

VINGT CINQ ANS D'OBSERVATIONS DE LA QUALITE DES EAUX LITTORALES : TENDANCES DE DEGRADATION ET D'AMELIORATION

B. Beliaeff⁽¹⁾, A. Grouhel⁽¹⁾, A. Billen⁽²⁾, B. Barnouin⁽¹⁾ *et al.*

⁽¹⁾ IFREMER

⁽²⁾ Université Paris 6

INTRODUCTION

La mer a cessé d'être considérée comme dotée d'une capacité épuratoire infinie dès les années 50. Il a cependant fallu quelques événements majeurs (Minamata, Boues Rouges de Montedison, et premières marées noires) pour mobiliser les moyens d'une surveillance continue des niveaux de contaminations dus à des apports anthropiques.

Une première liste de substances dangereuses à surveiller était établie par l'Agence de Protection de l'Environnement - EPA (USA). Les Conventions Internationales (ex. Oslo-Paris) se sont attachées à donner des priorités parmi les substances.

Cette liste a été réduite depuis, mais vingt cinq ans d'observations (en protocoles continus) le long du littoral français, permettent de dresser un bilan objectif des niveaux de contaminations, des progrès enregistrés, des altérations rémanentes, ... et de l'efficacité des mesures prises.

Les constantes de temps enregistrées avant d'observer les résultats de ces mesures sont importantes : elles intègrent la physico-chimie des processus côtiers et estuariens, mais aussi l'inertie, voire l'hystérésis, du système socio-économique qui met en œuvre ces mesures.

Ceci se retrouve dans la plupart des graphes illustrant ci-après les tendances calculées et leurs inversions.

1. TENDANCES DE CONTAMINATION CHIMIQUE DU LITTORAL FRANÇAIS

1.1. Le réseau RNO de surveillance des contaminants chimiques

Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) créé en 1974 par le Ministère chargé de l'Environnement, coordonné par l'Ifremer, a pour objectif d'évaluer les niveaux et les tendances de la contamination chimique du littoral. Il intègre également des mesures d'effets biologiques des contaminants. pour le compte de celui-ci.

Compte tenu des difficultés de collecte d'échantillons valides pour des analyses de traces dans l'eau et de la faible représentativité spatiale et temporelle de ceux-ci, cette surveillance porte en priorité depuis 1979 sur les organismes marins, compartiment mieux adapté pour répondre aux objectifs du RNO. Les mollusques bivalves, moules et huîtres, sont ici utilisés comme indicateurs quantitatifs de contamination. 90 points de prélèvements (dont 8 dans les DOM) sont échantillonnés par les agents Ifremer quatre fois par an.

Une partie aliquote des échantillons est systématiquement conservée pour d'éventuels contrôles a posteriori ou pour la recherche ultérieure d'autres contaminants. Cette pratique a permis de constituer une banque d'échantillons couvrant l'ensemble du littoral sur une période de vingt ans. Les paramètres actuellement mesurés sont présentés ci-dessous :

Contaminants mesurés dans la matière vivante

Métaux :

Argent (Ag), cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), vanadium (V), zinc (Zn)

Organochlorés :

DDT, DDD, DDE,
lindane (γ -HCH), α -HCH,
polychlorobiphényles (Congénères 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 180).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Naphtalène, Acénaphtylène, Acénaphène, Fluorène, Phénanthrène,
Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène,
Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène,
Dibenzo(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène.

1.2. Données utilisées

Depuis 1979 la stratégie du RNO a évolué pour plusieurs contaminants. Par exemple, depuis 1992 les teneurs en PCB (polychlorobiphényles) sont exprimées pour huit congénères (CB 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 180) et non plus en équivalent de mélange technique (Aroclor 1254). De même, depuis 1994, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) ne sont plus exprimés sous la forme de 16 molécules individuelles. Ces changements ont pour but de répondre aux exigences des conventions internationales et de mieux décrire la contamination du littoral. Dans les deux cas le revers de la médaille est la difficulté de comparer les résultats exprimés selon l'ancienne ou la nouvelle méthode. Cependant, les séries acquises depuis 1992 pour les congénères de PCB et depuis 1994 pour les HAP sont désormais assez longues pour être traitées valablement. Pour éviter d'alourdir les tableaux, le DDT et ses métabolites DDD et DDE sont sommés, de même que les HAP. Pour ces derniers, la somme ne tient compte que de 15 molécules au lieu des 16 mesurées car les résultats sur l'acénaphtylène sont peu fiables. Par contre, le CB153 est utilisé seul comme représentatif de la contamination par les PCB.

La période couverte par cette étude va de 1979 à 1999 pour les métaux, de 1979 à 1997 pour le DDT, de 1992 à 1997 pour le CB153, de 1982 à 1997 pour l' α HCH et le lindane, et de 1994 à 1998 pour les HAP. Seuls ont été pris en compte les points de prélèvements pour lesquels on dispose d'au moins cinq années de résultats incluant des données postérieures à 1990.

1.3. Méthode statistique utilisée

Le modèle statistique utilisé pour l'estimation des tendances se résume à la somme de termes expliquant d'une part les phénomènes saisonniers et d'autre part l'évolution temporelle à long terme. Les variations saisonnières y sont décrites par une fonction périodique, la période étant naturellement l'année. Cette fonction reproduit les variations de bioaccumulation du contaminant dans le bivalve, variations imputables majoritairement aux modifications physiologiques de l'animal liées à la reproduction. Ce modèle statistique a ses limites : les comportements asymptotiques de la série ne sont pas pris en compte, ce qui peut conduire à des tendances erronées. Un réajustement a donc été effectué, concomitamment à un examen approfondi du graphique de la série, dans le souci de préserver d'éventuelles tendances manifestes.

Les coefficients du modèle sont estimés simultanément par régression multiple. Ainsi, la tendance est estimée en prenant en compte le caractère saisonnier de la série et *vice-versa*. Une transformation logarithmique a été préalablement effectuée sur les données afin de respecter les

hypothèses afférentes au modèle linéaire, sauf pour le mercure et le lindane pour lesquels des concentrations voisines de zéro ont été observées.

La concentration Y_{ij} d'un contaminant chimique mesurée à un point de surveillance à la date i au mois j peut s'exprimer comme :

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_1 t_i + \alpha_2 t_i^2 + \alpha_3 t_i^3 + \beta_1 \sin\left(\frac{2\pi}{12} j\right) + \beta_2 \cos\left(\frac{2\pi}{12} j\right) + \varepsilon_{ij}, \text{ où :}$$

μ est la moyenne générale,

$\alpha_1 t_i + \alpha_2 t_i^2 + \alpha_3 t_i^3$ est la tendance temporelle ou dérive inter-annuelle à la date i ,

$\beta_1 \sin\left(\frac{2\pi}{12} j\right) + \beta_2 \cos\left(\frac{2\pi}{12} j\right)$ est la composante saisonnière du mois j , et

ε_{ij} est le résidu supposé i.i.d. $N(0, \sigma^2)$.

La tendance est une fonction polynômiale du temps permettant de prendre en compte d'éventuelles non linéarités dans la série chronologique. Le degré 3 est d'abord testé ; s'il se révèle non significatif (au risque $\alpha = 5\%$), le degré 2 est ensuite testé. En cas de non significativité, la régression linéaire simple est enfin testée.

1.4. Vue d'ensemble des résultats

Bien que contestable dans son principe car il ne tient pas compte des particularités régionales, le tableau 1 apporte des éléments de réponse à la question très souvent posée de l'évolution globale de la contamination du littoral. Il résume le nombre et le sens des tendances détectées pour chaque paramètre, par façade littorale. Pour un même sens de l'évolution, les tendances linéaires et non linéaires ont été confondues. En cas d'inversion de tendance au cours du temps, il n'a été conservé dans ce tableau que la plus récente.

