



COMMISSION
OSPAR

Tendances et état des composés organostanniques dans les sédiments dans la mer du Nord méridionale

Évaluation de l'Indicateur Commun



OSPAR

BILAN DE SANTÉ 2023

2022

Tendances et état des composés organostanniques dans les sédiments dans la mer du Nord méridionale

OSPAR Convention

The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (the “OSPAR Convention”) was opened for signature at the Ministerial Meeting of the former Oslo and Paris Commissions in Paris on 22 September 1992. The Convention entered into force on 25 March 1998. The Contracting Parties are Belgium, Denmark, the European Union, Finland, France, Germany, Iceland, Ireland, Luxembourg, the Netherlands, Norway, Portugal, Spain, Sweden, Switzerland and the United Kingdom.

Convention OSPAR

La Convention pour la protection du milieu marin de l’Atlantique du Nord-Est, dite Convention OSPAR, a été ouverte à la signature à la réunion ministérielle des anciennes Commissions d’Oslo et de Paris, à Paris le 22 septembre 1992. La Convention est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Les Parties contractantes sont l’Allemagne, la Belgique, le Danemark, l’Espagne, la Finlande, la France, l’Irlande, l’Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume- Uni de Grande Bretagne et d’Irlande du Nord, la Suède, la Suisse et l’Union européenne

Contributeurs

Auteurs principaux : Koen Parmentier, Johan Näslund and Rob Fryer

Avec le soutien des groupes suivants : ICES Marine Chemistry Working Group (MCWG), OSPAR Working Group on Monitoring and on Trends and Effects of Substances in the Marine Environment (MIME)

Traduction : Isabelle Wojtyniak (MCIL, MITI). Quicksilver Language Services Ltd

Citation

Parmentier, K., Näslund, J. et Fryer, R. *Tendances et Etat des Composés Organostanniques dans les Sédiments dans la Mer du Nord Méridionale*. OSPAR, 2023: Bilan de santé. Commission OSPAR, Londres. Disponible via le lien suivant : <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/bilan-de-sante/2023/evaluations-des-indicateurs/organostanniques-dans-les-sediments/>

Contents

Contributeurs	1
Citation	1
Message clé	3
Contexte	3
Contexte (version étendue)	3
Résultats (version étendue)	9
Conclusion	11
Conclusion (version étendue)	11
Lacunes dans les connaissances	12
Lacunes dans les connaissances (version étendue)	12
Références bibliographiques	12
Métadonnées d'évaluation	13

Message clé

À la suite de l'interdiction totale du tributylétain dans les applications marines, on a observé une réduction mesurable des concentrations moyennes dans les sédiments (selon une tendance d'environ -10 % par an) dans la mer du Nord méridionale ; néanmoins, aucune station de surveillance ne produit encore des chiffres nettement inférieurs à la valeur NQE proposée par la Suède, soit $0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ à un taux de 2,5 % de CO (<https://www.ospar.org/documents?v=43227>). Bien évidemment, il reste nécessaire de suivre la situation.

Contexte

Le tributylétain (TBT) ainsi que d'autres composés organostanniques sont présents dans le monde entier, dans tout le milieu marin. Les composés organostanniques ont de nombreuses applications et le TBT a été largement utilisé dans les peintures antifouling sur les embarcations, les bouées et le matériel de mariculture, ce qui a abouti à une distribution généralisée du TBT dans l'eau, les sédiments et le biote. Le TBT est sujet à l'oxydation, de sorte que dans une colonne d'eau bien mélangée, sans aucun apport, les concentrations diminuent rapidement, et il en va de même pour les sédiments oxygénés, tandis que dans des conditions anoxiques, la substance est stable.

Des concentrations élevées de TBT dans les sédiments sont généralement associées aux ports commerciaux et aux autres ports, aux chantiers navals, aux voies de navigation, et auparavant également aux marinas. Les composés organostanniques sont toxiques pour de nombreux organismes marins, même à de très faibles concentrations. Par exemple, on a vu des déclinés généralisés de certaines populations d'escargots en raison d'une perturbation hormonale par le TBT, et le TBT a été la cause d'une diminution lente mais constante de la crevette brune dans les zones impactées, cependant cette conclusion n'a été tirée que récemment. Toutefois, la situation s'améliore depuis la mise en vigueur d'une législation interdisant l'utilisation du TBT dans toutes les applications marines et les restrictions visant l'utilisation de ce produit au sein de l'UE. L'utilisation du TBT a été interdite à la fin des années 1980 pour les petits bateaux, et elle est interdite sur tous les bateaux et sur les installations offshore depuis 2008, ou bien les bateaux doivent porter au moins un revêtement barrière. Toutefois, il est probable que les apports de TBT dans le milieu aquatique se poursuivront, en provenance de pays qui ne respectent pas l'interdiction, de bateaux inutilisés ou d'installations désaffectées, d'applications terrestres, et par redistribution de sols et de sédiments contaminés.



