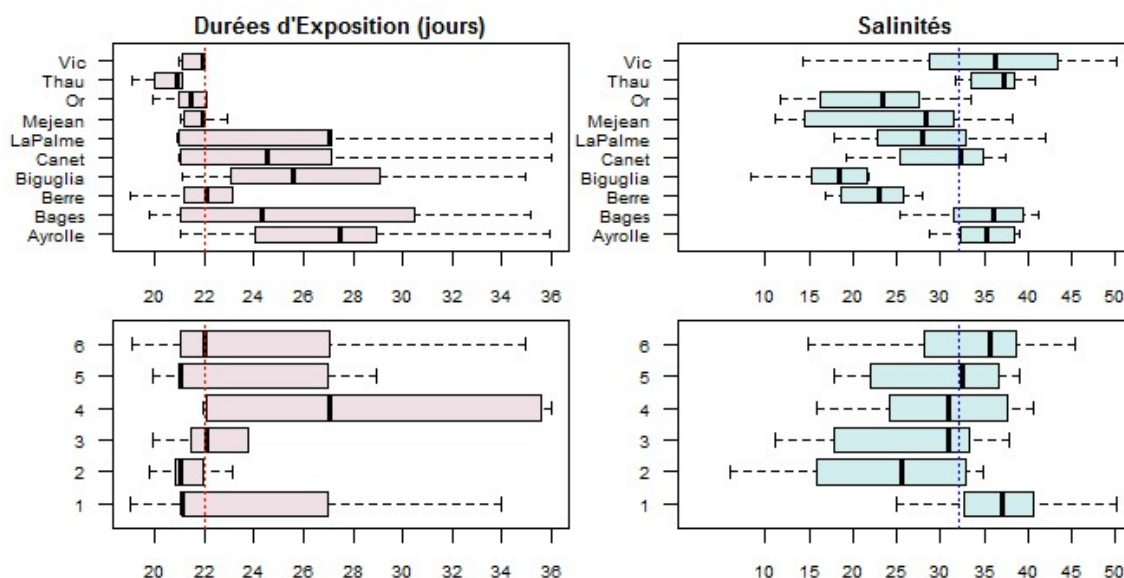


Figure 4 : Durées d'exposition des POCIS (en jours) (à gauche) et salinités mesurées lors des poses/relevés (à droite) représentées par lagunes, tous legs confondus (en haut) et par legs, toutes lagunes confondues (en bas). Les lignes pointillées rouge et bleue représentent respectivement la médiane des durées d'exposition et des salinités sur l'ensemble de l'étude.

2.2.3 Analyses (et cas particulier du métolachlor)

L'ensemble des échantillons, POCIS et eaux, ont été analysés par le laboratoire universitaire ADERA de Bordeaux, selon les protocoles décrits précédemment (Munaron et al., 2017, 2013). Les données nécessaires au calcul des TWAC (Time-Weighted Average Concentration : concentrations intégrées pendant la période d'exposition des POCIS) sont présentées en annexe 7.1 (R_s et K_e standards) et sur le tableau 3 (durée d'exposition et k_e in-situ). La méthodologie de calcul des TWAC, largement décrite dans ces mêmes rapports, ne sera pas reprise ici.

En toute rigueur, 71 substances seulement ont été dosées par le laboratoire dans le cadre de cette étude car derrière le métolachlor, se cachent en fait les deux énantiomères de cette substance, le r-métolachlor plus généralement nommé "métolachlor" et le s-métolachlor. Tous deux ont fait l'objet d'usages phytosanitaires mais aujourd'hui seul ce dernier est encore autorisé d'utilisation. Les deux substances sont toutefois encore retrouvées dans les eaux continentales. Seule leur configuration 3D les différencie spatialement alors qu'elles sont composées exactement des mêmes groupements chimiques agencés comme deux images en miroir (énantiométrie), c'est pourquoi leur séparation est difficile lors de l'analyse. Aujourd'hui dans les échantillons de rivières réalisés par les Agences de l'Eau, chaque détection classique de métolachlor (total) entraîne la mise en œuvre d'une analyse complémentaire sur colonne chirale permettant de différencier qualitativement la présence de l'un ou l'autre de ces énantiomères. Le s-métolachlor est alors retrouvé dans la majorité des cas et avec les plus fortes teneurs. Toutefois, dans le cadre de la présente étude sur les lagunes, cette confirmation chirale n'étant pas prévue, il est préférable de considérer le résultat obtenu comme la somme des deux composés. Dans la suite du document, pour des raisons de simplicité, toute référence au "métolachlor" sera à considérer comme étant la somme s-métolachlor + r-métolachlor, sauf indication contraire spécifique.

L'ensemble des résultats analytiques obtenus (concentrations intégrées dans les POCIS et concentrations ponctuelles dans l'eau, toutes en ng/L) sont présentés en annexe 7.2. Il s'agit du jeu de données d'exposition qui sera utilisé pour l'évaluation du risque et le calcul de l'indicateur. Seules les substances quantifiées au moins une fois dans un échantillon y sont mentionnées (soit 49 sur les 72 recherchées, dont 6 substances prioritaires DCE).

Tableau 3 : Températures (°C) et salinités mesurées in-situ lors des poses et relèves des POCIS, durées d'exposition (jours) et constante de désorption *in-situ* du PRC POCIS (NC = non communiqué).

Lagune	Code Ech	LEG	POSE	Température	Salinité	RELEVÉ	Température	Salinité	Durée d'expo POCIS	ke <i>in-situ</i> DIA-d5
Thau	MAR	1	18/09/2017 09:45	18.2	40.6	09/10/2017 11:10	17.9	40.9	21.06	0.013
Thau	BOU	1	18/09/2017 09:20	18.3	39.3	09/10/2017 10:50	18.1	40.1	21.06	0.011
Mejean	MEW	1	21/09/2017 09:50	15.6	38.3	12/10/2017 13:18	19.4	38.2	21.14	0.005
Vic	VIC	1	21/09/2017 11:05	16.2	50	12/10/2017 12:30	18.5	50.1	21.06	0.009
Or	ORW	1	21/09/2017 12:45	16.4	31.7	12/10/2017 11:03	18.2	33.4	20.93	0.017
Bages	BGM	1	22/09/2017 11:45	17.5	40.6	26/10/2017 12:00	16.6	40.9	34.01	0.017
Bages	BGS	1	22/09/2017 12:35	18.7	41.3	17/10/2017 11:00	18.9	39.2	24.93	0.022
Ayrolle	AYR	1	28/09/2017 15:00	20.1	34.8	25/10/2017 11:10	15.4	32.1	26.84	0.020
LaPalme	LAP	1	28/09/2017 12:30	20.1	33.7	25/10/2017 15:50	17.4	31.9	27.14	0.015
Canet	CNS	1	28/09/2017 10:55	20.1	34.8	25/10/2017 13:45	16.9	27.3	27.12	0.022
Berre	BER	1	29/09/2017 09:50	18.5	28	18/10/2017 09:30	17.4	25	18.99	0.059
Biguglia	BIN	1	14/09/2017 09:40	19.7	35.8	05/10/2017 12:10	22.6	34.5	21.10	0.003
Thau	MAR	2	28/03/2018 14:30	11.2	34.1	18/04/2018 10:35	15.5	33	20.84	0.028
Thau	BOU	2	28/03/2018 15:00	11.4	33.4	18/04/2018 10:05	16.1	31.9	20.80	0.029
Mejean	MEW	2	06/03/2018 13:50	9.9	15.1	28/03/2018 12:05	11.7	13.1	21.93	0.019
Vic	VIC	2	06/03/2018 12:35	9.6	19.5	28/03/2018 11:25	10.7	14.2	21.95	0.019
Or	ORW	2	06/03/2018 14:40	8.6	16.8	28/03/2018 12:45	11.5	11.7	21.92	0.020
Bages	BGM	2	05/04/2018 14:40	13.4	32.9	25/04/2018 10:00	20.1	25.4	19.81	0.017
Bages	BGS	2	05/04/2018 15:20	13.7	34.9	25/04/2018 10:20	20.6	25.8	19.79	0.032
Ayrolle	AYR	2	08/03/2018 14:30	10.7	28.8	29/03/2018 14:55	13.3	32.7	21.02	0.023
LaPalme	LAP	2	29/03/2018 13:15	12.6	27.9	19/04/2018 10:25	19.7	22.1	20.88	0.029
Canet	CNS	2	08/03/2018 11:50	11.3	33.7	29/03/2018 11:35	13.4	30.8	20.99	0.020
Berre	BER	2	16/04/2018 11:15	13.3	16.9	09/05/2018 14:00	20.1	18.9	23.11	0.105
Biguglia	BIN	2	14/03/2018 09:00	13.5	6	06/04/2018 09:40	15.7	8.3	23.03	0.019
Thau	MAR	3	04/06/2018 13:20	24.4	33.2	25/06/2018 10:20	24.5	33.5	20.88	0.054
Thau	BOU	3	04/06/2018 11:45	23.2	31.8	25/06/2018 09:30	24.2	32.9	20.91	0.044
Mejean	MEW	3	06/06/2018 12:50	25.2	11.1	29/06/2018 10:40	25.4	13.7	22.91	0.058
Vic	VIC	3	10/07/2018 11:00	26.8	25.9	01/08/2018 11:00	29	31.5	22.00	0.045
Or	ORW	3	29/06/2018 13:20	26.4	12	19/07/2018 11:45	25.5	15.6	19.93	0.067
Bages	BGM	3	19/06/2018 17:20	24.1	30.3	13/07/2018 10:45	24.6	31.8	23.73	0.058
Bages	BGS	3	19/06/2018 16:45	21.1	35.9	13/07/2018 11:05	25	37.9	23.76	0.058
Ayrolle	AYR	3	27/06/2018 12:15	26.9	37.8	25/07/2018 13:30	27.6	35.7	28.05	0.042
LaPalme	LAP	3	20/06/2018 15:40	25.8	17.8	perdus				
Canet	CNS	3	03/07/2018 11:30	26.5	23.3	25/07/2018 11:15	24.6	32.3	21.99	0.036
Berre	BER	3	05/06/2018 12:40	24.2	NC	27/06/2018 14:00	25.2	22.9	22.06	
Biguglia	BIN	3	07/06/2018 09:00	23.1	16.4	06/07/2018 10:55	29.2	18.9	29.08	0.044
Thau	MAR	4	17/09/2018 10:30	23.9	37.9	17/10/2018 10:10	18.9	37.7	29.99	0.061
Thau	BOU	4	17/09/2018 10:10	23.5	37.8	11/10/2018 14:20	19.2	37.6	24.17	0.041
Mejean	MEW	4	26/09/2018 12:35	18.3	31.8	18/10/2018 11:45	17.9	28.6	21.97	0.019
Vic	VIC	4	26/09/2018 13:25	20.7	40.7	18/10/2018 11:05	18	37	21.90	0.011
Or	ORW	4	26/09/2018 11:55	18.6	25.6	18/10/2018 13:00	18.2	26.7	22.05	0.026
Bages	BGM	4	20/09/2018 11:15	24.4	39.5	25/10/2018 15:30	14.7	30.3	35.18	0.025
Bages	BGS	4	20/09/2018 11:55	24.6	40.1	25/10/2018 15:55	14.9	31.2	35.17	0.023
Ayrolle	AYR	4	20/09/2018 14:30	25.8	33.7	26/10/2018 13:45	15.9	2.5	35.97	0.030
LaPalme	LAP	4	20/09/2018 12:05	24.6	30.7	26/10/2018 12:00	15.3	22.7	36.00	0.023
Canet	CNS	4	20/09/2018 10:45	23.5	37.4	26/10/2018 10:45	15.4	19.2	36.00	0.031
Berre	BER	4	26/09/2018 09:45	20.5	2	18/10/2018 10:30	18.7	25.5	22.03	0.052
Biguglia	BIN	4	18/09/2018 08:55	25.4	19.8	12/10/2018 10:00	20.5	15.8	24.05	0.047
Thau	MAR	5	12/03/2019 11:30	11.7	36.6	01/04/2019 09:53	14.3	37.2	19.93	0.038
Thau	BOU	5	12/03/2019 10:20	12.1	36.6	01/04/2019 09:20	14	37.1	19.96	0.043
Mejean	MEW	5	20/03/2019 12:20	10.9	26.5	10/04/2019 12:30	14.4	28	21.01	0.024
Vic	VIC	5	20/03/2019 13:30	11.3	33.6	10/04/2019 11:45	13.8	35.6	20.93	0.051
Or	ORW	5	20/03/2019 11:20	11.1	19.6	10/04/2019 10:45	14.3	21.1	20.98	0.040
Bages	BGM	5	21/03/2019 10:50	10.2	31.1	17/04/2019 10:55	13.9	32.6	27.00	0.038
Bages	BGS	5	21/03/2019 11:20	10.5	36.5	17/04/2019 10:30	14.1	36.1	26.97	0.033
Ayrolle	AYR	5	01/04/2019 10:47	12.7	39.1	30/04/2019 10:00	14.7	39	28.97	0.028
LaPalme	LAP	5	12/03/2019 13:45	12.5	23	02/04/2019 12:30	15.6	25	20.95	0.034
Canet	CNS	5	12/03/2019 11:25	11.9	32.5	02/04/2019 11:00	14.2	37.1	20.98	0.055
Berre	BER	5	21/03/2019 10:00	11.25	18.4	16/04/2019 14:23	14.4	21	26.18	0.058
Biguglia	BIN	5	28/03/2019 08:45	11.4	21.2	24/04/2019 10:15	18.7	17.9	27.06	0.077
Thau	MAR	6	12/06/2019 09:25	19.7	38.6	01/07/2019 11:40	28.7	39.3	19.09	0.042
Thau	BOU	6	12/06/2019 10:25	19.7	38.3	02/07/2019 11:30	pas de mesures prises		20.05	0.035
Mejean	MEW	6	13/06/2019 11:56	20.4	29.9	05/07/2019 11:45	29	31.3	21.99	0.033
Vic	VIC	6	13/06/2019 10:37	19.8	41.3	05/07/2019 10:45	28.9	45.4	22.01	0.037
Or	ORW	6	21/06/2019 11:20	24.6	26	22/07/2019 11:00	28	28.4	30.99	0.047
Bages	BGM	6	05/06/2019 11:30	22.2	35.6	26/06/2019 11:45	25	37.3	21.01	0.035
Bages	BGS	6	05/06/2019 11:00	21.7	38.5	26/06/2019 11:30	25.4	39.8	21.02	0.047
Ayrolle	AYR	6	14/06/2019 11:29	20.4	38.2	08/07/2019 12:10	27.2	38.7	24.03	0.069
LaPalme	LAP	6	20/06/2019 12:44	24.1	34.7	17/07/2019 13:45	23.3	42	27.04	0.050
Canet	CNS	6	20/06/2019 11:15	24.4	23.6	17/07/2019 12:05	23.5	34.8	27.03	0.031
Berre	BER	6	01/07/2019 09:45	29	26	22/07/2019 12:45	26.6	27.8	21.13	0.067
Biguglia	BIN	6	25/06/2019 09:10	28.8	14.9	30/07/2019 08:48	25.1	21.9	34.98	0.046

2.3 Caractériser la dangerosité des pesticides pour les écosystèmes lagunaires

En parallèle de l'acquisition des données de terrain, un travail de synthèse bibliographique des données écotoxicologiques les plus récentes concernant les pesticides a été réalisé. L'objectif de ce travail a été de définir une valeur seuil d'effet, c'est-à-dire un critère de qualité de l'eau (Water Quality Criteria/WQC) vis-à-vis de chaque pesticide échantillonné (à minima de chaque pesticide quantifié dans cette étude), de manière à avoir une connaissance de sa dangerosité intrinsèque pour le milieu aqueux, et dans la mesure du possible pour les espèces marines côtières.

2.3.1 Critère de qualité de l'eau pour les pesticides prioritaires (DCE)

Les substances prioritaires de la DCE disposent déjà de deux NQE (Normes de Qualité Environnementale) eaux côtières et de transition (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018), la NQE-CMA (Concentration Maximale Annuelle) et **la NQE-MA (Moyenne Annuelle)**. **Cette dernière a donc été utilisée comme critère de qualité de l'eau pour les substances prioritaires échantillonnées dans cette étude.** Ce choix est motivé par l'utilisation d'une technique d'échantillonnage intégrative (via POCIS) pour la recherche de ces substances. En effet cette technique permet l'obtention d'une concentration moyenne pendant la période d'exposition, la TWAC (Time Weighted Average Concentration), qu'il est alors plus pertinent de comparer à la NQE-MA.

2.3.2 Critère de qualité de l'eau pour les pesticides non-prioritaires

Pour chaque pesticide non-prioritaire, ne disposant pas d'une NQE, une PNEC (Predicted Non Effect Concentration) a été calculée en appliquant la méthodologie Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018).

2.3.2.1 Choix de la PNEC et du facteur d'extrapolation

Les substances recherchées par échantillonnage intégratif et disposant de TWAC ont fait l'objet du calcul d'une PNEC-MA (en moyenne annuelle), alors que pour les substances recherchées par échantillonnage d'eau ponctuel (ex : glyphosate, AMPA...), la procédure de dérivation d'une PNEC-CMA (en concentration maximale) a été utilisée. Dans les deux cas, ces PNEC ont été calculées par l'approche déterministe utilisant des facteurs d'extrapolation (ou facteur de sécurité ou assessment factors/AF) définis en fonction de la richesse du jeu de données de toxicité disponible et appliqués à la plus petite donnée d'effet rapportée dans la bibliographie (tableaux 4 & 5) (European Commission, 2018).

2.3.2.2 Synthèse des données écotoxicologiques

Un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques disponibles a donc été réalisé (annexe 7.3) de la manière suivante :

1) Les bases de données de l'INERIS (Portail des substances chimiques : <https://substances.ineris.fr/fr/>) et de l'US-EPA (US-Environmental Protection Agency, Ecotox database : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm>) ont été interrogées entre janvier et avril 2020 pour chacun des pesticides concernés. Seules les études écotoxicologiques ayant rapporté l'utilisation de contrôles multiples et valides ont été conservées dans les recherches sur la base de l'US-EPA. Leurs résultats ont ensuite été croisés pour ne conserver que les plus faibles

données d'effets aigus (CE50, CL50¹) et d'effets chroniques (NOEC, LOEC, CE10²) issus de 3 taxons d'eau douce ou marine provenant de 3 niveaux trophiques différents (algues, crustacés et poissons). Ce jeu de données constitue le jeu de donnée de base de la méthode. De la même manière, les plus faibles données d'effet aigus et chroniques en provenance d'autres taxons marins uniquement (mollusques, macrophytes, échinodermes...), ont également été rassemblés, lorsque disponibles.

2) Malgré l'importance des bases de données interrogées, certaines substances restaient peu documentées du point de vue écotoxicologique, aussi la base AGRITOX de l'ANSES a été consultée dans un deuxième temps pour les substances n'ayant pas déjà *a minima* leur jeu de données de base complet. Les PNECs du thiametoxam, du fosthiazate et du flazasulfuron ont ainsi pu être évaluées. Puis, des recherches ciblées dans la littérature scientifique ont également été réalisées pour compléter les substances toujours peu documentées (DPMU, dimétachlor, DMSA, DMST, métolachlor...). Concernant les métabolites du metolachlor, une étude récente rapporte que le s-métolachlor est 10 fois plus toxique que son métabolite OA et 100 fois plus que son métabolite ESA lors d'un test de toxicité réalisé sur des spermatozoïdes d'huîtres *Crassostrea gigas* (Mai et al., 2014). Compte tenu de la pertinence pour les lagunes de cette information, l'application d'un facteur x10 et x100 à la PNEC du s-métolachlor a été utilisé pour dériver les PNEC de ses métabolites (OA et ESA).

3) Malgré cela, encore trop peu de données étaient disponibles concernant la toxicité aquatique de plusieurs métabolites de pesticides. Aussi, lorsque le jeu de données était trop réduit pour dériver la PNEC d'un métabolite par cette approche, le choix a été fait d'appliquer la PNEC ou NQE du produit parent aux métabolites concernés.

L'ensemble du jeu de données écotoxicologiques utilisé est rassemblé en annexe 7.3.

Tableau 4 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-MA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets chroniques (European Commission, 2018). Annotations non reportées ici.

Data set	Assessment factor
Lowest short-term L(E)C50 from freshwater or saltwater representatives of three taxonomic groups (algae, crustaceans and fish i.e. base set) of three trophic levels	10,000 ^{a)}
Lowest short-term L(E)C50 from freshwater or saltwater representatives of three taxonomic groups (algae, crustaceans and fish) of three trophic levels, plus two additional marine taxonomic groups (e.g. echinoderms, molluscs)	1000 ^{b)}
One long-term result (e.g. EC10 or NOEC) (from freshwater or saltwater crustacean reproduction or fish growth studies)	1000 ^{b)}
Two long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from freshwater or saltwater species representing two trophic levels (algae and/or crustaceans and/or fish)	500 ^{c)}
Lowest long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from three freshwater or saltwater species (normally algae and/or crustaceans and/or fish) representing three trophic levels	100 ^{d)}
Two long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from freshwater or saltwater species representing two trophic levels (algae and/or crustaceans and/or fish) plus one long-term result from an additional marine taxonomic group (e.g. echinoderms, molluscs)	50
Lowest long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from three freshwater or saltwater species (normally algae and/or crustaceans and/or fish) representing three trophic levels + two long-term results from additional marine taxonomic groups (e.g. echinoderms, molluscs)	10 ^{e)}

¹ Concentration entraînant 50% d'Effet (par exemple : inhibition de 50% de la photosynthèse d'une micro-algue) ou Concentration Létale (CL) pour 50% des organismes testés, au cours d'un test de toxicité d'une durée inférieure à 3 jours.

² NOEC : Non Observed Effect Concentration ; LOEC : Lowest Observed Effect Concentration ; CE10 ; concentration entraînant 10% d'effet au cours d'un test de toxicité d'une durée supérieure à 3 jours.

Tableau 5 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-CMA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets aigus (European Commission, 2018). Annotations non reportées ici.

Toxicity data	Additional information	Assessment factor
Base set not complete	–	– ^{a)}
At least one short-term L(E)C50 from each of the three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae)		1000
At least one short-term L(E)C50 from each of the three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae)	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	100
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + one short-term L(E)C50 from an additional specific saltwater taxonomic group		500
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + one short-term L(E)C50 from an additional specific saltwater taxonomic group	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	50
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + two or more short-term L(E)C50s from additional specific saltwater taxonomic groups		100
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + two or more short-term L(E)C50s from additional specific saltwater taxonomic groups	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	10 ^{c)}

2.3.2.3 Calcul de la PNEC

Pour chaque pesticide non prioritaire, la PNEC a ensuite été calculée en divisant la plus faible donnée écotoxicologique disponible par le facteur d'extrapolation (AF). Pour les PNEC-MA, tout le jeu de données aiguës et chroniques a été utilisé, pour les PNEC-CMA seules les données aiguës ont été conservées, comme préconisé par la procédure européenne. Plus le jeu de donnée de toxicité aquatique d'une substance est riche et plus le AF est faible, mais il ne peut jamais être inférieur à 10. Cette marge est conservée, selon la commission européenne, pour tenir compte de l'extrapolation des expérimentations du laboratoire au terrain (European Commission, 2018). Les facteurs d'extrapolation (AF) utilisés et les critères de qualité de l'eau ainsi définis sont rassemblés en annexe 7.3. Les substances prioritaires ainsi que leurs NQE y sont rappelées même si elles n'ont pas fait l'objet d'une détermination de PNEC comme les autres.

Le cas du métolachlor est une fois de plus à considérer. Comme les deux énantiomères sont dosés conjointement sans pouvoir être différenciés, il a fallu choisir lequel des deux critères de qualité de l'eau est à appliquer pour l'évaluation du risque (celui du métolachlor ou bien celui du s-métolachlor). Dans un souci de protection de l'environnement, le critère le plus bas, autrement dit celui du s-métolachlor, a été conservé pour la suite de l'étude (annexe 7.3).

Les 49 substances ayant été quantifiées au moins une fois au cours de cette étude ont pu obtenir une valeur seuil de qualité de l'eau (une NQE ou une PNEC). Aucune n'a donc été écartée en vue du calcul de l'indicateur de risque "pesticide".

2.4 Le Quotient de Risque (QR) : Indicateur du risque lié à la présence de pesticides dans les lagunes

Les travaux sur les mélanges de contaminants mettent aujourd'hui en lumière les effets cumulés des "cocktails" sur les organismes vivants (Deneer, 2000; Dupraz et al., 2019, 2018; Faust et al., 2001; Knauert et al., 2008; Koutsaftis and Aoyama, 2006), même à des doses individuelles jugées protectives pour l'environnement (i-e en-dessous de leur NQE)(Carvalho et al., 2014). L'Europe a proposé récemment d'utiliser la méthode basée sur le concept toxicologique théorique d'Addition des Concentrations (AC)(Loewe and Muischnek, 1926), pour dériver des valeurs seuils de qualité lorsque des contaminants issus des mêmes familles chimiques, c'est-à-dire disposant des mêmes modes d'action toxicologiques, sont présents en mélanges dans les eaux (European Commission, 2018). Ce concept a été utilisé ci-après sous une forme adaptée proposée par Backhaus and Faust (2012) pour prendre en compte de manière plus générique et en première approximation, les mélanges de pesticides présents dans les eaux des lagunes.

2.4.1 Fondements et définition du Quotient de Risque (QR)

2.4.1.1 Théorie de l'Addition des Concentrations

Le concept théorique d'Addition des Concentration (AC) utilisé pour décrire l'effet des mélanges de produits chimiques, fait d'abord l'hypothèse de l'absence d'interactions entre les composés (Loewe and Muischnek, 1926). Appelé parfois addition des doses ou encore additivité de Loewe, il indique que pour un mélange de n composés :

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{CE_{xi}} = 1 \quad (1)$$

où C_i est la concentration du $i^{\text{ème}}$ composé du mélange lorsque le mélange entraîne x% d'effet sur un organisme donné et CE_{xi} est la concentration individuelle de cette même substance qui provoque x% d'effet sur ce même organisme testé de manière isolée et dans les mêmes conditions pour tous les constituants du mélange. Chaque fraction (C_i/CE_{xi}) est appelée "unité toxique" et représente la concentration de chaque constituant du mélange pondérée par l'intensité de son effet individuel. Si la somme de l'ensemble des unités toxiques du mélange est égale à 1, lorsque la concentration du mélange provoque x% d'effet, alors le mélange se comporte selon le concept d'addition des concentrations. C'est-à-dire que chaque constituant du mélange peut être échangé par un autre sans changer la toxicité totale du mélange. C'est pourquoi il est admis que ce concept d'AC décrit préférentiellement le comportement cumulatif des composés possédant les mêmes modes d'action, les mêmes récepteurs cibles, et qui n'induisent aucune interaction à un quelconque niveau physiologique, écotoxicologique ou physico-chimique. Fondamentalement, l'AC est basée sur la prise en compte de la toxicité des composés au regard des mêmes critères d'effet écotoxicologiques (CE_x) aigus ou chroniques évalués sur les mêmes espèces cibles.

2.4.1.2 Adaptation de l'AC : le Quotient de Risque

L'utilisation stricte de l'AC demande toutefois d'importants moyens pour générer un jeu de données écotoxicologiques conséquent sur une espèce cible, en testant un même critère d'effet sur un mélange, puis individuellement sur chacun des constituants de ce mélange. C'est pourquoi elle a été jusqu'à présent utilisée surtout en milieu aqueux continental, où les données sont généralement plus nombreuses (Bundschuh et al., 2014; Faust et al., 2001; Gustavsson et al., 2017; Knauert et al., 2008), et plus rarement en milieu marin (Claessens et al., 2015). Confrontés généralement à la problématique du manque de données écotoxicologiques disponibles, plusieurs auteurs ont développé des approches alternatives ou complémentaires au CA (Chèvre et al., 2006; Nowell et al., 2018, 2014; Schäfer et al., 2013), mais aucune dans le cadre d'un environnement côtier ou lagunaire. Parmi ces auteurs, **Backhaus and Faust (2012) ont proposé une adaptation par rapport au concept initial de l'AC, permettant une étape préalable de screening général des risques, plus facilement utilisable lorsque les jeux de données écotoxicologiques sont limités**, puis éventuellement des étapes ultérieures plus ciblées, si les risques sont avérés. C'est cette adaptation qui a été utilisée dans le cadre de notre étude et notamment cette première étape qui a été appliquée au contexte lagunaire. Pour cela, les NQE ou les PNEC ont été utilisées pour remplacer les CEx (espèces dépendantes). 97% des substances considérées étant comparées à des valeurs seuils en moyenne annuelle (NQE-MA ou PNEC-MA), l'indicateur de risque a donc ainsi un caractère chronique, qu'on appellera le Quotient de Risque (QR), dérivé de l'équation (1) :

$$QR_{\text{cumulé}} = \sum_{i=1}^n QR_i = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{NQE_i \text{ ou } PNEC_i} \quad (2)$$

où QR_i est le Quotient de Risque individuel du $i^{\text{ème}}$ composé du mélange (égal au rapport $C_i/PNEC_i$ ou C_i/NQE_i), C_i est la concentration du composé i mesurée *in-situ* par POCIS ou par échantillonnage ponctuel en ng/L, NQE_i est la Norme de Qualité Environnementale de ce composé s'il s'agit d'une substance prioritaire et $PNEC_i$ est la concentration n'entraînant aucun effet prévisible de ce composé pour le milieu aquatique (toutes deux en ng/L).