Contaminant	MANCHE			ATLANTIQUE			MEDITERRANEE			ENSEMBLE du LITTORAL		
	↗	↘	N.S.	↗	↘	N.S.	↗	↘	N.S.	↗	↘	N.S.
Hg	4	12	24	5	8	26	4	7	12	13	27	62
Cd	0	34	6	1	32	6	6	8	9	7	74	21
Pb	4	18	18	0	27	12	0	12	11	4	57	41
Zn	4	19	17	7	7	25	3	4	16	14	30	58
Cu	5	12	23	11	4	24	0	9	14	16	25	61
CB 153	0	14	26	0	8	31	0	4	19	0	26	76
Σ DDT	0	28	12	0	34	5	0	16	7	0	78	24
γ HCH	0	18	22	0	25	14	0	13	10	0	56	46
α HCH	0	19	21	0	33	6	0	16	7	0	68	34
Σ HAP	0	4	36	0	8	31	0	5	17	0	17	84

Tableau 1 : Dénombrement des types de tendances par contaminant, pour chaque façade littorale. **N.S.** = absence de tendance significative.

Globalement, on dénombre 54 tendances croissantes et 458 tendances décroissantes. Le cadmium et le plomb présentent une diminution spectaculaire de leur présence dans le milieu. Il en est de même pour plusieurs contaminants organiques tels que le DDT, le lindane (γ HCH) et l' α HCH. Aucune tendance ascendante n'est d'ailleurs détectée pour aucun contaminant organique. Avec les réserves exposées plus haut pour les HAP, tout ceci pourrait être interprété comme une amélioration globale de l'état de l'environnement littoral français. Il convient cependant de relativiser cette affirmation






pour deux raisons ; trois des métaux étudiés présentent un nombre non négligeable de tendances croissantes qui peuvent être préoccupantes (Hg, Zn et Cu), et de nombreux contaminants émergents ne sont pas encore pris en compte par le RNO actuellement (nouveaux pesticides, certains métaux).

1.5. Résultats détaillés

Les tableaux 2 à 4 en annexe 1 présentent les résultats de l'analyse statistique pour chaque point de prélèvement répondant aux critères définis plus haut, classés en ordre géographique de Dunkerque à la Corse. La **période de suivi** indique les années pour lesquelles le point considéré a été échantillonné. Dans la colonne indiquant l'espèce prélevée (**Esp**) on a regroupé sous l'appellation moules (**M**) les deux espèces utilisées, *Mytilus edulis* et *Mytilus galloprovincialis*. De même pour les huîtres (**H**) entre *Crassostrea gigas* et *Ostrea edulis*.

Les éventuelles inversions de tendances sont signalées dans les tableaux 2 à 4 par un astérisque placé avant la flèche. Celle-ci indique donc la tendance prévalant pour les dernières années.

Cette étude de tendances a été complétée par une appréciation des niveaux de contamination. En effet, une tendance (croissante ou décroissante) n'a pas le même intérêt selon que les niveaux soient élevés ou très faibles. Pour chaque cas nous avons donc comparé la médiane* des concentrations des trois dernières années à celle de l'ensemble du littoral pour la même période et la même espèce. La signification des symboles utilisés dans les tableaux 2 à 4 est donnée ci-dessous :

-  Tendance décroissante significative.
-  Tendance croissante significative.
-  Absence de tendance significative.
-  Situé avant un symbole indique une inversion de tendance.
-  Niveau médian supérieur à la médiane nationale (voir texte).

**La médiane est plus robuste que la moyenne car non influencée par les valeurs extrêmes.*

Mercur

Malgré des séries de 21 ans, le mercure présente relativement peu de tendances significatives (40 sur 102 cas étudiés). Cela montre que les sources de ce métal sont nombreuses, que l'évolution de la contamination par le mercure n'est pas homogène sur l'ensemble du littoral et reste préoccupante. Sauf rares exceptions, les tendances croissantes sont observées sur des sites déjà plus contaminés que le reste du littoral et inversement. Seul l'estuaire de Seine présente une décroissance généralisée des niveaux de présence jusqu'ici élevés.

Cadmium

Le cadmium est le métal présentant le plus de tendances significatives (81) dont une impressionnante proportion de tendances décroissantes (74). On peut y voir l'effet des réglementations de son usage dans certains secteurs de l'industrie chimique. On remarque que la plupart des régions les plus fortement contaminées présentent une décroissance de cette contamination : Baie de Seine, Loire, Bassin de Marennes-Oléron (sauf pour le point de Boyardville) Gironde, Adour, étang de Bages. Par contre, un petit nombre de points présentent une augmentation des concentrations en cadmium. Mis à part Boyardville déjà cité, ils sont tous localisés en Méditerranée.

Plomb

La généralisation de l'usage d'essence sans plomb pouvait faire espérer une nette diminution de la contamination par ce métal sur tout le littoral. De fait, on observe un nombre de tendances décroissantes beaucoup plus important qu'en 1990. Le cas de l'estuaire de la Loire, où l'industrie du plomb tétraéthyle était importante, est spectaculaire, avec des niveaux divisés par deux en 20 ans.

Sur tout le littoral français, seul l'estuaire de la Seine présente une augmentation des teneurs en plomb dans les moules. Cette augmentation est sensible jusqu'à la zone d'Antifer vers le nord mais ne s'étend pas hors de l'estuaire vers le sud. Ceci est conforme à ce que l'on connaît de l'extension géographique du panache de la Seine. Une étude en cours montre que les concentrations en plomb dissous et particulaire en amont (Poses) n'augmentent pas. Il semble donc que les apports en plomb responsables de cette tendance ascendante soient internes à l'estuaire.

Zinc

On relève une nette amélioration quant au nombre de tendances décroissantes. Il reste que le nombre de sites pour lesquels on observe une augmentation des niveaux est élevé et préoccupant. Il faut noter que les huîtres sont de mauvais indicateurs pour le zinc qui est régulé par ces organismes. Ceci expliquerait pourquoi peu de tendances significatives sont décelées et donne plus de poids à celles qui le sont.

On remarque que les tendances décroissantes sont concentrées sur le littoral nord-est de la Manche, de Dunkerque à la baie de Seine.

Cuivre

Le cuivre présente un grand nombre de tendances croissantes. Fait remarquable, les zones présentant une augmentation des teneurs en cuivre ne sont pas situées à proximité des grands centres urbains mais principalement dans des régions agricoles (Baie de Saint-Brieuc, Aber Benoît, Baie de Roscanvel, Pertuis Breton, Marennes), viticoles (Gironde) ou de navigation de plaisance (Golfe du Morbihan, Bassin d'Arcachon, Pays Basque). Certaines régions concernées peuvent appartenir à plusieurs de ces catégories. On retrouve ici trois types de sources de cuivre connues : les effluents de l'élevage industriel, le traitement des vignes, et le remplacement du TBT par le cuivre dans les peintures antisalissures destinées aux navires de moins de 25 mètres depuis 1982 (voir bulletin 1999). De même que les huîtres pour le zinc, les moules régulent fortement leur contenu en cuivre avec les mêmes conséquences sur la proportion de tendances détectées.

CB153

Le congénère 153 a été traité seul comme représentatif de la contamination par les PCB (polychlorobiphényles). Ces produits chimiques de synthèse sont particulièrement stables et inertes chimiquement et donc fortement rémanents. C'est pourquoi ils ont été largement utilisés depuis les années 30 comme agents diélectriques, fluides hydrauliques et caloporteurs, lubrifiants, additifs de peintures etc. Parmi plus de 200 congénères connus certains sont extrêmement toxiques. L'usage des PCB est interdit en France depuis février 1987.

