



GROUPE D'ETUDES ET D'OBSERVATION
SUR LES DRAGAGES ET L'ENVIRONNEMENT



Evaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion en milieu estuarien et marin

**Guide méthodologique
Annexes**

Août 2014



Membres du comité de pilotage

La rédaction de ce guide a été pilotée par des représentants de la Direction des Services de Transports (DGITM/DST), de la Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DGALN/DEB), du CEREMA, d'Ifremer, de l'INERIS, des Grands Ports Maritimes, de la Direction Générale de la Santé, de la DDASS 17, de la DDTM 50 et de la DDTM 13, et de l'Université de Rouen.

Remerciements au Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins pour sa relecture de ce document.

Guide rédigé par



DTecEMF@cerema.fr

Guide mis en forme par



Table des matières

Bibliographie	12
1. Bibliographie relative au chapitre 1 du volet B	12
2. Bibliographie relative au chapitre 2.1 du volet B	14
3. Bibliographie relative au chapitre 2.2 du volet B	17
4. Bibliographie relative au chapitre 2.3 du volet B	18
5. Bibliographie relative à l'annexe 2	19
6. Sites Internet consultés	20
Annexe 1 - La méthode TGD.....	22
1. La méthode d'équilibre de partage.....	22
2. Méthode de conversion eau / biote	24
Annexe 2 - Etablissement des valeurs de concentrations repères pour les substances chimiques.....	27
1. Introduction	27
2. Recherche des substances d'intérêt sanitaire	27
3. Calcul des valeurs repères de concentration.....	38
1.3.1 Substances des listes 1 et 2.....	38
1.3.1.1 Arsenic.....	38
1.3.1.2 Benzo(a)pyrène	40
1.3.1.3 Cadmium	42
1.3.1.4 Plomb.....	44
1.3.1.5 Mercure.....	46
1.3.1.6 PCB indicateurs	49
1.3.1.7 PCB-DL, Dioxines, et furanes	51
1.3.1.8 PCB-DL.....	53
1.3.1.9 Hexachlorobenzène	56
1.3.1.10 HAP	58
1.3.2 Substances des listes 3 et 4.....	62
1.3.2.1 Prise en compte des substances des listes 3 et 4 par le REPOM	62
1.3.2.2 Recherche de valeurs repères de concentration dans les sédiments	63
1.3.2.3 Nickel	64
1.3.2.4 Lindane	66
1.3.2.5 Tributylétain (TBT)	67
1.3.2.6 Aldrine/Dieldrine	68
1.3.2.7 Pyrène	70
1.3.2.8 Phénanthrène	71
4. Conclusion.....	73

Annexe 3 - Expertise concernant l'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des sédiments	77
--	-----------

Liste des tableaux

Tableau 1 : Substances prioritaires (DCE et Ospar) hydrophobes (sédiment et biote) et intérêt sanitaire	29
Tableau 2 : Facteurs d'équivalence toxique des HAP	60

Acronymes et abréviations

AESN	Agence de l'Eau Seine-Normandie
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation)
ANSES	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire (anciennement
ASP	Amnesic Shellfish Poison
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	Facteur de bioconcentration
BMF	Facteur de Biomagnification
CEREMA	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CETMEF	Centre d'Études Techniques Maritimes Et Fluviales (devenu CEREMA depuis janvier 2014)
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CMR	Cancérogène Mutagène Reprotoxique
COT	Carbone Organique Total
CRoral	Carcinogenic risk
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DJA	Dose Journalière Admissible
DJE	Dose Journalière d'Exposition
DJT	Dose Journalière Tolérable
DHA	Dose Hebdomadaire Admissible
DMENO	Dose Minimale pour un Effet Nocif Observé
DMI	Dose Minimale Infectieuse
DMJ	Dose Moyenne Journalière
DSENO	Dose Sans Effet Nocif Observé
DSP	Diarrhetic Shellfish Poison
ENSP	École Nationale de Santé Publique (désormais EHESP)
ER	Excès de Risque
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
GEODE	Groupement d'Étude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement

GTFC	Germes Témoins de Contamination Fécale
HAP	Hydrocarbures Poly-Aromatiques
HCB	Hexachlorobenzène
INERIS	Institut National de l'Environnement industriel et des Risques
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
INVS	Institut National de Veille Sanitaire
MES	Matières en Suspension
MRL	Minimal Risk Level
NQE	Norme de Qualité Environnemental (relatif à la DCE)
NRC	National Research Council
OEHHA	Office of Environmental Health Hazards Assessment
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ORS	Observatoire Régional de Santé
OSPAR	Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Ospar pour « Oslo-Paris »)
PBT	Persistant Bioaccumulable Toxique
PCB	Polychlorobiphényles. DL : Dioxin-like. NoDL : No Dioxine Like.
PCR	Polymerase Chain Reaction
PNEC	Predictive No Effect Concentration
POP	Polluant Organique Persistant (relatif à la convention de Stockholm)
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
QD	Quotient de Danger
REMI	Réseau de surveillance Microbiologique
REPHY	Réseau de surveillance du Phytoplancton et des Phycotoxines
REPOM	Réseau de surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes
RfD	Reference Dose
RINBIO	Réseau Intégrateurs Biologiques
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment (Pays Bas)
ROCCH	Réseau d'Observation de la Contamination chimique (anciennement RNO)
SDP	Substance Dangereuse Prioritaire (relatif à la DCE)

SP	Substance Prioritaire (relatif à la DCE)
STEP	Station d'Épuration
TBT	Tributylétain
TDI	Tolerable Daily Intake
TEF	Facteur d'Equivalence Toxique
TGD	Technical Guidance Document
UFC	Unité Formant des Colonies
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VHA	Virus de l'Hépatite A
VHE	Virus de l'Hépatite E
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

Glossaire

Biodisponibilité	La biodisponibilité est l'aptitude d'une substance chimique à atteindre sa cible organique. Ce concept très général intègre tous les phénomènes mis en jeu depuis la pénétration de l'agent dangereux dans un organisme vivant jusqu'à son métabolisme, son élimination ou son stockage.
Bioaccumulation	La bioaccumulation désigne la capacité de certains organismes à absorber et concentrer dans tout ou une partie de leur organisme certaines substances chimiques.
Bioamplification	La bioamplification, ou biomagnification (anglicisme), est l'augmentation de concentration d'un polluant au sein d'organismes du bas vers le haut de la chaîne trophique (ou alimentaire). Ce phénomène survient pour les produits qui ne sont dégradés ni dans l'environnement ni (ou très peu) dans le corps des organismes dans lesquels il se trouve.
Bioconcentration	La bioconcentration désigne le phénomène qui, pour une substance donnée, va engendrer des concentrations dans les êtres vivants supérieures aux concentrations présentes dans le milieu.
Danger	Événement de santé indésirable tel qu'une maladie, un traumatisme, un handicap, un décès. Par extension, le danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique, lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique.
Effets stochastiques (ou sans seuils)	Les effets toxiques sans seuil de dose, qui désignent des effets de xénobiotiques toxiques pouvant agir quelle que soit la dose, sont des effets pouvant être provoqués quand par exemple une seule molécule suffit à provoquer un effet adverse dans une cellule, potentiellement néfaste pour l'organisme, par exemple : une mutation de l'ADN. Cette catégorie regroupe les produits CMR : cancérogènes, mutagènes (ou génotoxiques), reprotoxiques.
Chaîne alimentaire	La chaîne alimentaire caractérise une suite de relations alimentaires existant entre les êtres vivants : chaque être vivant mange celui qui le précède.
Effets déterministes (ou à effet de seuil)	Qualifie les effets toxiques dont la gravité est proportionnelle à la dose. Par convention, les effets déterministes ne surviennent que si un seuil de dose est atteint et dépasse les capacités de détoxication, de réparation ou de compensation de l'organisme.
Dose minimale pour un effet nocif observé (DMENO)	Dose ou la concentration la plus faible ayant provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.
Dose	Quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Pour l'exposition humaine ou animale aux substances chimiques, elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour. A défaut de précision, la dose est externe ou administrée.