Selon cette approche, si $QR_{\text{cumulé}} < 1$, aucun des n pesticides du mélange ne dépasse sa propre PNEC ou NQE et l'effet chronique du mélange n'est pas de nature à porter atteinte aux espèces du milieu considéré. Si $QR_{\text{cumulé}} > 1$, alors soit un des constituants du mélange dépasse sa PNEC ou sa NQE (il est donc susceptible d'entraîner un effet pour *a minima* une des espèces de l'écosystème considéré), soit aucun des constituants ne dépasse sa PNEC ou sa NQE mais c'est l'effet du mélange (selon le concept de l'Addition des Concentrations) qui est de nature à porter atteinte aux espèces de l'écosystème. **Cet indicateur est ainsi en accord avec la réglementation DCE (via l'utilisation des NQE pour les substances prioritaires), mais permet d'aller au-delà de l'évaluation classique molécule par molécule en prenant également en compte de manière simplifiée et pragmatique, l'effet chronique du mélange de pesticides présents dans l'eau.**

En effet, la différence majeure entre le concept théorique d'AC et le Quotient de Risque utilisé dans cette étude est le fait que ce dernier agrège des données provenant de différentes espèces pouvant appartenir à différents niveaux trophiques, et issues de critères d'effet écotoxicologiques pouvant également être différents. Au contraire de l'AC, l'approche QR n'a donc pas de réelle signification biologique, pour autant lorsqu'elles ont pu être comparées sur

les mêmes jeux de données et les mêmes écosystèmes, il a été montré qu'elle donnait toujours des résultats similaires ou plus conservatifs que l'approche AC stricte (Altenburger et al., 2013; Backhaus and Faust, 2012; Vighi et al., 2003; Vighi and Calamari, 1996). **Empiriquement, l'approche QR a donc tendance à surprotéger les écosystèmes. Il s'agit d'un proxy de la toxicité chronique des mélanges, qui n'est pas la réalité. Il doit être considéré comme un moyen pragmatique de priorisation du risque permettant la comparaison relative des échantillons, des périodes et des lagunes en fonction de leur risque potentiel vis-à-vis des mélanges de pesticides.** La mise en évidence d'un risque chronique avec cet indicateur appelle ainsi à la réalisation d'étapes supplémentaires décrites par Backhaus and Faust (2012) pour le préciser en utilisant cette fois les concepts originels de la toxicité des mélanges. Ces étapes ne sont pas décrites dans ce rapport.

L'indicateur QR est pragmatique. Il est basé sur le jeu de données écotoxicologiques disponible actuellement, avec ses forces et ses faiblesses, mais sans avoir recours à de nouvelles expérimentations de laboratoire. Il est donc susceptible d'évoluer en fonction de l'enrichissement futur de ce jeu de données.

2.4.2 Application du QR aux écosystèmes lagunaires : la grille de diagnostic

Pour chaque point de suivi et chaque leg, le QR_i a été calculé pour chacune des substances quantifiées puis le $QR_{cumulé}$ selon l'équation 2, en utilisant le jeu de données d'exposition (annexe 7.2) et le jeu de données écotoxicologiques (annexe 7.3) présentés ci-dessus. Les $QR_{cumulé}$ sont présentés ci-après par leg d'une part et par masse d'eau lagunaire d'autre part en appliquant la grille de diagnostic du risque pesticide en lagune (tableau 6) définie sur la base de l'équation 2 et des travaux menés en 2015-16 sur les lagunes de Thau et de l'Or (Munaron et al., 2017). Cette grille permet de synthétiser simplement l'information en vue de comparaisons saisonnières, inter-lagunes et inter-annuelles.

Tableau 6 : Grille de diagnostic du risque pesticide chronique en lagune

Classes de Risque Pesticide	$QR_{cumulé}$	Nbr de subs dont le $QR_{indiv.} > 1$
Faible	< 0,5	aucune
Modéré	entre 0,5 et 1	aucune
Fort (mélange seul)	>1	aucune
Fort (mélange+effet(s) indiv.)	>1	1 ou +

Des analyses de variance à un facteur ont également été réalisées pour déterminer les différences potentielles de risque ($QR_{cumulé}$) et de nombre de substances quantifiées en fonction de l'année, la saison (automne, hiver et printemps), le leg et la station. Lorsque des différences ont été détectées, des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour déterminer quelles médianes de $QR_{cumulé}$ étaient significativement différentes. Des tests de comparaison multiples LSD de Fisher ont été utilisés pour déterminer quelles moyennes étaient significativement différentes. Tous ces tests ont été considérés significatifs pour des p-value < 0.05. Ces analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel Statgraphics centurion XVI® v16.

En résumé...

L'exposition des lagunes aux pesticides a été caractérisée sur la base d'un suivi de 12 points, échantillonnés au cours de 6 campagnes réparties entre septembre 2017 et juillet 2019. Lors de chacune, 72 matières actives et métabolites d'intérêt pour les lagunes, y compris certaines substances prioritaires hydrophiles ont été recherchés à l'aide d'échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS : Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) et d'échantillons d'eau ponctuels. L'ensemble des concentrations en pesticides ainsi mesurées dans l'eau des lagunes constitue le jeu de donnée d'exposition du présent suivi OBSLAG Pesticides.

En parallèle, un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques actuellement disponibles (INERIS, US-EPA, ANSES...) pour l'ensemble des substances non prioritaires recherchées, a permis de définir ou de mettre à jour pour chacune une valeur seuil (sorte de proto-NQE) en appliquant la démarche Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018). Ces valeurs seuils associées aux NQE réglementaires pour les substances prioritaires constituent le jeu de données d'écotoxicité (ou de dangerosité) du suivi OBSLAG Pesticides.

Le risque est le croisement de ces deux jeux de données (exposition vs dangerosité). Le concept toxicologique théorique d'Addition des Concentrations (AC)(Loewe and Muischnek, 1926), a été utilisé sous une forme adaptée proposée par Backhaus and Faust (2012) pour prendre en compte l'effet des mélanges de pesticides présents dans les eaux des lagunes. Sur cette base, le Quotient de Risque (QR) individuel et cumulé a été défini. Cet indicateur est ainsi en accord avec la réglementation DCE (via l'utilisation des NQE pour les substances prioritaires), mais permet d'aller au-delà de l'évaluation classique molécule par molécule en prenant également en compte de manière simplifiée et pragmatique, l'effet chronique du mélange de pesticides présents dans l'eau des lagunes. Empiriquement, l'approche QR est un proxy de la toxicité chronique des mélanges additifs, mais elle ne représente pas la réalité. De nombreux facteurs et d'interactions possibles ne sont en effet pas pris en compte. Elle doit être considérée comme un moyen pragmatique de priorisation du risque permettant la comparaison relative des échantillons, des périodes et des lagunes sur la base d'un même jeu de données écotoxicologiques actualisé, et d'une même méthodologie de suivi des mélanges de pesticides.

3 Résultats & Discussion

3.1 Contexte météorologique

Le suivi météorologique des bassins versants lagunaires s'appuie sur les stations Météo-France de Perpignan, Narbonne, Sète, Montpellier (aéroport), Aigues-Mortes et Bastia (Poretta).

Sur l'ensemble du littoral méditerranéen français, l'année 2017 s'est caractérisée par un déficit pluviométrique, associé à des températures élevées à l'origine d'une sécheresse exceptionnelle dans le sud-est (Météo France, 2017). Les déficits pluviométriques sont proches de 50% à Sète, Montpellier et Aigues-Mortes (figure 5). La valeur annuelle de 255 mm de pluie à Sète est la plus basse jamais enregistrée par Météo France. Ces déficits pluviométriques ont été plus marqués au cours des 3 derniers trimestres 2017, qui ont vu la réalisation du leg n°1.

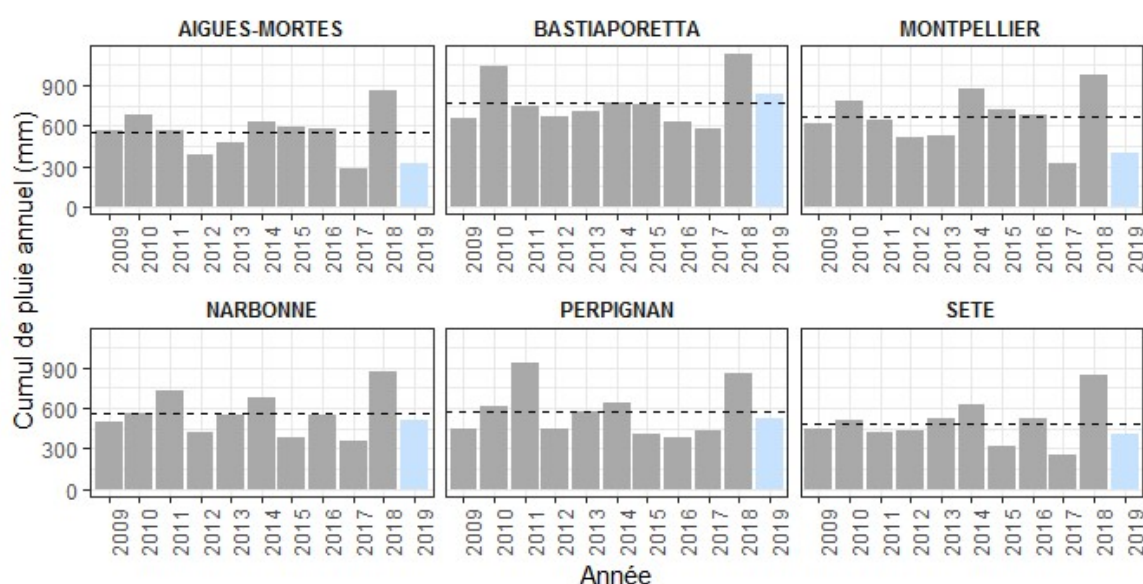


Figure 5 : Cumuls de précipitation annuels en mm par station météorologique de 2009 à 2019 (moyenne 2009-2019 de chaque station en pointillés).

A l'inverse, les cumuls annuels de précipitations au cours de l'année 2018 ont été très largement excédentaires sur toutes les stations. L'augmentation relative se situe entre +46% à Montpellier et +73% à Sète, par rapport à la moyenne 2009-2019. Dans l'absolu, ces cumuls annuels sont compris entre 1132 mm à Bastia et 843 mm à Sète (figure 5). Les cumuls mensuels les plus excédentaires sont enregistrés au cours du premier trimestre 2018 (188mm à Aigues-Mortes, 202mm à Montpellier en janvier, 250mm à Bastia, 155mm à Sète en février) juste avant la réalisation du 2^e leg (figure 6), et du dernier trimestre 2018 (298mm à Perpignan, 203mm à Narbonne, 302mm à Bastia en octobre), participant à faire de 2018, l'année la plus humide depuis au moins 10 ans sur l'ensemble des stations à l'exception de perpignan.

L'année 2019 a été une année moins contrastée que les deux précédentes, plus proche de la moyenne des 10 dernières années mais légèrement déficitaire en terme de précipitations. Aigues-Mortes et Montpellier enregistrent toutefois un déficit pluviométrique plus marqué que les autres stations, avec -43 et -40% respectivement de précipitations par rapport à leur moyenne décennale (figure 5). Le premier trimestre 2019 a fait l'objet d'une importante

sècheresse sur l'ensemble des stations métropolitaines (notamment le mois de mars avec 0mm enregistré à Aigues-Mortes, 0.2mm à Montpellier, 1.6mm à Narbonne, 0.8mm à Perpignan, et 0.2mm à Sète) (figure 6). Pour ces 5 stations, il s'agit du mois de mars le plus sec enregistré depuis au moins 10 ans. C'est dans ce contexte qu'a été réalisé le leg n°5. Les pluies printanières sont ensuite situées dans les moyennes de saison sur la plupart des stations sauf pour Montpellier et Aigues-Mortes où la sécheresse s'est poursuivie tout le premier semestre 2019. Ce début d'année 2019 aura vu la réalisation des deux derniers legs n°5 et 6.

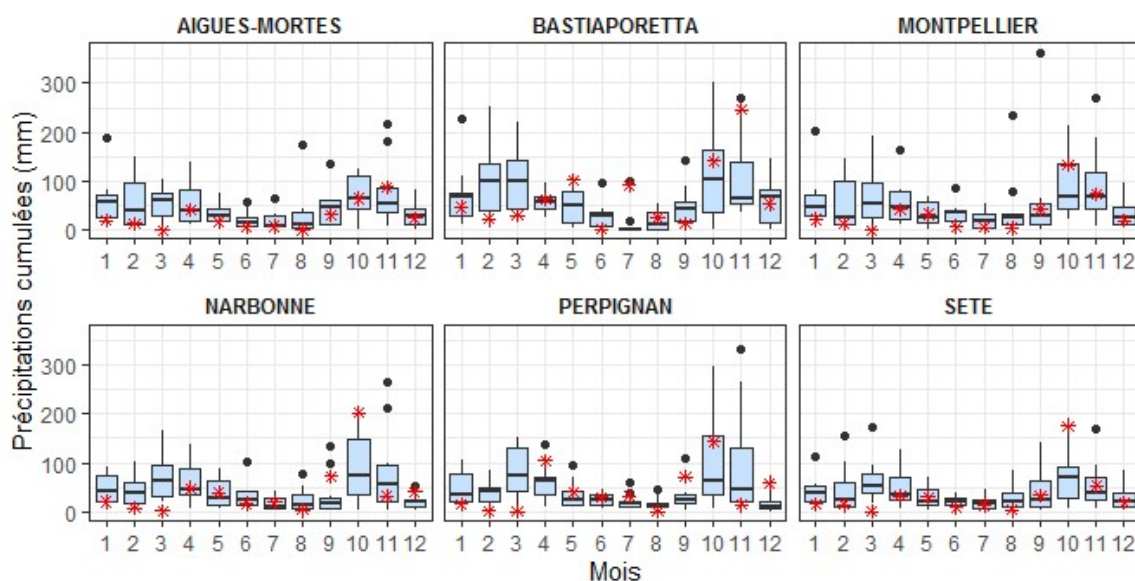


Figure 6 : Cumuls de précipitation mensuels en mm par station météorologique sur la période 2009-2019 (en rouge est figurée l'année 2019).

Au niveau des températures, 2018 a été l'année la plus chaude depuis le début du XXe siècle selon Météo-France. Sur le littoral, le mois de janvier a été exceptionnellement doux, caractérisé par des températures de l'air en moyenne supérieures de 3.3°C à celles de la période 2009-2017. Après un léger refroidissement, à partir d'avril, les températures sont restées en moyenne plus élevées que la normale sur l'ensemble des stations, si bien que la température moyenne annuelle calculée sur les 6 stations (16.4 °C), dépasse de 0,8°C la moyenne calculée sur la période 2009-2017.

Selon Météo France, l'année 2019 s'est caractérisée par la prédominance de la douceur tout au long de l'année avec toutefois deux vagues de chaleur d'une intensité exceptionnelle durant l'été. Après un mois de janvier plutôt froid, avec des températures moyennes de l'air sur les 6 stations, inférieures de 1 °C à celles de la période 2009-2018, la fin d'hiver est particulièrement douce avec des températures supérieures en moyenne de 2°C et 1,3°C par rapport aux dix dernières années respectivement pour les mois de février et mars. Si le printemps est plus frais que les années précédentes, l'été 2019 a été marqué par deux vagues de chaleur en juin et juillet. La première canicule du 24 au 30 juin a été remarquablement précoce. La température de l'air a atteint 34,7°C à Sète le 24 juin ce qui est 5,5°C au-dessus du maxima observé en juin sur la période 2009-2018. Le second épisode caniculaire survient fin juillet, après des températures déjà anormalement chaudes, plaçant selon Météo France le mois de juillet au 4e

rang des mois de juillet les plus chauds. Sur le littoral de l'Occitanie, la température de l'air moyenne de 26°C en juillet est supérieure de 1,7°C par rapport aux dix années précédentes. Ces vagues de chaleurs ont accompagné la réalisation du dernier leg de cette étude (n°6).

3.2 Pesticides & Risques

3.2.1 Nombre de pesticides quantifiés

Sur les 72 pesticides recherchés, **49 substances différentes ont été quantifiées au moins une fois au cours de l'étude (dont 6 substances prioritaires sur les 9 recherchées)**. Parmi celles-ci, **on retrouve en moyenne 29 substances différentes simultanément lors de chaque prélèvement** (tableau 7). L'année hydrologique 2018-19 a enregistré un nombre significativement plus important de substances quantifiées dans les échantillons que l'année 2017-18 (respectivement 30.6 et 27.4 substances différentes en moyenne, $p = 0.011$)(figure 7). **Au niveau saisonnier, c'est en hiver que le nombre de substances quantifiées est le plus important dans les échantillons** (32.2 substances différentes en moyenne)($p = 0.0005$). Le printemps et l'automne n'étant pas significativement différents (respectivement 27.9 et 26.8 substances différentes)(tableau 7, figure 7). Il existe aussi une différence significative en termes de nombre de pesticides quantifiés en fonction de la campagne ($p = 0.0000$). En effet, le premier leg (sept-oct 2017) est celui où on retrouve en moyenne le moins de substances (22.9), sans doute en raison du caractère extrêmement sec de l'année 2017 qui a du limiter leur transfert. Les deux legs d'hiver (n°2 et 5) ainsi le leg n°4 (sept-oct 2018) enregistrent à l'inverse le plus grand nombre moyen de substances quantifiées (entre 30.7 et 32.7) sans néanmoins pouvoir être différenciés statistiquement (tableau 7, figure 7). **L'étang de Canet (CNS) est la lagune où est quantifié le plus grand nombre de substances simultanément dans les eaux, entre 29 et 39 (min/max) et en moyenne 33,5**. Sa moyenne n'est toutefois pas significativement différente du groupe composé des étangs de l'Ayrolle (AYR), Bages (BGM et BGS), Mejean (MEW), Or (ORW) et Berre (BER) dont le nombre de substances quantifiées en moyenne au cours de cette étude est situé entre 32.5 et 30.2. En revanche, **les étangs de Biguglia (BIN) et de La Palme (LAP) forment un groupe statistiquement distinct des autres ($p = 0.0004$), qui montre la plus faible variété de substances quantifiées** avec entre 15 et 28 pesticides retrouvés simultanément dans les eaux au cours de cette étude et en moyenne respectivement 22 et 23.6 substances (tableau 7, figure 7). Toutes ces substances participent à la construction de l'indicateur de risque.

Tableau 7 : Nombre de pesticides quantifiés par lagune et par leg.

Station	LEG n°1		2	3	4	5	6	min	moy	max
	Sept-Oct 2017	Mars-Avril 2018	Juin-Juillet 2018	Sept-Oct 2018	Mars-Avril 2019	Juin-Juillet 2019				
CNS	31	34	29	35	39	33	29	33.5	39	
BGM	28	32	29	36	37	33	28	32.5	37	
AYR	26	33	29	38	33	30	26	31.5	38	
ORW	25	37	27	33	37	30	25	31.5	37	
BGS	26	34	29	35	32	30	26	31.0	35	
MEW	21	37	29	31	36	29	21	30.5	37	
BER	25	31		31	34	30	25	30.2	34	
VIC	21	36	24	27	30	26	21	27.3	36	
MAR	21	33	28	27	30	25	21	27.3	33	
BOU	21	30	28	28	29	25	21	26.8	30	
LAP	15	28		22	28	25	15	23.6	28	
BIN	15	17	23	26	28	23	15	22.0	28	
Moyenne	22.9	31.8	27.5	30.8	32.8	28.3		29.0		

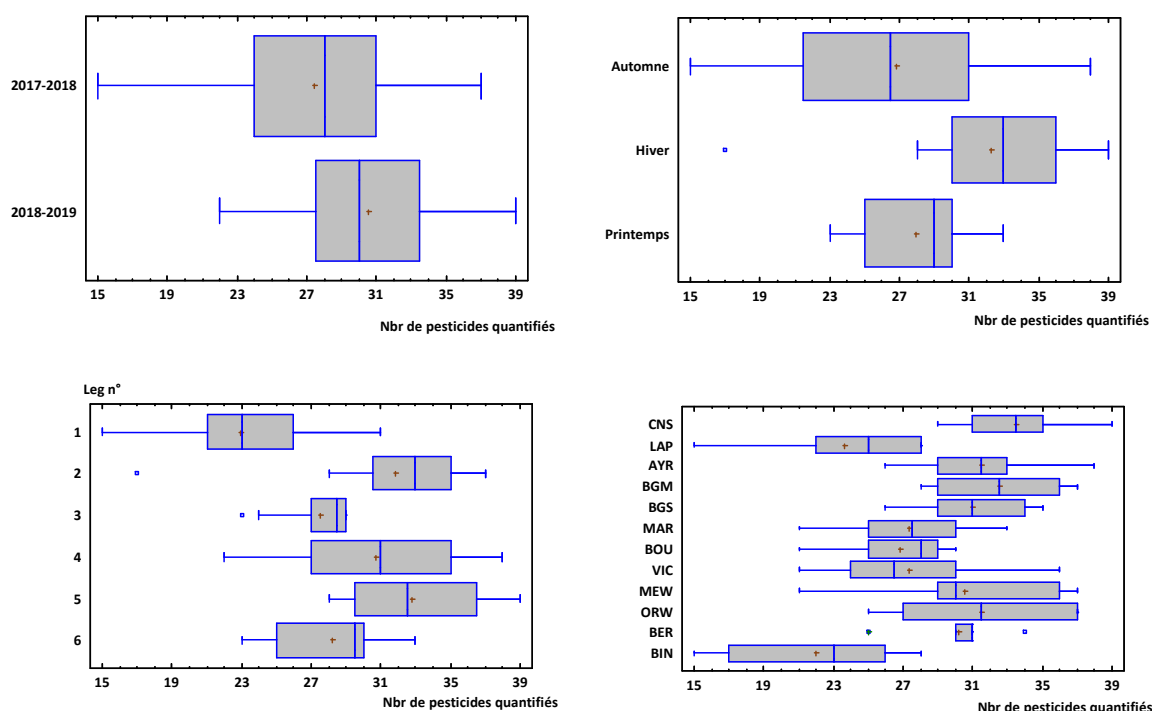


Figure 7 : Nombre de pesticides quantifiés en fonction de l'année hydrologique, de la saison, du leg et des stations échantillonnées.

3.2.2 Risques liés aux effets individuels : les "drivers" du risque

L'ensemble des $QR_{\text{individuels}}$ ont été calculés selon l'équation 2 et rassemblés en annexe 7.4. Outre l'effet du mélange qui sera abordé dans un deuxième temps, lorsque certaines substances dépassent leur propre valeur seuil ($QR_{\text{individuel}} > 1$), elles peuvent être considérées individuellement comme préoccupantes, pouvant présenter un risque pour les écosystèmes lagunaires. Le tableau 8 fait le bilan du nombre de dépassement de seuil individuel pour les substances quantifiées au cours de l'étude. Le tableau 9 présente ces dépassements par lagune et par leg. **77% des échantillons réalisés dans cette étude présentent un pesticide dépassant sa valeur seuil et 100% des lagunes suivies sont concernées par cette problématique sur au moins un échantillon. Parmi les substances en cause, il n'y a aucune substance prioritaire DCE (aucune n'a dépassé sa NQE au cours de l'étude). Mais 10 substances présentent un risque individuel pour *a minima* un écosystème lagunaire à un moment donné : 5 herbicides (chlorotoluron, ametryn, métolachlor et ses deux métabolites, métolachlor ESA et OA), 4 fongicides (propiconazole, azoxystrobine, carbendazim et tebuconazole) et 1 insecticide (imidacloprid).** Le métolachlor et de son métabolite OA (Acide Oxanilique) présentent un risque généralisé, pour l'ensemble des legs et la majorité des lagunes à l'exception de l'étang de Biguglia (tableau 9). Les autres substances dépassent leurs valeurs seuils de manière plus ponctuelle, moins d'une dizaine de fois chacune et souvent avec une spécificité géographique ou temporelle : ametryn et tebuconazole sont par exemple seulement à risque sur l'étang de Biguglia (alors qu'elles sont aussi retrouvées sur les autres lagunes), azoxystrobin l'est seulement sur les étangs de Canet et de l'Or, chlorotoluron dépasse ses valeurs seuils essentiellement au cours du 2^e leg (hiver 2018), ce qui est cohérent avec son usage herbicide sur les céréales d'hiver (tableau 9).

Hormis l'ametryn qui est interdite en France depuis décembre 2003 pour tous usages (ANSES, 2020a), les 7 autres substances actives sont actuellement autorisées pour un usage phytosanitaire, biocide ou pour les deux (annexe 7.1)(ANSES, 2020b, 2020a) : c'est le cas de l'azoxystrobin utilisée à la fois comme fongicide en maraîchage et céréaliculture mais aussi comme biocide pour la protection des ouvrages de maçonnerie, la protection du cuir, des fibres, caoutchou et polymères et la protection des façades.

Ces substances peuvent être considérées comme des "drivers du risque pesticide" en lagune dans la mesure où sans tenir compte de l'effet lié au mélange, elles entraînent spécifiquement un risque chronique pour ces écosystèmes, surtout vis-à-vis des producteurs primaires (herbicides) et des crustacés (fongicides)(annexe 7.3). Des actions de gestion ciblées sur ces substances pourraient ainsi permettre de réduire considérablement le risque individuel et par voie de conséquence le risque lié aux mélanges de pesticides, même si celui-ci ne sera vraisemblablement pas écarté systématiquement. Parmi les actions possibles, on peut noter :

- la limitation des usages pour les 7 substances actives actuellement autorisées. Certaines font déjà l'objet de limitations, comme par exemple l'insecticide néonicotinoïde imidaclopride, uniquement autorisé depuis septembre 2018 pour des usages professionnels sur des arbres et arbustes en milieu clos, sous serre ou sous abris,
- la limitation des doses homologuées, en-deçà des limitations déjà opérées,
- la limitation du transfert vers le réseau hydrologique par des mesures agro-environnementales allant au-delà des mesures actuelles, par exemple la zone non traitée de 5 mètres autour des cours d'eau peut paraître encore dérisoire au regard du mode de pulvérisation utilisé.
- leur inscription comme des substances Spécifiques de l'Etat Ecologique (PSEE) de la DCE voire comme substances prioritaires seraient également de nature à améliorer leur contrôle, le suivi de leurs impacts, le suivi de l'efficacité des mesures de gestion et leur visibilité pour la recherche écotoxicologique.

Tableau 8 : Nombre de dépassement du seuil d'effet individuel ($QR_{indiv} > 1$) pour les pesticides quantifiés dans cette étude et leur contribution au risque pesticide global ($\sum QR_{ind}$ tous legs et toutes lagunes).

Pesticide	Nombre de dépassement du seuil d'effet ($QR_{indiv} > 1$)	$\sum QR_{indiv}$ tous legs, toutes lagunes
metolachlor OA	42	211.1
metolachlor	33	286.6
chlorotoluron	7	29.7
metolachlor ESA	7	28.6
imidacloprid	5	13.6
propiconazole	4	46.4
azoxystrobin	4	11.3
carbendazim	3	20.8
ametryn	1	20.8
tebuconazole	1	15.1
terbuthylazine-desethyl	0	10.0
terbuthylazine	0	6.9
terbutryn	0	5.7
28 autres substances quantifiées	0	5.6
prometryn	0	5.0
irgarol	0	4.8
linuron	0	4.3
metazachlor	0	1.9
hexazinone	0	1.1
glyphosate	0	1.0
flazasulfuron	0	0.8
diflufenicanil	0	0.3

Tableau 9 : Bilan des risques pesticides chroniques (individuel et cumulé) au cours du suivi OBSLAG 2017-19. Les substances dépassant leurs valeurs seuils individuelles ($QR_{individuel} > 1$) sont indiquées le cas échéant. Le risque lié au mélange ($QR_{cumulé} > 1$) est figuré par la coloration rouge/orangée des cellules. Une croix (x) indique l'absence de diagnostic. Une case blanche et vierge indique l'absence de risque pesticide ($QR_{cumulé} < 1$).

Lagune/Point	Année hydro : 2017-2018			2018-2019		
	LEG n° 1	2	3	4	5	6
	sept.-oct. 17	mars-avril 18	juin-juil. 18	sept.-oct. 18	mars-avril 19	juin-juil. 19
Canet/CNS	Imidacloprid	Azoxystrobin, Carbendazim, Imidacloprid, Metolachlor OA	Metolachlor	Imidacloprid		Azoxystrobin, Carbendazim, Metolachlor
La Palme/LAP	Metolachlor OA		x		Metolachlor	Metolachlor
Bages - Sigean/BGS	Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA
Bages - Sigean/BGM	Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA
Ayrolle/AYR	Metolachlor OA	Chlortoluron, Metolachlor, Metolachlor ESA+OA	Carbendazim, Metolachlor, Metolachlor ESA+OA	Metolachlor, Metolachlor ESA+OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA
Thau/MAR	Metolachlor OA	Chlortoluron, Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor			Metolachlor
Thau/BOU	Metolachlor OA	Chlortoluron, Metolachlor	Chlortoluron, Metolachlor, Metolachlor OA			Metolachlor
Vic/VIC	Metolachlor OA	Chlortoluron, Metolachlor, Metolachlor OA, Propiconazole		Metolachlor OA	Metolachlor	Metolachlor OA
Mejean/MEW	Metolachlor ESA+OA	Chlortoluron, Imidacloprid, Metolachlor, Metolachlor OA, Propiconazole	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor OA
Or/ORW	Azoxystrobin, Metolachlor ESA+OA	Chlortoluron, Imidacloprid, Metolachlor, Metolachlor ESA+OA, Propiconazole	Metolachlor OA	Azoxystrobin, Metolachlor OA	Metolachlor, Metolachlor ESA+OA	Metolachlor OA
Berre/BER		Metolachlor, Metolachlor OA	x	Metolachlor OA		
Biguglia/BIN	Ametryn, Propiconazole, Tebuconazole					

3.2.3 La problématique du métolachlor et de ses métabolites

Parmi ces drivers du risque, le métolachlor est le pesticide le plus préoccupant pour les lagunes, à double titre car cette substance active phytosanitaire et son produit de dégradation (métolachlor OA) entraînent un risque individuel sur les lagunes dans 72% des échantillons prélevés (tableaux 8 et 9).