Figure a : Le TBT a été utilisé comme antifouling dans la peinture sur les coques de bateaux (image de Parmentier et al., 2019)

Contexte (version étendue)

Le tributylétain (TBT) ainsi que d'autres composés organostanniques sont des contaminants que l'on rencontre dans le monde entier, dans tout le milieu marin. Les composés organostanniques ont de nombreuses applications, telles que les revêtements, les additifs anti-odeurs/antifongiques, les pesticides, les biocides dans les peintures antifouling marines, les catalyseurs, les traitements du bois et les conservateurs. L'utilisation intensive de peintures antifouling sur les embarcations et la protection d'autres installations maritimes ont abouti à une distribution généralisée du TBT dans les eaux estuariennes et marines, les sédiments et le biote.

Les composés organostanniques sont toxiques pour de nombreux organismes marins, même à de très faibles concentrations. Des concentrations élevées de TBT dans les sédiments sont généralement associées aux ports commerciaux et aux autres ports, aux chantiers navals, aux voies de navigation et aux marinas (**Figure b**) et peuvent causer des déformations de la coquille chez les huîtres et nuire à la reproduction, ce qui a été le premier effet nocif signalé (Alzieu et al., 1982). On a ensuite remarqué l'apparition de caractéristiques sexuelles mâles chez des escargots de mer femelles en raison d'une perturbation hormonale par le TBT. Cet effet a produit des déclinés généralisés de certaines populations d'escargots ([Évaluation de l'indicateur concernant l'imposex](#)). La France a été le premier pays à intervenir en interdisant en 1982 l'application de peintures organostanniques sur les bateaux ayant une ligne de flottaison < 25 m et les exploitations piscicoles. Des interdictions similaires ont suivi entre 1987 et 1991 dans tous les pays de la mer du Nord. En 1989, l'UE a imposé de telles mesures à tous les États membres (Directive 89/677/CEE du Conseil de l'UE, Commission européenne, 1989) et l'OMI a agi en conséquence à l'échelle mondiale en 1990 (Résolution MEPC 29 (25) de l'OMI, 1990) En 2001, l'OMI a adopté la Convention internationale de 2001 sur le contrôle des systèmes antisalissure nuisibles sur les navires, officialisant une interdiction mondiale de l'application d'agents organostanniques antifouling sur les bateaux de mer après la date limite du 17 septembre 2008 [Convention AFS, modifiée en 2010 (résolution MEPC 195 (61) de l'OMI, 2010)] pour inclure des lignes directrices sur l'inspection et la certification des systèmes antifouling sur les bateaux). L'UE a transposé la Convention AFS de 2001 dans le Règlement (CE) 782/2003 (Règlement n° 782/2003 de l'UE, Union européenne, 2003), qui a interdit l'application de TBT sur les bateaux battant pavillon de l'UE à partir du 1^{er} janvier 2003. Ce règlement obligeait en outre tous les bateaux faisant escale dans des ports de l'UE à partir du 1^{er} janvier 2008 à être exempts de TBT, ou au moins à porter un revêtement barrière (Parmentier et al., 2019).



Figure b : Des concentrations élevées de TBT dans les sédiments sont normalement associées aux ports commerciaux et aux autres ports, aux chantiers navals, aux voies de navigation et aux marinas.

L'interdiction consécutive sur différents bateaux a entraîné une baisse des concentrations de TBT dans l'environnement, en particulier après 2008 (Verhaegen et al., 2012). Le TBT est assez sensible aux processus d'oxydation entraînant une désalkylation, ce qui rend la substance beaucoup moins toxique. Ces processus ont lieu rapidement dans une colonne d'eau pleinement oxygénée ou dans des sédiments oxygénés, tandis que le TBT peut persister dans les sédiments anoxiques. En particulier dans les zones fortement impactées, comme les estuaires et sur les grands axes maritimes, les concentrations ont fortement diminué dans toute la mer du Nord depuis 2008, et l'ensemble de l'écosystème a bénéficié d'une stimulation positive en raison de la réduction du stress dû au TBT (Parmentier et al., 2019). Comme la plupart des organismes sont vulnérables aux premiers stades de leur développement, la résilience de plusieurs populations marines a augmenté. Il y a plusieurs raisons de pratiquer un suivi des concentrations dans les sédiments, à savoir : les concentrations déterminées sont couvertes par une assurance de qualité et facilement comparables pour l'évaluation des tendances temporelles et spatiales, l'indicateur « imposex » peut être biaisé par des souches mutantes d'escargots qui supportent des concentrations plus élevées de TBT, alors que l'objectif est de protéger les organismes de type sauvage, et un faible indice VDSI (*Vas Deferens Sequence Index* (séquence de formation du canal déférent)) peut donner un faux sentiment de sécurité, car les larves, en particulier les larves de poissons, peuvent être encore plus sensibles au TBT.