Dose journalière admissible (DJA)	La dose journalière admissible est la valeur toxicologique de référence utilisée pour les effets toxiques à seuil quand l'exposition a lieu par voie orale ou cutanée. Elle s'exprime généralement en mg/kg.j (milligramme de substance chimique par kilo de poids corporel et par jour). La DJA définit la quantité maximale théorique d'agent toxique qui peut être administrée à un individu, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé.
Dose moyenne journalière (DMJ)	la DMJ est l'estimation de la dose quotidienne reçue par voie orale ou cutanée, en tenant compte de la fréquence et de la durée d'une exposition subchronique ou chronique. Elle s'exprime dans la même unité que la DJA*.
Dose sans effet nocif observé (DSENO)	Dose ou la concentration la plus élevée n'ayant pas provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique
Effets aigus	Troubles liés à une exposition courte mais à forte dose. Généralement, ils sont immédiats ou surviennent à court terme (quelques heures à quelques jours).
Effets chroniques	Troubles en rapport avec une exposition faible et prolongée. Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire des décennies.
Excès de risque (ER)	Risque supplémentaire dû à une exposition spécifique par rapport au risque dans une population de référence (en général non exposée).
Excès de risque individuel (ERI)	Probabilité de survenue d'un danger, au cours de la vie entière d'un individu, liée à une exposition à un agent cancérigène (sans unité).
Excès de risque unitaire (ERU)	Estimation de l'ERI pour une exposition vie entière égale à 1 unité de dose d'agent dangereux. Cet indice est la valeur toxicologique de référence (VTR) pour les effets toxiques sans seuil. Il représente en général la pente de la borne supérieure de l'intervalle de confiance de la courbe dose-réponse et s'exprime, pour une exposition orale ou cutanée, en (mg/kg.j) ⁻¹ .
Exposition	Désigne, dans le domaine sanitaire, le contact entre une situation ou un agent dangereux et un organisme vivant. On distingue plusieurs vecteurs d'exposition ou voies d'exposition : inhalation, contact cutané, ingestion, etc.
Quotient de danger (QD)	Rapport entre l'estimation d'une exposition (exprimée par une dose ou une concentration pour une période de temps spécifiée) et la VTR de l'agent dangereux pour la voie et la durée d'exposition correspondantes. Le QD (sans unité) n'est pas une probabilité et concerne uniquement les effets à seuil.
Risque	Probabilité de survenue d'un danger.
Scénario d'exposition	Définit toutes les caractéristiques physiologiques et comportementales de l'être humain qui sont utilisées pour modéliser l'exposition, notamment : l'âge, le poids, le sexe, le volume respiratoire, la surface cutanée, le budget espace-temps, l'activité réalisée sur le site, la consommation



	alimentaire, l'ingestion de sol, etc.
Substance dangereuse	Molécule capable de provoquer un effet toxique chez l'homme.
Valeur toxicologique de référence (VTR)	Appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettent d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet).

Bibliographie

1. Bibliographie relative au chapitre 1 du volet B

Auteurs	Titre	Date
	Code de l'environnement	
Agence Eau Artois Picardie	ENLEVEMENT DES SEDIMENTS - GUIDE METHODOLOGIQUE	1998
Pole de compétences sites et sols pollués Nord – Pas de Calais	Faut-il curer ? Pour une aide à la prise de décision	
BCEOM	Dragages d'entretien dans les estuaires / Incidences sur les sites NATURA 2000	2006
MTETM / MEDDGEODE	- Guide de bonnes pratiques de dragage	
CEDA	Introduction to dredging equipment	2003
CETMEF	Dragage – Recueil de textes relatifs à l'établissement d'un document d'incidences	2002
CETMEF	Etude des techniques de dragage par aspiration adaptées aux ports asséchants du bassin d'Arcachon	2000
Corporation du développement du Bas St François – Alliance Environnement	Dragage du chenal Tardif à Notre- Dame-de-Pierreville – Municipalité de Pierreville - Étude d'impact sur l'environnement (Québec)	2004
Frank Karg, HPC Envirotec	Pollutions marines et côtières : évaluation des risques pour la santé - Environnement & Technique n°214	2002
IDRA	Rapport final du schéma directeur du traitement des vases portuaire du bassin d'Arcachon	2006
CG33/SIBA		
Ifremer - GEODE	Logiciel GEODRISK	2001
Ifremer	Fiche « Bioamplification du méthylmercure dans le réseau trophique » <i>www.Ifremer.fr/delpc/doc_reference/fiche2.pdf</i>	Mise à jour 2008
Ifremer	Dossier dragage et environnement <a href="http://www.Ifremer.fr/envlit/documentati
on/dossiers/dragages/drag-c2.htm">http://www.Ifremer.fr/envlit/documentati on/dossiers/dragages/drag-c2.htm	Mise à jour 2008
Ifremer	Dragages et environnement marin – Etat des connaissances	1999
Cl. ALZIEU		

Auteurs	Titre	Date
In Vivo FFPP	Guide pour la gestion des opérations de dragage	2005
In Vivo Programme LIFE	Inventaire détaillé des techniques de curage, transport et usages des sédiments	
INERIS	Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact ICPE – Substances chimiques	2003
InVS	Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact	2000
InVS / Afsset	Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires	2005
J.FOUCHER ENTPE / CETMEF / Ifremer	Valorisation des déblais sableux de dragage portuaire en France métropolitaine	2005
Programme LIFE	Inventaire détaillé des techniques de curage, transport, traitement et usage des sédiments.	
Observatoire régional de santé d'Ile de France	L'évaluation des risques sanitaires : principe et méthode	2006
CETMEF P. ROCHETTE	« Perception par le public des risques liés au dragage vue au travers des enquêtes publiques »	2004
GIP Seine-Aval, Ifremer	Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant ?	2000
GIP Seine-Aval, Ifremer	Les contaminants organiques qui laissent des traces : sources, transport et devenir.	2001
GIP Seine-Aval, Ifremer	La contamination métallique	2001
Tauw environnement Ophrys	Guide méthodologique – caractérisation des sédiments	2001
URS Agence de l'Eau Artois Picardie	ENLEVEMENT DES SEDIMENTS - GUIDE METHODOLOGIQUE Evaluation Détaillée des Risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage	2002
URS France OPHRYS	Guide méthodologique évaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage.	2002