Le métolachlor est un herbicide jugé non-prioritaire par la DCE, dont l'énantiomère S-métolachlor est autorisé en agriculture céréalière alors que sa forme R est interdite en France depuis 2003 pour tous usages (phytosanitaires comme biocides). Il serait intéressant de connaître les raisons du retrait de la forme R du marché phytosanitaire car aujourd'hui, sur la base de la bibliographie écotoxicologique disponible, il semble que ce soit l'énantiomère le moins toxique des deux (i-e celui dont la PNEC est la plus élevée). Dans cette étude, la PNEC calculée pour ce produit (basée sur celle de l'énantiomère S) est de 0.2 ng/L. Elle est issue d'un jeu de donnée écotoxicologique de base complet³ et d'une étude supplémentaire (Mai et al., 2014) rapportant des effets embryotoxiques et génotoxiques à faible dose (0.01 µg/L) sur les larves d'huîtres *Crassostrea gigas* (annexe 7.3). Cette étude souligne le manque d'information à ce jour concernant la toxicité des métabolites, l'acide sulfonique ethane (ESA) et l'acide

³ Le "Base dataset" est composé de 3 valeurs d'effets aigus et 3 d'effets chroniques provenant de 3 taxons issus de 3 niveaux trophiques différents (algues, crustacés et poissons)

oxanilique (OA), et rapporte que le s-métolachlor est 10 fois plus toxique que son métabolite OA et 100 fois plus que son métabolite ESA lors de tests de toxicité réalisés sur des spermatozoïdes d'huîtres. C'est sur cette base que la PNEC des métabolites a été dérivée (2 et 20 ng/L respectivement pour le métolachlor OA et ESA) pour rendre compte de leur moindre toxicité environnementale vis-à-vis de leur produit parent. Malgré cela, **le dépassement fréquent du seuil d'effet pour l'acide oxanilique et le métolachlor, révèle une problématique inédite pour les lagunes (tableau 8). Ces deux substances participent toute l'année (tous les legs sont concernés) à la composition du risque pesticide dans la majorité des lagunes (9 lagunes sur 10 concernées)(tableau 9), avec des valeurs de $QR_{\text{indiv.}}$ parfois largement au-dessus de 1 (maximum 76.8 au point ORW lors du 5^e leg) (annexes 7.4 & 7.6). Outre l'effet du mélange, leurs teneurs individuelles dans l'eau seraient donc susceptibles d'entraîner des effets chroniques par exemple sur le recrutement des huîtres (Mai et al., 2014) mais aussi le développement des producteurs primaires compte tenu de leurs propriétés herbicides. Au-delà des mesures préconisées pour les autres drivers, l'interdiction d'usage du s-métolachlor devrait être envisagée dès à présent, compte tenu de cet état des lieux du risque pour les lagunes, et de l'effet retard de la réponse des socio-écosystèmes à toute action de gestion.**

3.2.4 La question du glyphosate et de son métabolite AMPA

Le développement d'un échantillonnage intégratif pour doser ces substances semble opérationnel depuis peu (Berho et al., 2017), mais la disponibilité des outils reste encore limitée. C'est pourquoi ces deux substances ont été dosées dans des échantillons d'eau ponctuels au cours de cette étude. L'AMPA enregistre d'ailleurs la teneur la plus élevée retrouvée dans une lagune au cours du suivi (958 ng/L obtenus à Canet lors du 6^e leg). Leurs teneurs ont été comparées aux PNEC-MAC comme le préconise la procédure européenne (European Commission, 2018). Ces PNEC sont très élevées (respectivement 81234 et 530 ng/L pour AMPA et glyphosate) si bien que les mesures obtenues dans notre étude, même relativement élevées, n'indiquent qu'un faible risque AIGU pour les écosystèmes. En revanche, si on dérive des PNEC-AA en intégrant les données écotoxicologiques chroniques rapportées dans la littérature (annexe 7.3), on obtient des valeurs seuils évidemment plus faibles (respectivement 236 et 10 ng/L pour AMPA et glyphosate). La seule manière de comparer nos mesures à ces PNEC-AA est donc d'effectuer une moyenne annuelle des 3 mesures ponctuelles réalisées sur chacune des 2 années hydrologiques suivies. Dans ce cas, l'AMPA dépasserait sa valeur seuil (PNEC-AA) au cours des deux années de suivi uniquement sur la lagune de Canet ($QR_{\text{individuel}} = 1.2$ et 2.3 respectivement pour 2017-18 et 2018-19). Quant au Glyphosate, il dépasserait sa valeur seuil sur les étangs de Canet, Or, Méjean et Thau en 2017-18 et sur les étangs de Canet, Bages, Ayrolle, La Palme et Biguglia en 2018-19 (avec des $QR_{\text{individuels}}$ compris entre 1.1 et 1.6 sur ces lagunes). **Ces deux substances doivent donc être considérées comme des drivers du risque pesticide chronique au même titre que les autres.** Toutefois en raison du mode de construction de l'indicateur $QR_{\text{cumulé}}$ nécessitant des données individuelles à l'échelle de la mesure, donc du leg (et pas de l'année), ce sont les teneurs aiguës (relevées dans les échantillons d'eau ponctuels) et la PNEC-MAC qui ont été utilisées pour la suite de l'étude pour évaluer leur effet au sein du mélange. A l'avenir, l'utilisation d'un échantillonnage intégratif pour ces substances, permettra une caractérisation plus homogène du risque à l'échelle de l'ensemble des substances.

3.2.5 Risques liés aux effets cumulés : la problématique des mélanges de pesticides

Les $QR_{cumulés}$ issus des différents échantillons acquis ont été calculés selon l'équation 2 (annexe 7.5). Une synthèse par station et par leg est présentée ci-dessous (tableau 10), en reprenant le code couleur de la grille de lecture (tableau 6). Les graphiques des $QR_{cumulés}$ par leg sont également synthétisés en annexe 7.6.

Toutes les lagunes présentent un risque chronique lié à la présence de pesticide considéré comme fort pour *a minima* 50% des périodes suivies (tableau 10). Et 8 lagunes/10 présentent un risque chronique fort pour 100% des legs au cours des 2 années suivies. Seuls les étangs de la Palme et de Biguglia ont présenté des périodes de risque chronique peu préoccupant (modéré à faible)(tableaux 9 et 10). Les étangs de l'Or, Ayrolle et Méjean sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus forts. Même si on supprimait l'effet individuel des substances dépassant ponctuellement leur valeur seuil (en considérant leur $QR_{individuel} = 0$), l'effet des mélanges de substances présentes dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique pour 84% des prélèvements réalisés dans le cadre de cette étude (tableau 9). Les mélanges de pesticides constituent donc une problématique à part entière pour les lagunes.

Tableau 10 : Bilan du risque chronique global ($QR_{cumulé}$) lié à la présence de pesticides dans les lagunes.

Station	LEG n°1		2		3		QR median 2017-18	4		5		6		QR median 2018-19	QR median total
	Sept-Oct 2017	Mars-Avril 2018	Sept-Oct 2017	Mars-Avril 2018	Juin-Juillet 2018	Sept-Oct 2018		Mars-Avril 2019	Juin-Juillet 2019	Sept-Oct 2018	Mars-Avril 2019	Juin-Juillet 2019	QR median 2018-19		
ORW	29	45	6			29	18	95	14			18		23,5	
AYR	12	23	20			20	20	6	9			9		16,0	
MEW	21	21	11			21	7	51	9			9		15,9	
BGM	5	9	13			9	8	4	25			8		8,7	
BGS	3	9	6			6	5	4	8			5		5,6	
CNS	5	10	4			5	5	3,0	7			5		5,2	
VIC	5	11	2,3			5	5	4	3			4		4,4	
BOU	4	7	14			7	1,4	2,0	3			2		3,2	
MAR	3	10	6			6	2,3	1,5	3			2		2,8	
LAP	2	2,5	non évalué			2	0,82	2	5			2		1,9	
BER	2,2	18	non évalué			10	2	1,8	1,6			2		1,8	
BIN	48	1,1	1,1			1	0,85	0,44	0,97			1		1,0	
QR median	5,1	10,0	6,4				4,8	3,5	6,3						

En marge des drivers du risque pesticide, certaines substances qui ne dépassent jamais leur valeurs seuils au cours du suivi, contribuent néanmoins de manière significative à l'effet chronique du mélange (tableau 8). Leurs $QR_{individuels}$ ne dépassent jamais 1 mais en sont parfois proches (entre parenthèses : valeurs maximales de $QR_{individuel}$) : comme pour les herbicides terbuthylazine (0.58) et son métabolite DET (0.54), terbutryn (0.57), prometryn (0.91), linuron (0.75), metazachlor (0.87) et hexazinone (0.78) ainsi que pour le biocide irgarol (0.94). Ces substances méritent également qu'on limite leur exposition car elles contribuent significativement au risque pesticide cumulé pour les lagunes.

3.2.5.1 Effet de l'année hydrologique

Même si le nombre de pesticides quantifiés augmente entre 2017-18 et 2018-19 (figure 7), le risque pesticide lui a suivi une évolution inverse (figure 8). Le $QR_{cumulé}$ médian par année hydrologique diminue de manière significative entre 2017-18 et 2018-19, passant

respectivement de 7.4 à 4.9 ($p = 0.0032$). **Les mélanges de pesticides présents dans les lagunes au cours de l'année 2018-19 ont donc été globalement "moins à risque" qu'en 2017-18**, en raison d'une diminution de la présence des substances les plus dangereuses (les teneurs des drivers du risque ont en effet diminué d'un facteur 2 d'une année à l'autre), et du caractère "faiblement à risque" des nouvelles substances quantifiées (une dizaine de substances non retrouvées la première année ont été quantifiées en 2018-19, mais la plupart du temps à l'état de traces et de manière ponctuelle, donc là aussi avec une exposition faible)(annexe 7.2).

3.2.5.2 Effet de la saison/leg

On ne constate pas d'effet saison, ni d'effet leg sur le $QR_{\text{cumulé}}$ médian ($p = 0.31$ et 0.67 respectivement). **Le risque chronique lié à la présence de pesticides dans l'ensemble des lagunes considérées conjointement ne montre pas de caractère saisonnier**. Même si toutes les lagunes considérées sont situées en climat Méditerranéen, la zone d'emprise de l'étude est vaste, soumise à des conditions hydro-climatiques pouvant être variables entre la frontière espagnole et la Corse. De plus, les bassins versants lagunaires considérés présentent des spécificités en termes d'occupation des sols, de pédologie, d'hydrologie, d'hydrogéologie et en termes d'usages de pesticides conditionnant fortement leur transfert vers les lagunes. Mais toutes ces spécificités sont gommées par une observation « macro » à l'échelle régionale et tous usages confondus (c'est-à-dire en ne considérant que le risque global par leg, et pas la composition de ce risque en termes de substances actives par exemple). Aussi, **la question de la saisonnalité du risque pesticide pour les lagunes, rendue complexe par la variété des facteurs d'influence, devra être vraisemblablement abordée au cas par cas, lagune par lagune et probablement en utilisant d'autres jeux de données complémentaires issus des bassins versants (liens vers les usages)**. Pour autant, il y a bien un caractère saisonnier de la composition du risque : certaines substances composant ce risque ne sont pas les mêmes d'une saison à l'autre sur chaque lagune individuellement (exemple : chlorotoluron spécifique d'usages hivernaux sur céréales).

En complément, les relations entre les pluies cumulées pendant la période d'exposition des POCIS (différents cas de figure sont testés) et les concentrations en pesticides retrouvées dans les lagunes (en ne conservant que les pesticides d'usage phytosanitaire) ont été investiguées sur chacun des points de l'étude (annexe 7.7). Seulement 6 données sont disponibles pour chaque station au cours de cette étude (6 legs), ce qui est peu pour investiguer ce type de relations, mais même en intégrant le jeu de données plus riche de l'étude 2017 aux points MAR et ORW (Munaron et al., 2017), aucune relation robuste pluie/teneurs en pesticides dans les lagunes n'est mise en évidence sur aucune des stations. Dans certains cas, un seul point tire la pseudo-relation, il s'agit de la campagne de mars 2018 pendant laquelle et avant laquelle de grandes quantités d'eau sont tombées sur certains bassins versants (105mm tombés à LAP pendant l'exposition des POCIS, 150mm tombés à VIC et ORW une semaine avant la période d'exposition des POCIS...). Ces fortes pluies ont entraîné des pics de pesticides dans plusieurs lagunes jusqu'à un mois (BOU) ou deux (AYR, BGS) après être tombées. L'étang du Méjean, pourtant situé entre Vic et l'Or a fonctionné différemment. Aucun pic n'a été observé. Ceci provient peut-être de l'hétérogénéité des pluies, qui même à cette échelle ne peut être représentée par la seule station météo de Montpellier. Mais ce n'est pas uniquement l'importance d'une pluie qui conditionne le transfert des contaminants. Par exemple sur l'étang de Biguglia, c'est lors du premier leg (septembre/octobre 2017) que le risque pesticide est maximal (tableau 10). Pourtant c'est le leg où il a le moins plus avant et pendant la période d'exposition des POCIS sur cette lagune (entre 2 et 4 fois moins que pour les autres legs en considérant la période

d'exposition, entre 2 et 6 fois moins que les autres legs sur les 8 semaines précédant l'exposition). Ces résultats montrent que l'intensité des pluies n'explique pas à elle seule le risque pesticide sur les lagunes, le niveau de saturation en eau des sols, la durée qui sépare des traitements d'une pluie sont aussi des facteurs d'influence à prendre en compte pour expliquer le transfert des pesticides, au même titre que ceux déjà cités ci-dessus, ce qui conforte d'ailleurs les conclusions précédentes.

3.2.5.3 Effet Station/Lagune

Il existe une différence significative de risque inter-station ou inter-lagune ($p = 0.0001$) (figure 8). **L'étang de l'Or est la lagune où le risque chronique lié à la présence de pesticides est le plus prégnant sur l'ensemble de l'étude (QR_{cumulé} médian = 23.5), suivi des étangs de l'Ayrolle et du Méjean (respectivement QR_{cumulé} médian de 16.0 et 15.9). Le risque y est considéré comme fort systématiquement lors de chacun des legs suivis et il est autant lié à la présence de substances dépassant leur seuil individuel de qualité qu'à l'effet du mélange des substances dans les eaux (tableau 9).** Le groupe constitué par les lagunes de Bages, Canet, Thau et Vic constitue un groupe homogène en matière de risque pesticide avec une problématique également vive mais de moindre importance (les QR_{cumulé} médians sont compris entre 8.7 et 4.4). Seul l'effet du mélange décline parfois les lagunes de ce groupe (Thau, Vic, Canet), et à l'inverse seuls des effets individuels déclassement Bages à certaines périodes (tableau 9). Ensuite, viennent les étangs de Berre et de La Palme qui sont moins touchés par la problématique (QR_{cumulé} médian de 1.8 et 1.9 respectivement). La Palme est d'ailleurs classé en risque modéré lors du 4^e leg. Rappelons que ces deux étangs disposent chacun d'une valeur de moins de QR (5/6) compte tenu de la perte du matériel lors du 3^e leg (tableau 9). **Enfin, la lagune la moins touchée par le risque pesticide est l'étang de Biguglia (QR_{cumulé} médian = 1.0), qui est restée en risque faible à modéré sur l'ensemble de l'année 2018-19 (tableau 9).** Hormis lors du premier leg, où elle a été déclassée autant par des substances individuelles que par l'effet du mélange, seul ce dernier la décline au cours de l'année 2017-18.

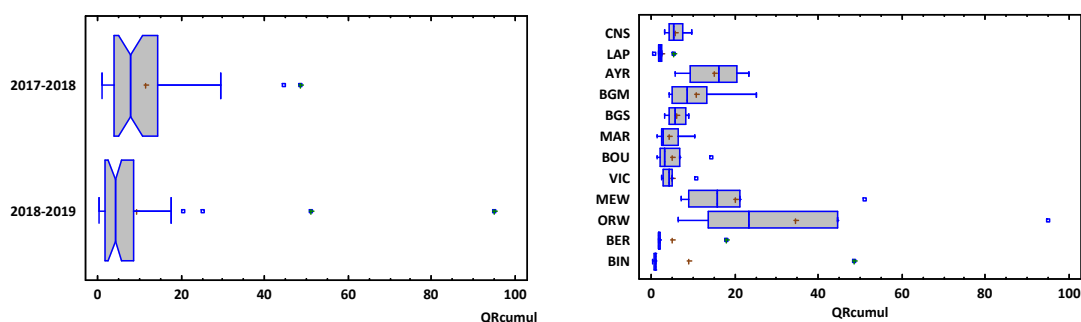


Figure 8 : Quotients de Risque cumulé médians présentés par année hydrologique (toutes lagunes et tous legs confondus)(à gauche) et par station (toutes années et tous legs confondus)(à droite).

En résumé...

Les pesticides constituent encore de nos jours une problématique ubiquiste sur les lagunes. Quarante-neuf substances différentes ont été quantifiées au moins une fois au cours de l'étude (soit 29 substances en moyenne par prélèvement). Au niveau saisonnier, c'est en hiver que le nombre de substances quantifiées est le plus important dans les échantillons (32.2 substances différentes en moyenne). L'étang de Canet (CNS) est la lagune où est quantifié le plus grand nombre de substances simultanément dans les eaux, en moyenne 33,5 (avec un maximum de 39), suivi des étangs de l'Ayrolle (AYR), Bages (BGM et BGS), Mejean (MEW), Or (ORW) et Berre (BER) dont les différences ne sont pas significatives. En revanche, les étangs de Biguglia (BIN) et de La Palme (LAP) montrent la plus faible variété de substances quantifiées avec entre 15 et 28 pesticides retrouvés simultanément dans les eaux et en moyenne respectivement 22 et 23.6 substances.

77% des échantillons réalisés dans cette étude présentent un pesticide dépassant sa valeur seuil et 100% des lagunes suivies sont concernées par cette problématique sur au moins un échantillon. Parmi les substances en cause, il n'y a aucune substance prioritaire DCE (aucune n'a dépassé sa NQE au cours de l'étude). Mais 10 substances présentent un risque individuel pour a minima un écosystème lagunaire à un moment donné : 5 herbicides (chlorotoluron, ametryn, métolachlor et ses deux métabolites, métolachlor ESA et OA), 4 fongicides (propiconazole, azoxystrobine, carbendazim et tebuconazole) et 1 insecticide (imidacloprid). Ces substances peuvent être considérées comme des « drivers » du risque pesticide en lagune dans la mesure où sans tenir compte de l'effet lié au mélange, elles entraînent spécifiquement un risque chronique pour ces écosystèmes, surtout vis-à-vis des producteurs primaires (herbicides) et des crustacés (fongicides). Parmi ces drivers du risque, le métolachlor est le pesticide le plus préoccupant pour les lagunes, à double titre car cette substance active phytosanitaire et son principal produit de dégradation (métolachlor OA) entraînent un risque individuel sur les lagunes dans 72% des échantillons prélevés. Glyphosate et AMPA, également recherchés, ne présentent pas de risque aigu, mais pourraient présenter un risque chronique pour les organismes lagunaires. Toutefois son mode de calcul basé sur des échantillons d'eaux ponctuels ne permet pas une comparaison avec les données des autres substances dans le cadre de ce travail. A l'avenir, de nouveaux moyens de prélèvement pourraient être utilisés pour échantillonner ces substances de manière intégrative et ainsi les intégrer à l'évaluation de risque chronique.

Toutes les lagunes présentent un risque chronique lié à la présence de pesticide pour a minima 50% des périodes suivies. Et 8 lagunes/10 présentent un risque chronique pour 100% des legs au cours des 2 années suivies. Seuls les étangs de la Palme et de Biguglia ont présenté des périodes de risque chronique peu préoccupant. Les étangs de l'Or, Ayrolle et Méjean sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus forts. Même si on supprimait l'effet individuel des « drivers » du risque, l'effet des mélanges de substances présentes dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique pour 84% des prélèvements réalisés dans le cadre de cette étude. Les mélanges de pesticides constituent donc une problématique à part entière pour les lagunes.

Le risque pesticide pour les lagunes à l'échelle régionale, diminue entre l'année hydrologique 2017-18 et 2018-19. Le caractère globalement plus sec de cette deuxième année de suivi en est certainement l'un des déterminants majeurs. Toutefois, une analyse plus fine de l'ensemble des déterminants serait nécessaire car la météorologie seule n'explique pas du tout la variabilité du risque pesticide observée à l'échelle locale de chaque bassin versant lagunaire.

3.3 Quotient de Risque par lagune

3.3.1 Etang de Biguglia

La station de suivi BIN a été choisie sur l'Etang de Biguglia en raison de sa proximité avec le principal cours d'eau se jetant dans cette lagune, le Bevinco. Peu de données étaient disponibles avant ce suivi Obslag concernant la présence de pesticides sur cette lagune. L'étude PEPS-LAG, basée sur un suivi réalisé fin juin 2010 avec des POCIS, n'indiquait pas de pression particulière liée aux pesticides à cette époque (Munaron et al., 2013), conclusion validée par le suivi DCE 2015, réalisé lui aussi au printemps (Witkowski et al., 2016). **Ce suivi OBSLAG confirme que cette lagune est peu exposée aux pesticides (tableau 7). Le risque chronique y est globalement le plus faible des lagunes suivies (QR médian total = 1), mais il est très variable** (jugé fort en 2017-18 sur les 3 legs avec un $QR_{cumulé}$ maximum égal à 48 lors du premier leg, et modéré à faible en 2018-19) (tableau 10, figure 9). Il serait intéressant de mener une recherche approfondie des usages particuliers propres à cette lagune et des sources, car c'est lors de la période la plus sèche enregistrée sur cette lagune (leg 1 : sept/oct 2017), que le risque y a été maximal, bien au-delà du risque des autres legs (figure 9). De plus, les mélanges retrouvés sont différents de ceux des lagunes métropolitaines. C'est par exemple la seule lagune où le métolachlor et ses métabolites ne dépassent pas leurs valeurs seuils, et c'est aussi la seule lagune où l'ametryn et la tébuconazole les dépassent (figure 9). L'emploi de substances de la famille des triazoles (propiconazole, tébuconazole) semble d'ailleurs être courant sur son bassin versant eu égard au risque important qu'elles font peser sur l'écosystème lagunaire notamment lors du 1^{er} leg. Ces deux substances contribuent par ailleurs significativement au risque sur cette lagune sur chacun des autres legs (QR_{indiv} max = 0.6 et 0.09 respectivement pour chacune). Ces substances sont autorisées pour des usages biocides (traitement du bois et des façades) et phytosanitaires comme fongicide large spectre (pour la tébuconazole uniquement). Au niveau des sources, il est intéressant de noter qu'aucune des 4 substances actives citées ci-dessus n'a été retrouvée dans le cadre du suivi réalisé par l'AERMC sur le Bevinco entre 2017 et 2019 (26 échantillons d'eau ponctuels)(EauFrance, 2020). Et parmi les drivers du risque pesticide, seuls le glyphosate et l'AMPA y ont été quantifiés, mais peu fréquemment et à des teneurs relativement faibles (pour ces substances) : maximum de 0.096 µg/L pour l'AMPA en août 2018.

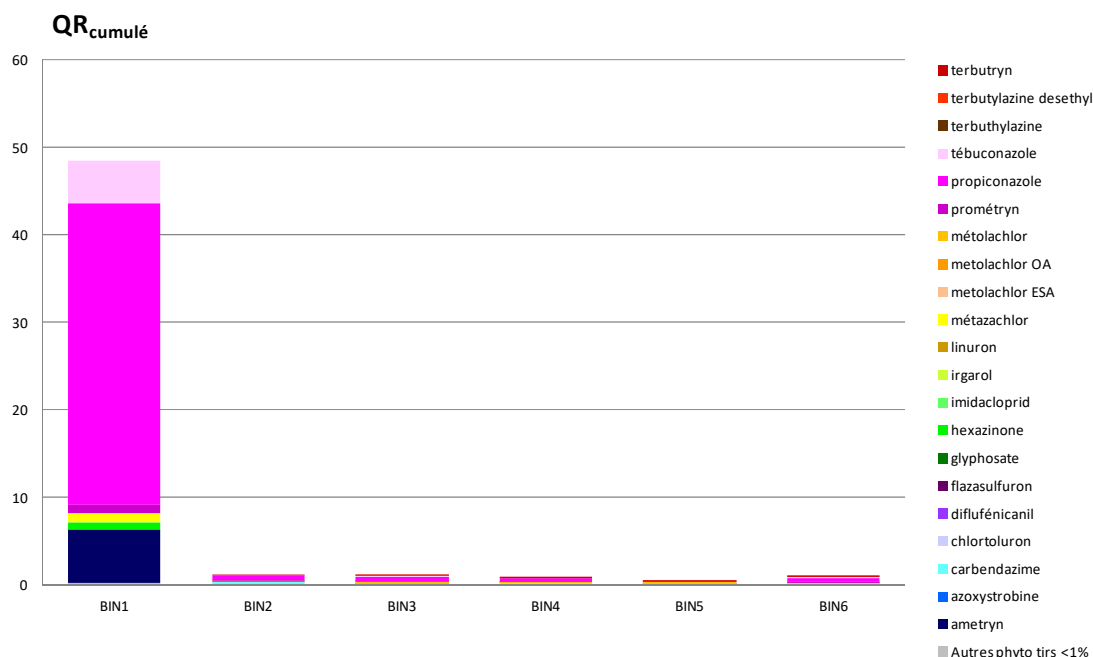


Figure 9 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BIN sur l'étang de Biguglia au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.2 Etang de Berre

Malgré une exposition aux pesticides dans la moyenne des lagunes suivies (tableau 8), le risque pesticide chronique sur l'étang de Berre est l'un des plus faibles parmi les lagunes investiguées (QR médian total = 1.8) (tableau 10). Dans l'absolu, il est néanmoins considéré comme fort sur l'ensemble des legs, souvent à cause de l'effet du mélange de substances mais surtout à cause du métolachlor et de son métabolite OA individuellement (tableau 9, figure 10). Le leg n°2 (hiver 2018) enregistre le risque le plus fort sur cette lagune, ce n'est pourtant ni le plus pluvieux, ni le plus sec. Ce qui confirme bien que le paramètre pluviométrie seul n'est pas suffisant pour décrire les transferts de pesticides aux lagunes, particulièrement sur l'étang de Berre où l'hydrologie est complexe et en partie contrôlée par l'homme (centrale hydroélectrique de St Chamas). Cette lagune est alimentée par plusieurs cours d'eau, dont certains instrumentés par l'AERMC (Arc, Cadière, Raumartin)(EauFrance, 2020). Ceux-ci ont fait l'objet chacun de 27 prélèvements d'eau entre 2017 et 2019 qui révèlent la présence de métolachlor et de ses métabolites (pour ne citer que les drivers du risque sur cette lagune) sur chacun des 3 cours d'eau, avec toutefois une fréquence de détection de ces substances plus faible sur l'Arc ainsi que des teneurs maximales moindres.

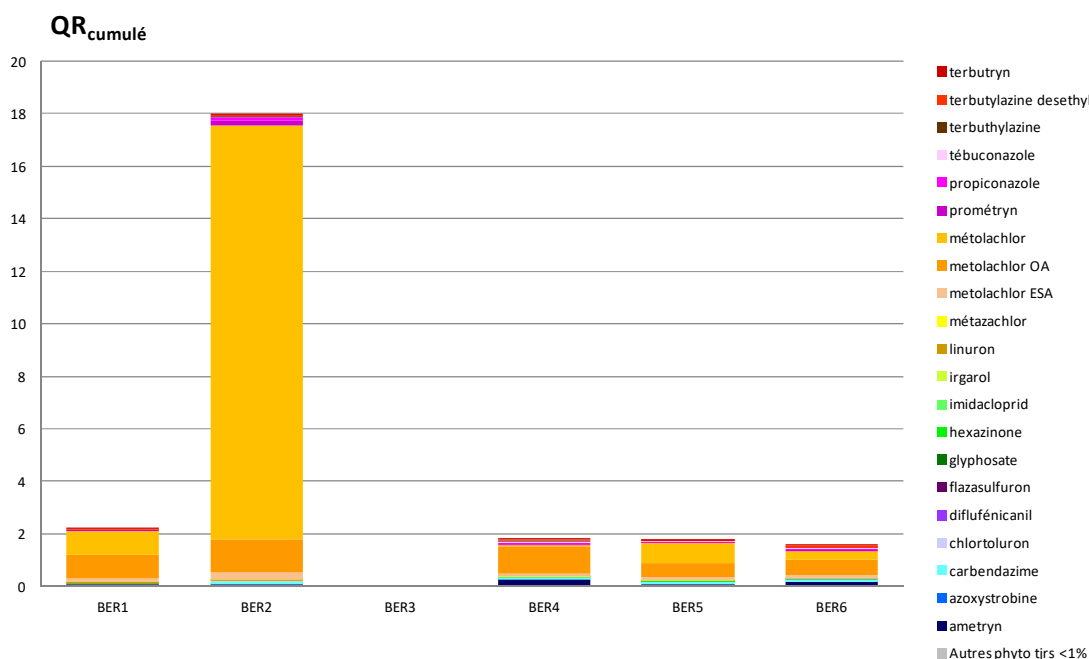


Figure 10 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BER centre sur l'étang de Berre au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.3 Etang de l'Or

L'étang de l'Or est sans doute l'une des lagunes les plus exposées à la problématique pesticides (Munaron, 2012; Munaron et al., 2017, 2013; Vollaïre and Munaron, 2010; Witkowski et al., 2016). Au cours du suivi annuel réalisé en 2015-16, le risque chronique pour la lagune, lié à la présence de pesticides a été jugé fort toute l'année, ceci même si les substances composant ce risque évoluaient au fil des usages et des apports saisonniers (Munaron et al., 2017). C'est également le cas lors de ce suivi OBSLAG 2017-19 (figure 11). **L'étang de l'Or est la lagune considérée comme la plus à risque vis-à-vis de la problématique des pesticides parmi l'ensemble des lagunes suivies (QR médian total = 23.5) (tableau 10). Ce risque chronique est systématiquement lié à l'effet du mélange et à l'effet de plusieurs substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (tableau 9).** Le risque maximal obtenu à la fin de l'hiver lors du suivi 2015-16 se produit à la même époque en 2017-18 (leg 2) et 2018-19 (leg 5)(figure 11). **C'est d'ailleurs ce dernier hiver 2018-19 qui enregistre la valeur maximale de risque chronique (95), toutes lagunes et tous legs confondus.** Le Salaison et le Bérage sont deux des principaux cours d'eau qui alimentent cette lagune. Au cours de la période 2017-19, ils ont fait l'objet de respectivement 27 et 9 prélèvements d'eau par l'AERMC en vue de la recherche de pesticides (EauFrance, 2020). La plupart des drivers du risque pesticides ont été quantifiés sur le Salaison à l'exception du métolachlor, lequel a été en revanche le seul (avec les incontournables glyphosate et AMPA) à être quantifié sur le Bérage. D'autres substances (non drivers) sont bien entendu aussi apportées par ces cours d'eau. La variété des usages de pesticides sur le bassin versant de l'étang de l'Or doit être considérée comme une problématique majeure pour cette lagune : azoxystrobin > carbenfazole > imidacloprid > ametryn > propiconazole > DET > terbutryn > tebuconazole > prometryn contribuant tous significativement aussi à l'effet du mélange.