La Stratégie OSPAR pour le milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (NEAES 2030) vise à atteindre et à maintenir des concentrations dans le milieu marin qui sont proches de zéro pour les substances dangereuses de synthèse. Malgré l'interdiction d'utiliser le TBT dans les applications marines, il est probable que les apports de TBT dans le milieu aquatique se poursuivront, en provenance de pays qui ne respectent pas l'interdiction, à partir de bateaux inutilisés ou d'installations désaffectées, et par redistribution de sédiments déjà contaminés. Les installations de traitement des eaux usées et les décharges sont une autre source potentielle de TBT dans le milieu marin, car des composés organostanniques sont parfois appliqués à des produits de consommation. L'utilisation des composés organostanniques dans les produits de consommation est réglementée dans l'UE par la Décision 2009/425/CE et ensuite par le Règlement n° 276/2010 qui a modifié

l'Annexe XVII du Règlement REACH (CE) n° 1907/2006. La vente ou l'utilisation d'articles et de mélanges ne respectant pas les seuils limites imposés pour le TBT sont interdites dans l'UE depuis 2012. Le suivi de toutes ces sources potentielles nécessite une surveillance continue de la présence de TBT dans l'environnement.

Méthode d'évaluation

Les méthodes d'évaluation des tendances et de l'état ont été élaborées à partir des méthodes décrites dans l'outil d'évaluation en ligne des contaminants https://dome.ices.dk/OHAT/trDocuments/2021/help_ac_sediment_contaminants.html. Les critères d'évaluation sont décrits dans https://dome.ices.dk/OHAT/trDocuments/2022/help_ac_sediment_contaminants.html.

Évaluation des tendances

Les résultats des séries chronologiques individuelles dans chaque site de surveillance ont été synthétisés à l'échelle des zones d'évaluation dans une série de méta-analyses.

Une série chronologique de concentrations de composés organostanniques dans les sédiments fait l'objet d'une évaluation pour déterminer la tendance si :

- il y a au moins une année pour laquelle il existe des données au cours de la période de 2015 à 2020 ;
- il y a au moins cinq années de données sur l'ensemble de la série chronologique ;
- un modèle paramétrique peut être ajusté aux données.

Pour la synthèse à l'échelle des zones d'évaluation, on a utilisé uniquement des données provenant de sites de surveillance considérés comme représentatifs des conditions générales ou de stations de référence. Les données provenant de sites de surveillance impactés par des sources ponctuelles ont été exclues. L'analyse a également été limitée aux zones d'évaluation comptant au moins trois sites de surveillance pour lesquels des informations sur les tendances étaient disponibles, ces sites de surveillance devant aussi avoir une bonne étendue géographique. Les critères pour l'évaluation des tendances ont été remplis dans une seule zone d'évaluation : la mer du Nord méridionale.

Pour une évaluation des tendances à l'échelle régionale, la tendance dans chaque série chronologique est résumée par le changement estimé de la concentration logarithmique au cours des vingt dernières années (ou une période plus courte si la série chronologique ne remonte pas aussi loin). Une tendance régionale (mer du Nord méridionale) pour chaque composé organostannique est ensuite estimée par ajustement du modèle mixte linéaire suivant, en utilisant comme méthode la probabilité maximale restreinte :

- réponse : tendance (changement annuel de la concentration logarithmique)
- modèle fixe : composé organostannique
- modèle aléatoire : station + variation résiduelle

Le modèle fixe signifie qu'une tendance régionale distincte est estimée pour chaque composé organostannique. Les effets aléatoires permettent une variation de tendance entre les stations communes à tous les composés organostanniques (station). La variation résiduelle est constituée de deux termes : la variation associée à l'estimation de la tendance à partir des séries chronologiques individuelles, dont on suppose qu'elle est connue (et indiquée par le carré de l'erreur-type) ; et un terme qui représente toute variation résiduelle supplémentaire non expliquée par les autres effets fixes et aléatoires.

Évaluation de l'état

Une série chronologique de concentrations de composés organostanniques dans les sédiments fait l'objet d'une évaluation pour déterminer l'état si :

- il y a au moins une année pour laquelle il existe des données au cours de la période de 2015 à 2020 ;
- il y a au moins trois années de données sur l'ensemble de la série chronologique ;

- un modèle paramétrique peut être ajusté aux données et utilisé pour estimer la concentration moyenne au cours de la dernière année de surveillance (ou, occasionnellement, si un test non paramétrique de l'état est appliqué).

Il n'y a aucune restriction quant aux données utilisées dans la méta-analyse de l'état en fonction de la classification de la station de surveillance ; les données des séries chronologiques des stations de référence, des stations représentatives et des stations impactées sont toutes incluses. Cependant, les quelques séries chronologiques pour lesquelles il existe une évaluation non paramétrique de l'état doivent être exclues, car il n'y a pas de mesure récapitulative de l'état à utiliser dans le modèle mixte. Les critères d'évaluation de l'état ont été remplis dans une seule zone d'évaluation : la mer du Nord méridionale.