2. Bibliographie relative au chapitre 2.1 du volet B

Auteurs	Titre	Date
AFSSA	Enquête INCA 2. Consommation alimentaire des français.	2009
AFSSA	Avis n°2007-SA-0201. PCB dans la Somme : teneurs dans les sédiments et les poissons – éléments du plan d'échantillonnage.	2007
AFSSA	Avis n°2006-SA-0305 relatif à l'établissement de teneurs maximales pertinentes en PCB-NDL dans divers aliments.	2006
AFSSA	CALIPSO. Étude des Consommations ALimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3.	août 2006
AFSSET	Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires.	2005
AFSSET	Évaluation quantitative des risques : principes, intérêts et limites.	2006
Agence de l'Eau Artois Picardie/DIREN Nord Pas de Calais/ Conseil Régional Nord Pas de Calais.	Enlèvement des sédiments – guide méthodologique – Évaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage.	2000
AIPCN.	Environmental risk assessment of dredging and disposal operations. Rapport of working Group 10 of the environmental commission.	2006
Anses	Avis n°2011-SA-0047 relatif à une demande d'interprétation des résultats d'analyse en dioxines et PCB des poissons, crustacés et mollusques pêchés en zone FAO VII D (Baie de Seine) et à l'évaluation du risque sanitaire lié à leur consommation.	2011
ATSDR	Public Health Assessment Guidance Manual.	2005
Brelivet D.	<i>Gestion des sédiments de l'assainissement pluvial : analyse des risques sanitaires liés aux hydrocarbures aromatiques polycycliques et aux pesticides. Mémoire IGS. ENSP.</i>	2005
Clarke et al.	Development of a risk assessment methodology for evaluating potential impacts associated with contaminated mud disposal in the marine environment. Chemosphere 69-76.	2000

Auteurs	Titre	Date
Collin A.	Evaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion de sédiments dans les ports français. Thèse Pharmacie Paris Sud 11.	2009
Crane M. et al.	Derivation and use of environmental quality and human health standards for chemical substances in water and soil.	2010
DGS	Circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.	2006
GEODE	Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion. Guide méthodologique.	2012
IDRA Environnement	Dossier Loi sur l'Eau pour le renouvellement de l'autorisation de dragages et de rejets y afférents. Port la Nouvelle.	Mars 2011
IDRA Environnement	Dossier Loi sur l'Eau pour le renouvellement de l'autorisation de dragages et de rejets y afférents. Port de Sète.	Mars 2011
IDRA Environnement	Étude d'impact valant document d'incidence Natura 2000. Dossier d'autorisation décennale des dragages/immersions. Grand Port Maritime de Dunkerque.	Septembre 2010
Ifremer – INERIS	Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.	2005
Ifremer	Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion.	2003
Ifremer	Guide méthodologique. Le réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en Méditerranée. Évaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules.	2002
INERIS	Guide pour la conduite d'une étude de zone.	2010
INERIS	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : approche substance par substance (FET) et approche par mélanges. Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : VTR.	2006
INERIS	Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires.	2006

Auteurs	Titre	Date
INERIS	Guide méthodologique d'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement.	2003
INVS - Tanguy et al.	Description du poids corporel en fonction du sexe et de l'âge dans la population française	2007
INVS/AFSSE	Questions-réponses pour appréhender la quantification de l'impact sanitaire.	septembre 2005
INVS/AFSSE	Approfondissement des fondements scientifiques du calcul de l'impact sanitaire.	septembre 2005
INVS	Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact.	février 2000
Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau	Technical Guidance Document on Risk Assessment.	2003
Jones M. et al.	A risk assessment approach to contaminants in Port Curtis, Queensland, Australia. Marine pollution bulletin n°51 pp. 448-458.	2005
Ministère en charge de l'environnement	Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement.	2007
Olivier F., Donnard X.	La chimie de spéciation des métaux pour la dépollution des sédiments marins.	2007
PIANC	Environmental Risk assessment of dredging and disposal operations.	2006
Plisson B.	Activités de dragage et d'immersion au port autonome de La Rochelle : vers une démarche environnementale globale et pragmatique. Management de l'Eau et Santé. EHESP.	2009
Scherrer	Eau et Santé : des indicateurs pertinents avec une approche par l'évaluation des risques. Faculté de médecine de Nancy.	2004
SOGREAH	Etude de la dispersion des sédiments marins après leur clapage en mer au Port de Dunkerque.	2006
Steave S. et al.	Health-based criteria for sediment disposal options : a case study of the Port of New York/New Jersey. Human and ecological risk assessment : Vol 7, N°6, pp. 1737-1756.	2001

Auteurs	Titre	Date
Susan et al.	A comparative screening-level ecological and human health risk assessment for dredged material management alternatives in New York/New Jersey Harbor. Human and ecological risk assessment : Vol 8, N°6, pp. 603-626.	2002
Tanguy J., Zeghnoun A., Dor F., INVS.	Description du poids corporel en fonction du sexe et de l'âge dans la population française.	2007
Tauw Environnement SAS	SIADO Scarpe moyenne. Étude détaillée des risques.	1999
Chrystèle TISSIER, Claire MORVAN, Gilles BOCQUENÉ, Hubert GROSSEL, Alice JAMES et Michel MARCHAND. Ifremer	Les substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Fiches de synthèse. Ifremer	2005
Vink JP , Meeussen JC	BIOCHEM-ORCHESTRA: a tool for evaluating chemical speciation and ecotoxicological impacts of heavy metals on river flood plain systems. - Environ Pollut.	2007

3. Bibliographie relative au chapitre 2.2 du volet B

Auteurs	Titre	Date
Agence de l'Eau Seine Normandie	Guide d'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade	2009
Burkhardt W. et al.	Inactivation of indicator microorganisms in estuarine waters, Water research, 34 : 2207-2214.	2000
Gerba C.P.	Survival of viruses in the marine environment in : Oceans and Health : Pathogens in the Marine Environment. S. Belkin et R.R. Colwell editors, p 133-142.	2005
Ifremer CI. ALZIEU	Dragages et environnement marin – Etat des connaissances	1999
INERIS	Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque.	2001
Ifremer - GEODE	Logiciel GEODRISK	2001
Mauffret A.	Evaluation du risque sanitaire microbiologique lié au dragage et à l'immersion de sédiments marins.	2012

OSPAR Commission	Impacts of microbiological contamination on the marine environment of the North-East Atlantic.	2009
------------------	--	------

4. Bibliographie relative au chapitre 2.3 du volet B

Auteurs	Titre	Date
E. Erard-Le Denn et J. Legrand. Ifremer	Détection des kystes d' <i>Alexandrium minutum</i> . Géodrisk.	2001
Fremy, Lassus. Ifremer.	Toxines d'algues dans l'alimentation.	2001
INERIS	Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque.	2001
Krys S. et Frémy.	Phycotoxines et produits de la mer : risques sanitaires associés et mesures de prévention, Revue française des laboratoires n°348.	Déc. 2002
Legeas, Bertrand, Cathala, Delahaie, ENSP	Atelier santé et environnement : les toxines marines sur le littoral français, état des connaissances.	2007