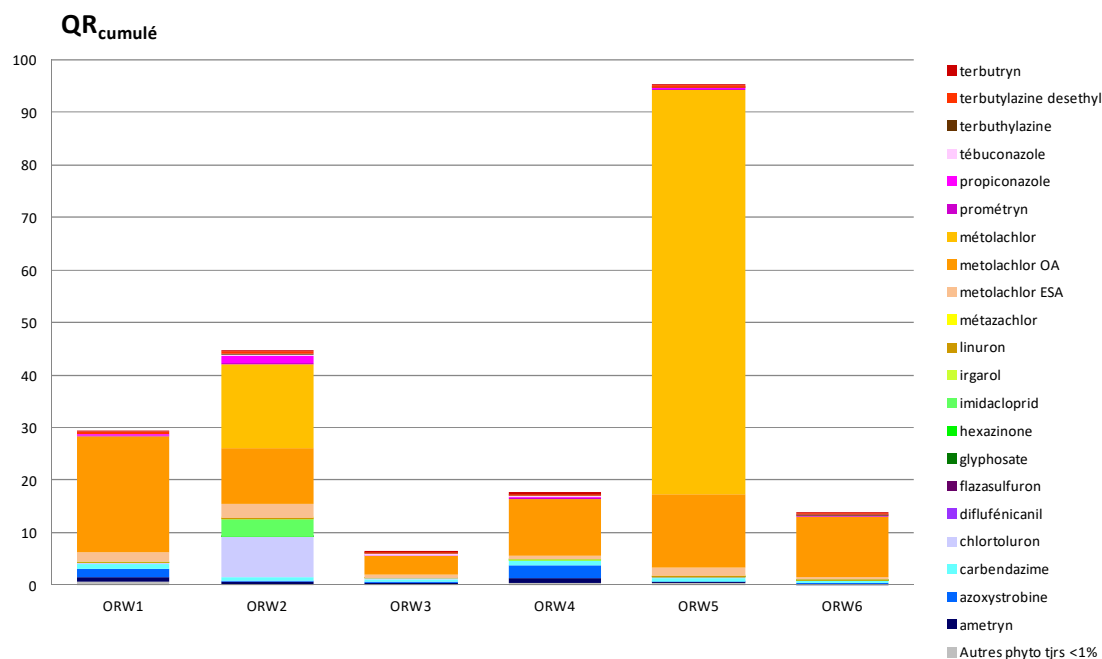


Figure 11 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station ORW à l'ouest de l'étang de l'Or au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.4 Etang du Méjean

L'étude PEPS-LAG, basée sur un suivi réalisé fin juin 2010 avec des POCIS, avait montré une exposition aux pesticides assez importante dans la lagune, avec 31 substances actives différentes retrouvées (Munaron et al., 2013), pour seulement 21 retrouvées quelques années plus tard lors du suivi DCE 2015 (Witkowski et al., 2016). Les résultats du présent suivi confirment ce niveau d'exposition (de 21 à 37 substances différentes retrouvées entre 2017 et 2019), considéré comme moyen relativement aux autres lagunes suivies (tableau 8). Malgré cela, **cette lagune est la 3^e lagune la plus à risque vis-à-vis de la problématique des pesticides (QR médian total = 15.9) (tableau 10). Comme pour l'étang de l'Or, son voisin, ce risque chronique est systématiquement lié à la présence de mélanges de pesticides dans les eaux autant qu'à certaines substances individuelles qui dépassent leur valeurs seuils (tableau 9, figure 12).** Le Lez est la seule rivière qui alimente directement cette lagune. Elle a fait l'objet d'un suivi par l'AERMC entre 2017 et 2019 ayant permis le prélèvement de 26 échantillons d'eau ponctuels (EauFrance, 2020). Parmi les drivers du risque pesticide retrouvés dans le Méjean au cours du suivi, le glyphosate, l'AMPA, le métolachlor et la propiconazole ont été quantifiés à plusieurs reprises sur ce cours d'eau, fréquemment pour les deux premiers (et jusqu'à 0.53 µg/L) et plus rarement et à plus faibles concentrations pour les deux autres (jusqu'à 0.071 µg/L). En revanche, chlorotoluron et imidacloprid n'y ont jamais été retrouvés.

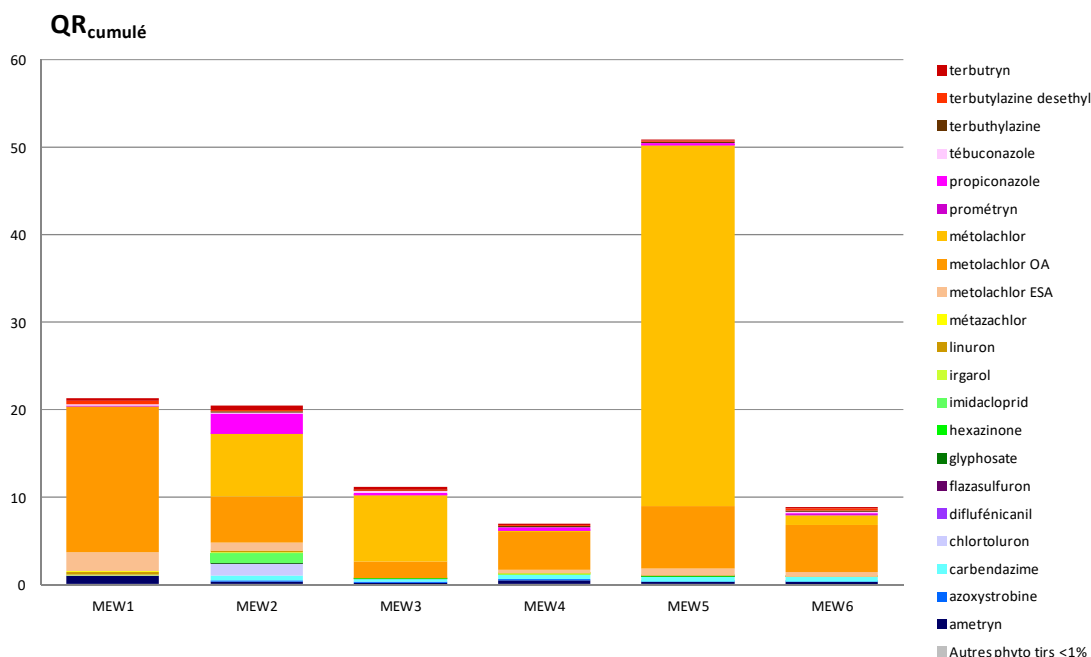


Figure 12 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station MEW à l'ouest de l'étang du Méjean au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.5 Etang de Vic

Peu de données étaient disponibles avant ce suivi concernant la présence de pesticides sur cette lagune. En effet, dans le cadre de l'étude PEPS-LAG, en juin 2010, les POCIS placés sur cette lagune avaient été dérobés, nous privant de premiers résultats (Munaron et al., 2013). Le suivi DCE de 2015, également effectué avec des POCIS, avait permis de quantifier 16 substances concluant à une exposition a priori faible (Witkowski et al., 2016). En réalité, l'exposition de cette lagune aux pesticides est dans la moyenne des autres lagunes (avec entre 21 et 36 substances retrouvées au cours du présent suivi (tableau 8). C'est assez proche de la fourchette de substances retrouvées sur l'autre étang palavasiens (Méjean), mais en moyenne on retrouve 3 substances de moins par prélèvement sur Vic par rapport au Méjean. Outre une source souterraine karstique qui alimente modestement cette lagune en eau douce, aucune rivière ne se jette directement dans l'étang. Situé à l'ouest du complexe des étangs palavasiens, plus loin des apports du Lez et de la Mosson que l'étang du Méjean, et disposant d'un bassin versant direct moins étendu, l'étang de Vic est aussi moins exposé que ce dernier aux pesticides. **Le risque chronique médian y est 4 fois moins élevé (QR médian total = 4.4) (tableau 10, figure 13). Cependant il est jugé fort sur chacun des legs suivis. Ce risque chronique est lié à la présence de mélanges de pesticides dans les eaux autant qu'à certaines substances individuelles dépassant leur valeurs seuils (tableau 9) sauf lors du leg n°3 où seul l'effet du mélange à déclassé cette lagune.** L'impact climatique lié à la forte pluviométrie de l'hiver 2018 (180 mm au cours du mois d'exposition des POCIS) semble avoir joué un rôle déterminant dans les résultats obtenus sur cette lagune au cours du leg n°2, qui voit le risque doubler par rapport à l'ensemble des autres périodes (dont aucune n'a connu une telle intensité pluviométrique).

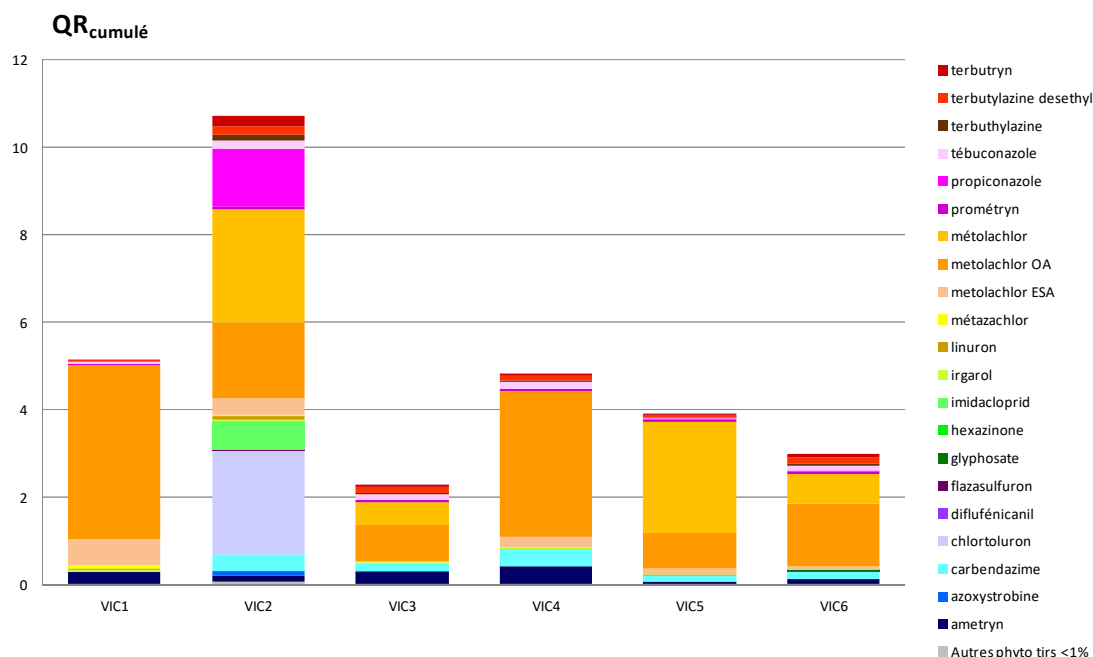


Figure 13 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station VIC sur l'étang éponyme au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.6 Etang de Thau

L'étang de Thau fait partie des lagunes les moins exposées aux pesticides. Il s'agit de la 3^e lagune la moins exposée en nombre de substances retrouvées dans les eaux (tableau 8). C'est aussi l'une des moins à risque au cours de ce suivi (4^e rang des lagunes les moins à risque)(tableau 10). **Dans l'absolu, le risque chronique lié à la présence de pesticides y est néanmoins jugé fort au cours de chacun des legs suivis, et pour les deux stations de mesure (QR médian total = 3.2 et 2.8 respectivement pour BOU et MAR). Pour autant, on observe de grandes différences entre les deux années hydrologiques (figure 14). Tous les risques calculés au cours de l'année 2017-18 aux 2 stations ont été systématiquement plus forts qu'en 2018-19, avec un pic en fin d'hiver 2018 (MAR) et au printemps 2018 (BOU) (figure 14). De plus, le risque pesticide sur Thau lors de cette première année de suivi, est autant le fait de substances dépassant individuellement leur valeur seuil que de l'effet du mélange de substances présent dans les eaux, alors qu'il est uniquement lié au mélange de pesticides au cours de la deuxième année de suivi (à l'exception du leg 6)(tableau 9). Il a plu 3.7 fois plus au cours des mois précédant l'exposition des POCIS en 2017-18 qu'en 2018-19. L'impact climatique semble donc être un facteur déterminant dans le transfert des pesticides sur ce bassin versant, même s'il ne le contrôle pas à lui seul. La dynamique interannuelle du risque pesticide et même la composition globale des substances sont très similaires sur ces deux points (figure 14). Pourtant, on note quelques différences de composition spécifiques à chacun des deux points qui confirment des différences d'exposition malgré un mélange efficace des eaux de la lagune (Fiandrino et al., 2017). Le point MAR (zone conchylicole de Marseillan) est par exemple spécifiquement impacté par l'herbicide diflufenicanil et l'insecticide imidacloprid (tous deux autorisés en usage phytosanitaire). Ceci est cohérent avec le niveau de pression phytosanitaire agricole plus élevé mis en évidence sur la partie ouest du bassin versant (Envilys and SMBT, 2013). A l'inverse, même s'ils sont présents**

sur les 2 points de suivi, l'herbicide métolachlor (ainsi que ses métabolites) et le biocide irgarol sont plus concentrés à Bouzigues (BOU). Il a récemment été montré que ces deux substances pouvaient constituer une menace pour le recrutement de *Crassostrea gigas* (Mai et al., 2013). Ces auteurs rapportent des effets d'embryotoxicité chez les larves d'huîtres à des concentrations chroniques proches de celles retrouvées dans notre étude (10 ng/L d'irgarol et de métolachlor).

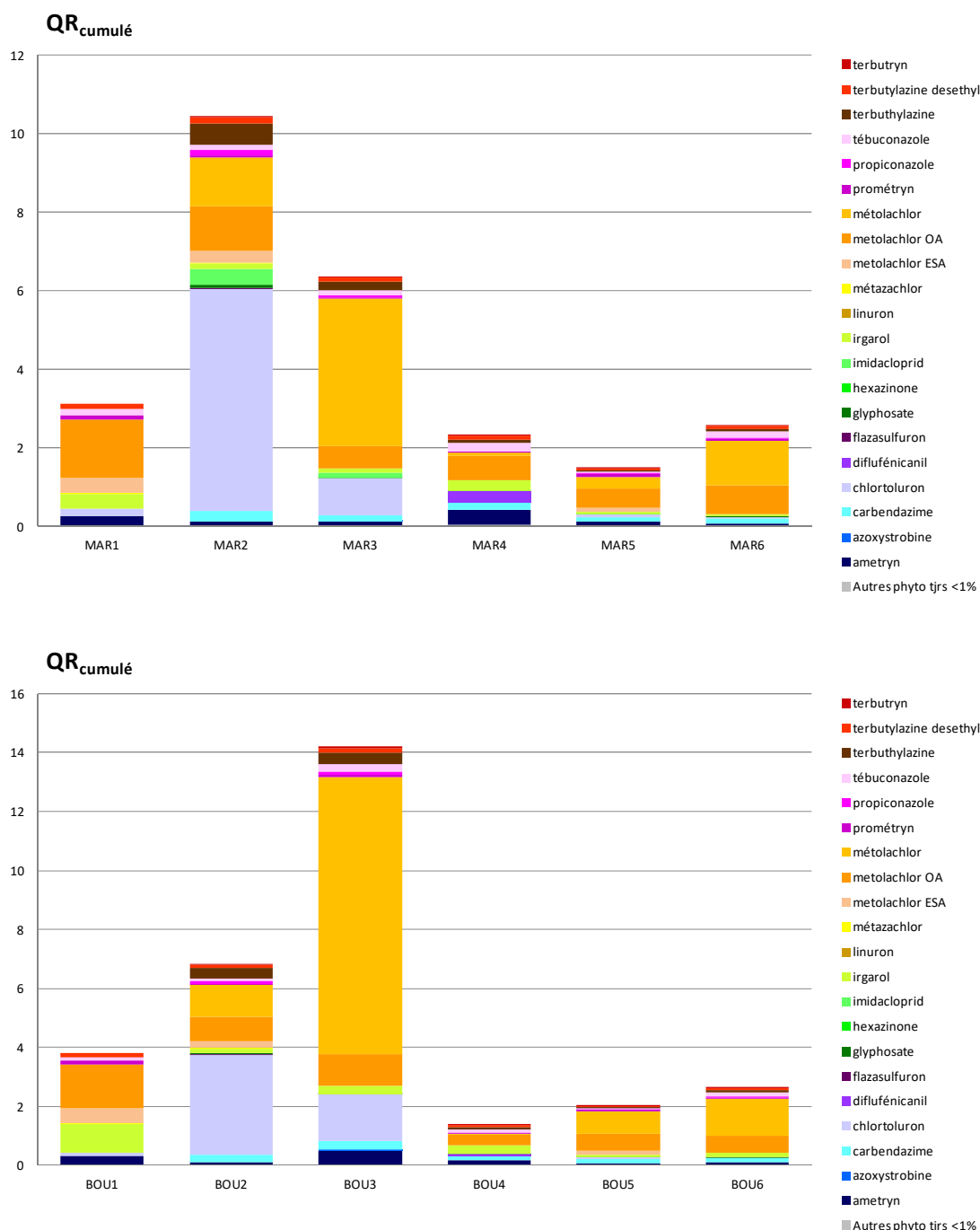


Figure 14 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations MAR (zone de Marseillan)(graphe du haut) et BOU (zone de Bouzigues)(graphe du bas) sur l'étang de Thau au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

L'irgarol n'a pas été considéré à l'échelle de l'ensemble des lagunes comme un driver du risque pesticide, toutefois sur la lagune de Thau, il contribue jusqu'à 25% du risque lié à l'effet du mélange en fin d'été (legs 1 et 4) avec des valeurs de $QR_{\text{individuel}}$ pouvant ponctuellement être proches de 1 (0.94 au cours du leg n°1, ce qui constitue le plus fort $QR_{\text{individuel}}$ d'irgarol calculé au cours de l'étude). Sur les autres lagunes, il ne contribue au risque qu'à hauteur de quelques pourcents. Ce biocide est utilisé principalement pour des usages anti-fouling sur les coques des bateaux, ce qui est assez cohérent avec la proximité du point Bouzigues avec le port de Sète, et les ports plus modestes de Bouzigues, Balaruc et Mèze. **L'étang de Thau est donc soumis à un risque lié aux usages anti-fouling de pesticides plus important que sur les autres lagunes, en lien avec l'activité de navigation professionnelle et de plaisance qui le caractérise.**

Deux cours d'eau principaux alimentent l'étang de Thau, la Vène au nord-est et le Pallas plus à l'ouest. Ils ont fait l'objet respectivement de 20 et 17 prélèvements par l'AERMC entre 2017 et 2019 pour la recherche de pesticides (EauFrance, 2020). Parmi les drivers du risque pesticide présents dans la lagune de Thau, le glyphosate et l'AMPA sont retrouvés fréquemment sur les deux cours d'eau alors que le chlorotoluron l'est uniquement sur le Pallas. Bizarrement, le métolachlor et ses métabolites n'ont jamais été quantifiés au cours de cette période, ce qui pose question compte tenu de sa présence systématique dans la lagune.

Outre le chlorotoluron, le métolachlor et ses métabolites qui constituent l'essentiel du risque pesticide sur cette lagune, plusieurs autres substances contribuent significativement à la composition du risque lié au mélange avec par ordre décroissant de contribution au $QR_{\text{individuel}}$ cumulé pour les 6 legs et les 2 points de suivi : irgarol (2.9), ametryn (2.2), carbendazim (1.8), terbuthylazine (1.7), tebuconazole (1.6) et DET (1.2).

3.3.7 Etang de l'Ayrolle

L'étang de l'Ayrolle était l'une des rares lagunes à ne pas avoir été suivie dans le cadre de l'étude PEPS-LAG, en juin 2010 (Munaron et al., 2013). Les premières données de contamination en pesticides acquises par le PNR (Parc Naturel de la Narbonnaise), datent du printemps 2015 (mai/juin), en parallèle de la campagne DCE, avec le même type de protocole d'échantillonnage (POCIS). 25 substances avaient été retrouvées, indiquant une exposition modérée aux pesticides de cette lagune, proche de celle de la lagune de Gruissan, et inférieure à celle de Campagnol (33 substances). Le suivi OBSLAG 2017-19 révèle une situation plus préoccupante qu'en 2015. **Le nombre de substances retrouvées sur l'Ayrolle est compris entre 26 et 38 ce qui la place en 3^e position des lagunes les plus exposées aux pesticides en moyenne (tableau 8). Plus préoccupant encore, cette lagune présente le 2^e plus fort $QR_{\text{cumulé}}$ médian (16) parmi les lagunes suivies (tableau 10). C'est finalement l'une des lagunes où la problématique pesticides est la plus prégnante. Le risque chronique est jugé fort au cours des deux années de suivi (tableau 10, figure 15).** Il est systématiquement composé à chaque leg, à la fois de substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (drivers du risque) et de l'effet des mélanges de substances présentes simultanément (tableau 9).

Lagune au bassin versant relativement réduit, des apports indirects de pesticides doivent être envisagés via des échanges souterrains avec le canal de la robine (sur lequel a été quantifiée la majorité des drivers du risque pesticide entre 2017 et 2019 dans le cadre de suivis AERMC)(Données Naiades), ou bien via l'étang de Campagnol (également fortement exposé aux

pesticides lors du suivi 2015), ou encore via des apports par des eaux souterraines issus du système karstique du massif de la Clape.

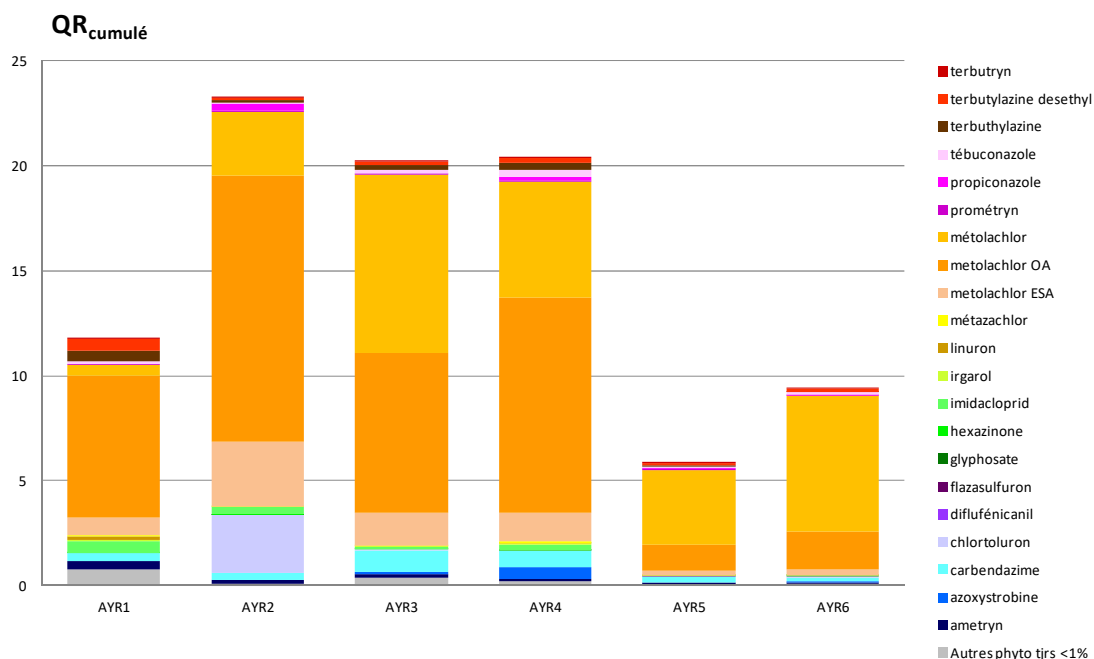


Figure 15 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station AYR sur l'étang de l'Ayrolle au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.8 Etang de Bages-Sigean

L'étang de Bages présente une exposition aux pesticides qui peut être qualifiée de forte. Arrivant parmi les lagunes les plus exposées lors du suivi PEPS-LAG en 2010, en terme de variété des substances actives (SA) retrouvées (35 différentes) (Munaron et al., 2013), cette lagune confirme ici ce statut (tableau 8). Le point BGM situé au nord est en effet le second point le plus exposé aux pesticides en termes de variété de substances retrouvées simultanément (entre 28 et 37) (tableau 8). BGS semble relativement plus préservé (entre 26 et 35 substances différentes retrouvées dans ses eaux) probablement grâce aux échanges et au mélange plus efficace du bassin sud avec les eaux côtières via le grau de Port-la-Nouvelle (Fiandrino et al., 2017). Ce gradient Nord-Sud de pression avait déjà été mis en évidence précédemment sur cette lagune pour des contaminants métalliques et organiques (Vouvé et al., 2014; Witkowski et al., 2016). **La présence de ces cocktails de substances place également la lagune en risque fort vis-à-vis de la problématique des pesticides sur ses deux stations (QR médian total = 8.7 et 5.6 respectivement pour BGM et BGS) (tableau 10, figure 16).** Le risque est moins prégnant que sur les étangs de l'Or, Méjean ou Ayrolle, mais **il est fort toute l'année au cours des 2 années suivies.** Comme ces derniers, le risque est à la fois constitué par des substances dépassants leurs valeurs seuils (métolachlor et métolachlor OA uniquement) et par l'effet du mélange de pesticides présents simultanément (tableau 9). Comme on pouvait s'y attendre sur cette lagune très cloisonnée et confinée, la station la plus au sud (BGS), plus proche du grau, est relativement moins impactée (tableau 10). Si le canal de la Robine n'est sans doute pas étranger à la situation générale de l'étang (tous les drivers du risque pesticide mis en évidence dans cette étude y ont été quantifiés au cours entre 2017 et 2019)(EauFrance, 2020), la Berre, rivière qui se jette dans

la partie sud de la lagune, a également apporté les métabolites du métolachlor, du glyphosate et de l'AMPA au cours de cette même période (pour ne citer que les drivers lagunaires).

Outre le métolachlor et ses métabolites qui constituent l'essentiel du risque pesticide sur cette lagune, plusieurs autres substances contribuent significativement à la composition du risque lié au mélange avec par ordre décroissant de contribution au $QR_{\text{individuel}}$ cumulé pour les 6 legs et les 2 points de suivi : ametryn (2.6), carbendazim (2.2), tebuconazole (2.0), DET (1.9), chlorotoluron (1.8) et terbuthylazine (1.8).

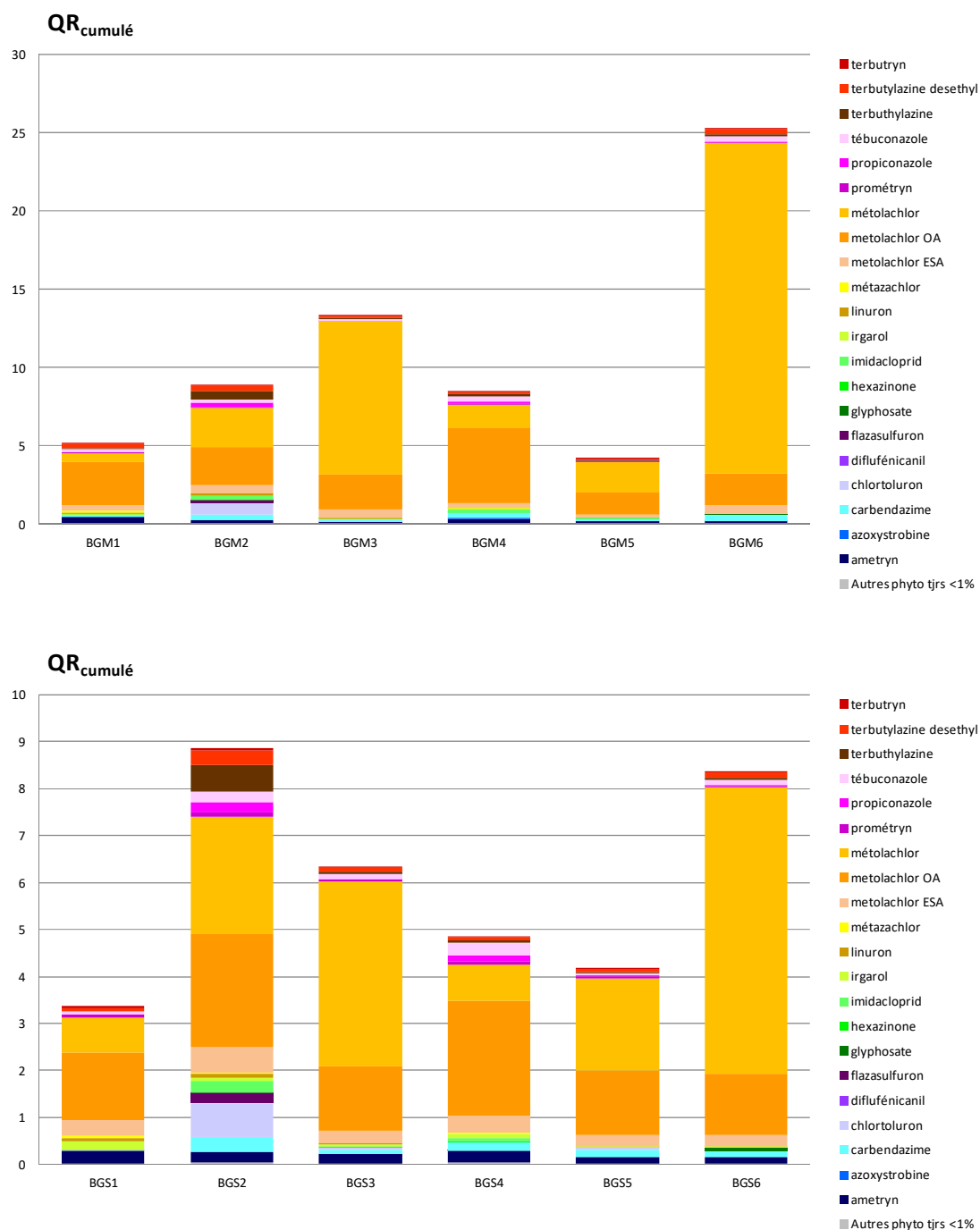


Figure 16 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations BGS (graphe du bas) et BGM (graphe du haut) sur l'étang de Bages-Sigean au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.9 Etang de La Palme

29 SA différentes avaient été retrouvées au cours du suivi PEPS-LAG en juin 2010 sur cette lagune (Munaron et al., 2013), seulement 14 ont été retrouvées en 2015 lors du suivi DCE (Witkowski et al., 2016), et entre 15 et 28 au cours du présent suivi 2017-19 (tableau 8). **La Palme est donc peu exposée aux pesticides, c'est d'ailleurs la deuxième plus faible exposition en moyenne après Biguglia. Le risque pesticide y est donc moindre que sur les autres lagunes (modéré lors du 4^e leg par exemple), mais reste néanmoins fort la majeure partie du temps (QR médian total = 1.9),** avec toutefois des valeurs de $QR_{cumulé}$ peu éloignées de 1, à l'exception du dernier leg (printemps 2019) où elle atteint un risque de 5 (sa plus forte valeur au cours du suivi)(tableau 10, figure 17) Seul l'effet individuel du métolachlor et de son métabolite OA déclassent cette lagune lors des legs 1 et 5 si bien que si des moyens de gestion de cette substance pouvaient être mis en place à l'échelle de son bassin versant, elle pourrait vraisemblablement recouvrer un risque faible. Outre le métolachlor et ses 2 métabolites qui constituent l'essentiel du risque pesticide sur cette lagune, une seule autre substance, le fongicide tebuconazole contribue significativement à la composition du risque lié au mélange ($QR_{individuel}$ cumulé pour les 6 legs = 1.3). Ce fongicide est une sorte de "couteau suisse", il est autorisé pour un usage phytosanitaire large (céréales, légumineuses, maraichage, vignes, arboriculture, horticulture, gazons...) et pour un usage biocide pour le traitement des bois dans 82 formulations différentes (ANSES, 2020b, 2020a).