Aucune tendance croissante n'est observée. Les 26 tendances décroissantes détectées se répartissent sur tout le littoral sans que l'on puisse dégager une typologie particulière de sites concernés. L'estuaire de la Seine, site français le plus contaminé par les PCB, ne présente pas de tendance significative sauf vers le nord et bien à l'extérieur (baisse à Antifer).

Ce constat d'évolution favorable de la contamination par les PCB ne doit pas faire perdre de vue le caractère préoccupant de certains composés persistants et potentiellement toxiques. Les dioxines figurent parmi ces substances toxiques dont les médias répercutent fréquemment la présence

accidentelle dans l'environnement et dans les produits alimentaires (produits laitiers, chair de poulets). A la différence des PCB, les dioxines ne sont pas produites intentionnellement mais sont des sous-produits indésirés de certaines synthèses chimiques et de certains procédés mettant en œuvre la combustion. Actuellement, l'incinération des ordures ménagères est considérée comme la principale source de contamination par les dioxines. Les premières informations ont été obtenues sur les dioxines, et les PCB apparentés, par des mesures dans les moules ou les huîtres prélevées en une vingtaine de stations du RNO. Les résultats exprimés en TEQ (toxicité en équivalent dioxine) conduisent au même schéma de distribution spatiale de la contamination, l'estuaire de la Seine étant là encore le secteur le plus contaminé du littoral (figure 1). Fait moins connu, ces mesures ont révélé que ce sont les PCB qui contribuent majoritairement à l'équivalent dioxine, environ trois fois plus que les dioxines elles-mêmes. Compte tenu de la persistance des PCB et des PCB apparentés aux dioxines, cela explique l'analogie de distribution spatiale de la contamination rapportée en TEQ.

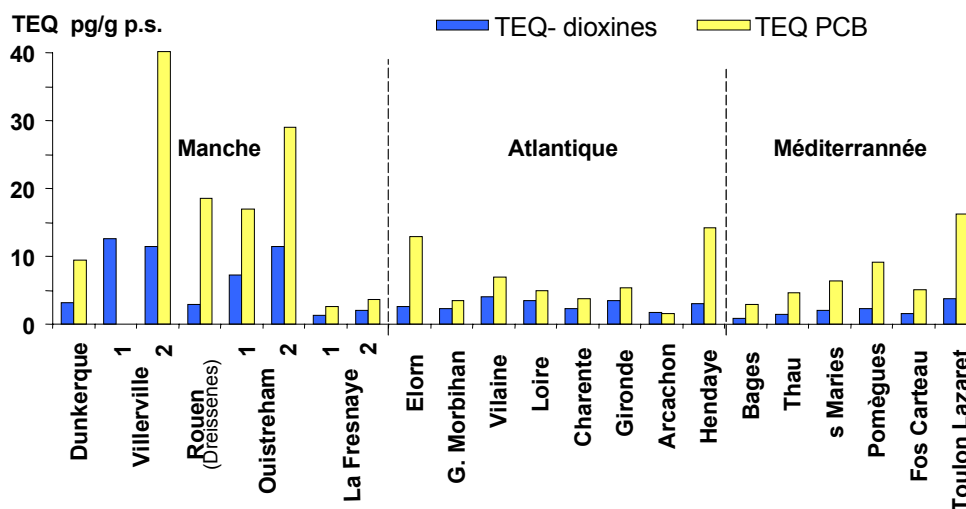


Figure 1. Dioxines et PCB apparentés aux dioxines sur le littoral. Mesures dans les bivalves exprimées en équivalent toxicité dioxine.

Ces valeurs de toxicité dioxine sont relativement élevées. Une teneur moyenne sur le littoral de 8,8 pg.g^{-1} , p.s. (TEQ) dans la chair de bivalves conduirait à atteindre la dose admissible, fixée à 14 pg TEQ par kilogramme de poids corporel et par semaine, en consommant 480 g de chair de moules (pour un adulte moyen pesant 60 kg et une teneur en eau moyenne de 80 % dans la chair des moules).

Ces résultats resituent les mesures du RNO dans le contexte plus général de la qualité des produits. On sait en effet que l'alimentation est la principale voie d'exposition des organismes supérieurs, l'Homme compris, aux contaminants persistants. Cet aspect de la contamination des ressources littorales va bien au-delà de l'approche chimique du suivi de la contamination chronique ici présentée.

ΣDDT

On peut confirmer la baisse généralisée des concentrations en DDT et ses métabolites DDD et DDE. La baisse la plus marquée correspond à la période de 1979 à 1986. Les années postérieures à 1987 montrent un ralentissement asymptotique du phénomène. Les très rares exceptions correspondent à des points échantillonnés trop irrégulièrement.

Cette diminution des concentrations s'explique logiquement par l'interdiction de l'usage du DDT en France depuis 1972. Cependant de très fortes concentrations étaient couramment rencontrées jusqu'au milieu des années 80, montrant la lenteur de la dégradation de ce contaminant. Un des cas

les plus spectaculaires est celui du bassin d'Arcachon. Les plus fortes teneurs du littoral y étaient observées dans la partie Ouest du bassin (700 à 800 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, p.s.). Les niveaux actuellement mesurés sont de l'ordre de 6 à 10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, p.s., toujours pour la somme des trois composés. Les causes des fortes concentrations initiales sont mal élucidées (sylviculture ?... traitement antimoustiques dans une zone de résidences d'été ?...).

Lindane (γ HCH) et α HCH

Depuis les années 50, le lindane (γ HCH) a été utilisé comme insecticide dans le secteur agricole et pour le traitement des sols et des bois de construction. Son utilisation est désormais fortement réglementée, seules quelques régions comme la Charente Maritime bénéficiant de dérogations pour le traitement anti-termites des sols avant construction.

Les produits techniques issus de la chloration du cyclohexane contiennent environ 15 % de γ HCH et 70 % d' α HCH qui n'a pas d'effet insecticide. Le lindane, par contre, doit contenir au minimum 99 % de γ HCH. Afin de réduire la contamination par d'autres isomères de l'HCH, l'O.M.S. (Organisation Mondiale pour la Santé) recommanda l'usage du lindane au lieu des produits techniques.

On trouve peut-être ici l'explication d'un phénomène mis en évidence par le RNO. En effet, en 1991 on dénombrait 69 tendances significatives à la baisse pour l' α HCH contre seulement 31 pour le γ HCH, montrant sans doute l'amélioration de la qualité des produits utilisés. La présente étude relève respectivement 68 et 56 tendances décroissantes reflétant l'abandon du lindane. Les sites les plus fortement contaminés (Pertuis Breton, Marennes-Oléron, Gironde) présentent tous une tendance décroissante.

SHAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques)

Le changement de stratégie intervenu en 1994 pour la mesure des HAP ne permet pas de comparer les résultats antérieurs avec ceux acquis actuellement. Les séries traitées se réduisent donc à cinq ans. Dans ces conditions l'analyse statistique atteint ses limites. Ceci explique la forte proportion de cas non significatifs (84).

Aucune tendance croissante n'est observée pour les HAP. Seules 17 tendances décroissantes sont détectées sans que l'on puisse dégager une typologie particulière des points concernés. La poursuite de la nouvelle stratégie pendant plusieurs années pourra seule apporter des informations complémentaires.

Répartition géographique des tendances

Les tableaux 2 à 4, lus non plus par colonnes mais par lignes, permettent également d'apprécier l'évolution de la qualité de l'environnement par grands sites géographiques :

On observe l'amélioration globale de sites contaminés tels que l'estuaire de la Seine (sauf pour le plomb et ponctuellement le cuivre), l'estuaire de la Loire où aucune tendance ascendante n'est à déplorer, Marennes-Oléron et la Gironde pour les contaminants organiques et le cadmium (exception faite du point "Boyardville" au comportement non expliqué), La Nivelle (sauf pour le cuivre) et la Bidassoa, les étangs de Bages et de Thau ainsi que tout le littoral languedocien et, plus à l'Est, le Golfe de la Napoule.