Picot, Roudot.	Évaluation du risque lié à l'exposition aux phycotoxines via la consommation de coquillages chez les pêcheurs à pied du Finistère. Thèse de doctorat. UBO	
Sekula-wood E. et al.	Rapid downward transport of the neurotoxin domoic acid in coastal waters. Nature Geoscience 2, 272 – 275.	2009

5. Bibliographie relative à l'annexe 2

Auteurs	Titre	Date
Agence de l'Eau Seine Normandie	Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.	2008
	Commission régulation (EC) n° 1881/2006 of 19 december 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.	2006
	Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.	2008
Ifremer / INERIS.	Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.	2005
Ifremer	Les substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau. Fiches de synthèse.	2005

6. Sites Internet consultés

Base de données Furetox : <http://www.furetox.fr/>

GIP Seine Aval : <http://seine-aval.crihan.fr/web/>

INERIS – fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques :
http://www.ineris.fr/index.php?action=getContent&id_heading_object=3&module=cms

CIRCA – Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet :

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/priority_substances/supporting_background/substance_sheets&vm=detailed&sb=Title

Annexe 1 - La méthode TGD

Le TGD s'applique aux substances organiques mais peut être adapté aux métaux. La méthode du TGD constitue la méthode de référence au niveau réglementaire. Elle est imposée par la législation européenne sur les substances chimiques, par la convention Oskar, qui a travaillé sur son adaptation en milieu marin et est également utilisée pour le calcul des NQE eau de la DCE.

La mise en œuvre de cette méthode nécessite l'utilisation de facteurs et de coefficients dont les valeurs sont à rechercher dans la bibliographie. Il s'agit :

- des facteurs de bioconcentration (BCF),
- des facteurs de biomagnification (BMF),
- des coefficients de partage entre MES et eau ($K_{p_{MES}}$ ou K_d),
- des coefficients de partage entre carbone organique et eau (K_{oc}).

1. La méthode d'équilibre de partage

Lorsque peu de (ou aucun) tests écotoxicologiques sur des organismes benthiques ne sont disponibles, le Document Guide Européen (TGD) recommande d'utiliser la méthode de l'Équilibre de Partage (EqP). Cette dernière permet de réaliser une conversion entre des concentrations sans effet dans l'eau (C_{eau}) et des concentrations sans effet dans les sédiments ($C_{séd}$). Les sédiments superficiels prélevés sont assimilés aux matières en suspension (MES). Les équations utilisées avec la méthode de l'Équilibre de Partage (EqP) pour la conversion entre concentration dans l'eau (C_{eau}) et concentration dans le sédiment ($C_{séd}$) sont les suivantes :

Eq.1 $C_{\text{séd}} = C_{\text{MES}} = (K_{\text{MES-eau}} / \text{RHO}_{\text{MES}}) * C_{\text{eau}} * 1000$

Avec : $C_{\text{séd/MES}}$ = Concentration dans le sédiment superficiel/les MES (mg.kg⁻¹ ph)
 C_{eau} = Concentration dans la colonne d'eau (mg.L⁻¹)
 RHO_{MES} = densité des matières en suspension (MES) (kg.m⁻³) par défaut: 1150 kg.m⁻³
 $K_{\text{MES-eau}}$ = coefficient de partage entre l'eau et les MES (m³.m⁻³)

Eq.2 $K_{\text{MES-eau}} = \text{Feau}_{\text{MES}} + \text{Fsolide}_{\text{MES}} * (K_{\text{p MES}} / 1000) * \text{RHOsolide}$

Avec : Feau_{MES} = fraction d'eau dans les MES sans unité par défaut : 0,9
 $\text{Fsolide}_{\text{MES}}$ = fraction de solide dans les MES sans unité par défaut : 0,1
 RHOsolide = masse volumique de la phase solide (kg.m⁻³) par défaut: 2500 kg.m⁻³
 K_{pMES} = coefficient de partage eau-solide dans les MES (L.kg⁻¹)

Eq.3 $K_{\text{pMES}} = \text{FOC}_{\text{MES}} * K_{\text{oc}}$

Avec : FOC_{MES} = fraction de carbone organique dans les MES kg.kg⁻¹ par défaut : 0,1 kg.kg⁻¹
 K_{oc} = coefficient de partage entre carbone organique et eau (L.kg⁻¹)

En agrégeant les équations 1, 2 et 3, il est alors possible d'exprimer la concentration dans le sédiment à partir de la concentration dans l'eau et des caractéristiques du sédiment superficiel, selon la formule suivante :

Paramètre de la substance : K_{ow}

$$C_{\text{séd}} = \left[\left[\left[\text{Feau}_{\text{MES}} + \left(\left(\text{Fsolide}_{\text{MES}} * \text{FOC}_{\text{MES}} * K_{\text{oc}} * \text{RHOsolide} \right) / 1000 \right) \right] / \text{RHO}_{\text{MES}} \right] * C_{\text{eau}} * 1000 \right.$$

Paramètres sédiment : % en eau, carbone organique, densité

A noter que la Commission Européenne (2005) a adapté la méthode du TGD aux métaux via l'équation suivante :

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{p mes}} * C_{\text{eau}}) / 10^*$$

* La Commission européenne (2005) recommande d'ajouter un facteur de 10 pour les substances dont le K_{p} est supérieur à 200 L/kg de façon à prendre en compte la voie d'exposition par ingestion directe du sédiment et pas seulement via l'eau interstitielle

N.B. : Lorsque les caractéristiques réelles du sédiment échantillonné ne sont pas connues, la méthode du TGD fournit une valeur générique, notamment pour pour $Feau_{MES}$, $Fsolide_{MES}$, $RHOS_{solide}$, Foc_{MES} (ces valeurs par défaut sont indiquées dans la figure ci-dessus). L'application de ces valeurs par défaut mène à l'équation suivante :

$$C_{séd} = [0,7826 + 0,0217 Koc] * C_{eau}$$

Il est néanmoins fortement recommandé d'utiliser, lorsqu'ils sont disponibles, les paramètres du sédiment mesurés in situ ou éventuellement fournis par les réseaux de surveillance afin de se rapprocher au maximum de la réalité.

➤ Limites de la méthode de l'Equilibre de Partage (EqP)

Son application repose sur de nombreuses hypothèses :

- hypothèse d'un état d'équilibre entre la phase solide et la phase liquide dans le milieu aquatique ;
- hypothèses sur la distribution des contaminants dans les compartiments du sédiment et entre l'eau, le sédiment et le carbone organique ;
- hypothèse d'une similarité de sensibilité aux contaminants entre les organismes benthiques et les organismes pélagiques ;
- hypothèse d'une contamination des organismes benthiques par l'intermédiaire de l'eau interstitielle (et non pas par le biais de l'ingestion de particules solides du sédiment).