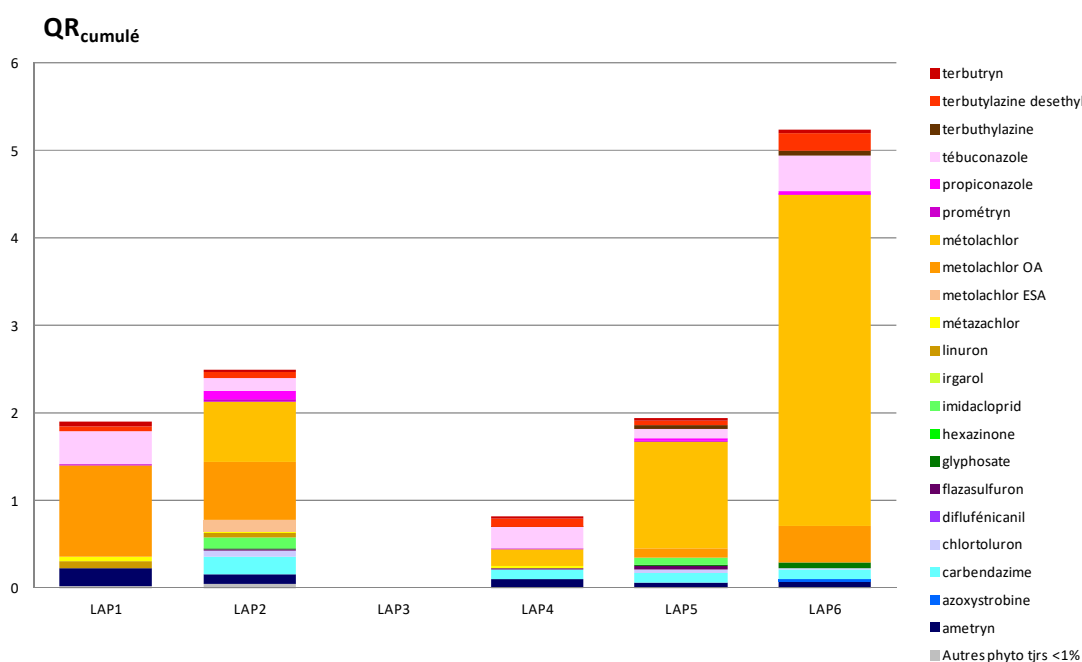


Figure 17 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station LAP sur l'étang de La Palme au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

3.3.10 Etang de Canet

L'étang de Canet est bien connu pour être particulièrement soumis aux apports anthropiques, compte tenu d'un bassin versant extrêmement étendu comparativement à la surface et au volume de son plan d'eau. Par voie de conséquence, son exposition aux pesticides et aux contaminants chimiques de manière plus large, avait déjà été soulignée à plusieurs reprises (Munaron et al., 2013; Vouvé et al., 2014; Witkowski et al., 2016). Il confirme ce statut au cours du suivi 2017-19. **L'étang de Canet est la lagune où la variété de pesticides retrouvés dans les eaux est la plus grande au cours des deux années de suivi (entre 29 et 39 substances simultanément)(tableau 8). Paradoxalement, le risque chronique n'y est pas le plus élevé, Canet arrivant au 6^e rang des lagunes les plus à risque vis-à-vis de la problématique pesticides (QR médian total = 5.2) (tableau 10). Malgré tout, il est jugé fort toute l'année et presque systématiquement à cause de l'effet du mélange et de l'effet de plusieurs substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (tableau 9, figure 18). Seul le 5^e leg est classé en risque fort uniquement à cause du mélange de substances retrouvées. La principale explication de cette "anomalie" est certainement le fait que le métolachlor ainsi que ses métabolites, les principaux drivers du risque pesticide sur la plupart des autres lagunes, n'ont pas été retrouvés de manière aussi importante dans ses eaux sur la période considérée. C'est en accord avec le suivi réalisé sur l'Agulla de la Mar à Alenya entre 2017 et 2019 (19 prélèvements d'eau sur la période) au cours duquel ces substances n'ont jamais été détectées (EauFrance, 2020). En revanche, parmi les autres drivers, il est à noter que c'est la seule lagune où à la fois l'AMPA et le glyphosate dépassent leurs valeurs seuils d'effet chronique. Ces deux substances sont retrouvées régulièrement sur l'Agulla de la Mar, de même que l'azoxystrobin, la carbendazim et l'imidacloprid. La variété des usages de pesticides sur le bassin versant de l'étang de Canet doit être considérée comme une problématique majeure pour cette lagune : linuron > tebuconazole > DET > terbutryn > propiconazole > ametryn contribuant tous significativement aussi à l'effet du mélange.**

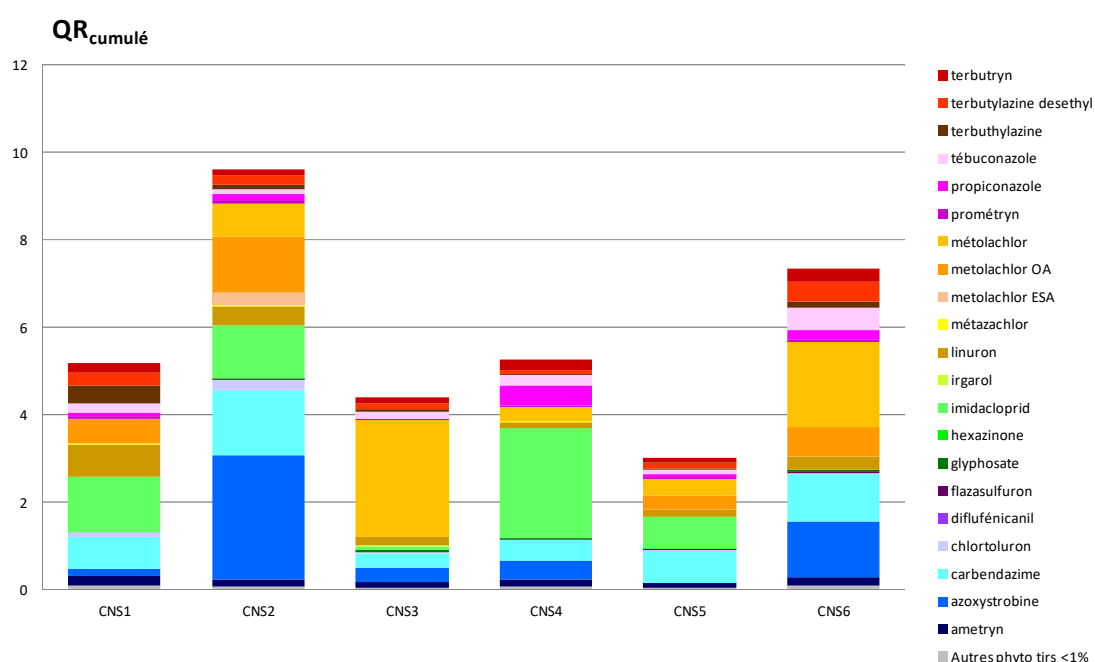


Figure 18 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station CNS sur l'étang de Canet au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.

4 Conclusions & Perspectives

Ces résultats OBSLAG permettent de dresser l'état des lieux du risque "pesticide" dans les milieux lagunaires méditerranéens, sur la base d'un jeu de données composé de 10 masses d'eau de transition comparées pendant 2 ans avec les mêmes méthodologies et en se basant sur la recherche d'une même liste de 72 substances d'intérêt pour les lagunes. Cet état des lieux permet aujourd'hui d'apporter une vision plus réaliste de la problématique des pesticides polaires dans les lagunes, et complémentaire à celle règlementaire de la DCE. Il met en évidence le caractère global et protéiforme de la contamination des lagunes par les pesticides, révélant les écosystèmes et les substances les plus à risque, et mettant en lumière l'intérêt de ne pas uniquement se focaliser sur des substances individuelles (ce que fait à l'heure actuelle la DCE) mais aussi de prendre en compte les "cocktails" de substances.

Précisément, toutes les lagunes suivies présentent un risque chronique lié à la présence de pesticides considéré comme fort pour *a minima* 50% des périodes suivies. Et 8 lagunes/10 présentent un risque chronique fort pour 100% des périodes suivies au cours des 2 années de l'étude (6 legs). Seuls les étangs de La Palme et de Biguglia ont présenté des périodes de risque chronique peu préoccupant (risque faible) uniquement au cours de la 2^e année de suivi (2018-19). Ce risque est autant lié à l'effet d'une dizaine de substances dépassant individuellement leur valeur seuil (les "drivers du risque" : métolachlor et ses métabolites, chlorotoluron, imidacloprid, azoxystrobin, propiconazole, carbendazim, tebuconazole, ametryn) qu'à l'effet cumulé du mélange de substances présentes simultanément dans les eaux (au minimum 15 substances différentes et jusqu'à 39 sur l'étang de Canet). Pour autant, même si on supprimait l'effet individuel des drivers (en considérant leur $QR_{\text{individuel}} = 0$ comme si elles étaient absentes), l'effet des mélanges de substances présentes dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique pour 84% des prélèvements.

Il faut néanmoins nuancer ces résultats dans les deux sens, d'un côté, l'indicateur de risque QR ne représente pas la réalité, mais simplement une approche simplifiée permettant de prioriser le risque chronique lié aux pesticides sur les lagunes. De l'autre, i) l'ensemble des substances potentiellement présentes n'a pas été recherché, et leurs effets n'ont pas été évalués, ii) l'effet chronique du glyphosate et de l'AMPA n'a pas pu être intégré (seul l'effet aigu est pris en compte ici, ce qui est déjà une avancée par rapport à l'étude de mise en place de l'indicateur), iii) les effets des formulations de pesticides ne sont pas non plus pris en compte (elles sont pourtant reconnues être plus nocives dans l'ensemble que les substances actives seules)(Nagy et al., 2020), iv) les interactions possibles entre pesticides ne sont pas considérées, alors que plusieurs études rapportent des synergies entre substances (Carvalho et al., 2014; Dupraz et al., 2019, 2018; Koutsaftis and Aoyama, 2006), v) les interactions possibles entre pesticides et d'autres contaminants ne le sont pas non plus (Gamain et al., 2018), ni avec des facteurs environnementaux (Fiori et al., 2013; Gamain et al., 2016; Holmstrup et al., 2010). Ces dernières questions au demeurant cruciales restent encore du domaine de la recherche. En revanche, des échantillonneurs passifs accumulant le glyphosate et l'AMPA semblent avoir été développés (Berho et al., 2017) et pourraient être testés lors d'une prochaine campagne. Comme autre perspective pour améliorer cette évaluation, il serait intéressant dorénavant de préciser sur quel(s) niveau(x) trophique(s) lagunaires le risque pesticide se porte en mettant en œuvre les étapes supplémentaires de l'évaluation de risque proposées par Backhaus and Faust (2012), étapes plus réalistes d'un point de vue fondamental au niveau (éco)toxicologique.

Le lien entre les teneurs retrouvées dans les cours d'eau alimentant les lagunes (données Naïade) et le risque lagunaire n'a par ailleurs été que très partiellement abordé ici, il demanderait également des investigations supplémentaires. De plus, aucune relation entre les pluies et les teneurs dans les lagunes n'a pu être mise en évidence au cours de l'étude, même si sur certaines d'entre elles, de forts cumuls pluviométriques ont été accompagnés de maxima de concentrations. Mais les déterminants multiples du transfert des pesticides vers les lagunes rendent complexe ce type d'étude, laquelle nécessiterait des jeux de données et des compétences supplémentaires issus des bassins versants dont nous ne disposons pas à l'heure actuelle. Il serait intéressant à l'avenir de pouvoir faire ce lien avec les recherches "amont" pour permettre de remonter plus facilement aux sources de ces contaminants et aux déterminants de leur transfert.

Enfin, si bien sûr il est utile de préciser le risque pesticide, sa dynamique et ses déterminants, ces travaux et ces questions, montrent qu'une limitation dès aujourd'hui des usages, par des actions législatives et de gestion, paraît indispensable pour améliorer durablement la situation pour les lagunes.

5 Bibliographie

Les références listées ici sont uniquement celles citées dans le corps du document. Les références écotoxicologiques supplémentaires utilisées pour l'évaluation de la toxicité des pesticides sont rassemblées en fin d'annexe 7.3.

- Altenburger, R., Ait-Aissa, S., Antczak, P., Backhaus, T., Barceló, D., Seiler, T.B., Brion, F., Busch, W., Chipman, K., de Alda, M.L., de Aragão Umbuzeiro, G., Escher, B.I., Falciani, F., Faust, M., Focks, A., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Jäger, F., Jahnke, A., Kortenkamp, A., Krauss, M., Lemkine, G.F., Munthe, J., Neumann, S., Schymanski, E.L., Scrimshaw, M., Segner, H., Slobodnik, J., Smedes, F., Kughathas, S., Teodorovic, I., Tindall, A.J., Tollefsen, K.E., Walz, K.H., Williams, T.D., Van den Brink, P.J., van Gils, J., Vrana, B., Zhang, X., Brack, W., 2015. Future water quality monitoring - Adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. *Sci. Total Environ.* 512–513, 540–551. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.12.057
- Altenburger, R., Backhaus, T., Boedeker, W., Faust, M., Scholze, M., 2013. Simplifying complexity: Mixture toxicity assessment in the last 20 years. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 1685–1687. doi:10.1002/etc.2294
- ANSES, 2020a. E-PHY, The catalog of plant protection products and their uses, fertilizers and culture media approved in France [WWW Document]. URL <https://ephy.anses.fr/>
- ANSES, 2020b. Simmbad : inventory of biocidal products on the French market [WWW Document]. URL <https://simmbad.fr/public/servlet/accueilGrand>
- Backhaus, T., Faust, M., 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: A conceptual framework. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2564–2573. doi:10.1021/es2034125
- Belles, A., Tapie, N., Pardon, P., Budzinski, H., 2014. Development of the performance reference compound approach for the calibration of “polar organic chemical integrative sampler” (POCIS). *Anal. Bioanal. Chem.* 406, 1131–1140. doi:10.1007/s00216-013-7297-z
- Berho, C., Claude, B., Coisy, E., Togola, A., Bayouhd, S., Morin, P., Amalric, L., 2017. Laboratory calibration of a POCIS-like sampler based on molecularly imprinted polymers for glyphosate and AMPA sampling in water. *Anal. Bioanal. Chem.* 409, 2029–2035. doi:10.1007/s00216-016-0150-4
- Bundschuh, M., Goedkoop, W., Kreuger, J., 2014. Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept - Experiences from long-term measurements. *Sci. Total Environ.* 484, 84–91. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.03.015
- Carvalho, R.N., Arukwe, A., Ait-Aissa, S., Bado-Nilles, A., Balzamo, S., Baun, A., Belkin, S., Blaha, L., Brion, F., Conti, D., Creusot, N., Essig, Y., Ferrero, V.E.V., Flander-Putrlle, V.V., Fürhacker, M., Grillari-Voglauer, R., Hogstrand, C., Jonáš, A., Kharlyngdoh, J.B., Loos, R., Lundebye, A.K., Modig, C., Olsson, P.E., Pillai, S., Polak, N., Potalivo, M., Sanchez, W., Schifferli, A., Schirmer, K., Sforzini, S., Stürzenbaum, S.R., Sjøfteland, L., Turk, V., Viarengo, A., Werner, I., Yagur-Kroll, S.S., Zounkova, R., Lettieri, T., 2014. Mixtures of chemical pollutants at European legislation safety concentrations: How safe are they? *Toxicol. Sci.* 141, 218–233. doi:10.1093/toxsci/kfu118
- Chèvre, N., Loepfe, C., Singer, H., Stamm, C., Fenner, K., Escher, B.I., 2006. Including mixtures in the determination of water quality criteria for herbicides in surface water. *Environ. Sci. Technol.* 40, 426–435. doi:10.1021/es050239I

- Claessens, M., Monteyne, E., Wille, K., Vanhaecke, L., Roose, P., Janssen, C.R., 2015. Passive sampling reversed: Coupling passive field sampling with passive lab dosing to assess the ecotoxicity of mixtures present in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 9–19. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.02.028
- Deneer, J.W., 2000. Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems. *Pest Manag. Sci.* 56, 516–520. doi:10.1002/(SICI)1526-4998(200006)56:6
- Dupraz, V., Ménard, D., Akcha, F., Budzinski, H., Stachowski-Haberkorn, S., 2019. Toxicity of binary mixtures of pesticides to the marine microalgae *Tisochrysis lutea* and *Skeletonema marinoi*: Substance interactions and physiological impacts. *Aquat. Toxicol.* 211, 148–162. doi:10.1016/j.aquatox.2019.03.015
- Dupraz, V., Stachowski-Haberkorn, S., Ménard, D., Limon, G., Akcha, F., Budzinski, H., Cedergreen, N., 2018. Combined effects of antifouling biocides on the growth of three marine microalgal species. *Chemosphere* 209, 801–814. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.139
- EauFrance, 2020. Naïades, données sur la qualité des eaux de surface [WWW Document]. URL <http://www.naiades.eaufrance.fr/>
- Envilys, SMBT, 2013. Diagnostic des risques de transfert de produits phytosanitaires sur le bassin versant de l'étang de Thau. *Rapp. diagnostic Nov.* 2013, 127p.
- European Commission, 2018. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (CIS Guidance Document No. 27). *Eur. Community Rep.* 11-12 June, 210p.
- European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. *ECB-JRC Rep.* EUR 20418E, 112p.
- Faust, M., Altenburger, R., Backhaus, T., Blanck, H., Boedeker, W., Gramatica, P., Hamer, V., Scholze, M., Vighi, M., Grimme, L.H., 2001. Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. *Aquat. Toxicol.* 56, 13–32.
- Faust, M., Backhaus, T., Altenburger, R., Dulio, V., van Gils, J., Ginebreda, A., Kortenkamp, A., Munthe, J., Posthuma, L., Slobodnik, J., Tollefsen, K.E., van Wezel, A., Brack, W., 2019. Prioritisation of water pollutants: the EU Project SOLUTIONS proposes a methodological framework for the integration of mixture risk assessments into prioritisation procedures under the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Eur.* 31. doi:10.1186/s12302-019-0239-4
- Fiandrino, A., Ouisse, V., Dumas, F., Lagarde, F., Pete, R., Malet, N., Le Noc, S., de Wit, R., 2017. Spatial patterns in coastal lagoons related to the hydrodynamics of seawater intrusion. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 132–144. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.006
- Fiori, E., Mazzotti, M., Guerrini, F., Pistocchi, R., 2013. Combined effects of the herbicide terbuthylazine and temperature on different flagellates from the Northern Adriatic Sea. *Aquat. Toxicol.* 128–129, 79–90. doi:10.1016/j.aquatox.2012.12.001
- Gamain, P., Feurtet-Mazel, A., Maury-Brachet, R., Auby, I., Pierron, F., Belles, A., Budzinski, H., Daffe, G., Gonzalez, P., 2018. Can pesticides, copper and seasonal water temperature explain the seagrass *Zostera noltei* decline in the Arcachon bay? *Mar. Pollut. Bull.* 134, 66–74. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.10.024
- Gamain, P., Gonzalez, P., Cachot, J., Pardon, P., Tapie, N., Gourves, P.Y., Budzinski, H., Morin, B., 2016. Combined effects of pollutants and salinity on embryo-larval development of the

- Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Mar. Environ. Res.* 113, 31–38. doi:10.1016/j.marenvres.2015.11.002
- Gustavsson, M., Kreuger, J., Bundschuh, M., Backhaus, T., 2017. Pesticide mixtures in the Swedish streams: Environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Sci. Total Environ.* 598, 973–983. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.04.122
- Hano, T., Ito, K., Ohkubo, N., Sakaji, H., Watanabe, A., Takashima, K., Sato, T., Sugaya, T., Matsuki, K., Onduka, T., Ito, M., Somiya, R., Mochida, K., 2019. Occurrence of neonicotinoids and fipronil in estuaries and their potential risks to aquatic invertebrates. *Environ. Pollut.* 252, 205–215. doi:10.1016/j.envpol.2019.05.067
- Holmstrup, M., Bindesbøl, A.M., Oostingh, G.J., Duschl, A., Scheil, V., Köhler, H.R., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M., Ferreira, A.L.G., Kienle, C., Gerhardt, A., Laskowski, R., Kramarz, P.E., Bayley, M., Svendsen, C., Spurgeon, D.J., 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Sci. Total Environ.* 408, 3746–3762. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.10.067
- Knauert, S., Escher, B., Singer, H., Hollender, J., Knauer, K., 2008. Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. *Environ. Sci. Technol.* 42, 6424–6430. doi:10.1021/es072037q
- Kortenkamp, A., Faust, M., Backhaus, T., Altenburger, R., Scholze, M., Müller, C., Ermler, S., Posthuma, L., Brack, W., 2019. Mixture risks threaten water quality: the European Collaborative Project SOLUTIONS recommends changes to the WFD and better coordination across all pieces of European chemicals legislation to improve protection from exposure of the aquatic environment to . *Environ. Sci. Eur.* 31. doi:10.1186/s12302-019-0245-6
- Koutsaftis, A., Aoyama, I., 2006. The Interactive Effects of Binary Mixtures of Three Antifouling Biocides and Three Heavy Metals Against the Marine Algae *Chaetoceros gracilis*. *Environ. Toxicol.* 21, 432–439. doi:10.1002/tox.20202
- Loewe, S., Muischnek, H., 1926. Effect of combinations: mathematical basis of the problem. *Arch. Exp. Pathol. Pharmacol.* 114, 313–326.
- Mai, H., Gonzalez, P., Pardon, P., Tapie, N., Budzinski, H., Cachot, J.Ô., Morin, B., 2014. Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products. *Aquat. Toxicol.* 147, 48–56. doi:10.1016/j.aquatox.2013.11.024
- Mai, H., Morin, B., Pardon, P., Gonzalez, P., Budzinski, H., Cachot, J.Ô., 2013. Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Mar. Environ. Res.* 89, 1–8. doi:10.1016/j.marenvres.2013.04.003
- Matozzo, V., Fabrello, J., Marin, M.G., 2020. The Effects of Glyphosate and Its Commercial Formulations to Marine Invertebrates: A Review. *J. Mar. Sci. Eng.* 8, 399. doi:10.3390/jmse8060399
- Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018. Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. *J. Off. la Repub. Française* 30août2018, 76p.

- Mottier, A., Séguin, A., Devos, A., Pabic, C. Le, Voiseux, C., Lebel, J.M., Serpentine, A., Fievet, B., Costil, K., 2015. Effects of subchronic exposure to glyphosate in juvenile oysters (*Crassostrea gigas*): FROM molecular to individual levels. *Mar. Pollut. Bull.* 95, 665–677. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.026
- Munaron, D., 2012. Calibration d'échantillonneurs passifs (POCIS) pour le suivi des contaminants hydrophiles de l'annexe X de la DCE. *Rapp. Ifremer RST/LER-LR/12-01*. Janv.2012, 76p.
- Munaron, D., Hubert-Renard C., Mortreux S., Messiaen G., Lagarde F., Derolez V., Tapie N., Budzinski H., Le Roux G., G.A., 2017. Mise en place d'un indicateur d'évaluation du risque lié à la présence de pesticides en milieu lagunaire méditerranéen. *Rapp. Ifremer RST-ODE/LER-LR/17-06*. Mars 2017, 99p. doi:https://archimer.ifremer.fr/doc/00379/49065/
- Munaron, D., Hubert, M., Gonzalez, J.-L., Tapie, N., Budzinski, H., Guyomarch, J., Andral, B., 2013. PEPS LAG : Projet échantillonneurs passifs pour la surveillance de la contamination chimique des lagunes Méditerranéennes. *Rapp. Ifremer RST/LER-LR 13-01*. Fev.2013, 79p. doi:https://archimer.ifremer.fr/doc/00134/24495/
- Munaron, D., Tapie, N., Budzinski, H., Andral, B., Gonzalez, J.L., 2012. Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: Results from a pilot survey using passive samplers. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 114, 82–92. doi:10.1016/j.ecss.2011.09.009
- Nagy, K., Duca, R.C., Lovas, S., Creta, M., Scheepers, P.T.J., Godderis, L., Ádám, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environ. Res.* 181, 108926. doi:10.1016/j.envres.2019.108926
- Nowell, L.H., Moran, P.W., Schmidt, T.S., Norman, J.E., Nakagaki, N., Shoda, M.E., Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Stone, W.W., Sandstrom, M.W., Hladik, M.L., 2018. Complex mixtures of dissolved pesticides show potential aquatic toxicity in a synoptic study of Midwestern U.S. streams. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1469–1488. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.156
- Nowell, L.H., Norman, J.E., Moran, P.W., Martin, J.D., Stone, W.W., 2014. Pesticide toxicity index—a tool for assessing potential toxicity of pesticide mixtures to freshwater aquatic organisms. *Sci. Total Environ.* 476–477, 144–157. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.12.088
- Schäfer, R.B., Gerner, N., Kefford, B.J., Rasmussen, J.J., Beketov, M.A., De Zwart, D., Liess, M., Von Der Ohe, P.C., 2013. How to characterize chemical exposure to predict ecologic effects on aquatic communities? *Environ. Sci. Technol.* 47, 7996–8004. doi:10.1021/es4014954
- Séguin, A., Mottier, A., Perron, C., Lebel, J.M., Serpentine, A., Costil, K., 2017. Sub-lethal effects of a glyphosate-based commercial formulation and adjuvants on juvenile oysters (*Crassostrea gigas*) exposed for 35 days. *Mar. Pollut. Bull.* 117, 348–358. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.02.028
- Vighi, M., Altenburger, R., Arrhenius, A., Backhaus, T., Bodeker, W., Blanck, H., Consolaro, F., Faust, M., Finizio, A., Froehner, K., 2003. Water quality objectives for mixtures of toxic chemicals: problems and perspectives. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 139–150.
- Vighi, M., Calamari, D., 1996. Quality Objectives for Aquatic Life : the Problem of Mixture of Chemical Substances. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2, 412–418.
- Vollaire, Y., Munaron, D., 2010. Evaluation du risque lié à la présence de produits phytosanitaires dans les milieux lagunaires. *Rapp. AQUARID-Ifremer D10-001*. Janv.2010, 73p.
- Vouvé, F., Buscail, R., Aubert, D., Labadie, P., Chevreuil, M., Canal, C., Desmousseaux, M., Alliot, F., Amilhat, E., Faliex, E., Paris-Palacios, S., Biagianni-Risbourg, S., 2014. Bages-Sigean and

Canet-St Nazaire lagoons (France): Physico-chemical characteristics and contaminant concentrations (Cu, Cd, PCBs and PBDEs) as environmental quality of water and sediment. Environ. Sci. Pollut. Res. 21, 3005–3020. doi:10.1007/s11356-013-2229-1

Witkowski, F., Andral, B., Derolez, V., Tomasino, C., 2016. Campagne de surveillance 2015 (DCE et DCSMM) en Méditerranée française. Districts «Rhône et côtiers méditerranéens » et «Corse». Rapp. Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/16-06 221p.