Par contre, certains sites présentent plusieurs tendances croissantes tels que le Pertuis Breton (Hg, Zn, Cu), le point de Boyardville déjà mentionné (Hg, Cd, Zn, Cu), la Gironde (Hg et Cu), Arcachon et l'Adour (Zn et Cu), l'étang de Leucate (Cd et Zn), le golfe de Fos (Hg et ponctuellement Cd et Zn), Ajaccio (Cd et Zn), l'étang d'Urbino (Hg et Cd).

2. EVOLUTION DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT PAR LES NUTRIMENTS D'ORIGINE ANTHROPIQUES

2.1. Les éléments nutritifs dans les eaux littorales de 1985 à 2003 : tendances extraites du bilan hivernal

Le suivi des éléments caractéristiques de la qualité physico-chimique de l'eau de mer (température, salinité, sels nutritifs) et d'autres paramètres plus particulièrement liés à l'état trophique du milieu (oxygène dissous, chlorophylle...) fonde le volet hydrologique du RNO depuis 1974.

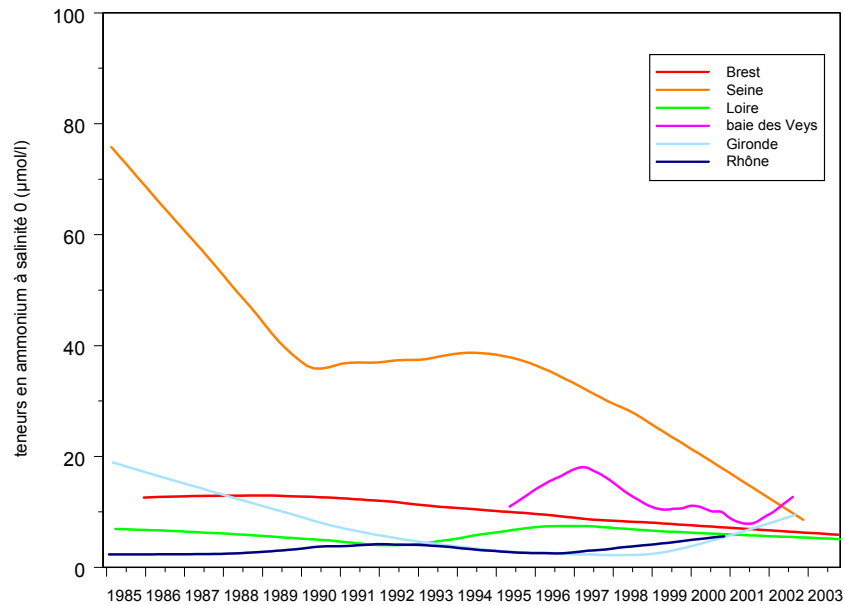
Les sites initialement suivis correspondaient aux grands fleuves français (Seine, Loire, Gironde et Rhône) et à des secteurs considérés à l'origine comme des sites de référence (rade de Brest et baies de Cannes et Villefranche).

Depuis 1985, le nombre des campagnes de prélèvement a été réduit pour la plupart des sites suivis en Mer du Nord - Manche et Atlantique à 3 ou 5 par an. Celles-ci sont ciblées sur les périodes hivernale et estivale pendant lesquelles les éléments nutritifs font l'objet d'une consommation réduite par la flore présente : populations phytoplanctoniques réduites, soit par la température de l'eau, faible en hiver, soit par épuisement des sels nutritifs disponibles après les efflorescences printanières. Dans ces conditions, les flux d'éléments nutritifs sont conservatifs et l'étude des apports peut se faire par des prélèvements réalisés selon un gradient de salinité le plus large possible. Les courbes obtenues pour des prélèvements réalisés d'amont en aval d'un estuaire s'apparentent alors à des droites, les sels nutritifs subissant uniquement une dilution en arrivant en mer.

Afin de comparer les résultats obtenus d'une campagne à l'autre dans un même site et de comparer les évolutions temporelles d'un site à l'autre, chaque campagne est résumée par un indicateur calculé à partir des teneurs observées : **la teneur à salinité nulle**, qui correspond à la concentration théorique de l'élément considéré à son arrivée en mer.

Evolution de l'ammonium

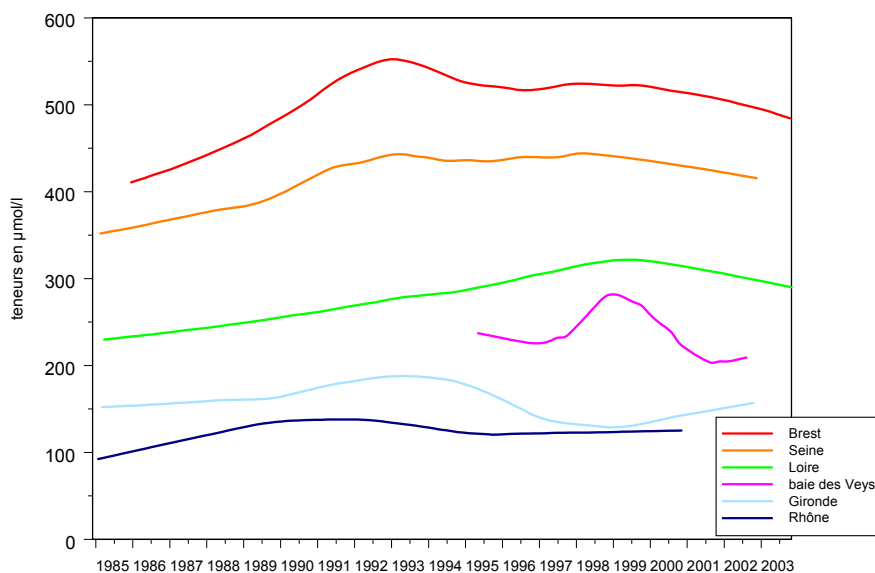
Jusqu'en 1984, en Manche - Atlantique, seuls les sites de Dunkerque et de la Seine s'individualisent avec des niveaux forts, niveaux qui se retrouvent sur Fos - Berre. Les résultats acquis sur la période 1985 - 2003 semblent indiquer que la situation s'est nettement améliorée en Seine et sur Fos et Berre, ainsi que, dans une moindre mesure, sur Dunkerque (amélioration constatée à partir de 1996 seulement). La baie des Veys, qui n'est surveillée que depuis 1994, présente des contaminations fortes par rapport aux autres sites, seulement dépassées en Seine où la tendance à l'amélioration est très nette.



Concentrations hivernales en ammonium extrapolées à salinité nulle

Evolution du nitrate ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$)

On note une aggravation des niveaux pour l'ensemble des sites, particulièrement marquée pour Brest et la Seine (de 315 $\mu\text{mol/l}$ environ sur 1974 - 1984 à respectivement 500 et 400 $\mu\text{mol/l}$ sur la période récente). Ces deux sites évoluent de façon similaire, avec un maximum observé dans les années 1992 - 1993. La Gironde reste le site le moins contaminé par le nitrate pour la façade Manche-Atlantique, mais avec des niveaux qui ont également augmenté depuis le dernier bilan (de 100 $\mu\text{mol/l}$ en 1974-1984 à 175 $\mu\text{mol/l}$ sur la période récente) et qui sont équivalents aux niveaux observés dans le Rhône. Parmi les sites marins, Dunkerque présente des concentrations en nitrate nettement plus élevées que les sites méditerranéens. On retrouve sur Dunkerque et Berre le maximum des années 1992 -1993 observé à Brest et en Seine.