2. Méthode de conversion eau / biote

Il est toujours préférable de calculer la NQ_{biote} à partir de résultats de tests écotoxicologiques.

Lorsque ces tests ne sont pas disponibles et si la surveillance s'effectue dans le biote, il est possible en théorie de faire la conversion entre concentration dans l'eau (C_{eau}) et concentration dans le biote (C_{biote}), au moyen de l'équation suivante :

$$C_{biote} = C_{eau} * BCF * BMF$$

Avec :	C_{biote} = Concentration exprimée dans le biote	($\mu\text{g.kg}^{-1}$ ph)
	C_{eau} = Concentration dans la colonne d'eau	($\mu\text{g.L}^{-1}$)
	BCF = facteur de bioconcentration	(L.kg^{-1})
	BMF = facteur de biomagnification	

➤ Définition du facteur de biomagnification

Il est toujours préférable d'appliquer un facteur de bioconcentration (BCF) obtenu par expérimentation mais lorsque de telles données ne sont pas disponibles, le TGD recommande de calculer le BCF à partir du coefficient de partition octanol – eau, $\log K_{ow}$:

- $\log K_{ow} < 2$: bioaccumulation faible -> il n'est donc pas pertinent de calculer le BCF
- $\log K_{ow} = [2-6]$: $\log BCF = 0,85 \cdot \log K_{ow} - 0,70$
- $\log K_{ow} > 6$: $\log BCF = -0,20 \cdot \log K_{ow} + 2,74 \cdot \log K_{ow} - 7,72$

N.B. : Les mollusques sont des individus de faible niveau trophique. Il est donc important de préciser que le processus de biomagnification peut être considéré comme négligeable chez ces organismes (BMF=1). Dès lors, on considère l'équation suivante :

$$C_{\text{mollusques}} = C_{\text{eau}} * BCF_{\text{mollusques}}$$

↪ Limites de la méthode de conversion eau / biote

- absence de prise en compte des éventuels processus de métabolisation de la substance qui ont lieu dans l'organisme (processus a priori négligeable chez les mollusques) ;
- incertitudes sur le facteur de bioconcentration BCF amenant à l'utilisation de la valeur la plus importante lors de la réalisation des calculs.

(Source : Ifremer, 2006)

Annexe 2 - Etablissement des valeurs de concentrations repères pour les substances chimiques

1. Introduction

Dans le cadre de l'élaboration de ce guide, des critères dits décisionnels ont été établis. Ils correspondent à des valeurs repères de différents paramètres environnementaux d'un projet (concentration en contaminants chimiques dans les sédiments par exemple), à partir desquels l'opportunité de réaliser une ERS peut être évaluée. Ces critères doivent permettre de faire un premier screening de la sensibilité des projets en termes d'enjeux sanitaires.

Ce travail a consisté dans un premier temps, à rechercher les substances d'intérêt sanitaire parmi les substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et d'Ospar, et à les classer par ordre d'importance, lors de la réalisation d'une ERS. Dans un deuxième temps, des valeurs repères de concentration dans les sédiments ont été calculées pour les substances d'intérêt sanitaire identifiées. Elles constituent des critères décisionnels possibles pour l'évaluation de la sensibilité sanitaires des projets aux risques chimiques.

2. Recherche des substances d'intérêt sanitaire

Les substances d'intérêt sanitaire à rechercher dans les sédiments marins, sont issues de la liste des substances prioritaires de la DCE et de la convention d'Ospar.

Parmi celles-ci, seules les substances susceptibles de se retrouver dans les sédiments et le biote ont été retenues. Ainsi, les substances non hydrophiles répertoriées dans la circulaire DCE 2007/20 du 05/03/07 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux littorales en application de la Directive Cadre sur l'Eau ont été reprises. Ces substances sont définies comme celles ayant un coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$) supérieur à 3.

Pour chacune de ces substances, les critères de persistance, bioaccumulation et Toxicité (PBT) ont été identifiés :

- **Persistance** : capacité d'une substance à rester dans un milieu sans être physiquement dégradée ni biodégradée. Elle est quantifiable par la demi-vie des substances.
- **Bioaccumulation** : capacité d'un organisme vivant à stocker certains contaminants issus de son milieu ou de son alimentation
- **Toxicité** : il s'agit ici de la toxicité vis-à-vis de l'homme. Elle peut être aiguë (effets importants et rapides) ou chronique (apparition des effets suite à une exposition prolongée à la substance). Les effets aigus sont des effets à seuil (effets déterministes dont la gravité est proportionnelle à la dose et pour lesquels il existe une dose sans effet), tandis que les effets chroniques peuvent être à seuil ou sans seuil (effets stochastiques, dont la probabilité d'apparition est proportionnelle à la dose, et pour lesquels il existe donc une relation dose-réponse).



A ces critères, a été également ajoutée la capacité d'adsorption des substances aux particules (quantifiable par le K_{oc} : coefficient de partage entre la matière organique et l'eau). En effet, le processus d'adsorption est déterminant sur la mobilité des contaminants chimiques ainsi que sur leur biodisponibilité.

Ces critères ont été renseignés via les bases de données de l'INERIS (fiches toxicologiques et environnementales), de l'AESN (2008), et d'Ifremer (2005).

Pour définir la toxicité chronique, le classement ou non de la substance parmi les substances CMR (cancérogène, mutagène, reprotoxique) a été recherché, ainsi que l'existence d'une VTR (parmi les 6 bases de données recommandées par la circulaire DGS/SD n°2006-234 et l'INERIS¹), d'une norme, ou d'une recommandation d'ordre sanitaire.

Le classement européen d'une substance comme cancérogène, mutagène, ou reprotoxique comprend 3 catégories :

- **catégorie 1** : cancérogènes, mutagènes, et/ou reprotoxiques avérés ;
- **catégorie 2** : substances devant être considérées comme cancérogènes, mutagènes, et/ou reprotoxiques (fortes présomptions) ;
- **catégorie 3** : cancérogènes, mutagènes, et/ou reprotoxiques possibles (préoccupants mais études insuffisantes).

Il existe d'autres classifications internationales de la cancérogénicité des substances : celles du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), et celle de l'USEPA. Cependant, elles n'ont pas de valeur réglementaire. C'est pourquoi le classement européen a été retenu.

Enfin, le niveau de présence des substances en milieu marin a également été pris en compte au travers du classement des polluants prioritaires en milieu marin identifiés par l'Ifremer (2005).

L'ensemble de ces critères a permis de classer les substances selon l'importance de leur prise en compte dans le cadre d'une ERS relative à des opérations de dragage portuaire et de rejet en mer.