6 Tables des illustrations

6.1 Liste des Figures

Figure 1 : Localisation des points de suivis sur le littoral d'Occitanie, en PO/Aude (bas) et en Hérault/Gard (haut).	10
Figure 2 : Localisation des points de suivis sur le littoral de Provence-Alpes Cote d'Azur, en Corse (bas) et dans les Bouches-du-Rhône (haut).	11
Figure 3 : Exemples de POCIS récupérés après environ 3 semaines d'exposition in-situ, à Bages nord (a) lors du 1 ^{er} leg (sept 2017), à Thau/Bouzigues (b), Berre (c), Biguglia (d) et Vic (e), lors du 3 ^e leg (juin 2018) et à Berre (f) lors du 5 ^e leg (mars 2019).	13
Figure 4 : Durées d'exposition des POCIS (en jours) (à gauche) et salinités mesurées lors des poses et relèves (à droite) représentées par lagunes, tous legs confondus (en haut) et par legs, toutes lagunes confondues (en bas). Les lignes pointillées rouge et bleue représentent respectivement la médiane des durées d'exposition et des salinités sur l'ensemble de l'étude.	15
Figure 5 : Cumuls de précipitation annuels en mm par station météorologique de 2009 à 2019 (moyenne 2009-2019 de chaque station en pointillés).	25
Figure 6 : Cumuls de précipitation mensuels en mm par station météorologique sur la période 2009-2019 (en rouge est figurée l'année 2019).	26
Figure 7 : Nombre de pesticides quantifiés en fonction de l'année hydrologique, de la saison, du leg et des stations échantillonnées.	28
Figure 8 : Quotients de Risque cumulé médians présentés par année hydrologique (toutes lagunes et tous legs confondus)(à gauche) et par station (toutes années et tous legs confondus)(à droite). ...	34
Figure 9 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BIN sur l'étang de Biguglia au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	37
Figure 10 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BER centre sur l'étang de Berre au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	38
Figure 11 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station ORW à l'ouest de l'étang de l'Or au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	39
Figure 12 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station MEW à l'ouest de l'étang du Méjean au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	40
Figure 13 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station VIC sur l'étang éponyme au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	41
Figure 14 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations MAR (zone de Marseillan)(graphe du haut) et BOU (zone de Bouzigues)(graphe du bas) sur l'étang de Thau au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	42
Figure 15 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station AYR sur l'étang de l'Ayrolle au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	44
Figure 16 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations BGS (sud)(graphe du bas) et BGM (centre)(graphe du haut) sur l'étang de Bages-Sigean au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	45
Figure 17 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station LAP sur l'étang de La Palme au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19.	46

Figure 18 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station CNS sur l'étang de Canet au cours des 6 legs du suivi Obslag Pesticides 2017-19. 47

6.2 Liste des tableaux

Tableau 1 : Coordonnées GPS WGS84 (degrés décimaux) et profondeur (estivale) des points suivis.....	9
Tableau 2 : Taux de réalisation des échantillonnages et des analyses.....	12
Tableau 3 : Températures (°C) et salinités mesurées in-situ lors des poses et relèves des POCIS, durées d'exposition (jours) et constante de désorption <i>in-situ</i> du PRC POCIS (NC = non communiqué). 16	
Tableau 4 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-MA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets chroniques (European Commission, 2018). Annotations non reportées ici.	18
Tableau 5 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-CMA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets aigus (European Commission, 2018). Annotations non reportées ici.	19
Tableau 6 : Grille de diagnostic du risque pesticide chronique en lagune	22
Tableau 7 : Nombre de pesticides quantifiés par lagune et par leg.	27
Tableau 8 : Nombre de dépassement du seuil d'effet individuel ($QR_{indiv} > 1$) pour les pesticides quantifiés dans cette étude et leur contribution au risque pesticide global ($\sum QR_{ind}$ tous legs et toutes lagunes).....	29
Tableau 9 : Bilan des risques pesticides chroniques (individuel et cumulé) au cours du suivi OBSLAG 2017-19. Les substances dépassant leurs valeurs seuils individuelles ($QR_{individuel} > 1$) sont indiquées le cas échéant. Le risque lié au mélange ($QR_{cumulé} > 1$) est figuré par la coloration rouge/orangée des cellules. Une croix (×) indique l'absence de diagnostic. Une case blanche et vierge indique l'absence de risque pesticide ($QR_{cumulé} < 1$).	30
Tableau 10 : Bilan du risque chronique global ($QR_{cumulé}$) lié à la présence de pesticides dans les lagunes...	32

7 Annexes

7.1 Liste des substances recherchées, mode d'échantillonnage et paramètres liés aux POCIS

Active Substance	CAS Number	Main use / secondary use ✓: approved for use ✗: prohibited	Chemical class	Sampling Strategy	POCIS parameters *				
					RS standard (Ld ²)	ke standard DIA-05	Analytical LOQ (ng.L ⁻¹)	in-situ LOQ (ng.L ⁻¹)	
1	1-(2,4-dichlorophenyl)urea (24-DPU)	5428-50-2	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.05	0.05	7.9	1.6
2	1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea (34-DPMU)	3567-62-2	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.19	0.05	4.9	0.25
3	1-(3,4-dichlorophenyl)urea (34-DPU)	2327-02-8	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.12	0.05	8.3	0.7
4	2,4-D	94-75-7	Herbicide (✓)	Acetamide	Grab water				
5	2-4 MCPA	94-74-6	Herbicide (✓)	Aryloxyacide	Grab water				
6	Acetochlor	34256-82-1	Herbicide (✗)	Chloroacetamide	POCIS	0.36	0.05	1.0	0.03
7	Acetochlor ESA	187022-11-3	Metabolite (acetachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.04	0.05	0.8	0.21
8	Acetochlor OA	194992-44-4	Metabolite (acetachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.09	0.05	3.1	0.34
9	Alachlor	15972-60-8	Herbicide (✗)	Chloroacetamide	POCIS	0.34	0.05	5.1	0.15
10	Ametryn	834-12-8	Herbicide (✗)	Triazine	POCIS	0.09	0.05	0.2	0.02
11	AMPA	1066-51-9	Metabolite (glyphosate)	Amine Acid	Grab water				
12	Atrazine	1912-24-9	Herbicide (✗)	Triazine	POCIS	0.17	0.05	1.3	0.07
13	Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.1	0.05	0.5	0.05
14	Azoxystrobin	131860-33-8	Fungicide (✓) / Biocide (✓)	Strobilurin	POCIS	0.09	0.05	0.5	0.05
15	Bentazone	25057-89-0	Herbicide (✓)	Benzothiadiazinone	POCIS	0.07	0.032	0.02	0.01
16	Boscalid	188425-85-6	Fungicide (✓)	Carboxine	POCIS			0.1	
17	Carbendazim	10605-21-7	Fungicide (✗) / Biocide (✓)	Benzimidazole	POCIS	0.06	0.05	10.0	1.64
18	Carbetamide	16118-49-3	Herbicide	Carbamate	POCIS	0.09	0.05	0.1	0.01
19	Carbofuran	1563-66-2	Insecticide / Nematicide	Carbamate	POCIS	0.018	0.05	0.1	0.04
20	Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide (✓) / Biocide (✗)	Urea	POCIS	0.11	0.05	0.1	0.01
21	Chlorpyrifos ethyl	39475-55-3	Insecticide (✗)	Organophosphate	POCIS	0.004	0.04	6.0	11.8
22	Chlorsulfuron	64902-72-3	Herbicide	Sulfonylurea	POCIS	0.07	0.05	0.8	0.11
23	Cyanazine	21725-46-2	Herbicide	Triazine	POCIS	0.06	0.05	0.1	0.02
24	Deisopropylatrazine (DIA)	1007-28-9	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.1	0.05	7.3	0.71
25	Desethylatrazine (DEA)	6190-65-4	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.015	0.05	1.2	0.78
26	Diazinon	333-41-5	Insecticide (✗)	Organophosphate	POCIS	0.42	0.209	0.3	0.03
27	Dichlorvos (DDVP)	62-73-7	Insecticide (✗)	Organophosphate	POCIS	0.156 [†]	0.04	3.1	0.16
28	Diflufenican	83164-33-4	Herbicide	Pyridine Carboxamide	POCIS	0.01 [†]	0.04	0.03	0.03
29	Dimethachlor	50563-36-5	Herbicide	Chloroacetamide	POCIS	0.4	0.05	0.3	0.01
30	Dimethoate	60-51-5	Insecticide / Acaricide	Organophosphate	POCIS	0.16	0.24	0.1	
31	Dimethomorph	110488-70-5	Fungicide (✓)	Cinnamic Acid	POCIS	0.3	0.027	0.1	0.01
32	Diuron	330-54-1	Herbicide (✗) / Biocide (✓)	Urea	POCIS	0.16	0.05	0.3	0.02
33	Fipronil	120068-37-3	Insecticide (✗)	Phenylpyrazole	POCIS	0.132 [†]	0.04	3.5	0.21
34	Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide	Sulfonylurea	POCIS	0.13	0.05	3.1	0.23
35	Fluazifop-P-butyl	83066-88-0	Herbicide	Aryloxyphenoxypropionate	POCIS			0.02	
36	Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide (✓)	Picolinic Acid	Grab water				
37	Fluzilazole	85509-19-9	Fungicide (✗)	Triazole	POCIS	0.37	0.05	0.3	
38	Fosthiazate	98866-44-3	Insecticide (✓) / Nematicide (✓)	Organophosphate	POCIS	0.36 [†]	0.0442	0.02	
39	Glyphosate	1071-83-6	Herbicide (✓)	Amine Acid	Grab water				
40	Hexazinone	51235-04-2	Herbicide (✗)	Triazinone	POCIS	0.15	0.05	0.1	0.01
41	Imazalil	35554-44-0	Fungicide (✓)	Imidazole	POCIS				
42	Imidacloprid	138261-41-3	Insecticide (✓)	Neonicotinoid	POCIS	0.08	0.05	1.3	0.16
43	Iprodione	36734-19-7	Fungicide (✗)	Dicarboximide	POCIS				
44	Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Biocide (✓) / Herbicide (✗)	Triazine	POCIS	0.18	0.05	0.1	0.01
45	Isoproturon	34123-59-6	Herbicide (✗) / Biocide (✓)	Urea	POCIS	0.08	0.05	0.04	0.01
46	Linuron	330-55-2	Herbicide	Urea	POCIS	0.17	0.05	2.3	0.13
47	Mecoprop (MCPP)	93-65-2	Herbicide (✗)	Aryloxyacide	Grab water				
48	Metalaxyl-M / Mefenoxam	70630-17-0	Fungicide (✓)	Phenylamide	POCIS	0.23 [†]	0.041	0.2	0.01
49	Metazachlor	67129-08-2	Herbicide	Chloroacetamide	POCIS	0.29	0.05	0.1	0.01
50+51	Metolachlor (r+s)	51218-45-2	Herbicide (✓)	Chloroacetamide	POCIS	0.22	0.05	0.4	0.02
52	Metolachlor ESA	171118-09-5	Metabolite (metolachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.08	0.05	5.4	0.66
53	Metolachlor OA	152019-73-3	Metabolite (metolachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.1	0.05	3.7	0.36
54	Metoxuron	19937-59-8	Herbicide (✗)	Urea	POCIS	0.07	0.05	0.04	0.01
55	N,N-dimethyl-N'-phenylsulfamide (DMSA)	4710-17-2	Metabolite (dichlofluanid)	Sulfamide	POCIS	0.06	0.05	0.6	0.1
56	N,N-dimethyl-N'-p-tolylsulfamide (DMST)	66840-71-9	Metabolite (tolylfluanid)	Sulfamide	POCIS	0.12	0.05	0.04	0.01
57	Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide	Sulfonylurea	POCIS	0.06	0.05	6.7	1.1
58	Norflurazon	27314-13-2	Herbicide	Pyridazinone	POCIS	0.41 [†]	0.0442	0.1	0.01
59	Prometryn	7287-19-6	Herbicide (✗) / Biocide (✗)	Triazine	POCIS	0.19	0.05	0.1	0.01
60	Propachlor	1918-16-7	Herbicide (✗)	Chloroacetamide	POCIS	0.14	0.05	6.3	0.44
61	Propazine	139-40-2	Herbicide (✗)	Triazine	POCIS	0.11	0.05	0.6	0.05
62	Propiconazole	60207-90-1	Fungicide (✗) / Biocide (✓)	Triazole	POCIS	0.31	0.05	0.4	0.01
63	Propyzamid	23950-58-5	Herbicide (✓)	Benzonitrile	POCIS	0.17 [†]	0.03	0.1	0.01
64	Prosulfuron	94125-34-5	Herbicide	Sulfonylurea	POCIS	0.14	0.05	0.6	0.05
65	Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide	Pyridine Azomethine	POCIS	0.08	0.05	0.6	0.07
66	Simazine	122-34-9	Herbicide (✗)	Triazine	POCIS	0.06	0.05	0.7	0.12
67	Simazine-2-hydroxy	2599-11-3	Metabolite (simazine)	Triazine	POCIS	0.11	0.05	0.2	0.01
68	Tebuconazole	107534-96-3	Fungicide (✓)	Triazole	POCIS	0.316 [†]	0.04	0.2	0.01
69	Terbutylazine	5915-41-3	Herbicide (✓) / Biocide (✗)	Triazine	POCIS	0.18	0.05	0.2	0.01
70	Terbutylazine-desethyl (DET)	30125-63-4	Metabolite (terbutylazine)	Triazine	POCIS	0.19	0.05	2.3	0.12
71	Terbutryn	886-50-0	Herbicide (✗) / Biocide (✓)	Triazine	POCIS	0.16	0.05	0.1	0.01
72	Thiamethoxam	153719-23-4	Insecticide / Biocide (✓)	Neonicotinoid	POCIS	0.1	0.05	0.8	0.08

* From Belles et al., 2012

† Rs from Desgranges (2015), PhD thesis, Univ. Bordeaux, France, <http://www.theses.fr/2015BORD0041>

7.3 Base de données écotoxicologiques & bibliographie associée

Les références utilisées sont listées à la suite de ce tableau.

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
34-DPMU	3567-62-2	Algae	Green Algae	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Sea water	LC/EC50	0.345	[38]		Not enough data
34-DPMU	3567-62-2	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000016	[1]	US-EPA	cf EQS duron
Acetochlor	34256-82-1	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00052	[2]	FR-INERIS	50 2.6
Acetochlor	34256-82-1	Crustaceans	Shrimp	<i>Americamysis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	2.2	[3]	FR-INERIS	
Acetochlor	34256-82-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.36	[2]	FR-INERIS	
Acetochlor	34256-82-1	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00013	[2]	FR-INERIS	
Acetochlor	34256-82-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.01	[4]	US-EPA	
Acetochlor	34256-82-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.13	[2]	FR-INERIS	
Acetochlor	34256-82-1	Mollusca	Oyster	<i>Crassostrea virginica</i>	Sea water	NOEC/EC10	2.5	[5]	FR-INERIS	
Acetochlor ESA	187022-11-3									No data : cf PNEC acetochlor
Ametryn	834-12-8	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	LC/EC50	0.0022	[6]	US-EPA	100 1
Ametryn	834-12-8	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00043	[6]	US-EPA	
Ametryn	834-12-8	Crustaceans	J. Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.188	[6]	US-EPA	
Ametryn	834-12-8	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	[7]	US-EPA	
AMPA	1066-51-9	Algae		<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	452		FR-INERIS	500 81234 (MAC-WQC)
AMPA	1066-51-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	691		FR-INERIS	
AMPA	1066-51-9	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	LC/EC50	68.78	[80]	US-EPA	
AMPA	1066-51-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	40.617		US-EPA	
AMPA	1066-51-9	Algae		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	NOEC/EC10	8.3		FR-INERIS	
AMPA	1066-51-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	15	[71]	US-EPA	not used
AMPA	1066-51-9	Fish	Common Eel	<i>Anguilla anguilla</i>	Both	NOEC/EC10	0.0118	[72]	US-EPA	
AMPA	1066-51-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	10	[73]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0039	[8]	US-EPA	600 (AA-EQS from WFD)
Atrazine	1912-24-9	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.052	[9]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus pulex</i>	Fresh water	LC/EC50	4.4	[10]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Shrimp	<i>Neomysis integer</i>	Sea water	LC/EC50	0.048	[11]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Fish	Sockeye Salmon	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0158	[12]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Fish	S. minnow	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Sea water	LC/EC50	2	[13]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Macrophyta	Smooth Cordgrass	<i>Spartina alterniflora</i>	Sea water	LC/EC50	0.00231	[14]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Mollusca	Hard Clam	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Sea water	LC/EC50	5.608	[15]	US-EPA	not used
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000049	[8]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Dunaliella sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0059	[6]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0058	[17]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Copepod	<i>Amphiascus tenuiremis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0035	[16]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00026	[18]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Fish	Red Drum	<i>Sciaenops ocellatus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.037	[19]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Invertebrates	Bryozoa Phylum	<i>Bryozoa</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.67	[20]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Macrophyta	Eel Grass	<i>Zostera marina</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0007	[21]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Mollusca	Hard Clam	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.5	[15]	US-EPA	
Atrazine	1912-24-9	Worms	Nematodes	<i>Nematoda</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0248	[22]	US-EPA	
Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0									No data : cf EQS atrazine
Azoxystrobin	131860-33-8	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.3	[23]	FR-INERIS	100 3.1
Azoxystrobin	131860-33-8	Crustaceans	Shrimp	<i>Mysidopsis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	0.055	[23]	FR-INERIS	
Azoxystrobin	131860-33-8	Fish	S. minnow	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Sea water	LC/EC50	0.66	[23]	FR-INERIS	
Azoxystrobin	131860-33-8	Algae	Green Algae	<i>Cosmarium moniliferum</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00031	[24]	US-EPA	
Azoxystrobin	131860-33-8	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00098	[24]	US-EPA	
Azoxystrobin	131860-33-8	Fish	Atlantic Salmon	<i>Salmo salar</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.061	[25]	US-EPA	
Bentazone	25057-89-0	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	4.5		FR-INERIS	50 112
Bentazone	25057-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	64	[26]	FR-INERIS	
Bentazone	25057-89-0	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	>100	[26]	FR-INERIS	
Bentazone	25057-89-0	Algae			Sea water	NOEC/EC10	0.0056	[27]	US-EPA	
Bentazone	25057-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	120	[26]	FR-INERIS	
Bentazone	25057-89-0	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>48	[26]	FR-INERIS	
Bentazone	25057-89-0	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0457	[28]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LC/EC50	0.34	[29]	US-EPA	100 15
Carbendazim	10605-21-7	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus pulex</i>	Fresh water	LC/EC50	0.017	[30]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	1.08	[31]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Algae	Blue-Green Algae	<i>Anabaena azollae</i>	Fresh water	NOEC/EC10	4.8	[32]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0015	[33]	FR-INERIS	
Carbendazim	10605-21-7	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.011	[33]	FR-INERIS	
Carbetamid	16118-49-3	Algae	Diatoms	<i>Chaetoceros calcitrans</i>	Sea water	LC/EC50	0.096	[86]	US-EPA	100 960
Carbetamid	16118-49-3	Fish	Harlequinfish	<i>Rasbora heteromorpha</i>	Fresh water	LC/EC50	165	[87]	US-EPA	
Carbetamid	16118-49-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	9.3	[86]	US-EPA	
Carbetamid	16118-49-3	Fish	Harlequinfish	<i>Rasbora heteromorpha</i>	Fresh water	NOEC/EC10	125	[87]	US-EPA	
Carbetamid	16118-49-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	4.2	[86]	US-EPA	
Chlorotoluron	15545-48-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	LC/EC50	0.018	[34]	FR-INERIS	100 10
Chlorotoluron	15545-48-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	67	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	20	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[34]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	16.7	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.4	[35]	FR-INERIS	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.016	[88]	US-EPA	100 190
Chlorsulfuron	64902-72-3	Crustaceans	Shrimp	<i>Americamysis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	89		US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Fish	Brown trout	<i>Salmo trutta</i>	Fresh water	LC/EC50	38	[89]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.019	[90]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	20		US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	31.4		US-EPA	
DEA	6190-65-4	Algae	Green Algae	<i>Dunaliella sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0333	[6]	US-EPA	Not enough data
DEA	6190-65-4	Crustaceans	J. Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0038	[6]	US-EPA	cf EQS atrazine
DIA	1007-28-9	Algae	Green Algae	<i>Dunaliella sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.14897	[6]	US-EPA	Not enough data
DIA	1007-28-9	Crustaceans	J. Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0035	[6]	US-EPA	cf EQS simazine
Dichlofluanid	1085-98-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	15	[36]	100 26.5	
Dichlofluanid	1085-98-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.42	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.01	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	1	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00265	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00407	[36]		

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
Diflufenican	83164-33-4	Algae			Fresh water	LC/EC50	0.00045	FR-INNERIS	100	1
Diflufenican	83164-33-4	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	>0.24	FR-INNERIS		
Diflufenican	83164-33-4	Fish			Fresh water	LC/EC50	0.098	FR-INNERIS		
Diflufenican	83164-33-4	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	FR-INNERIS		
Diflufenican	83164-33-4	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.052	FR-INNERIS		
Diflufenican	83164-33-4	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.015	FR-INNERIS		
Dimethachlor	50563-36-5	Algae	Green Algae	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.091	[37]	100	4.6
Dimethachlor	50563-36-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	24	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	3.9	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00046	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.81	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>0.85	[37]		
Dimethomorph	110488-70-5	Algae	Blue-Green Algae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Fresh water	LC/EC50	5.23	[91]	US-EPA	100 560
Dimethomorph	110488-70-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	>10.6		US-EPA	
Dimethomorph	110488-70-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	3.4		FR-INNERIS	
Dimethomorph	110488-70-5	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10		FR-INNERIS	
Dimethomorph	110488-70-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1		FR-INNERIS	
Dimethomorph	110488-70-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.056		FR-INNERIS	
Diuron	330-54-1	Algae	Diatoms	<i>Navicula forcipata</i>	Sea water	LC/EC50	0.00027	[38]		200 (AA-EQS from WFD)
Diuron	330-54-1	Crustaceans	Copepod	<i>Mesocyclops aspericornis</i>	Fresh water	LC/EC50	>0.677	[39]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Macrophyta	Eel Grass	<i>Halodule uninervis</i>	Sea water	LC/EC50	0.00235	[40]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	2.332	[42]		
Diuron	330-54-1	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00017	[6]	US-EPA	not used
Diuron	330-54-1	Crustaceans	Copepod	<i>Mesocyclops aspericornis</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.338	[39]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Crustaceans	J. Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.034	[6]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00005735	[1]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Macrophyta	Eel Grass	<i>Zostera muelleri</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00034	[40]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Invertebrates	Coral	<i>Acropora tenuis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00091	[41]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000004	[42]		
DMSA	4710-17-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	>100	[36]	500	20000
DMSA	4710-17-2	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>97.7	[36]		
DMSA	4710-17-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[36]		
DMST	66840-71-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	>71.2	[50]	500	20000
DMST	66840-71-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	31	[50]		
DMST	66840-71-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	35	[50]		
DMST	66840-71-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[50]		
DMST	66840-71-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>10	[50]		
Flazasulfuron	104040-78-0							FR-ANSES		70
Fluzilazole	85509-19-9	Algae			Fresh water	LC/EC50	6.4	FR-INNERIS	100	33
Fluzilazole	85509-19-9	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	3.4	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Fish			Fresh water	LC/EC50	1.2	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	2	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.27	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.0033	FR-INNERIS		
Fosthiazate	98866-44-3							FR-ANSES		2820
Glyphosate	1071-83-6	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0053	[74]	US-EPA	10 530 (MAC-WQC)
Glyphosate	1071-83-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	2.95	[61]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Fish	Zambezi Barbel	<i>Clarias gariepinus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.53	[75]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Invertebrates	Sea Urchin	<i>Glyptocidaris crenularis</i>	Sea water	LC/EC50	1.0736	[76]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	1.672	[73]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Algae	Diatoms	<i>Encyonema gracile</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	[74]	US-EPA	not used
Glyphosate	1071-83-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0069	[4]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00169	[77]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0001	[78]	US-EPA	
Glyphosate	1071-83-6	Invertebrates	Stony Coral	<i>Acropora formosa</i>	Sea water	NOEC/EC10	6	[79]	US-EPA	
Hexazinone	51235-04-2	Algae			Fresh water	LC/EC50	0.0036	[43]	US-EPA	50 7.4
Hexazinone	51235-04-2	Fish	Pink Salmon	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Fresh water	LC/EC50	176	[44]	US-EPA	
Hexazinone	51235-04-2	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0053	[6]	US-EPA	
Hexazinone	51235-04-2	Crustaceans	J. Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.213	[6]	US-EPA	
Hexazinone	51235-04-2	Fish	Atlantic Salmon	<i>Salmo salar</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0079	[45]	US-EPA	
Hexazinone	51235-04-2	Macrophyta	Eel Grass	<i>Halodule uninervis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00037	[40]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Algae			Fresh water	LC/EC50	>10		FR-INNERIS	50 6
Imidacloprid	138261-41-3	Crustaceans	Ostracod	<i>Cyprretta seurati</i>	Fresh water	LC/EC50	0.001	[81]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	0.204	[82]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Algae	Green Algae	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	5.6	[82]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Invertebrates	Midge	<i>Chironomus riparius</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0003	[83]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Fish	Catfish	<i>Channa punctata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.002	[84]	US-EPA	
Imidacloprid	138261-41-3	Mollusca	Mussel	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Sea water	NOEC/EC10	1.8	[85]	US-EPA	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Algae			Sea water	LC/EC50	0.000116		FR-INNERIS	2.5 (AA-EQS from WFD)
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Crustaceans			Sea water	LC/EC50	0.4		FR-INNERIS	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Fish			Fresh water	LC/EC50	0.86		FR-INNERIS	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Macrophyta	Eel Grass	<i>Zostera marina</i>	Sea water	LC/EC50	0.0002	[46]	US-EPA	not used
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	0.196	[42]		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0000017		FR-INNERIS	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Crustaceans			Sea water	NOEC/EC10	0.11		FR-INNERIS	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	4		FR-INNERIS	
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000001	[42]		
Isoprotruron	34123-59-6	Algae			Fresh water	LC/EC50	0.01		FR-INNERIS	300 (AA-EQS from WFD)
Isoprotruron	34123-59-6	Crustaceans			Sea water	LC/EC50	0.25		FR-INNERIS	
Isoprotruron	34123-59-6	Fish			Fresh water	LC/EC50	18		FR-INNERIS	
Isoprotruron	34123-59-6	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0032		FR-INNERIS	
Isoprotruron	34123-59-6	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.12		FR-INNERIS	
Isoprotruron	34123-59-6	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	1		FR-INNERIS	
Linuron	330-55-2	Algae	Blue-Green Algae	<i>Synechococcus sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.002	[60]	US-EPA	100 5
Linuron	330-55-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.21	[61]	US-EPA	
Linuron	330-55-2	Fish	Sockeye Salmon	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0127	[62]	US-EPA	
Linuron	330-55-2	Algae	Diatoms	<i>Cocconeis sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0005	[63]	US-EPA	
Linuron	330-55-2	Crustaceans	Copepod	<i>Calanoida</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.015	[64]	US-EPA	
Linuron	330-55-2	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[65]	US-EPA	
Metalaxyl-M	70630-17-0	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	LC/EC50	19.95	[92]	US-EPA	100 1000
Metalaxyl-M	70630-17-0	Crustaceans			Sea water	LC/EC50	9.7		FR-INNERIS	
Metalaxyl-M	70630-17-0	Fish			Fresh water	LC/EC50	>121		FR-INNERIS	
Metalaxyl-M	70630-17-0	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	<3		FR-INNERIS	
Metalaxyl-M	70630-17-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[92]	US-EPA	
Metalaxyl-M	70630-17-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[92]	US-EPA	

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹): EQS or PNEC
Metazachlor	67129-08-2	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0071	[48]	FR-INNERIS	100 1.9
Metazachlor	67129-08-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	33	[48]	FR-INNERIS	
Metazachlor	67129-08-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	4	[48]	FR-INNERIS	
Metazachlor	67129-08-2	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000193	[48]	FR-INNERIS	
Metazachlor	67129-08-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[48]	FR-INNERIS	
Metazachlor	67129-08-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	2.15	[48]	FR-INNERIS	
Metolachlor	51218-45-2	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.118	[49]		500 14.8
Metolachlor	51218-45-2	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.045	[49]		
Metolachlor	51218-45-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0074	[4]	US-EPA	
Metolachlor ESA	171118-09-5	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0001	[47]		Not enough data : cf PNEC s-metolachlor
Metolachlor OA	152019-73-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00001	[47]		Not enough data : cf PNEC s-metolachlor
Metoxuron	19937-59-8	Algae			Sea water	LC/EC50	0.02973	[93]	US-EPA	500 10
Metoxuron	19937-59-8	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LC/EC50	>10000	[94]	US-EPA	
Metoxuron	19937-59-8	Algae			Sea water	NOEC/EC10	0.00503	[93]	US-EPA	
Metoxuron	19937-59-8	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	9	[86]	US-EPA	
Nicosulfuron	111991-09-4	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0017		FR-INNERIS	100 3.5
Nicosulfuron	111991-09-4	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	90		FR-INNERIS	
Nicosulfuron	111991-09-4	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	65.7		FR-INNERIS	
Nicosulfuron	111991-09-4	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00035		FR-INNERIS	
Nicosulfuron	111991-09-4	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	5.2		FR-INNERIS	
Nicosulfuron	111991-09-4	Fish	Goldfish	<i>Carassius auratus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.01	[96]	US-EPA	
Norflurazon	27314-13-2	Algae				LC/EC50	0.01		FR-INNERIS	100 10
Norflurazon	27314-13-2	Crustaceans				LC/EC50	>15		FR-INNERIS	
Norflurazon	27314-13-2	Fish				LC/EC50	8.1		FR-INNERIS	
Norflurazon	27314-13-2	Algae	Green Algae	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[95]	US-EPA	
Norflurazon	27314-13-2	Crustaceans				NOEC/EC10	1		FR-INNERIS	
Norflurazon	27314-13-2	Fish				NOEC/EC10	0.77		FR-INNERIS	
Prometryn	7287-19-6	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0125		US-EPA	500 1
Prometryn	7287-19-6	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00082	[51]	US-EPA	
Prometryn	7287-19-6	Fish	Carp	<i>Carassius sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00051	[52]	US-EPA	
Propachlor	1918-16-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.612	[53]	US-EPA	500 90
Propachlor	1918-16-7	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.045	[53]	US-EPA	
Propazine	139-40-2	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0711	[51]	US-EPA	1000 6.5
Propazine	139-40-2	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0065	[51]	US-EPA	
Propiconazole	60207-90-1	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.021		FR-INNERIS	100 1.8
Propiconazole	60207-90-1	Crustaceans	Shrimp	<i>Mysidopsis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	0.51	[54]	FR-INNERIS	
Propiconazole	60207-90-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.85		FR-INNERIS	
Propiconazole	60207-90-1	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.016	[55]	FR-INNERIS	
Propiconazole	60207-90-1	Crustaceans	Shrimp	<i>Mysidopsis bahia</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.205		FR-INNERIS	
Propiconazole	60207-90-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00018	[56]	US-EPA	
Propyzamide	23950-58-5	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.287	[97]	US-EPA	100 500
Propyzamide	23950-58-5	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	0.54		FR-INNERIS	
Propyzamide	23950-58-5	Fish			Fresh water	LC/EC50	>4.7		FR-INNERIS	
Propyzamide	23950-58-5	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.05	[97]	US-EPA	
Propyzamide	23950-58-5	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.08		FR-INNERIS	
Propyzamide	23950-58-5	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.94		FR-INNERIS	
Pymetrozin	123312-89-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	3.789	[98]	US-EPA	500 330
Pymetrozin	123312-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.165	[99]	US-EPA	
Pymetrozin	123312-89-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	1.851	[98]	US-EPA	
Simazine	122-34-9	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0569	[51]	US-EPA	1000 (AA-EQS from WFD)
Simazine	122-34-9	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	LC/EC50	0.0725	[6]	US-EPA	
Simazine	122-34-9	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	>100		FR-INNERIS	not used
Simazine	122-34-9	Fish			Fresh water	LC/EC50	42.33		FR-INNERIS	
Simazine	122-34-9	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0037	[51]	US-EPA	
Simazine	122-34-9	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.021	[6]	US-EPA	
Simazine	122-34-9	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.04		FR-INNERIS	
Simazine	122-34-9	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.7		FR-INNERIS	
Simazine-2-hydroxy	2599-11-3									No data : cf EQS simazine
S-metolachlor	87392-12-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.008	[100]	US-EPA	50 0.2
S-metolachlor	87392-12-9	Crustaceans	Shrimp	<i>Americamysis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	1.41	[100]	US-EPA	
S-metolachlor	87392-12-9	Fish	Bluegill	<i>Lepomis Macrochirus</i>	Fresh water	LC/EC50	3.2	[100]	US-EPA	
S-metolachlor	87392-12-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirch. subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0015	[100]	US-EPA	
S-metolachlor	87392-12-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[101]	US-EPA	
S-metolachlor	87392-12-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.03	[100]	US-EPA	
S-metolachlor	87392-12-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00001	[47]		
Tebuconazole	107534-96-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	2.56	[66]	US-EPA	100 9.9
Tebuconazole	107534-96-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0043	[67]	US-EPA	
Tebuconazole	107534-96-3	Fish	Common Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LC/EC50	2.37	[68]	US-EPA	
Tebuconazole	107534-96-3	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.021	[69]	US-EPA	
Tebuconazole	107534-96-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000987	[67]	US-EPA	
Tebuconazole	107534-96-3	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.005	[70]	US-EPA	
Terbutylazine	5915-41-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0032		FR-INNERIS	100 6
Terbutylazine	5915-41-3	Crustaceans	Shrimp	<i>Americamysis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	0.109		FR-INNERIS	
Terbutylazine	5915-41-3	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	2.2	[57]	FR-INNERIS	
Terbutylazine	5915-41-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0006		FR-INNERIS	
Terbutylazine	5915-41-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.019	[57]	FR-INNERIS	
Terbutylazine	5915-41-3	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.035	[58]	US-EPA	
Terbutylazine-DET	30125-63-4									No data : cf PNEC Terbutylaz.
Terbutryn	886-50-0	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00781	[51]	US-EPA	not a 6.5 (AA-EQS from WFD)
Terbutryn	886-50-0	Algae	Green Algae	<i>Chlorella f. var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0016	[51]	US-EPA	
Thiamethoxam	153719-23-4									FR-ANSES 1000
Tolyfluanid	731-27-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.4	[50]		1000 11.1
Tolyfluanid	731-27-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.19	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.016	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Macrophyta	Green Algae	<i>Uva lactuca</i>	Sea water	LC/EC50	0.02777	[59]	US-EPA	
Tolyfluanid	731-27-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.04	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Macrophyta	Green Algae	<i>Uva lactuca</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.01111	[59]	US-EPA	