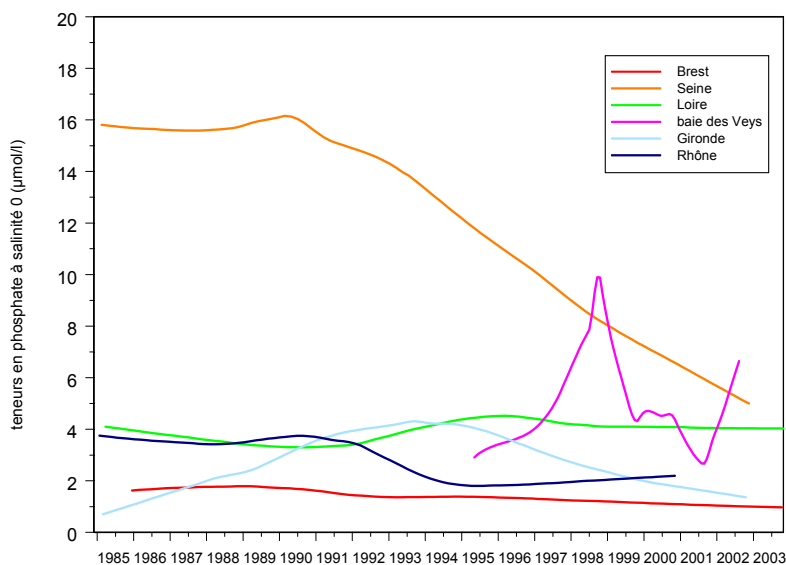


Concentrations hivernales en nitrate extrapolées à salinité nulle

Evolution du phosphate

Les niveaux les plus élevés se situent en baie de Seine et à Dunkerque. L'origine pour une bonne part industrielle de l'excès considérable de phosphate en baie de Seine est maintenant bien connue. Il est vraisemblable que le niveau à Dunkerque traduise l'influence de la baie de Seine, bien que les teneurs puissent être importantes dans les petits fleuves côtiers de la région de Dunkerque. Ailleurs, les niveaux en phosphate ne montrent pas d'anomalie en restant très comparables d'un site à l'autre. Les sites de la Loire et de l'étang de Thau seulement présentent des teneurs légèrement supérieures aux autres.

On note cependant à partir de 1991 une réelle diminution des niveaux de phosphate en Seine, qui deviennent comparables à ceux de la Loire en fin de période. En revanche, la tendance sur Dunkerque est moins nette et les niveaux restent élevés avec des variations importantes (maximum en 1993/1994). La baie des Veys, se situe parmi les sites les plus contaminés par le phosphate, sans tendance nette.



Concentrations hivernales en phosphates extrapolées à salinité nulle

Evolution du silicate

Les schémas de dilution pour ce paramètre sont remarquablement similaires sur l'ensemble des sites, confirmant ainsi son caractère naturel, par opposition aux paramètres précédents dont une partie provient d'apports anthropiques. Cette conclusion a conduit à proposer son abandon dans les suivis systématiques, sauf en baie de Seine comme paramètre explicatif supplémentaire dans les problèmes de dystrophie.

On note en baie des Veys que ce site présente les plus forts niveaux, avec un facteur 2 par rapport à l'embouchure de la Seine.

2.2. Scénarios de gestion par la maîtrise de l'eutrophisation

Le processus d'eutrophisation des milieux marins côtiers, et les développements épisodiques de dinoflagellés, notamment toxiques (Dinophysis) qui en est une des manifestations, dépend de manière complexe de l'équilibre des flux d'azote, de phosphore et de silice en provenance des milieux terrestres du bassin versant. Ceux ci sont déterminés par la manière dont les activités humaines sur le bassin versant interagissent avec les processus naturels. La possibilité de prévoir l'effet sur l'eutrophisation marine des mesures prises pour l'amélioration de la qualité des eaux continentales dépend donc à la fois de notre connaissance du fonctionnement des milieux marins et de celui des bassins versants.

En vue de développer les outils de modélisation nécessaire pour prévoir l'Etat de la Baie de Seine en liaison avec la gestion du bassin amont de la Seine, comme le nécessite par exemple la mise en œuvre de la nouvelle Directive Cadre Européenne sur la Gestion des Eaux par Bassin, le projet LITEAU (2001-2003) avait pour objectif de **faire dialoguer deux modèles** :

- Un modèle de réseau hydrographique (SENEQUE, Billen *et al.*, 2001), permettant de relier l'activité humaine dans le bassin versant (pratiques agricoles, aménagement du paysage hydrologique, rejets urbains,...) aux flux d'azote, de phosphore et de silice amenés à la mer.
- Un modèle hydrodynamique tridimensionnel de l'estuaire et de la Baie de Seine (SiAM3D/ELISE, Cugier, 1999 ; Cugier et Le Hir, 2002), permettant de reproduire les variations spatio-temporelles de la dynamique hydro-sédimentaire et de la stratification thermo-haline créée par le panache de la Seine, et de simuler les efflorescences des diatomées et des dinoflagellés qui consomment ces flux.

Une reconstitution du fonctionnement du Système Seine au cours des 50 dernières années a été réalisée (Billen *et al.*, Estuaries, 2001). Au delà des variations interannuelles considérables liées à la pluviométrie, les résultats montrent, au niveau des flux annuels de nutriments transférés à la mer :

- Le déficit croissant de silice par rapport à l'azote et au phosphore par comparaison aux besoins de la croissance des diatomées.
- Deux inversions du rapport N:P, qui diminue en dessous du rapport de Redfield au début des années 60, puis devient de nouveau supérieur dans les années récentes, suggérant la possibilité d'une limitation de la croissance algale par le phosphore.

Les performances du modèle Baie de Seine ont quant à elles été validées sur les données acquises par divers données de surveillance dont celles du RNO. Les résultats montrent clairement que les années sèches, au cours desquelles les apports de silice sont les plus déficitaires par rapport aux apports d'azote et de phosphore, sont celles où les floraisons estivales de dinoflagellés sont les plus importantes.

L'analyse des concentrations en nutriments pendant les périodes de floraison algale maximale dans le panache de la Seine montre que l'élément limitant principal pour les diatomées est le phosphore au printemps et la silice en été, tandis que l'azote reste l'élément limitant des dinoflagellés lors de leur floraison estivale.

Deux types de scénarios de la gestion du bassin versant ont été explorés à l'aide de la chaîne de modélisation ainsi mise au point. Les premiers, rétrospectifs, s'inscrivent dans la recherche de conditions de référence de l'état de la Baie de Seine : l'état recevant les apports d'un bassin entièrement forestier, ainsi que celui d'un bassin caractérisé par un paysage rural traditionnel tel que celui du XVIII^e siècle ont été explorés. Les seconds, prospectifs, visent à évaluer ce que l'on peut attendre, en terme de contrôle de l'eutrophisation côtière, de la mise en œuvre du traitement tertiaire de l'azote et du phosphore dans les eaux usées urbaines. Les simulations réalisées démontrent la sensibilité de la Baie de Seine à différents équilibres des nutriments (N, P et Si) en provenance du bassin versant. Leurs résultats sont résumés dans la figure 3 pour une année type de faible hydrologie, qui représente la situation à risque du point de vue de l'occurrence de blooms de dinoflagellés.