Pour une évaluation de l'état à l'échelle régionale, l'état de chaque série chronologique est récapitulé par la différence entre la concentration logarithmique moyenne estimée au cours de la dernière année de surveillance et la concentration logarithmique d'évaluation. Un modèle mixte linéaire qui est essentiellement le même que pour les tendances est alors ajusté :

- réponse : état (concentration logarithmique moyenne - concentration logarithmique d'évaluation)
- modèle fixe : interception
- modèle aléatoire : variation résiduelle

La variation résiduelle étant constituée de la variation de l'estimation de l'état, de la variation des estimations de l'état à partir de l'analyse des séries chronologiques individuelles, et d'un terme qui représente toute variation supplémentaire non expliquée par les autres effets fixes et aléatoires. Le modèle fixe ne comprend qu'une interception puisqu'il n'y a une concentration d'évaluation que pour un seul composé organostannique et une seule région.

Données provenant des sites de surveillance disponibles pour évaluer l'état des concentrations de composés organostanniques dans les eaux proches des côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande, la mer d'Irlande, la mer du Nord méridionale et la Manche (**Tableau a**). Données de séries chronologiques disponibles pour évaluer les tendances temporelles pour la mer du Nord méridionale et les côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande (**Tableau b**).

Tableau a : Nombre de sites de surveillance utilisés pour évaluer l'état des concentrations de composés organostanniques dans les sédiments, par zone d'évaluation des contaminants d'OSPAR et par composé organostannique. TBT : tributylétain, DBT : dibutylétain, MBT : monobutylétain, TPhT : triphénylétain

Zones d'évaluation des contaminants d'OSPAR	des Stations	TBT	DBT	MBT	TPhT
Mer d'Irlande	5	5	0	0	0
Côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande	2	2	0	0	0
Mer du Nord méridionale	36	31	29	32	2
Manche	4	4	2	2	0

Tableau b : Nombre de sites de surveillance utilisés pour évaluer les tendances temporelles des concentrations de composés organostanniques dans les sédiments, par zone d'évaluation des contaminants d'OSPAR et par composé organostannique. TBT : tributylétain, DBT : dibutylétain, MBT : monobutylétain, TPhT : triphénylétain

Zones d'évaluation des contaminants d'OSPAR	des Stations	TBT	DBT	MBT	TPhT
Mer du Nord méridionale	32	31	29	32	2
Manche	4	4	2	2	0
Mer d'Irlande	5	5	0	0	0
Côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande	2	2	0	0	0

L'emplacement des sites de surveillance dans la mer du Nord méridionale, la Manche, la mer d'Irlande, et les Côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande est illustré dans la **Figure c**.