Références de la base écotoxicologique :

- [1] Felicio,A.A., J.S. Freitas, J.B. Scarin, L.S. Ondeï, F.B. Teresa, D. Schlenk, and E.A. De Almeida., 2018. Isolated and Mixed Effects of Diuron and Its Metabolites on Biotransformation Enzymes and Oxidative Stress Response of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*149:248-256.
- [2] EFSA, 2011. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance acetochlor. *EFSA Journal* 2011 9(5): 109.
- [3] Swigert J.P. et Smith G.J., 1992. Acetochlor: A 96-Hour Flow-Through Acute Toxicity Test with the Saltwater Mysid (*Mysidopsis bahia*). Project No. 139A-133. Prepared by Wildlife International Ltd., Easton, MD. Submitted by Acetochlor Registration Partnership. EPA MRID No. 427131-01.
- [4] Relyea,R.A., 2009. A Cocktail of Contaminants: How Mixtures of Pesticides at Low Concentrations Affect Aquatic Communities. *Oceanologia (Wroc.)*159:363-376.
- [5] Reed D. et Swigert J.P., 1992. Acetochlor: A 96-Hour Shell Deposition Test with the Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*). Project No. 139A-132. Prepared by Wildlife International Ltd., Easton, MD. Submitted by Acetochlor Registration Partnership. EPA MRID No. 427131-03.
- [6] Mercurio,P., G. Eaglesham, S. Parks, M. Kenway, V. Beltran, F. Flores, J.F. Mueller, and A.P. Negri., 2018. Contribution of Transformation Products Towards the Total Herbicide Toxicity to Tropical Marine Organisms. *Sci. Rep.*8(4808): 20 p.
- [7] Botelho,R.G., S.H. Monteiro, C.A. Christofoletti, G.C.R. Moura-Andrade, and V.L. Tornisielo., 2015. Environmentally Relevant Concentrations of Atrazine and Ametrine Induce Micronuclei Formation and Nuclear Abnormalities in Erythrocytes of Fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*69(4): 577-585.
- [8] Hoberg,J.R., 1991. Atrazine Technical - Toxicity to the Freshwater Green Alga *Selenastrum capricornutum*. Final SLI Rep.No.91-1-3600, Springborn Lab.Inc., Environ.Sci.Div., Wareham, MA:50 p.
- [9] Hoberg,J.R., 1998. Toxicity to the Marine Diatom, *Skeletonema costatum*. Study No.93-4-4753, Springborn Lab.Inc., Wareham, MA:63 p.
- [10] Taylor,E.J., S.J. Maund, and D. Pascoe., 1991. Toxicity of Four Common Pollutants to the Freshwater Macroinvertebrates *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera) and *Gammarus pulex* (L.). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*21:371-376.
- [11] Noppe,H., A. Ghekiere, T. Verslycke, E. De Wulf, K. Verheyden, E. Monteyne, K. Polfliet, P. Van Caeter, C.R. Janssen, 2007. Distribution and Ecotoxicity of Chlorotriazines in the Scheldt Estuary (B-NI). *Environ. Pollut.*147(3): 668-676.
- [12] Du Gas,L.M., P.S. Ross, J. Walker, V.L. Marlatt, and C.J. Kennedy, 2017. Effects of Atrazine and Chlorothalonil on the Reproductive Success, Development, and Growth of Early Life Stage Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Environ. Toxicol. Chem.*36(5): 1354-1364.
- [13] Hall,L.W.,Jr., M.C. Ziegenfuss, R.D. Anderson, T.D. Spittler, and H.C. Leichtweis, 1994. Influence of Salinity on Atrazine Toxicity to a Chesapeake Bay Copepod (*Eurytemora affinis*) and Fish (*Cyprinodon variegatus*). *Estuaries*17(1B): 181-186.
- [14] Scott,C.H., 2011. A Comparison of Vegetation Indices and Conventional Ecotoxicological Plant Growth Metrics to Assess the Lethal and Sublethal Effects of Atrazine in Smooth Cordgrass, *Spartina*

alterniflora. M.S. Thesis, University of South Carolina:168 p.

[15] Lawton, J.C., P.L. Pennington, K.W. Chung, and G.I. Scott., 2006. Toxicity of Atrazine to the Juvenile Hard Clam, *Mercenaria mercenaria*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*65(3): 388-394.

[16] Bouldin, J.L., J.L. Farris, M.T. Moore, S., Jr. Smith, W.W. Stephens, and C.M. Cooper, 2005. Evaluated Fate and Effects of Atrazine and lambda-Cyhalothrin in Vegetated and Unvegetated Microcosms. *Environ. Toxicol.*20(5): 487-498.

[17] Bejarano, A.C., and G.T. Chandler, 2003. Reproductive and Developmental Effects of Atrazine on the Estuarine Meiobenthic Copepod *Amphiascus tenuiremis*. *Environ. Toxicol. Chem.*22(12): 3009-3016.

[18] Shenoy, K., 2012. Environmentally Realistic Exposure to the Herbicide Atrazine Alters Some Sexually Selected Traits in Male Guppies. *PLoS One*7(2): 1-10.

[19] Del Carmen Alvarez, M., and L.A. Fuiman, 2005. Environmental Levels of Atrazine and Its Degradation Products Impair Survival Skills and Growth of Red Drum Larvae. *Aquat. Toxicol.*74(3): 229-241.

[20] E.G. and G. Bionomics, 1979. Effect of Atrazine on Developing Communities of Benthic Macroinvertebrate Estuarine Organisms. Rep.No.BP-79-11-163R, Submitted to CIBA-Geigy Corp., Greensboro, NC, by the EG&G Bionomics, Mar.Res.Lab., Pensacola, FL:21 p.

[21] Hershner, C., K. Ward, J. Illowsky, D. Delistraty, and J. Martorana, 1982. Effects of Atrazine on *Zostera marina* in Chesapeake Bay, Virginia. EPA-600/3-88/050, U.S.EPA, Annapolis, MD:286 p.

[22] Bejarano, A.C., P.L. Pennington, M.E. Delorenzo, and G.T. Chandler, 2005. Atrazine Effects on Meiobenthic Assemblages of a Modular Estuarine Mesocosm. *Mar. Pollut. Bull.*50:1398-1404.

[23] EFSA, 2009. Council Directive 91/414/EEC - Azoxystrobin - Report and Proposed Decision of the United Kingdom made to the European Commission under Commission Regulation 737/2007.

[24] Van Wijngaarden, R.P.A., D.J.M. Belgers, M.I. Zafar, A.M. Matser, M.C. Boerwinkel, and G.H.P. Arts, 2014. Chronic Aquatic Effect Assessment for the Fungicide Azoxystrobin. *Environ. Toxicol. Chem.*33(12): 2775-2785.

[25] Olsvik, P.A., F. Kroglund, B. Finstad, and T. Kristensen, 2010. Effects of the Fungicide Azoxystrobin on Atlantic Salmon (*Salmo solar* L.) Smolt. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*73(8): 1852-1861.

[26] E.C., 2000. Review report for the active substance bentazone. Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 13 July 2000 in view of the inclusion of bentazone in Annex I of Directive 91/414/EEC., Directorate Generale Health and Consumer Protection.

[27] De la Broise, D., and S. Stachowski-Haberkorn, 2012. Evaluation of the Partial Renewal of In Situ Phytoplankton Microcosms and Application to the Impact Assessment of Bentazon and Dimethenamid. *Mar. Pollut. Bull.*64(11): 2480-2488.

[28] Stachowski-Haberkorn, S., F. Quiniou, M. Nedelec, R. Robert, G. Limon, and D. De la Broise, 2008. In-Situ Microcosms, a Tool for Assessment of Pesticide Impacts on Oyster Spat (*Crassostrea gigas*). *Ecotoxicology*17(4): 235-245.

[29] Canton, J.H., 1976. The Toxicity of Benomyl, Thiophanate-Methyl, and BCM to Four Freshwater

Organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol.16(2): 214-218.

[30] Del Arco,A.I., G. Parra, A. Rico, and P.J. Van den Brink, 2015. Effects of Intra- and Interspecific Competition on the Sensitivity of Aquatic Macroinvertebrates to Carbendazim. Ecotoxicol. Environ. Saf.120:27-34.

[31] Andrade,T.S., J.F. Henriques, A.R. Almeida, A.L. Machado, O. Koba, P.T. Giang, A.M.V.M. Soares, and I. Domingues, 2016. Carbendazim Exposure Induces Developmental, Biochemical and Behavioural Disturbance in Zebrafish Embryos. Aquat. Toxicol.170:390-399.

[32] Uma,D., and S. Kannaiyan, 1996. Effect of the Systemic Fungicide, Bavistin on the Nitrogen Status of Cyanobacteria Under Immobilized State in Polyurethane Foam. S. Afr. J. Bot.62(3): 127-132.

[33] E.C., 2007. Review report for the active substance Carbendazim. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 March 2006 in view of the inclusion of Carbendazim in Annex I of Directive 91/414/EEC, European Commission - General Health & Consumer Protection Directorate-General. Directorate D - Food Safety : Production and distribution chain. Unit D.3 - Chemicals, contaminants and pesticides.

[34] Ma J., Lin F., Wang S. et Xu L., 2003. Toxicity of 21 herbicides to the green alga *Scenedesmus quadricauda*. Bull Environ Contam Toxicol 71: 594 - 601.

[35] DG SANCO, 2005. Review report for the active substance Chlorotoluron. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 15 February 2005 in view of the inclusion of Chlortoluron in Annex I of Directive 91/414/EEC. European Commission - General Health & Consumer Protection - Unit E1 Plant Health, SANCO/4329/200 final http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list_chlortoluron.pdf.

[36] E.C., 2006. Assessment report for the active substance Dichlofluanid (PT8) Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 28 November 2006 in view of its inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC. November 2006. 62p.

[37] Spycher S., S. Mangold, T. Doppler, M. Junghans, I. Wittmer, C. Stamm, and H. Singer, 2018. Pesticide Risks in Small Streams - How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. Environ. Sci. Technol., 52, 4526–4535.

[38] Gatidou,G., and N. Thomaidis, 2007. Evaluation of single and joint toxic effects of two antifouling biocides, their main metabolites and copper using phytoplankton bioassays. Aquatic Toxicology 85: 184–191.

[39] Leboulanger,C., C. Schwartz, P. Somville, A.O. Diallo, and M. Pagano, 2011. Sensitivity of Two Mesocyclops (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae), from Tropical and Temperate Origins, to the Herbicides, Diuron and Paraquat, and the Insecticides, Temephos and Fenitrothion. Bull. Environ. Contam. Toxicol.87(5): 487-493.

[40] Flores,F., C.J. Collier, P. Mercurio, and A.P. Negri, 2013. Phytotoxicity of Four Photosystem II Herbicides to Tropical Seagrasses. PLoS One 8(9): 12 p.

[41] Cantin,N.E., A.P. Negri, and B.L. Willis, 2007. Photoinhibition from Chronic Herbicide Exposure Reduces Reproductive Output of Reef-Building Corals. Mar. Ecol. Prog. Ser.344:81-93.

- [42] Mai, H., B. Morin, P. Pardon, P. Gonzalez, H. Budzinski, J. Cachot, 2013. Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine Environmental Research* 89: 1-8
- [43] Schneider, J., A. Morin, and F.R. Pick, 1995. The Reponse of Biota in Experimental Stream Channels to a 24-Hour Exposure to the Herbicide Velpar L. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(9): 1607-1613.
- [44] Wan, M.T., R.G. Watts, and D.J. Moul, 1988. Evaluation of the Acute Toxicity to Juvenile Pacific Salmonids of Hexazinone and its Formulated Products: Pronone 10G, Velpar L, and Their Carriers. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41(4): 609-616.
- [45] Nieves-Puigdoller, K., 2007. Physiological Effects of Pesticides on Different Life Stages of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). Ph.D. Thesis, Univ. Massachusetts, Amherst: 129 p.
- [46] Scarlett, A., P. Donkin, T.W. Fileman, S.V. Evans, and M.E. Donkin, 1999. Risk Posed by the Antifouling Agent Irgarol 1051 to the Seagrass, *Zostera marina*. *Aquat. Toxicol.* 45(2-3): 159-170.
- [47] Mai, H., P. Gonzalez, P. Pardon, N. Tapie, H. Budzinski, J. Cachot and B. Morin, 2014. Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products, *Aquatic Toxicology* 147: 48– 56.
- [48] EFSA, 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance. Metazachlor. Finalised: 14 April 2008 EFSA Scientific Report 145, 1-132.
- [49] Machado, M.D., E.V. Soares, 2019. Sensitivity of freshwater and marine green algae to three compounds of emerging concern. *Journal of Applied Phycology* 31:399–408.
- [50] E.C., 2009. Assessment report for the active substance tolylfluanid (PT8) Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 15 May 2009 in view of its non-inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC. 25 March 2009. 56p.
- [51] Faust, M., R. Altenburger, T. Backhaus, H. Blanck, W. Boedeker, P. Gramatica, V. Hamer, M. Scholze, M. Vighi, and L.H. G., 2001. Predicting the Joint Algal Toxicity of Multi-Component s-Triazine Mixtures at Low-Effect Concentrations of Individual Toxicants. *Aquat. Toxicol.* 56(1): 13-32.
- [52] Velisek, J., A. Stara, E. Zuskova, and Z. Svobodova, 2013. Use of Biometric, Hematologic, and Plasma Biochemical Variables, and Histopathology to Assess the Chronic Effects of the Herbicide Prometryn on Common Carp. *Vet. Clin. Pathol.* 42(4): 508-515.
- [53] Sauter, S., G.A. LeBlanc, S.J. Ells, and K.S. Buxton, 1977. Acute and Chronic Toxicity of Propachlor, Methomyl, Baygon, and Baytex to the Water Flea (*Daphnia magna*) and the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). Submitted to Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN by E G & G Bionomics, Wareham, MA: 63 p.
- [54] DG SANCO, 2003. Review report for the active substance Propiconazole. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 15 April 2003 in view of the inclusion of Propiconazole in Annex I of Directive 91/414/EEC. European Commission - General Health & Consumer Protection - Unit E1 Plant Health,, SANCO/3049/99-Final http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-51_en.pdf.
- [55] E.C., 2007. Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Inclusion of active substances in Annex I to Directive 98/8/EC. Assessment Report Propiconazole Product-type PT 8 Wood Preservative. European Chemical Bureau. November 2007.

http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/biocides/annex_I/assessment_reports/AnnexI_AR_60207-90-1_PT08_en.pdf.

[56] Li,Z.H., V. Zlabek, P. Li, R. Grabic, J. Velisek, J. Machova, and T. Randak, 2010. Biochemical and Physiological Responses in Liver and Muscle of Rainbow Trout After Long-Term Exposure to Propiconazole. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*73(6): 1391-1396.

[57] EFSA, 2007. Draft Assessment Report (DAR) - public version-. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State United Kingdom for the existing active substance Terbutylazine of the third stage (part B) of the review programme referred to the Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC., European Food Safety Authority.

[58] Tarja, N., E. Kirsti, L. Marja, and E. Kari, 2003. Thermal and Metabolic Factors Affecting Bioaccumulation of Triazine Herbicides by Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol.*18(4): 219-226.

[59] Wendt, I., A. Arrhenius, T. Backhaus, A. Hilvarsson, K. Holm, K. Langford, T. Tunovic, and H. Blanck, 2013. Effects of Five Antifouling Biocides on Settlement and Growth of Zoospores from the Marine Macroalga *Ulva lactuca* L.. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*91(4): 426-432.

[60] Aslim, B., and S. Ozturk, 2009. Toxicity of Herbicides to Cyanobacterial Isolates. *J. Environ. Biol.*30(3): 381-384.

[61] Mayer ,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck, 1986. Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. USDI Fish and Wildlife Service, Publication No.160, Washington, DC:505 p.

[62] Tierney, K.B., P.S. Ross, and C.J. Kennedy, 2007. Linuron and Carbaryl Differentially Impair Baseline Amino Acid and Bile Salt Olfactory Responses in Three Salmonids. *Toxicology*231(2/3): 175-187.

[63] Van den Brink,P.J., 2002. Ecological and Statistical Evaluation of Effects of Pesticides in Freshwater Model Ecosystems. Ph.D.Thesis., Agricultural Univ., Wageningen, Netherlands:178 p.

[64] Daam, M.A., A.M.F. Rodrigues, P.J. Van den Brink, and A.J.A. Nogueira, 2009. Ecological Effects of the Herbicide Linuron in Tropical Freshwater Microcosms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*72(2): 410-423.

[65] Crago,J., and R. Klaper, 2012. A Mixture of an Environmentally Realistic Concentration of a Phthalate and Herbicide Reduces Testosterone in Male Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) Through a Novel Mechanism of Action. *Aquat. Toxicol.*110/111:74-83.

[66] Coors,A., P. Vollmar, F. Sacher, and A. Kehrer, 2018. Is There Synergistic Interaction Between Fungicides Inhibiting Different Enzymes in the Ergosterol Biosynthesis Pathway in Toxicity Tests with the Green Alga *Raphidocelis subcapitata*?. *Ecotoxicology*27(7): 936-944.

[67] Cuco,A.P., J.I. Santos, N. Abrantes, F. Goncalves, J. Wolinska, and B.B. Castro, 2017. Concentration and Timing of Application Reveal Strong Fungistatic Effect of Tebuconazole in a *Daphnia*-Microparasitic Yeast Model. *Aquat. Toxicol.*193:144-151.

[68] Toni,C., D. Ferreira, L.C. Kreutz, V.L. Loro, and L.J.G. Barcellos, 2011. Assessment of Oxidative Stress and Metabolic Changes in Common Carp (*Cyprinus carpio*) Acutely Exposed to Different Concentrations of the Fungicide Tebuconazole. *Chemosphere*83(4): 579-584.

- [69] Artigas,J., N. Pascault, A. Bouchez, J. Chastain, D. Debroas, J.F. Humbert, J. Leloup, R.D. Tadonleke, A. Halle, and S., 2014. Comparative Sensitivity to the Fungicide Tebuconazole of Biofilm and Plankton Microbial Communities in Freshwater Ecosystems. *Sci. Total Environ.*468:326-336.
- [70] Macirella,R., M. Tripepi, and E. Brunelli, 2018. Morphological and Immunohistochemical Modifications in Zebrafish (*Danio rerio*) Gills After Short-Term Exposure to the Fungicide Tebuconazole. *Zebrafish*00:12 p.
- [71] Levine,S.L., G. Merrey, T. Minderhout, P. Manson, and P. Sutton, 2015. Aminomethylphosphonic Acid has Low Chronic Toxicity to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Environ. Toxicol. Chem.*34(6): 1382-1389.
- [72] Guilherme,S., M.A. Santos, I. Gaivao, and M. Pacheco, 2014. DNA and Chromosomal Damage Induced in Fish (*Anguilla anguilla* L.) by Aminomethylphosphonic Acid (AMPA) - the Major Environmental Breakdown Product of Glyphosate. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*21(14): 8730-8739.
- [73] Mottier,A., V. Kientz-Bouchart, A. Serpentine, J.M. Lebel, A.N. Jha, and K. Costil, 2013. Effects of Glyphosate-Based Herbicides on Embryo-Larval Development and Metamorphosis in the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquat. Toxicol.*128/129:67-78.
- [74] Wood,R.J., S.M. Mitrovic, R.P. Lim, and B.J. Kefford, 2016. How Benthic Diatoms Within Natural Communities Respond to Eight Common Herbicides with Different Modes of Action. *Sci. Total Environ.*557-558:636-643.
- [75] Ayanda,O.I., J. Oniye Sonnie, and J. Auta, 2017. Behavioural and Some Physiological Assessment of Glyphosate and Paraquat Toxicity to Juveniles of African Catfish, *Clarias gariepinus*. *Pak. J. Zool.*49(1): 183-190.
- [76] Xu,X., X. Wang, Y. Li, Y. Wang, and Y. Wang, 2011. Acute Toxicity and Synergism of Binary Mixtures of Antifouling Biocides with Heavy Metals to Embryos of Sea Urchin *Glyptocidaris crenularis*. *Hum. Exp. Toxicol.*30(8): 1009-1021.
- [77] El-Gendy,K.S., N.M. Aly, and A.H. El-Sebae, 1998. Effects of Edifenphos and Glyphosate on the Immune Response and Protein Biosynthesis of Bolti Fish (*Tilapia nilotica*). *J. Environ. Sci. Health Part B Pestic. Food Contam. Agric. Wastes*33(2): 135-149.
- [78] Mottier,A., A. Seguin, A. Devos, C. Le Pabic, C. Voiseux, J.M. Lebel, A. Serpentine, B. Fievet, and K. Costil, 2015. Effects of Subchronic Exposure to Glyphosate in Juvenile Oysters (*Crassostrea gigas*): From Molecular to Individual Levels. *Mar. Pollut. Bull.*95(2): 665-677.
- [79] Amid,C., M. Olstedt, J.S. Gunnarsson, H.L. Lan, H.T.T. Minh, P.J.V.D. Brink, M. Hellstrom, and M. Tedengren, 2018. Additive Effects of the Herbicide Glyphosate and Elevated Temperature on the Branched Coral *Acropora formosa* in Nha Trang, Vietnam. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*25:13360-13372.
- [80] Antunes,A.M., T.L. Rocha, F.S. Pires, M.A. De Freitas, V.R.M.C. Leite, S. Arana, P.C. Moreira, and S.M.T. Saboia-Morais, 2017. Gender-Specific Histopathological Response in Guppies *Poecilia reticulata* Exposed to Glyphosate or Its Metabolite Aminomethylphosphonic Acid. *J. Appl. Toxicol.*37:1098-1107.
- [81] Sanchez-Bayo,F., and K. Goka, 2006. Influence of Light in Acute Toxicity Bioassays of Imidacloprid and Zinc Pyrethione to Zooplankton Crustaceans. *Aquat. Toxicol.*78(3): 262-271.

- [82] Tisler, T., A. Jemec, B. Mozetic, and P. Trebse, 2009. Hazard Identification of Imidacloprid to Aquatic Environment. *Chemosphere*76(7): 907-914.
- [83] Azevedo-Pereira, H.M.V.S., M.F.L. Lemos, and A.M.V.M. Soares, 2011. Behaviour and Growth of *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) Under Imidacloprid Pulse and Constant Exposure Scenarios. *Water Air Soil Pollut.*219(1-4): 215-224.
- [84] Priya, B.P., V. Rachel, and Y.A. Maruthi, 2012. Acute Toxicity Effect of Imidacloprid Insecticide on Serum Biochemical Parameters of Fresh Water Teleost *Channa punctatus*. *Int. J. Integr. Sci. Innov. Technol.*1(2): 18-22.
- [85] Dondero, F., A. Negri, L. Boatti, F. Marsano, F. Mignone, and A. Viarengo, 2010. Transcriptomic and Proteomic Effects of a Neonicotinoid Insecticide Mixture in the Marine Mussel (*Mytilus galloprovincialis*, Lam.). *Sci. Total Environ.*408(18): 3775-3786.
- [86] His, E., and M.N.L. Seaman, 1993. Effects of Twelve Pesticides on Larvae of Oysters (*Crassostrea gigas*) and on Two Species of Unicellular Marine Algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros calcitrans*). *Int. Counc. for the Exploration of the Sea, ICES-CM-1993/E*, Copenhagen, Denmark: 22 p.
- [87] Tooby, T.E., P.A. Hursey, and J.S. Alabaster, 1975. The Acute Toxicity of 102 Pesticides and Miscellaneous Substances to Fish. *Chem. Ind. (Lond.)*21:523-526.
- [88] Fahl, G.M., L. Kreft, R. Altenburger, M. Faust, W. Boedeker, and L.H. Grimme, 1995. pH-Dependent Sorption, Bioconcentration and Algal Toxicity of Sulfonylurea Herbicides. *Aquat. Toxicol.*31(2): 175-187.
- [89] Aanes, K.J., 1992. Some Pesticides Used in Norwegian Agriculture and Their Environmental Effects on Common Inhabitants in Freshwater Ecosystems. Tolerance Limits - Acute and Chronic Effects. In: A. Helweg (Ed.), *Pesticides in the Aquatic Environment, Appearance and Effects*, Nov. 12-14, 1991, Tune Landboskole, Denmark: 108-131.
- [90] Fairchild, J.F., D.S. Ruessler, P.S. Haverland, and A.R. Carlson, 1997. Comparative Sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to Sixteen Herbicides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*32(4): 353-357.
- [91] Yu, X.B., K. Hao, F. Ling, and G.X. Wang, 2014. Aquatic Environmental Safety Assessment and Inhibition Mechanism of Chemicals for Targeting *Microcystis aeruginosa*. *Ecotoxicology*23(9): 1638-1647.
- [92] Yao, K., L. Zhu, Z. Duan, Z. Chen, Y. Li, and X. Zhu, 2009. Comparison of R-Metalaxyl and rac-Metalaxyl in Acute, Chronic, and Sublethal Effect on Aquatic Organisms: *Daphnia magna*, *Scenedesmus quadricauda*, and *Danio rerio*. *Environ. Toxicol.*24(2): 148-156.
- [93] Arrhenius, A., F. Gronvall, M. Scholze, T. Backhaus, and H. Blanck, 2004. Predictability of the Mixture Toxicity of 12 Similarly Acting Congeneric Inhibitors of Photosystem II in Marine Periphyton and Epipsammon Communities. *Aquat. Toxicol.*68(4): 351-367.
- [94] Mansour, S.A., and E.R. Mohsen, 1985. Pesticides and Beneficial Organisms II. The Response of Two Fish Species to Certain Herbicides. *Pesticides* 19(4): 43-44.
- [95] Nestler, H., K.J. Groh, R. Schonenberger, R. Behra, K. Schirmer, R.I.L. Eggen, and M.J.F. Suter, 2012. Multiple-Endpoint Assay Provides a Detailed Mechanistic View of Responses to Herbicide Exposure in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Aquat. Toxicol.*110/111:214-224.

- [96] Saglio,P., K.H. Olsen, and S. Bretaud, 2001. Behavioral and Olfactory Responses to Prochloraz, Bentazone, and Nicosulfuron-Contaminated Flows in Goldfish. Arch. Environ. Contam. Toxicol.41(2): 192-200.
- [97] Sbrilli,G., B. Bimbi, F. Cioni, L. Pagliai, F. Luchi, and E. Lanciotti, 2005. Surface and Ground Waters Characterization in Tuscany (Italy) by Using Algal Bioassay and Pesticide Determinations: Comparative Evaluation of the Results and Hazard Assessment of the Pesticides Impact on Primary Produc. Chemosphere58(5): 571-578.
- [98] Padilla,S., D. Corum, B. Padnos, D.L. Hunter, A. Beam, K.A. Houck, N. Sipes, N. Kleinstreuer, T. Knudsen, D.J. Dix, 2012. Zebrafish Developmental Screening of the ToxCast Phase I Chemical Library. Reprod. Toxicol.33(2): 174-187.
- [99] Stark,J.D., 2005. How Closely do Acute Lethal Concentration Estimates Predict Effects of Toxicants on Populations?. Integr. Environ. Assess. Manag.1(2): 109-113.
- [100] U.S. Environmental Protection Agency, 1992. Pesticide Ecotoxicity Database (Formerly: Environmental Effects Database (EEDB)). Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.
- [101] Liu,H., W. Ye, X. Zhan, and W. Liu, 2006. A Comparative Study of Rac- and S-Metolachlor Toxicity to Daphnia magna. Ecotoxicol. Environ. Saf.63(3): 451-455.