¹US-EPA, ATSDR, OMS/IPCS, Health Canada, RIVM, OEHHA

Tableau 1 Substances prioritaires (DCE et Ospar) hydrophobes (sédiment et biote) et intérêt sanitaire

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (sanitaire)		Présence en milieu marin (Ifremer, 2005)	Conclusion pour l'ERS liée à l'immersion
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique	Valeurs de référence		
Anthracène	HAP	SDP ² DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance négligeable (photolyse) Adsorbable	Bioaccumulation importante pour les mollusques Biotransformation et élimination rapides	Toxicité aigüe faible Toxicité chronique : CMR (ND ³)	VTR (exposition chronique - effets à seuil) Facteur d'équivalence toxique avec le benzo(a)pyrène (génétoxicité) Valeurs guides ANSES (2003) pour la somme des 11 HAP les plus génotoxiques	Polluant prioritaire en milieu marin	Liste 2
Fluoranthène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Toxicité aigüe (ND) Toxicité chronique : CMR (ND)	VTR (exposition chronique - effets à seuil et sans seuil) Facteur d'équivalence toxique avec le benzo(a)pyrène (génétoxicité) Valeurs guides ANSES (2003) pour la somme des 11 HAP les plus génotoxiques	Polluant prioritaire en milieu marin	Liste 2

²Substance Dangereuse Prioritaire

³Non Défini

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Naphtalène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance moyenne Adsorption moyenne	Bioaccumulation faible Biotransformation et élimination rapides	Toxicité chronique : C(3)
Benzo(a)pyrène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Toxicité aigüe Toxicité chronique : C(2)M(2)R(2)
Benzo(b)fluoranthène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Pas de toxicité aigüe Toxicité chronique : C (2)

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Benzo(k)fluoranthène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Toxicité aigüe Toxicité chronique : C (2)
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	HAP	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Pas de toxicité aigüe Toxicité chronique : CMR (ND)
Dibenzo(a,h)anthracène	HAP	Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulable (log Kow>5) Bioaccumulable (log Kow>5)	Toxicité chronique : C (2)

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Chrysène	HAP	Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation variable (importante chez les mollusques) Biotransformation et élimination rapides	Toxicité chronique : C (2)
Pyrène	HAP	Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Toxicité chronique : CMR (ND)
Phénanthrène	HAP	Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante Biotransformation et élimination rapides	Toxicité chronique : C (2)
Hexachlorobutadiène	Hydrocarbures halogénés	SDP DCE Ospar	-	Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité chronique : CMR (ND)
Polybromodiphényléther (penta-octa-deca)	PBDE	SDP DCE Ospar Stockholm (POP) (penta)	Suivi REPOM (penta, octa)	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité chronique : CMR (ND)
Arsenic	Métalloïde	-	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption variable	Bioaccumulation variable	Toxicités aiguës et chroniques importantes C(1)R(3)
		SDP DCE				Toxicité chronique C(2)M(2)R(3)

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Mercure	Métaux	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Forte toxicité aigüe Toxicité chronique : CMR (ND)
Nickel	Métaux	SP ⁴ DCE	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation faible	Toxicité aigüe et chronique C(1 à 3) R (2)
C ₁₀₋₁₃ chloroalcanes	Paraffines chlorées	SDP DCE Ospar		Persistance moyenne Adsorption forte	Bioaccumulation importante	C(3) M (3)
Di(2-éthylhexyl)phtalate DEHP	Phtalates	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance moyenne Adsorption forte	Bioaccumulation moyenne	R (2)
Hexachlorobenzène (HCB)	Chlorobenzènes	SDP DCE Stockholm (POP)	Suivi REPOM	Persistance importante (POP)	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe modérée Toxicité chronique : C (2)
Pentachlorobenzène	Chlorobenzènes	SP DCE Stockholm (POP)		Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe modérée CMR (ND)
Trichlorobenzène	Chlorobenzènes	SP DCE		Persistance forte	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe modérée

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Endosulfan	Pesticides organochlorés	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe Toxicité chronique : CMR (ND) Perturbateur endocrinien potentiel
Hexachlorocyclohexane (HCH) Lindane	Pesticides Organochlorés	SDP DCE Ospar Stockholm (POP)	Suivi REPOM (alpha, beta, gamma, delta)	Persistance forte Adsorption faible	Bioaccumulation moyenne	Toxicité aigüe Toxicité chronique : C(3) Perturbateur endocrinien avéré
Nonylphénols	Alkylphénols	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance moyenne Adsorption moyenne	Bioaccumulation modérée	Toxicité aigüe modérée Toxicité chronique : CMR (ND) Perturbateur endocrinien
Octylphénols	Alkylphénols	SP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance moyenne Adsorption moyenne	Bioaccumulation faible	Toxicité aigüe modérée Toxicité chronique CMR (ND) Perturbateur endocrinien
Pentachlorophénol	Chlorophénols	SDP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance faible Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe Toxicité chronique : C(3)
Tributylétain (TBT)	Pesticides organométalliques	SP DCE Ospar	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe Toxicité chronique : C (3) R (3) Perturbateur endocrinien

Substance	Famille	Listes Prioritaires	Suivi REPOM ?	Comportement		Toxicité (s)
				Persistance et adsorption	Transfert via la chaîne alimentaire ?	Aigüe / chronique
Dieldrine	Pesticides	Ospar Stockholm (POP)	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Sous produit de l'aldrine ou rejet direct de dieldrine Bioaccumulation importante	Toxicité aigüe importante Toxicité chronique : C (3)
DDT	Pesticides organochlorés	Ospar Stockholm (POP)	Suivi REPOM	Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation et biomagnification fortes	Toxicité aigüe modérée Toxicité chronique C(3)
Endrine	Pesticides	Ospar Stockholm (POP)	Suivi REPOM	Persistance forte	-	-
Isodrine	Pesticides	Ospar	Suivi REPOM	-	-	-
PCB indicateurs (28,52,101,118,138,153, 180) ou PCB-NDL (excepté CB118)	Polychlorobiphé nyles	Ospar Stockholm (POP)	Suivi REPOM	Persistance forte (d'autant plus que fortement chlorés) Adsorption forte (d'autant plus que fortement chlorés)	Bioaccumulation et biomagnification (d'autant plus que fortement chlorés)	Toxicité aigüe faible Toxicité chronique CMR (ND) Perturbateurs endocriniens avérés
PCB-DL Dioxines (PCDD) et furanes (PCDF)		Ospar Stockholm (POP)		Persistance forte Adsorption forte	Bioaccumulation et biomagnification (la bioaccumulation est plus forte chez l'homme que chez l'animal)	Toxicité aigüe importante Toxicité chronique : (Cancérogène) CMR (ND) pour les dioxines et C(2) pour les furanes Perturbateurs endocriniens

Les substances étudiées sont généralement persistantes et bioaccumulables en milieu marin. Les substances d'intérêt sanitaire ont été classées en 4 listes selon différents critères déterminants l'importance de leur prise en compte dans une ERS :

- leur toxicité sanitaire,
- l'existence d'une réglementation ou de recommandations concernant leur teneur dans les produits de la mer,
- l'existence de valeurs toxicologiques de référence (nécessaires pour réaliser l'ERS) et leur niveau de présence en milieu marin.