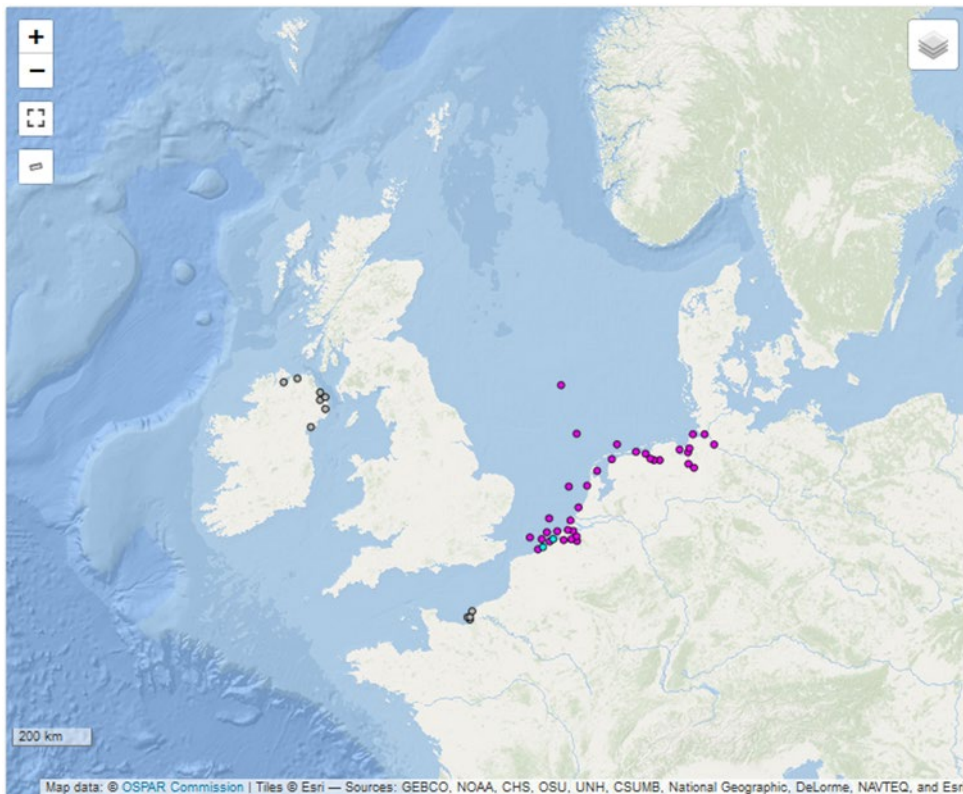


Figure c : Sites de surveillance disponibles pour évaluer les concentrations de composés organostanniques dans les sédiments dans la mer du Nord méridionale, la Manche, la mer d'Irlande, et les Côtes ouest de l'Écosse et de l'Irlande. Les cercles violets représentent les stations où il existe une évaluation des tendances pour au moins un composé organostannique, et les cercles bleu clair représentent les stations pour lesquelles il existe seulement des évaluations de l'état. Les cercles gris représentent les stations qui n'ont pas été incluses dans l'évaluation car elles ne répondaient pas aux critères d'inclusion. Disponible sur [ODIMS](#).

Différences entre les méthodologies utilisées pour l'IA 2017 et pour le QSR 2023

Pour le QSR 2023, une méta-analyse est utilisée pour faire la synthèse des résultats des séries chronologiques individuelles et fournir une évaluation de l'état et des tendances au niveau des zones d'évaluation. Les méta-analyses tiennent compte à la fois de l'estimation de l'état ou de la tendance temporelle dans chaque série chronologique et de l'incertitude de cette estimation. Elles produisent une évaluation à l'échelle régionale plus objective que celle qui a été possible dans le QSR 2010, pour lequel la tendance et l'état pour chaque site de surveillance ont simplement été présentés dans des tableaux.

La valeur NQE utilisée pour l'évaluation de la qualité environnementale des sédiments est celle qui a été proposée par la Suède et adoptée par OSPAR, soit $0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ à un taux de 2,5 % de CO

(<https://www.ospar.org/documents?v=43227> ; la valeur était initialement fixée à $1,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ à un taux de 5 % de CO). Le Danemark a émis une réserve contre l'utilisation de cette valeur seuil, car il a agréé une autre valeur plus rigoureuse au niveau national.

Résultats

La tendance régionale ainsi que l'état du TBT dans les sédiments ont pu être évalués seulement pour la mer du Nord méridionale. L'estimation de la tendance actuelle pour la mer du Nord méridionale est une diminution de 10 % par an de la concentration de TBT. L'évaluation de l'état du TBT dans les sédiments pour la mer du Nord méridionale montre que la NQE n'est pas respectée et que la concentration moyenne estimée par rapport à la NQE est d'environ 3,6. Si les taux actuels de diminution se poursuivent, il faudra plus d'une décennie pour atteindre les niveaux de la NQE.

Résultats (version étendue)

On trouvera les résultats sur la page de l'OHAT concernant les composés organostanniques dans les sédiments :

https://dome.ices.dk/OHAT/trDocuments/2022/regional_assessment_sediment_organotins.html

Profils des composés organostanniques

Le profil des concentrations des différents composés organostanniques peut parfois être utile pour examiner les sources, et pour comparer les concentrations dans différentes régions où il n'existe pas de critères d'évaluation pour chaque série chronologique des composés organostanniques. Les profils des concentrations estimées de composés organostanniques pour la mer du Nord méridionale sont présentés dans la **Figure e**.

Comme la toxicité des composés organostanniques diminue rapidement lorsque le nombre de ligands organiques diminue, le TBTSn+ et le TPhTSn+ sont les composés les plus préoccupants. La perte de substituants organiques est un processus d'oxydation, ce qui explique pourquoi les composés organostanniques sont remarquablement stables dans les sédiments, en particulier dans les sédiments pauvres en oxygène, mais sont facilement dégradés dans la colonne d'eau, à l'exception des couches d'eau anoxiques. Cette propriété explique pourquoi, après 15 ans d'interdiction du TBT sur les bateaux naviguant dans les eaux européennes, il reste des régions où le TBT détecté est nettement supérieur à la valeur NQE, et il est fort probable que ces zones se trouvent le long des principales voies de navigation et dans les grands ports. Le TBT incorporé dans les sédiments n'est libéré que lentement, cependant la libération est plus rapide lors des opérations de dragage, la majeure partie de l'impact se limitant à la zone draguée et à la zone d'élimination.

Les différents processus déterminant la libération des composés organostanniques à partir des sédiments sont complexes et dépendent de nombreux paramètres ; la méthode la plus simple pour assurer le suivi consiste donc en une analyse des tendances des résultats de la surveillance, associée à un choix des stations fondé sur le risque, en retenant des stations situées à proximité des ports et le long des principales voies de navigation.