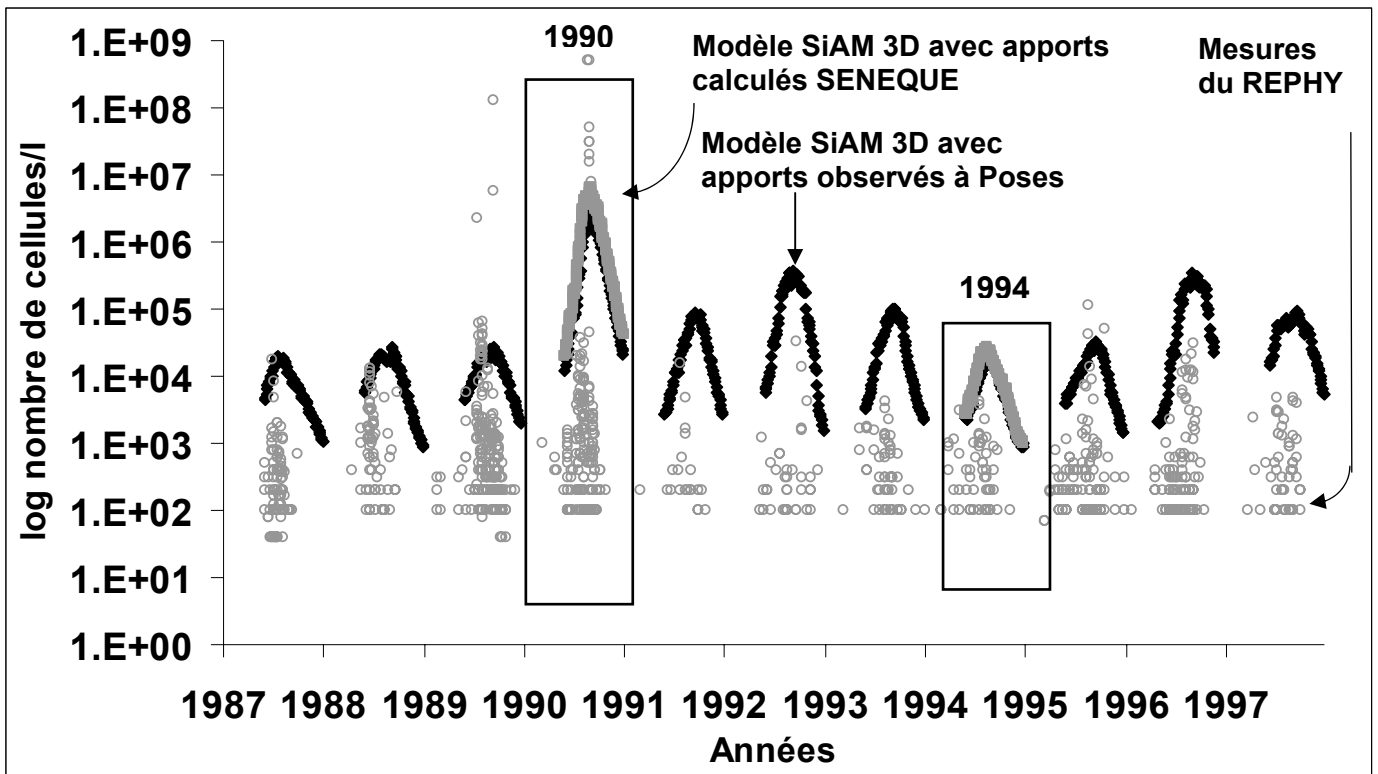


Figure 2. Simulation par le modèle ELISE/SiAM-3D du développement des dinoflagellés le long des côtes du Calvados de 1987 à 1997. Comparaison avec les mesures issues du réseau de surveillance REPHY.

Au cours des périodes historiques, l'azote semble avoir été l'élément limitant principal de la croissance des algues au moment de leur maximum de biomasse, les apports de silice étant alors excédentaires par rapport à ceux des deux autres nutriments. Actuellement (décennie 90), l'accroissement des apports d'azote et de phosphore a fait de la silice l'élément limitant principal de la production diatomique, ce qui favorise la croissance estivale des algues non siliceuses. La baisse tendancielle récente des apports ponctuels de phosphore, et la relative facilité technique des traitements de déphosphatation des effluents, font qu'une situation d'excédent de silice pourrait être rapidement restaurée en Baie de Seine, avec une limitation générale par le phosphore. Une telle situation serait caractérisée par des floraisons d'algues non siliceuses nettement moins importantes qu'actuellement. Pour obtenir un effet analogue par le traitement de l'azote des eaux usées urbaines, un abattement général de 50 % de la charge azotée, techniquement et économiquement réalisable, semble insuffisant ; un abattement d'au moins 70 % est nécessaire. Seul un abattement de 90 % de l'azote d'origine urbaine permettrait de retrouver une production de dinoflagellés comparable à celle de l'état 'historique' ou 'pristine' du système écologique de la Baie de Seine.

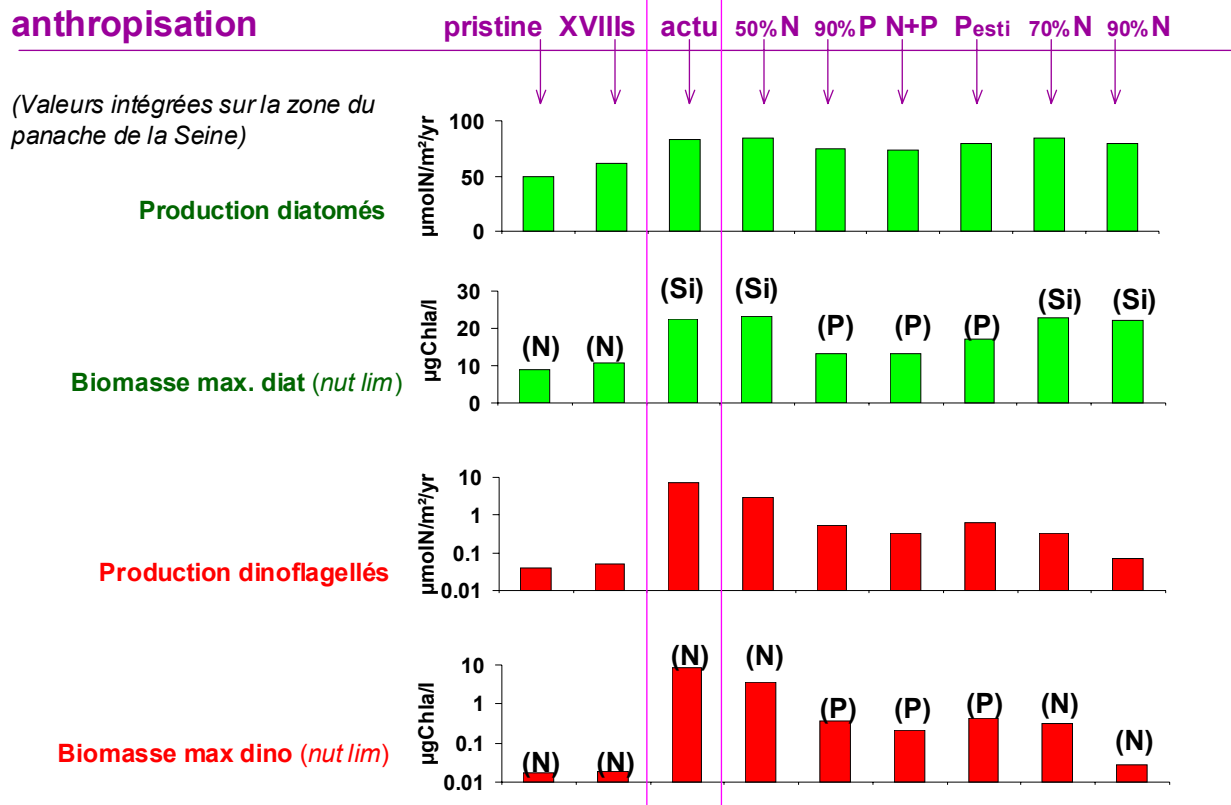


Figure 3. Effet des différents scénarios d'anthropisation sur les développements algaux dans le panache de la Seine en conditions de faible hydrologie (année sèche type 1990).