Liste 1 : Contaminants faisant l'objet d'une réglementation concernant leur teneur dans les produits de la mer

- Benzo(a)pyrène
- Cadmium
- Plomb
- Mercure
- PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
- PCB-DL, dioxines, et furanes
- Hexachlorobenzène (NQEbiote)

Liste 2 : Contaminants faisant l'objet de recommandations concernant leur teneur dans les produits de la mer

- Arsenic
- Anthracène
- Fluoranthène
- Benzo(b)fluoranthène
- Benzo(ghi)pérylène
- Benzo(k)fluoranthène
- Benzo(a)anthracène
- Dibenzo(a,h)anthracène
- Indéno(1,2,3-cd)pyrène
- Chrysène

Liste 3 : Contaminants prioritaires en milieu marin et possédant une VTR

- Pyrène
- Phénanthrène
- Nickel
- Lindane
- Tributylétain (TBT)⁵

⁵La teneur en étain inorganique dans les conserves fait l'objet d'une réglementation européenne. La teneur dans les produits de la mer n'est pas spécifiée, et le TBT n'est pas exclusivement concerné.

Liste 4 : Contaminants pouvant se retrouver en milieu marin selon l'activité sur le bassin-versant (agriculture) et possédant une VTR :

- Chlorpyrifos
- Aldrine⁶
- Dieldrine

Les substances qui ne possèdent pas de VTR dans l'une des 6 bases de données recommandées par la DGS et l'INERIS n'ont pas été retenues car elles ne pourront pas être prises en compte dans l'ERS.

A noter toutefois que parmi celles ci, les substances susceptibles de se retrouver en milieu marin, et pour lesquelles une toxicité sanitaire a été mise en évidence, nécessiteraient une évolution des connaissances toxicologiques. Il s'agit du DDT, du nonylphénol, du DEHP, de l'endosulfan, des C10-13 chloroalcanes, des octylphénols, du pentachlorophénol et de la trifluraline.

3. Calcul des valeurs repères de concentration

Des valeurs repères de concentration dans les sédiments ont été calculées pour chaque substance à partir de la méthode du TGD et des valeurs de concentrations limites de ces substances dans les produits de la mer disponibles dans la littérature. Pour ces dernières, lorsque plusieurs valeurs étaient disponibles, la priorité de sélection a été la suivante : valeurs de référence européennes, valeurs majorantes, valeurs les plus récentes.

Outre les références européennes, les bases de données de l'INERIS, de l'Ifremer et de l'Agence de l'Eau ont été consultées.

Enfin, les concentrations repères calculées ont systématiquement été comparées aux seuils de gestion existants (niveaux GEODE, NQE eau), et aux concentrations ubiquitaires données dans la littérature (INERIS, Ifremer) de façon à vérifier leur cohérence.

Chaque substance a ainsi fait l'objet d'une fiche. Celles-ci sont présentées ci-après, regroupées en deux catégories : les substances des listes 1 et 2, et les substances des listes 3 et 4.

1.3.1 Substances des listes 1 et 2

Les substances des listes 1 et 2 correspondent aux substances pour lesquelles des seuils de concentration dans le biote ont été identifiées (normes européennes, recommandation ANSES...).

Pour ces substances, des valeurs repères de concentration dans les sédiments ont été recherchées en utilisant la méthode européenne « d'Equilibre de Partage » décrite dans le Technical Guidance Document (TGD) (voir annexe 1).

1.3.1.1 Arsenic

L'arsenic ne fait pas partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer. Cependant, la Suisse et le Canada proposent un seuil de consommation des produits de la mer de **0,1 mg/kg p.h.** (poids humide) dans la chair des coquillages, crustacés et poissons. L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une

⁶ L'aldrine est très rapidement biotransformée en dieldrine lorsqu'elle est métabolisée.

concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une concentration repère dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (\text{BCF}_{\text{poisson}} * \text{BMF})$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / R_{\text{HOMes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

⇒ BCF poisson

D'après les fiches substances de l'INERIS, le BCF poisson est de 4 (INERIS, 2006). Il n'y a donc pas de bioaccumulation de l'arsenic par les poissons. En effet, pour qu'une substance soit bioaccumulable, son BCF doit être supérieur à 100 (Lepper, 2004 / Ifremer, 2005). Le BCF mollusque marin est quant à lui de 478 (INERIS, 2006). Cette dernière valeur a donc été prise en compte.

⇒ BMF

D'après le GIP Seine-Aval (octobre 2007), aucun phénomène de biomagnification n'est observé pour l'arsenic. En outre, le processus de biomagnification n'a pas lieu chez les mollusques.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **0,1 mg/kg p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de 0,2 µg/L (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 0,1 / (478 * 1) = 2,09.10^{-4}$ mg/l).

L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans l'eau de mer inférieures à 3 µg/L. L'Ifremer (1999) indique des concentrations comprises entre 1 et 1,8 µg/L pour les eaux océaniques, et entre 1 et 4 µg/L pour les eaux estuariennes. Cette valeur semble donc faible.

⇒ C_{sed}

Aucune valeur de K_{pMES} n'a été retrouvée dans la littérature. Seul un coefficient de partage sol-eau (K_{pSol}) est proposé par l'INERIS (2006). Il est de 200 L/kg. **Aucune concentration repère dans les sédiments ne peut être déterminée pour l'arsenic.**

Discussion

La méthode du TGD n'a pu être appliquée à l'arsenic en raison d'un manque de données.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : arsenic.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.

- INERIS, 2010. Fiche substance : l'arsenic.
- INERIS, 2010. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : l'arsenic.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.1.2 Benzo(a)pyrène

Le benzo(a)pyrène fait partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer (Règlement (CE) N°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires). La teneur maximale fixée pour les filets de poissons est de **2 µg/kg de p.h.**.

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une concentration repère de dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (\text{BCF}_{\text{poisson}} * \text{BMF})$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log K_{\text{OW}} > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption du benzo(a)pyrène sur les particules sédimentaires.

➔ BCF poisson

D'après les fiches substances de l'INERIS (2010), les fiches substances du GIP Seine Aval (2007), et le rapport de l'Union Européenne (2005), le **BCF poisson maximal est de 2 700**.

➔ BMF

Aucun facteur de biomagnification n'est indiqué dans la littérature. Par conséquent, les équivalences proposées par le TGD sont appliquées : pour un BCF compris entre 2000 et 5000, **BMF =2**

➔ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **0,1 mg/kg p.h.** (cf. ci-avant).

➔ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,37 ng/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 0,002 / (2700 * 2) = 3,7 \cdot 10^{-7}$ mg/l)

La NQE eaux marines définie pour le benzo(a)pyrène est de 0,1 µg/L. Cette NQE est basée sur des données écotoxicologiques. L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, ainsi que le GIP Seine-Aval (2007) indiquent des concentrations ubiquitaires dans les eaux marines de 0,01 à 0,1 ng/L. **Cette valeur semble faible au regard de la NQE eau marine, mais cohérente vis-à-vis des concentrations ubiquitaires retrouvées dans les eaux marines.**

↻ K_{mes-eau}

La méthode du TGD fournit une K_{mes-eau} de **125000,9** ($K_{mes-eau} = 0,9 + 0,1 * (500000/1000) * 2500$, obtenu pour une K_{pmes} = 500 000 L/kg, (valeur calculée à partir du K_{oc}) d'après l'INERIS (2010)).