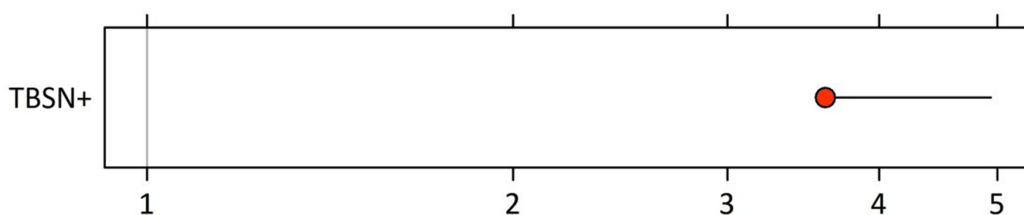
On a constaté un dépassement de la valeur NQE pour le TBT dans les sédiments pour la majeure partie de la mer du Nord méridionale, de la Manche et de la mer d'Irlande. Il convient de noter que l'effort de surveillance du TBT concerne essentiellement cette zone, et compte tenu de l'intensité du trafic maritime, on peut considérer qu'il s'agit d'un choix logique. Lorsque l'on examine les stations individuelles, on constate que la valeur NQE peut être dépassée jusqu'à 30 fois, ce qui nécessite un suivi sur au moins une décennie.

En supposant que le changement annuel actuel de -10,2 % se poursuive et que l'état moyen actuel à l'échelle régionale pour le TBT (TBSN+) dans la mer du Nord méridionale soit de 3,6 fois la valeur NQE, il faudra 12 ans pour que la valeur moyenne se trouve approximativement au niveau de la NQE. On dispose de peu d'informations indiquant si les produits butylés dont la chaîne est plus courte se dégradent encore plus

rapidement, mais de toute façon, le composé le plus préoccupant sur le plan toxicologique est le TBT. La concentration de TPhT est significativement plus faible.

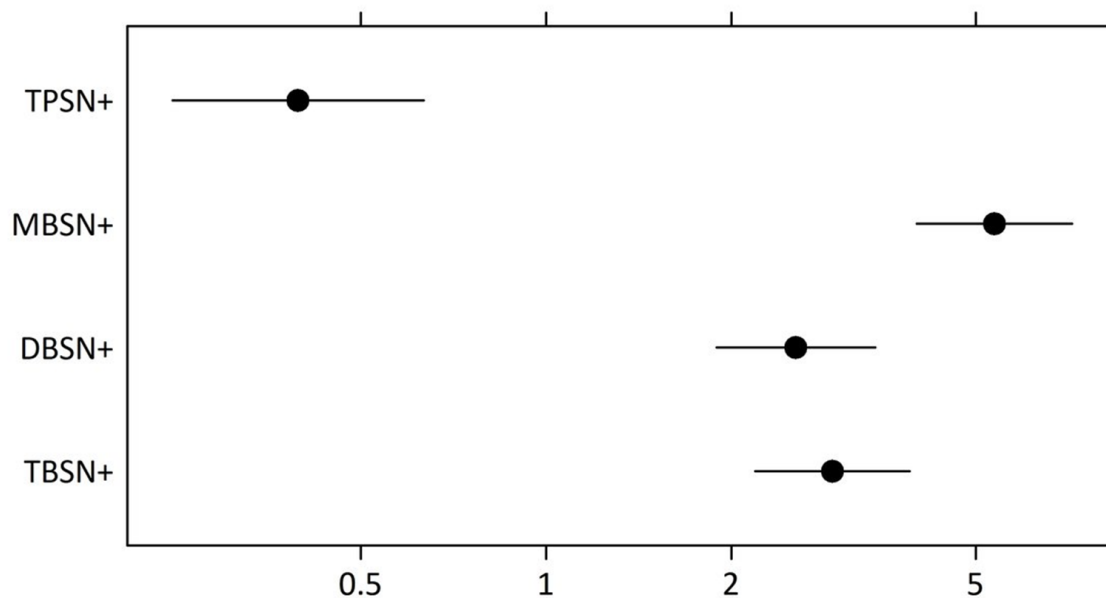
Tableau c : Estimations de la tendance régionale (mer du Nord méridionale) par composé organostannique.

Composé organostannique	Tendance	Erreur type	Inférieure	Supérieure	% changement annuel	% changt annuel, inférieur	% changt annuel, supérieur
TBT	-10,77	0,66	-12,05	-9,48	-10,21	-11,35	-9,05
DBT	-7,33	0,70	-8,71	-5,96	-7,07	-8,34	-5,78
MBT	-0,99	0,65	-2,26	0,28	-0,99	-2,24	0,28



Concentration moyenne par rapport à la norme de qualité environnementale (NQE)

Figure d : État moyen à l'échelle régionale pour le TBT (TBSN+) pour la mer du Nord méridionale, avec une concentration moyenne estimée par rapport à la NQE et un intervalle de confiance unilatéral supérieur ponctuel à 95 %.