Pristine : bassin entièrement forestier

XVIIIes : paysage rural traditionnel, situation du bassin à la fin du XVIIIe s

Actu : référence actuelle

xx%N/P : traitement de l'azote/du phosphore avec élimination de xx% de la charge azotée/phosphorée

N+P : combinaison d'un abattement de 50 % de la charge en azote et de 90 % de la charge phosphorée

Pesti : traitement du phosphore (90 % d'abattement) limité à la période estivale

CONCLUSION

La comparaison avec d'autres pays européens, rendue possible par la forte coordination mise en place dès le début, n'est pas défavorable à la France, quels que soient les contaminants concernés. Mais le système actuel d'observation doit être remis en question quant à sa pertinence vis-à-vis des risques nouveaux et des connaissances scientifiques actuelles : les Directives européennes les plus récentes identifient des substances dangereuses pour lesquelles nous avons peu ou pas de bilan, et encore moins d'historiques.

Les dystrophies graves observées en milieux côtiers, enfin, ont montré que nos approches sous-estimaient probablement les impacts (et donc les risques) liés à l'eutrophisation, et qu'un effort plus dense (tant au plan spatial que temporel) permettrait de mieux discriminer les causes (c'est-à-dire les apports) et donc de mieux les gérer, avec une prise de conscience du caractère indissociable de la gestion des bassins versants vis-à-vis des questions de qualité des eaux littorales.

Malgré la différence « culturelle », mais aussi technologique, de ces approches eaux douces – milieu marin, il conviendra de viser une véritable intégration des systèmes d'observations bassin

versant et littoraux, illustrée par quelques SDAGE, qui préfigurent le dispositif qui devra se mettre en place après 2006 pour satisfaire aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau.

Remerciements

Cette synthèse a été réalisée à partir d'extraits des bulletins Annuels du RNO (parus en 2000, 2002, 2003), disponibles en lignes sur le site <http://www.ifremer.fr/envlit/index.htm>, ainsi que du rapport final du projet LITEAU « Intégration des outils de modélisation des transferts de nutriments dans le continuum "Seine, Seine-Aval, Baie de Seine" ».

De nombreuses équipes sont donc à l'origine des résultats présentés, financés par diverses conventions du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable depuis 1974.

Doivent être notamment remerciés les co-auteurs de ces extraits :

- *J. Garnier (Université Paris 6),*
- *D. Claisse, M. Joanny, A. Abarnou, A. Ménesguen, J. F. Guillaud, P. Cugier de l'Ifremer*
- *S. Simon (CLHN, Le Havre),*

ainsi que les laboratoires côtiers de l'Ifremer et les « Cellules qualités des Eaux Littorales » des services de l'Équipement, qui opèrent depuis 25 ans les prélèvements et les analyses qui ont permis les synthèses.

Annexe

Nom du site	Nom du point	Identifiant Quadrige du point	Période de suivi	Esp.	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	CB153	ΣDDT	γHCH	αHCH	ΣHAP
Dunkerque et Calais	Cap Blanc-Nez	01001102	79 - 96	M		*▲	▲	▲			▲	*▲		
Dunkerque et Calais	Oye plage	01001104	87 - 99	M	▼	*▲	*▲	▲						
Dunkerque et Calais	Cap Gris nez	01002102	80 - 96	M		*▲	▲	*▲	*▲	▲	▲	▲		
Boulogne et Canche	Ambleteuse	02003101	80 - 99	M	*▲	*▲	▲		*▲	▲	▲			
Authie et Somme	Berck Bellevue	03005102	91 - 99	M		▲	▲	▲						
Authie et Somme	Pointe de St Quentin	03006102	87- 99	M		▲		▲						
Dieppe et Fécamp	Varengeville	04007101	79 - 99	M		*▲	*▲			▲	▲			
Dieppe et Fécamp	Bas Fort Blanc	04007104	82 - 97	M		*▲	*▲	*▲						
Dieppe et Fécamp	Vaucottes	04009102	79 - 99	M	▼	*▲		▲		▲	▲			
Dieppe et Fécamp	Veulettes	04009105	89 - 94	M										
Estuaire et baie de Seine	Antifer - digue	05010113	86 - 99	M	*▲	*▲	*▼	▲		▲				
Estuaire et baie de Seine	Villerville	05011101	79 - 99	M	*▲	*▲	▼	*▲		▲	▲	▲	▲	
Estuaire et baie de Seine	Cap de la Hève	05011102	79 - 97	M	*▲	*▲	▼	*▲	*▼		▲	▲	▲	
Estuaire et baie de Seine	Digue nord du Havre	05011106	79 - 97	M	*▲	*▲	▼	*▲			▲	▲	▲	
Calvados	Ouistreham	06012114	93 - 99	M		▲			▲	▲		▲		▲
Calvados	Hermanville	06013109	79 - 97	M	▼	*▲	*▲	*▲	*▲		*▲	▲	▲	
Calvados	Bernières	06013110	81 - 97	M				▼			▲	▲		
Calvados	Port en Bessin	06013111	81 - 99	M	▲	*▲	▲	*▲			▲	▲		
Baie des Veys - St Vaast	Géfosse	07014106	81 - 99	M		*▲		*▲	*▲		▲			
Baie des Veys - St Vaast	Ravenoville (b)	07015104	81 - 97	M	*▲	*▲	*▲				▲	▲	▲	
Baie des Veys - St Vaast	Le Moulard	07015108	89 - 99	M	*▲	▲	▲	▲						▲
Cherbourg	Grande rade de Cherbourg	08017103	94 - 99	M										
Ouest Cotentin	Pirou nord	09020105	93 - 99	M		▲			▲					
Ouest Cotentin	Bréville	09021101	80 - 99	M	▲	*▲		▲			▲		▲	
Cancale	Le Vivier sur mer	10023101	79 - 99	M		*▲		▲	*▲	▲	▲	▲	▲	▲
Cancale	Cancale	10023102	79 - 97	H			*▲		*▲		▲		▲	
Arguenon et Fresnaye	Baie de la Fresnaye	12025105	80 - 99	M		▲			*▲	▲	▲	▲	▲	
St Brieuc	Pointe du Roselier	13027102	79 - 99	M				▼		▲	▲	▲	▲	
St Brieuc	Port Morvan	13027103	79 - 97	M		▲			*▼	▲	*▲	▲	▲	
St Brieuc	Baie de Morieux	13027104	79 - 97	M	▲	▲		▲	*▼	▲	▲	▲	▲	
Paimpol à Perros-Guirec	Beg Nod	14029110	90 - 99	H	▼	*▲	*▲			▲			▲	
Lannion	St Michel en grève	15032105	80 - 99	M		▲		▼	▲		▲	*▲	▲	▲
Morlaix	Rivière de Morlaix Rive D	16033101	79 - 94	H	▲	▲		▼			▲	*▲	▲	
Morlaix	Rivière de Morlaix Rive G	16033102	79 - 99	H		▲	*▲							
Morlaix	Penzé rive droite	16033103	79 - 97	H		▲	*▲			▲	▲		▲	
Abers finistériens	Aber Benoît	17035105	79 - 99	H	▲	▲	*▲		▼	▲	▲		▲	
Brest	Elorn rive gauche - keraliou	18037101	79 - 99	H		▲	*▲	*▲	*▲		▲			
Brest	Baie de Daoulas	18038102	79 - 99	H		*▲			*▲		▲		▲	
Brest	Baie de Roscanvel	18038103	79 - 99	H		▲	*▲		*▼		▲	*▲	*▲	
Brest	Aulne rive droite	18038105	79 - 99	H							▲			

Tableau 2 : Tendances observées pour les contaminants mesurés par le RNO en MANCHE