7.4 Tableau des QR_{individuels} pour les principaux pesticides quantifiés

En rouge/orangé : les QR_{indiv} > 1.

LEG n° Station	ametryn	azoxystrobin	carbendazim	chlorotoluron	diflufenicanil	flazasulfuron	glyphosate	hexazinone	imidacloprid	irgarol	linuron	metazachlor	metolachlor ESA	metolachlor OA	metolachlor	prometryn	propiconazole	tebuconazole	terbutylazine	terbutylazine-df	terbutryn	ΣQR _{indiv} des autres pesticides dont la contribution au QR total est faible (< 1%)
1 CNS	0.20	0.16	0.73	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	1.25	0.01	0.75	0.03	0.00	0.57	0.00	0.05	0.07	0.21	0.42	0.29	0.20	0.11
1 LAP	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.05	0.00	1.05	0.00	0.01	0.00	0.38	0.00	0.05	0.05	0.02
1 AYR	0.36	0.00	0.40	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.54	0.07	0.15	0.05	0.84	6.76	0.50	0.03	0.00	0.16	0.47	0.54	0.09	0.78
1 BGM	0.44	0.00	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.06	0.08	0.10	0.33	2.80	0.57	0.05	0.00	0.19	0.08	0.23	0.04	0.04
1 BGS	0.27	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.17	0.07	0.05	0.33	1.44	0.73	0.07	0.00	0.07	0.00	0.07	0.03	0.03
1 MAR	0.25	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.00	0.05	0.35	1.51	0.00	0.11	0.00	0.15	0.00	0.13	0.00	0.02
1 BOU	0.29	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.94	0.00	0.04	0.52	1.47	0.00	0.14	0.00	0.11	0.00	0.14	0.00	0.02
1 VIC	0.27	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.04	0.07	0.60	3.97	0.00	0.03	0.00	0.04	0.00	0.07	0.00	0.03
1 MEW	0.86	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.29	0.09	2.18	16.63	0.00	0.13	0.00	0.15	0.00	0.40	0.23	0.13
1 ORW	0.89	1.70	0.90	0.09	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.14	0.23	0.00	1.63	22.17	0.00	0.21	0.17	0.16	0.00	0.26	0.26	0.54
1 BER	0.09	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.03	0.01	0.14	0.90	0.92	0.03	0.00	0.01	0.00	0.03	0.01	0.01
1 BIN	6.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.78	0.00	0.23	0.00	0.87	0.00	0.00	0.00	0.91	34.48	4.82	0.00	0.00	0.00	0.29
2 CNS	0.17	2.83	1.47	0.25	0.00	0.01	0.03	0.00	1.21	0.00	0.45	0.02	0.30	1.26	0.77	0.06	0.15	0.12	0.09	0.22	0.14	0.07
2 LAP	0.11	0.00	0.20	0.07	0.00	0.02	0.01	0.00	0.12	0.00	0.06	0.00	0.14	0.66	0.69	0.03	0.09	0.14	0.00	0.07	0.03	0.05
2 AYR	0.13	0.00	0.33	2.78	0.00	0.01	0.02	0.01	0.34	0.03	0.00	0.02	3.06	12.66	3.04	0.04	0.34	0.10	0.10	0.09	0.04	0.13
2 BGM	0.22	0.00	0.32	0.72	0.00	0.22	0.00	0.01	0.25	0.06	0.09	0.02	0.54	2.41	2.51	0.07	0.23	0.21	0.58	0.31	0.05	0.04
2 BGS	0.22	0.00	0.32	0.72	0.00	0.22	0.00	0.01	0.25	0.06	0.09	0.02	0.54	2.41	2.51	0.07	0.23	0.21	0.58	0.31	0.05	0.04
2 MAR	0.10	0.00	0.26	5.65	0.00	0.04	0.06	0.00	0.41	0.15	0.00	0.01	0.32	1.11	1.25	0.06	0.15	0.13	0.53	0.17	0.04	0.03
2 BOU	0.09	0.00	0.23	3.41	0.00	0.02	0.05	0.00	0.00	0.14	0.00	0.01	0.22	0.85	1.07	0.05	0.11	0.07	0.36	0.10	0.03	0.02
2 VIC	0.13	0.10	0.37	2.37	0.00	0.04	0.00	0.01	0.63	0.03	0.07	0.03	0.39	1.73	2.59	0.06	1.33	0.18	0.12	0.20	0.23	0.08
2 MEW	0.22	0.07	0.61	1.36	0.00	0.02	0.05	0.01	1.18	0.04	0.13	0.01	0.93	5.29	7.12	0.12	2.21	0.13	0.10	0.18	0.57	0.16
2 ORW	0.36	0.18	0.74	7.61	0.00	0.08	0.06	0.02	3.20	0.04	0.25	0.03	2.64	10.64	16.03	0.29	1.24	0.33	0.17	0.37	0.27	0.21
2 BER	0.05	0.01	0.10	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.04	0.01	0.27	1.28	15.73	0.18	0.12	0.02	0.03	0.05	0.03	0.01
2 BIN	0.06	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.03	0.60	0.05	0.00	0.00	0.04	0.01
3 CNS	0.15	0.33	0.32	0.03	0.00	0.00	0.04	0.00	0.10	0.01	0.18	0.00	0.00	0.00	2.67	0.05	0.00	0.15	0.06	0.12	0.13	0.05
3 LAP													0.00	0.00								
3 AYR	0.20	0.07	1.02	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.16	0.04	0.00	0.01	1.57	7.60	8.48	0.03	0.00	0.19	0.19	0.18	0.05	0.37
3 BGM	0.10	0.01	0.12	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.01	0.57	2.21	9.79	0.02	0.00	0.13	0.05	0.10	0.02	0.01
3 BGS	0.20	0.00	0.10	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.02	0.00	0.28	1.37	3.94	0.04	0.00	0.11	0.04	0.09	0.02	0.01
3 MAR	0.10	0.02	0.16	0.95	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.57	3.75	0.03	0.05	0.16	0.20	0.10	0.02	0.02
3 BOU	0.49	0.02	0.28	1.60	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	1.05	9.41	0.06	0.10	0.26	0.39	0.17	0.05	0.02
3 VIC	0.27	0.03	0.17	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.83	0.53	0.04	0.00	0.13	0.04	0.12	0.08	0.01
3 MEW	0.20	0.09	0.34	0.05	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	1.91	7.54	0.04	0.31	0.21	0.06	0.15	0.25	0.03
3 ORW	0.28	0.24	0.45	0.17	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05	0.06	0.00	0.62	3.58	0.00	0.07	0.00	0.25	0.09	0.16	0.17	0.16
3 BER													0.00	0.00								
3 BIN	0.10	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.15	0.03	0.58	0.06	0.03	0.06	0.03	0.01
4 CNS	0.16	0.42	0.49	0.00	0.00	0.01	0.02	0.00	2.49	0.01	0.14	0.01	0.00	0.00	0.33	0.04	0.46	0.24	0.03	0.06	0.24	0.09
4 LAP	0.09	0.00	0.11	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.18	0.01	0.00	0.24	0.01	0.09	0.02	0.01
4 AYR	0.13	0.54	0.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.28	0.01	0.05	0.09	1.36	10.23	5.52	0.01	0.19	0.36	0.31	0.21	0.04	0.20
4 BGM	0.27	0.07	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.19	0.03	0.04	0.06	0.24	4.79	1.55	0.04	0.14	0.36	0.10	0.18	0.04	0.05
4 BGS	0.24	0.02	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.08	0.08	0.00	0.04	0.35	2.45	0.77	0.06	0.15	0.25	0.05	0.08	0.02	0.04
4 MAR	0.38	0.00	0.20	0.00	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00	0.00	0.00	0.64	0.07	0.03	0.00	0.22	0.06	0.10	0.03	0.04
4 BOU	0.16	0.00	0.13	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.36	0.03	0.03	0.00	0.12	0.05	0.08	0.02	0.03
4 VIC	0.41	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.04	0.23	3.32	0.00	0.05	0.00	0.16	0.02	0.12	0.05	0.03
4 MEW	0.37	0.21	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.06	0.08	0.01	0.34	4.39	0.09	0.07	0.30	0.11	0.06	0.13	0.21	0.10
4 ORW	0.93	2.52	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.11	0.08	0.00	0.63	10.80	0.00	0.17	0.26	0.23	0.09	0.24	0.33	0.35
4 BER	0.22	0.01	0.09	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	0.11	1.01	0.04	0.07	0.05	0.03	0.06	0.02	0.03	0.03
4 BIN	0.08	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.10	0.01	0.32	0.06	0.00	0.03	0.02	0.01
5 CNS	0.11	0.01	0.71	0.03	0.00	0.03	0.02	0.00	0.71	0.00	0.17	0.00	0.00	0.32	0.39	0.02	0.10	0.09	0.03	0.14	0.12	0.05
5 LAP	0.06	0.00	0.10	0.05	0.00	0.04	0.02	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	1.22	0.01	0.03	0.10	0.04	0.06	0.02	0.01
5 AYR	0.13	0.00	0.27	0.04	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.23	1.23	3.58	0.03	0.04	0.05	0.11	0.10	0.02	0.03
5 BGM	0.14	0.00	0.14	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.25	1.38	1.95	0.04	0.02	0.04	0.04	0.05	0.02	0.02
5 BGS	0.14	0.00	0.14	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.25	1.38	1.95	0.04	0.02	0.04	0.04	0.05	0.02	0.02
5 MAR	0.10	0.00	0.12	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.10	0.50	0.30	0.07	0.03	0.03	0.04	0.03	0.01	0.02
5 BOU	0.07	0.00	0.14	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.14	0.60	0.75	0.06	0.03	0.03	0.03	0.03	0.01	0.02
5 VIC	0.07	0.00	0.13	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.81	2.56	0.05	0.03	0.02	0.02	0.04	0.03	0.02
5 MEW	0.31	0.01	0.45	0.09	0.00	0.01	0.00	0.04	0.00	0.02	0.04	0.00	0.80	7.09	41.15	0.10	0.21	0.08	0.07	0.18	0.16	0.12
5 ORW	0.33	0.09	0.50	0.33	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00													

7.5 Tableaux des QR_{cumulés} par legs : bilan de l'indicateur de risque pesticide en lagune

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
1	CNS	5	1	31
1	LAP	2	1	15
1	AYR	12	1	26
1	BGM	5	1	28
1	BGS	3	1	26
1	MAR	3	1	21
1	BOU	4	1	21
1	VIC	5	1	21
1	MEW	21	2	21
1	ORW	29	3	25
1	BER	2.2	0	25
1	BIN	48	3	15
QR moyen		16.19		
QR median		5.16		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
4	CNS	5	1	35
4	LAP	0.82	0	22
4	AYR	20	3	38
4	BGM	8	2	36
4	BGS	5	1	35
4	MAR	2.3	0	27
4	BOU	1.4	0	28
4	VIC	5	1	27
4	MEW	7	1	31
4	ORW	18	2	33
4	BER	2	1	31
4	BIN	0.85	0	26
QR moyen		6.31		
QR median		4.84		

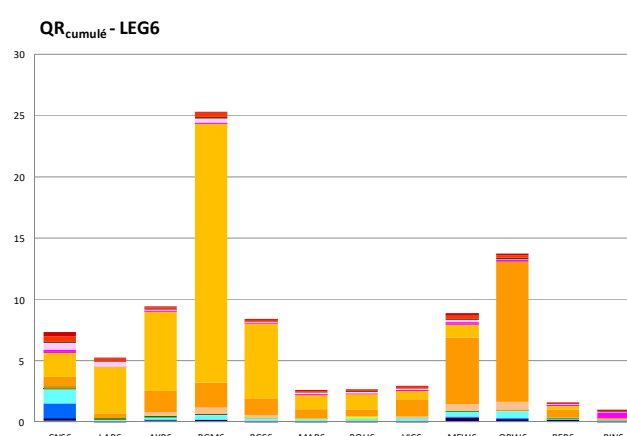
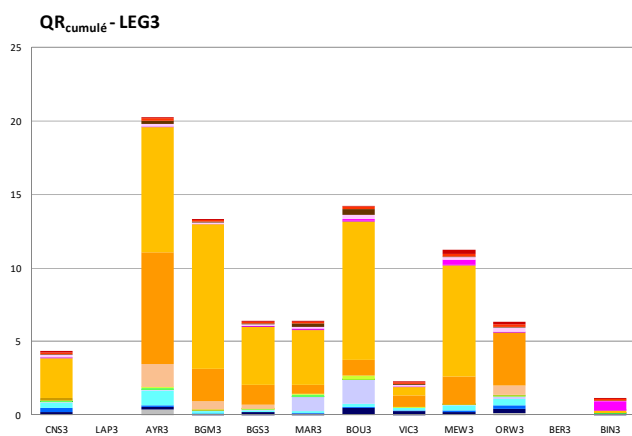
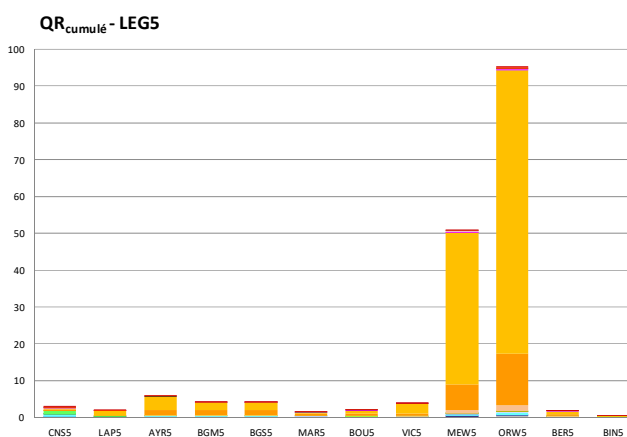
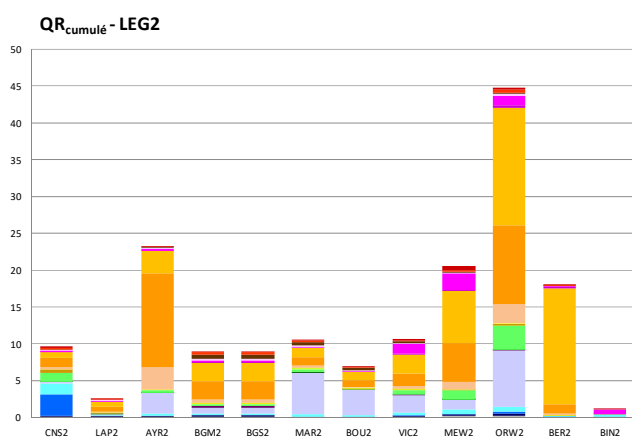
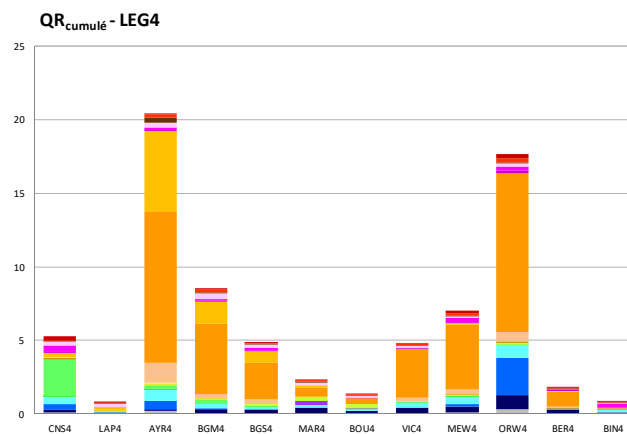
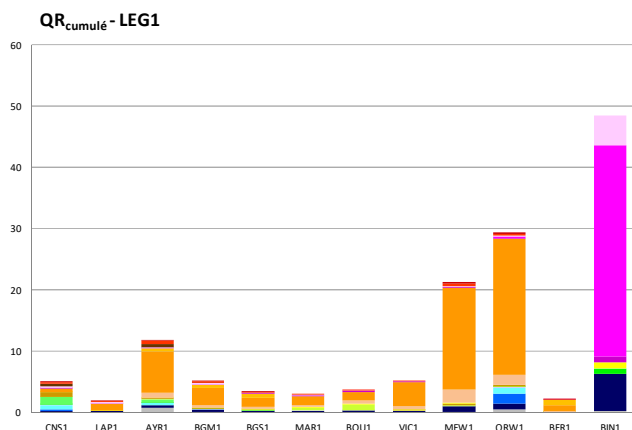
LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
2	CNS	10	4	34
2	LAP	2.5	0	28
2	AYR	23	4	33
2	BGM	9	2	32
2	BGS	9	2	34
2	MAR	10	3	33
2	BOU	7	2	30
2	VIC	11	4	36
2	MEW	21	5	37
2	ORW	45	6	37
2	BER	18	2	31
2	BIN	1.1	0	17
QR moyen		16.05		
QR median		10.70		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
5	CNS	3.0	0	39
5	LAP	2	1	28
5	AYR	6	2	33
5	BGM	4	2	37
5	BGS	4	2	32
5	MAR	1.5	0	30
5	BOU	2.0	0	29
5	VIC	4	1	30
5	MEW	51	2	36
5	ORW	95	3	37
5	BER	1.8	0	34
5	BIN	0.44	0	28
QR moyen		14.57		
QR median		3.46		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
3	CNS	4	1	29
3	LAP	non évalué		
3	AYR	20	4	29
3	BGM	13	2	29
3	BGS	6	2	29
3	MAR	6	1	28
3	BOU	14	3	28
3	VIC	2.3	0	24
3	MEW	11	2	29
3	ORW	6	1	27
3	BER	non évalué		
3	BIN	1.1	0	23
QR moyen		6.93		
QR median		6.36		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
6	CNS	7	3	33
6	LAP	5	1	25
6	AYR	9	2	30
6	BGM	25	2	33
6	BGS	8	2	30
6	MAR	3	1	25
6	BOU	3	1	25
6	VIC	3	1	26
6	MEW	9	2	29
6	ORW	14	1	30
6	BER	1.6	0	30
6	BIN	0.97	0	23
QR moyen		7.42		
QR median		6.30		

7.6 Graphiques de QR_{cumulés} par leg



Légende des graphes :

- | | | |
|-------------------------|----------------|--------------------------|
| ■ flazasulfuron | ■ métazachlor | ■ terbutryn |
| ■ diflufénicanil | ■ linuron | ■ terbutylazine desethyl |
| ■ chlortoluron | ■ irgarol | ■ terbuthylazine |
| ■ carbendazime | ■ imidacloprid | ■ tébuconazole |
| ■ azoxystrobine | ■ hexazinone | ■ propiconazole |
| ■ ametryn | ■ glyphosate | ■ prométryn |
| ■ Autres phyto tjrs <1% | | ■ métolachlor |
| | | ■ metolachlor OA |
| | | ■ metolachlor ESA |

7.7 Lien pluviométrie/teneur en pesticides dans les lagunes

Le Tableau ci-dessous présente les r^2 des relations linéaires testées entre la pluviométrie et la Σ des teneurs en pesticides d'usage phytosanitaire retrouvées dans les lagunes.

5 périodes différentes de cumul pluviométrique (mm) ont été testées, toutes intégrant la totalité de la période d'exposition des POCIS (en moyenne 3 semaines), ainsi qu'une plage supplémentaire de 1, 2, 4 et 8 semaines avant cette période. Les pluies utilisées proviennent de stations Météo-France proches : Perpignan pour CNS, Narbonne pour LAP, BGS, BGM et AYR, Sète pour BOU et MAR, Montpellier pour VIC, MEW et ORW, Marignane pour BER et Bastia pour BIN. Les données de l'étude de mise en place de l'indicateur de risque pesticide réalisée sur les lagunes de Thau et de l'Or en 2015-16 ont été rajoutées aux données des points ORW et MAR pour enrichir ces jeux de données (n = 22 et 23 respectivement).

Période de cumul (xS = x Semaines avant l'exposition des POCIS)	Durée de cumul (semaines)	r^2											
		CNS	LAP	BGM	BGS	AYR	MAR	BOU	VIC	MEW	ORW	BER	BIN
Pose des POCIS	3	0.2569	0.1867	0.0001	0.0211	0.0005	0.1755	0.3982	0.0027	0.167	0.0026	0.0087	0.5037
Pose des POCIS + 1S	4	0.2614	0.1244	0.0006	0.032	0.0685	0.0719	0.48	0.5709	0.0094	0.1881	0.0735	0.3094
Pose des POCIS + 2S	5	0.2347	0.1003	0.0155	0.0724	0.2526	0.1957	0.5905	0.5689	0.0039	0.1378	0.0744	0.294
Pose des POCIS + 4S	7	0.2358	0.0199	0.0377	0.1377	0.2973	0.7417*	0.8595	0.6752	0.0061	0.5511*	0.0887	0.2974
Pose des POCIS + 8S	11	0.1862	0.0194	0.4142	0.5146	0.5077	0.5812	0.8349	0.6096	0.0018	0.1497	0.1055	0.3641
	n=	6	5	6	6	6	23 (*=6)	7	6	6	22 (*=6)	5	6

7.8 Liste des substances prioritaires DCE

Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. NOR : TREL1819388A

30 août 2018

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Texte 14 sur 112

Tableau 87 : liste des polluants et normes de qualité environnementale correspondantes

No	Code Sander	Nom de la substance	Nom CAS (1)	NOEMA (2) Eaux de surface intérieures (3)	NOEMA (2) Eaux côtières et de transition	NOEMA (4) Eaux de surface littorales (3)	NOEMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Biote (12)	NOE mollusques (17)
(1)	1101	Alcobole	159740-8	0,3	0,3	0,7	0,7		
(2)	1458	Anthracène	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1		173
(3)	1197	Atrazine	1912-34-9	0,6	0,6	2,0	2,0		
(4)	1114	Bercaine	71-43-2	10	8	50	50		
(5)	7705	Diphényl éthers bromés (5)	3233-431-9			0,14	0,014	0,016	
(6)	1333	Cadmium et ses composés (sauf les chlorures de cadmate de l'eau) (6)	7440-43-9	≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)		572
(6 bis)	1276	Tétrachlore de carbone (7)	56-23-5	12	12	sans objet	sans objet		
(7)	1365	Organochlorés C10-13 (8)	8533-94-6	0,4	0,4	1,4	1,4	1800	
(8)	1464	Chlorure d'hydrogène	470-91-6	0,1	0,1	0,3	0,3		30,9
(9)	1083	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	2421-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1		10,22
(9 bis)	5304	Psitticides cyrodolimes: Acridine (7) Delindine (7) Endrine (7) Isodrine (7)	309-99-2, 80-57-1 72-208-486-736	Σ = 0,01	Σ = 0,005	sans objet	sans objet		
(9 ter)	7146	DDT total (7i, 8)	sans objet	0,025	0,025	sans objet	sans objet		1,82
(10)	1148	para-para DDT (7)	50-29-3	0,01	0,01	sans objet	sans objet		
(11)	1161	1,2-dichloroéthane	107-06-2	10	10	sans objet	sans objet		
(11)	1168	Dibromométhane	75-09-2	20	20	sans objet	sans objet		
(11)	6816	D1,2-éthyl-hexyle-pta-late (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	sans objet	sans objet	3000	2900
(11)	1177	Duron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8		
(11)	1743	Endosulfan	115-26-7	0,005	0,0006	0,01	0,004		
(11)	1181	Fluoranthène	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30	

N°	Code Sander	Nom de la substance	Numéro CAS (1)	NOE-MA (2) Eaux de surface littorales (3)	NOE-MA (2) Eaux côtières et de transition	NOE-OMA (4) Eaux de surface littorales (3)	NOE-OMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Blote (12)	NOE mollusques (17)
(16)	1189	Hexachlorobenzène	18-74-1			0,05	0,05	10	
(17)	1162	Hexachlorobidène	87-68-3			0,6	0,6	55	
(18)	5537	Hexachloro-cyclohexane	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02		0,28
(19)	1208	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0		
(20)	1382	Plomb et ses composés	7439-92-1	1,2113	1,3	14	14		
(21)	1387	Mercure et ses composés	7439-97-6			0,07	0,07	20	
(22)	1517	Naphtalène	91-20-3	2	2	130	130		214
(23)	1386	Nickel et ses composés	7440-02-0	4 (13)	8,6	34	34		
(24)	1968	Nonylphénols (4-nonylphénol)	8465-215-3	0,3	0,3	2,0	2,0		344
(25)	1969	Octylphénols (4-1,1,3,3-tétraméthylbutylphénol)	140-66-9	0,1	0,01	sans objet	sans objet		2,29
(26)	1888	Pentachlorobenzène	608-80-5	0,007	0,007	sans objet	sans objet	367	2,29
(27)	1235	Pentachlorophénol	87-66-5	0,4	0,4	1	1		41,6
(28)		Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (11)	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet		
	1115	Benzol(a)pyrène	50-32-8	1,7 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻⁴	0,27	0,027	5	
	1116	Benzol(b)fluoranthène	205-99-2	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11	
	1117	Benzol(k)fluoranthène	207-08-9	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11	
	1118	Benzol(g,h,i)perylene	191-24-2	voir note 11	voir note 11	8,2 x 10 ⁻³	8,2 x 10 ⁻⁴	voir note 11	
	1204	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	118-38-5	voir note 11	voir note 11	sans objet	sans objet	voir note 11	
(29)	1263	Simsazine	12-34-9	1	1	4	4		
(29 bis)	1272	Tétrachloroéthylène (7)	127-18-4	10	10	sans objet	sans objet		
(29 ter)	1266	Trichloroéthylène (7)	78-01-6	10	10	sans objet	sans objet		
(30)	2679	Composés du tributylétain (tributylstannyl) (8)	36843-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015		
(31)	1774	Trichlorobenzène	12092-48-1	0,4	0,4	sans objet	sans objet		100,4

No	Code S ande	Nom de la substance	Numéro CAS (1)	NOE-MA (2) Eaux de surface intérieures (3)	NOE-MA (2) Eaux côtières et de transition	NOE-OMA (4) Eaux de surface intérieures (3)	NOE-OMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Biote (12)	NOE mollusques (17)
(32)	1105	Tétrachlorométhane	62-653	2,5	2,5	sans objet	sans objet		
(33)	1283	Trifluraline	1932-08-8	0,10	0,03	sans objet	sans objet		116
(34)	1172	Dicofol	115-32-2	1,3 x 10 ⁻³	3,2 x 10 ⁻⁵	sans objet	sans objet (10)	33	
(35)	6561	Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (perfluorocarbènes sulfonate PFOS)	45298-90-6	6,5 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁴	36	7,2	9,1	
(36)	2028	Quinoxifène	12495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54		
(37)	7707	Dioxines et composés de type dioxine (5)				sans objet	sans objet	Somme de PCDD + PCDF + PCB-TD 0,0065 µg/kg-1 TEQ (14)	
(38)	1668	Adonifène	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012		
(39)	1119	Bifénox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004		
(40)	1905	Cybutyne	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016		
(41)	1140	Cyperméthrine	52315-07-8	8 x 10 ⁻⁵	8 x 10 ⁻⁶	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵		
(42)	1170	Dichlorvos	62-73-7	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵	7 x 10 ⁻⁴	7 x 10 ⁻⁵		
(43)	7128	Hexabromocyclodécane (HBCDD) (18)		0,0016	0,0008	0,5	0,05	167	
(44)	7706	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	76-44-8/1024-57-3	2 x 10 ⁻⁷	1 x 10 ⁻⁸	3 x 10 ⁻⁴	3 x 10 ⁻⁵	6,7 x 10 ⁻³	
(45)	1269	Terbutryne	886-50-0	0,065	0,0066	0,34	0,004		

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle (NOE-MA). Sauf indication contraire, il s'applique à la concentration totale de tous les isomères.

(3) Les eaux de surface intérieures comprennent les rivières et les lacs et les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées qui y sont reliées.

(4) Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible (NOE-OMA). Lorsque les NOE-OMA sont indiquées comme étant "sans objet", les valeurs retenues pour les NOE-MA sont considérées comme assurant une protection contre les pics de pollution à court terme dans les rejets continus, dans la mesure où elles sont nettement inférieures à celles définies sur la base de la toxicité aiguë.

(5) Pour le groupe de substances prioritaires dioxinées "Diphénylétérans bromés" (r.5), les NOE renvoient à la somme des concentrations des congénères portant les numéros 28, 47, 89, 100, 153 et 154.

(6) Pour le cadmium et ses composés (r. 6), les valeurs retenues pour les NOE varient en fonction de la dureté de l'eau telle que définies suivant les cinq classes suivantes: classe 1: <40 mg CaCO₃/l; classe 2: 40 à < 60 mg CaCO₃/l; classe 3: 60 à < 100 mg CaCO₃/l; classe 4: 100 à < 200 mg CaCO₃/l et classe 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l.

(7) Cette substance n'est pas une substance prioritaire mais un des autres polluants pour lesquels les NOE sont indiqués à l'occasion de la législation qui s'applique avant le 13 janvier 2008.

(8) Aucun paramètre indicatif n'est prévu pour ce groupe de substances. La ou les paramètres indicatifs doivent être déterminés par la méthode d'analyse.

(9) Le DDT total comprend la somme des isomères suivants: 1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl)éthane (r. CAS: 50-29-3; r. UE: 200-0243); 1,1-dichloro-2,2-bis (o-chlorophényl)éthane (r. CAS: 789-02-8; r. UE: 2-2-32-5); 1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl)éthylène (r. CAS: 72-56-9; r. UE: 200-794-6); et 1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl)éthane (r. CAS: 72-54-8; r. UE: 200-783-0).

(10) Les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour établir une NOE-OMA pour ces substances.

(11) Pour le groupe de substances prioritaires dioxinées "hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)" (r. 28), la NOE pour le biote et la NOE-MA dans l'eau correspondent à la concentration de benz(a)pyrène, sur la toxicité d'acquiescence sont fondées. Le benz(a)pyrène peut être considéré comme un marqueur des autres HAP et, donc, seul le benz(a)pyrène doit faire l'objet d'une surveillance aux fins de la comparaison avec la NOE pour le biote ou la NOE-MA dans l'eau correspondante.