Concentration moyenne au cours de la dernière année ($\mu\text{g}/\text{kg-1}$ en poids sec)

Figure e : Profils des concentrations estimées de composés organostanniques pour la mer du Nord méridionale, avec des limites de confiance ponctuelles à 95 %. Les unités sont les $\mu\text{g}/\text{kg}$ en poids sec avec normalisation pour un taux de 2,5 % de carbone organique. La NQE pour le TBT (TBSN+) est de $0,8 \mu\text{g}/\text{kg}$ en poids sec de sédiments avec normalisation pour un taux de 2,5 % de CO ; il n'existe pas de valeurs NQE généralement agréées pour les autres composés organostanniques.

Conclusion

La réglementation du TBT a clairement permis de réduire efficacement les apports dans la mer du Nord méridionale en général. Toutefois, les niveaux généraux de concentration du TBT restent tels que des effets sur le milieu marin ne peuvent être exclus. D'après la tendance actuelle, avec une diminution d'environ 10 % par an, on prévoit que les niveaux de TBT dans les sédiments dépasseront la NQE pendant au moins une autre décennie. La disponibilité des données pour la mer du Nord méridionale est relativement bonne et un niveau de confiance élevé est associé à l'évaluation des tendances et de l'état.

Conclusion (version étendue)

Relativement peu de temps après que le TBT a commencé à être largement utilisé comme antifouling, des effets ont été démontrés et attribués à sa présence. On a vu un impact sur les mollusques à de très faibles concentrations, et les effets biologiques associés (imposex ou indice VDSI) ont conduit à son utilisation comme indicateur des effets biologiques. En effet, à l'époque, il était difficile de déterminer avec précision la présence de TBT par des méthodes chimiques analytiques. Le seuil pour le VDSI était beaucoup plus bas que pour les huîtres. L'apparition de malformations chez les huîtres dans le bassin d'Arcachon a déclenché une vigoureuse intervention de la part de l'Agence française de l'environnement. D'autres pays et l'UE ont suivi, en interdisant le TBT sur les petits navires. De nombreux scientifiques considéraient l'imposex comme un indicateur approprié, et peu de travaux ont été réalisés pour démêler davantage le mécanisme d'action et l'effet du TBT sur d'autres organismes marins. En fait, comme l'ont largement démontré Parmentier et al. (2019) et les références qui y sont mentionnées, les effets du TBT sur les stades larvaires, en particulier sur les larves de poissons, se produisent à des concentrations encore plus basses que pour le pourpre petite pierre.

L'interdiction du TBT sur les petits bateaux a été imposée pour des raisons économiques (concernant l'ostréiculture), mais il a fallu beaucoup plus de temps pour voir une interdiction totale, car le sentiment général était que seuls les mollusques étaient concernés. Leur importance économique étant limitée, la mise en place d'une interdiction visant toutes les applications marines n'a pas été rapide. Il a fallu attendre 2008 pour voir une interdiction pleinement en vigueur, ainsi que des publications concernant les effets sur plusieurs autres organismes marins, ceux-ci ayant lieu à des concentrations extrêmement basses et révélant la capacité de perturbation endocrinienne du co-biocide TBT. Par exemple, on a démontré des effets du TBT sur le stock de crevettes brunes *Crangon crangon*.

Dans des évaluations réalisées plus récemment par la Suède et le Danemark, les niveaux sont encore plus bas, des publications récentes révélant un nombre croissant d'effets du TBT. La leçon que l'on peut en tirer est que, chaque fois qu'une substance est supposée pénétrer dans le milieu marin en quantités importantes et qu'il y a un effet démontré sur un organisme quelconque à des niveaux exprimés en ng/l , une série complète d'essais de toxicité doit être entreprise, pour évaluer correctement le risque et être en mesure de démontrer de manière adéquate quels sont les niveaux de sécurité, en suivant une méthodologie d'évaluation adéquate, fondée sur une distribution de la sensibilité des espèces contenant suffisamment de genres et de taxons. Si cela avait été fait pour le TBT, la substance aurait été interdite beaucoup plus tôt. En

fait, il est étrange que la substance n'ait pas été immédiatement interdite pour toutes les applications, car le risque d'introduction de la substance dans le milieu marin par lessivage ne peut être exclu.

Lacunes dans les connaissances

Bien que les apports directs de TBT dans le milieu marin aient été interdits dans la zone maritime d'OSPAR et pratiquement partout ailleurs dans le monde, les niveaux généraux sont tels que des effets écologiques ne peuvent être exclus, l'utilisation non pesticide du TBT est toujours en cours dans certains pays, les rejets à partir de sites contaminés continuent, et il reste donc nécessaire de poursuivre la surveillance des concentrations de TBT dans le milieu marin.

La valeur NQE d'OSPAR est fondée sur la NQE suédoise, mais elle a récemment été remplacée au sein d'HELCOM par la NQE danoise, en raison de la disponibilité de nouvelles données. Les experts d'OSPAR devraient se pencher sur la question pour déterminer s'il convient de mettre aussi à jour la NQE d'OSPAR, compte tenu de la disponibilité de nouvelles données.