Nom du site	Nom du point	Identifiant Quadrige du point	Période de suivi	Esp.	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	CB153	ΣDDT	γHCH	αHCH	ΣHAP
Concarneau	Fouesnant	21043102	80 - 97	M	▲	*▲	▲	▼	*▲		▲	▲	▲	
Aven Belon et Laïta	Riec sur Belon	22044101	80 - 99	H		▲	*▲				▲	▲		▲
Lorient	La Jument	23045104	85 - 93	M		▲		▲						
Lorient	La Potée de beurre	23045105	94 - 99	M										
Etel	Rivière d'Etel	24047102	79 - 99	H		▲		*▲		▲	*▲		*▲	▲
Golfe du Morbihan	Locmariaquer	26053104	79 - 99	H		▲	▲				*▲		*▲	▲
Golfe du Morbihan	Arradon	26054101	79 - 99	H	▲	▲	*▲		▼	▲	▲	*▲	*▲	
Golfe du Morbihan	Larmor-Baden	26054103	79 - 97	H	▲	*▲	*▲		*▲		*▲		*▲	
Vilaine	Er fosse	27056104	90 - 99	M		▲	▲	▲	▲					
Vilaine	Pen Bé	27057101	80 - 99	M			▲				▲	▲	*▲	
Vilaine	Piriac	27057103	80 - 97	M		*▲	▲				▲	▲	▲	
Vilaine	Le Croisic	27059102	80 - 99	M			*▲	▼			▲	▲	▲	
Loire et Bourgneuf	Villes - Martin	28060101	79 - 97	M	▲	▲	*▲			▲	▲	*▲	*▲	
Loire et Bourgneuf	Pointe de Chemoulin	28060102	79 - 99	M			▲			▲	▲		*▲	
Loire et Bourgneuf	Le Pointeau	28060103	79 - 95	M		▲	▲				▲		*▲	
Loire et Bourgneuf	Tharon	28060104	79 - 97	M	*▲	*▲	▲				▲		*▲	
Loire et Bourgneuf	Bourgneuf -	28061105	80 - 99	H		*▲	*▲				▲		▲	
Loire et Bourgneuf	Noirmoutier - Gresse-loup	28061108	81 - 99	H		▲	▲				▲		▲	▲
Vendée	Talmont	29064101	80 - 99	H		*▲	*▲				▲		▲	▲
Pertuis Breton	Rivedoux	30065102	80 - 99	H		▲	*▲		▼	▲	▲	▲	▲	
Pertuis Breton	Baie de l'Aiguillon	30066101	82 - 99	H	*▼	▲		▼		▲	▲	▲	▲	▲
Pertuis d'Antioche	Châtelailon	31068115	90 - 99	H	▼								▲	
Marennes	Les Palles	32069103	79 - 99	H		*▲					▲	*▲	*▲	
Marennes	La Moulière	32069105	79 - 99	M		*▲	*▲				▲	▲	*▲	
Marennes	Boyardville	32070101	79 - 99	H	*▼	*▼		*▼	*▼		▲	*▲	*▲	
Marennes	L'Estrée - Brouage	32070104	79 - 96	H	▲	*▲					*▲	*▲		
Marennes	Dagnas	32070110	79 - 99	H		*▲					*▲	▲	*▲	
Marennes	Mus de loup	32071102	79 - 99	H		*▲	*▲	*▲			*▲	*▲	*▲	
Gironde	Bonne Anse	33075101	79 - 99	H	▼	*▲	*▲		*▼		*▲	*▲	*▲	▲
Gironde	Pontailac	33075102	79 - 99	H		*▲			▼		▲	*▲	*▲	
Gironde	La Fosse	33075103	79 - 99	H	▼	▲	*▲		▼		*▲	▲	▲	
Arcachon et Landes	Les Jacquets	34077101	79 - 99	H		*▲	*▲	▼	▼		▲	▲	▲	
Arcachon et Landes	Comprian	34077103	79 - 99	H		*▲	*▲	▼	▼		▲	▲	▲	▲
Arcachon et Landes	Les Hosses	34077104	79 - 96	H		*▲			▼	▲	▲	▲	▲	
Arcachon et Landes	Cap Ferret	34077105	79 - 99	H		*▲	*▲	*▲			▲	▲	▲	
Pays basque	Adour	35079101	79 - 99	H		*▲	▲	*▼	*▼		*▲	▲	▲	
Pays basque	Capbreton ouest	35079102	94 - 99	M										
Pays basque	Ciboure - la Nivelle	35079103	79 - 99	H	▲	▲	*▲	*▲	▼	▲	▲	▲	▲	
Pays basque	Hendaye - Chingoudy	35079104	79 - 99	H	▲	▲	*▲	*▲	*▲		*▲	▲	▲	

Tableau 3 : Tendances observées pour les contaminants mesurés par le RNO en ATLANTIQUE

Nom du site	Nom du point	Identifiant Quadrige du point	Période de suivi	Esp.	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	CB153	ΣDDT	γHCH	αHCH	ΣHAP
Roussillon	Banyuls - Labo Arago	36080102	79 - 99	M	* ↘						* ↗	* ↗	↗	
Roussillon	Embouchure de l'Hérault	36081108	84 - 99	M	↗	↗		↗	↗		↗	↗		
Roussillon	Etang de Leucate	36083102	81 - 99	M		* ↘	* ↗	* ↘	↗		↗	* ↗	* ↗	↗
Roussillon	Etang de Bages	36085107	82 - 99	M	↗	↗	* ↗	↗	* ↗		↗		↗	
Languedoc	Thau 1	37087101	79 - 99	M	↗		↗		* ↗		↗	↗	↗	
Languedoc	Thau 4	37087104	79 - 99	M		↗	↗	* ↗	↗		↗	* ↗	↗	↗
Languedoc	Etang du Prévost	37089105	86 - 99	M		↗	↗						↗	
Delta du Rhône et Fos	Stes Maries de la mer	38093101	82 - 99	M		↗	* ↗		↗	↗	↗	↗	↗	↗
Delta du Rhône et Fos	Pointe St Gervais	38094101	79 - 99	M		↗	↗			↗	* ↗	↗	↗	
Delta du Rhône et Fos	Centre darse 2	38094103	79 - 96	M	* ↘	* ↘		↘			* ↗	↗	↗	
Delta du Rhône et Fos	Anse de Carteau	38094106	79 - 99	M	* ↘	* ↗	↗				↗		↗	
Delta du Rhône et Fos	Cap Couronne	38094115	82 - 99	M			↗		↗	↗	↗	↗	↗	
Delta du Rhône et Fos	Etang de Berre	38095101	90 - 96	M										
Marseille et	Pomègues ouest	39096102	79 - 99	M			↗				↗		↗	↗
Marseille et	Pomègues Est	39096114	82 - 99	M										
Toulon à St Raphaël	Toulon - Lazaret	40100101	79 - 99	M		↗			* ↗		* ↗	↗	↗	
Toulon à St Raphaël	St Tropez	40105102	86 - 95	M	↗									
Toulon à St Raphaël	Port Grimaud	40105103	95 - 99	M		↘	↗							
Cannes à Menton	Golfe de la Napoule	41108101	79 - 99	M	↗		* ↗	↗	* ↗		↗	↗	↗	↗
Cannes à Menton	Nice - La Réserve	41109109	86 - 94	M										A D
Corse Ouest	Ajaccio - ville	42117103	86 - 96	M	↗	* ↘		↘		↗				
Corse Est	Etang de Diana	43114101	81 - 99	M	↗	* ↘					↗	↗	↗	
Corse Est	Etang d'Urbino	43114102	81 - 99	M	* ↘	* ↘					↗	↗	↗	

Tableau 4 : Tendances observées pour les contaminants mesurés par le RNO en MEDITERRANEE
A D = Absence de donnée.