Lacunes dans les connaissances (version étendue)

Une évaluation complète de la toxicité du TBT aurait dû être déclenchée par les travaux d'Alzieu et al., (1982). Les conclusions de cet article auraient dû vivement alerter les spécialistes des sciences de la mer, en leur signalant la nécessité de mener une vaste recherche. Pour une fraction seulement des sommes générées par la vente du TBT et des avantages économiques dont a bénéficié le transport maritime, une étude complète aurait pu être financée pour couvrir les coûts.

L'interdiction du TBT n'a pas résolu le problème de la bio-salissure des navires et des infrastructures maritimes. Les alternatives s'avèrent tout aussi problématiques, et il existe donc un réel besoin d'un antifouling ayant un impact limité sur l'environnement. La toxicité des substances candidates doit faire l'objet d'une évaluation approfondie.

Une nouvelle évaluation de la toxicité du TBT, même après l'interdiction, permettra d'acquérir les connaissances et les compétences techniques nécessaires pour procéder à une évaluation approfondie à l'avenir, afin de prévenir un autre problème à l'échelle mondiale pour le milieu marin. Lorsque l'on examine les pêches en Europe, on voit une amélioration de la situation au cours de la dernière décennie. Comme des mesures ont été prises concernant différents aspects de l'écosystème, il est difficile d'évaluer dans quelle mesure l'interdiction du TBT a contribué à la reconstitution de certains stocks de poissons, mais de nombreux chimistes analystes spécialistes du milieu marin estiment qu'elle ne peut être sous-estimée.

Une approche holistique, prenant en compte tous les aspects, comme il est suggéré dans Parmentier et al., (2019), devrait être la norme pour l'évaluation de tous les nouveaux antifouling et substances utilisés dans des applications comparables.

Références bibliographiques

Alzieu, C., Heral, M., Thibaud, Y., Dardignac, M., and Feuillet, M. (1982). Influence des peintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de la coquille de l'huître *Crassostrea gigas*. *Revue des Travaux de l'Institut des pêches maritimes*. 45, 101–116.

European Commission, 2009. European Commission Decision of 28 May 2009 amending Council Directive 76/769/EEC as regards restrictions on the marketing and use of organostannic compounds for the purpose of adapting its Annex I to technical progress (notified under document number C(2009) 4084)(2009/425/EC) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:138:0011:0013:EN:PDF>

Parmentier, K., Verhaegen Y., De Witte, B., Hoffman, S., Delbare, D., Roose, P., Hylland, K., Burgeot, T., Smagghe G., Cooreman K. (2019). Tributyltin: A Bottom-Up Regulator of the *Crangon crangon* Population? *Front. Mar. Sci.* 6: 633 (2019). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00633>

Verhaegen, Y., Monteyne, E., Neudecker, T., Tulp, I., Smagghe, G., Cooreman, K., et al. (2012). Organotins in North Sea brown shrimp (*Crangon crangon* L.) after implementation of the TBT ban. *Chemosphere* 86, 979–984. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.11.028

Métadonnées d'évaluation

Champ	Type de données	
Type d'évaluation	Liste	Évaluation de l'indicateur
Résumé des résultats	URL	https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_tbt_sediment_msfd_2022_06/
Indicateur ODD	Liste	14.1 D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments
Activité thématique	Liste	Substances Dangereuses
Documentation OSPAR pertinente	Texte	Agreement 2002-16 CEMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments. Revised in 2018 Agreement 2016-04 CEMP Guidelines for coordinated monitoring for hazardous substances. Revised in 2021
Lien	URL	https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2019.00633/full https://www.ices.dk/news-and-events/news-archive/news/Pages/Tributyltin.aspx
Date de publication	Date	2022-06-30
Conditions d'accès et d'utilisation	URL	https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/
Instantané de données	URL	https://doi.org/10.17895/ices.data.21229139
Instantané de données	URL	https://doi.org/10.17895/ices.data.18601820
Résultats des données	Fichier Zip	https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_tbt_sediment_results_2022_06/
Source des données	URL	https://dome.ices.dk/ohat/?assessmentperiod=2022



COMMISSION
OSPAR

OSPAR Secretariat
The Aspect
12 Finsbury Square
London
EC2A 1AS
United Kingdom

t: +44 (0)20 7430 5200
e: secretariat@ospar.org
www.ospar.org

Notre vision est celle d'un océan Atlantique Nord-Est propre, sain et biologiquement diversifié, qui soit productif, utilisé de manière durable et résilient au changement climatique et à l'acidification des océans.

Publication: 1018/2022

© OSPAR Commission, 2022. Permission may be granted by the publishers for the report to be wholly or partly reproduced in publications provided that the source of the extract is clearly indicated.

© Commission OSPAR, 2022. La reproduction de tout ou partie de ce rapport dans une publication peut être autorisée par l'Editeur, sous réserve que l'origine de l'extrait soit clairement mentionnée.