↻ C_{sed}

La méthode du TGD fournit une C_{sed} de 0,4 mg/kg p.h. (obtenue pour $C_{sed} = 125000,9 / 1150 * 3,7 \cdot 10^{-7} * 1000 * 10 = 0,4$ mg/kg p.h.

Une PNEC sédiment de 54 µg/kg p.h. est indiquée par l'AESN (2008). La concentration calculée est donc supérieure. Cependant, l'Europe (2005) propose un standard de qualité (calculé à partir de données écotoxicologiques) de 0,543 mg/kg.p.h., ce qui est très proche de la valeur calculée.

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5. L'INERIS préconise un facteur de 4,6 correspondant à :

$$RHO_{susp} / (F_{solide.susp} * RHO_{solide}) = 1150 / 250 = 4,6$$

Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte :

C_{sed} = 1,84 mg/kg p.s.

Le niveau GEODE N1 pour le benzo(a)pyrène est 0,430 mg/kg p.s.. **Le seuil GEODE N1 apparaît donc comme protecteur vis à vis du risque sanitaire.**

Discussion

Lorsqu'on applique la méthode du TGD à la concentration limite dans les poissons recommandée par l'Europe, la valeur repère obtenue dans les sédiments est proche du niveau N1 indicatif proposé par GEODE et du standard de qualité proposé par l'Europe.

La méthode de l'USACE (BSAF) conduit à une concentration limite dans les sédiments inférieure aux concentrations ubiquitaires dans les sédiments marins.

Compte tenu du fait que la méthode du TGD constitue la méthode de référence européenne et que la valeur repère obtenue via cette méthode paraît plus réaliste que celle obtenue via la méthode de l'USACE, la valeur repère de 1,84 mg/kg p.s. de benzo(a)pyrène dans les sédiments sera retenue.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality Standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Règlement (CE) n° 1831/2003 de la Commission du 19 décembre 2003 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.

- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : HAP.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le benzo(a)pyrène.
- INERIS, 2006. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le benzo(a)pyrène.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.1.3 Cadmium

Le cadmium fait partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer (Règlement CE N°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).

La teneur maximale fixée pour les poissons est de **0,05 mg/kg de p.h.** Pour certaines espèces de poissons (anchois, sardine, espadon..), ces teneurs limites s'élèvent à **0,1 ou 0,3 mg/kg de p.h.**

Pour les bivalves, la teneur limite est de **1 mg/kg de p.h.**

De façon à adopter une démarche protectrice, la teneur de **0,05 mg/kg de p.h.** sera considérée.

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{eau} = C_{poisson} / (BCF_{poisson} * BMF)$$

$$C_{sed} = (Kp_{MES} * C_{eau}) / 10$$

10 : La Commission européenne (2005) recommande d'ajouter un facteur de 10 pour les substances dont le Kp est supérieur à 200 L/kg de façon à prendre en compte la voie d'exposition par ingestion directe du sédiment et pas seulement via l'eau interstitielle.

➔ BCF poisson

D'après les fiches substances de l'INERIS (2009), le BCF poisson est de 15 (EC, 2007). D'après les fiches substances du GIP Seine Aval (2007), le BCF poisson est compris entre 0,5 et 6484, avec une moyenne de 229.

Ces mêmes valeurs sont reprises par l'Union Européenne (2005), cependant, le BCF poisson pris en compte pour l'évaluation des risques sanitaires est de **29,4** (valeur correspondant aux parties comestibles des poissons). La valeur de référence européenne sera ici prise en compte.

➔ BMF

D'après le GIP Seine-Aval (octobre 2007), **aucun phénomène de biomagnification** n'est observé pour le cadmium.

➔ $C_{poisson}$

La concentration dans le poisson est prise égale à 0,05 mg/kg de p.h. (cf. ci-avant).

↪ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **1,7 µg/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 0,05 / (29,4 * 1) = 1,7 \cdot 10^{-3}$ mg/l)

Les NQE eaux marines définies pour le cadmium varient de 0,45 à 1,5 µg/L suivant la dureté de l'eau. L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les océans de 1 ng/L. L'Ifremer (1999) indique des concentrations comprises entre 12 et 200 ng/l pour les eaux estuariennes, entre 11 et 50 ng/l pour les eaux côtières, et inférieures à 5 ng/l pour les eaux de surface océaniques. **Cette valeur semble donc cohérente.**

↪ K_{pMES}

D'après l'Ifremer (1999), le log Kd(ou log K_{pmes}) du cadmium est compris entre 3,5 et 5. Le K_{pmes} est donc compris entre 3162 et 100 000.

D'après l'INERIS (2010), et le rapport de la Commission Européenne (juillet 2005), **K_{pmes} = 130 000 L/kg. Cette dernière valeur sera reprise dans la suite des calculs.**

↪ C_{sed}

La méthode du TGD fournit une C_{sed} de 22,1 mg/kg p.s (obtenue pour $C_{\text{sed}} = 130000 * 1,7 \cdot 10^{-3}$). Cette concentration est supérieure à la PNEC sédiment proposée par l'Europe (2005), qui est de 2,3 mg/kg p.s.. Elle est également supérieure aux niveaux GEODE qui sont de 1,2 mg/kg sec pour N1, et de 2,4 mg/kg sec pour N2. **La valeur calculée semble élevée.**

Discussion

Lorsqu'on applique la méthode du TGD à la concentration limite en cadmium dans les poissons recommandée par l'Europe, la valeur repère obtenue dans les sédiments est bien supérieure aux niveaux GEODE qui apparaissent donc protecteurs au regard de l'impact sanitaire potentiel des sédiments.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Alzieu C., 1991. Proposition pour un seuil admissible en PCB dans les sédiments dragués. Réunion GEODE du 26 novembre 1991.
- CETMEF, 2009. Philippe Raujouan. Évaluation de la qualité des sédiments de dragage. Aperçu des différentes approches des pays de la zone Oskar.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : cadmium.

- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le cadmium.
- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le cadmium et ses dérivés.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.
- USACE, 1999. Dredging operations and environmental research program. Ecological and human health risk assessment guidance for aquatic environments.

1.3.1.4 Plomb

Le plomb fait partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer (règlement (CE) N°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).

La teneur maximale fixée pour les poissons est de **0,3 mg/kg de p.h.**

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une concentration repère de dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{eau} = C_{poisson} / (BCF_{poisson} * BMF)$$

$$C_{sed} = (K_pMES * C_{eau}) / 10$$

10 : La Commission européenne (2005) recommande d'ajouter un facteur de 10 pour les substances dont le K_p est supérieur à 200 L/kg de façon à prendre en compte la voie d'exposition par ingestion directe du sédiment et pas seulement via l'eau interstitielle.

⇒ BCF poisson

D'après les fiches substances de l'INERIS (2010), le BCF poisson est de 405 (EU, 2005 – 90ème percentile).

D'après les fiches substances du GIP Seine Aval (2007), le BCF poisson est de 20 (EU, 2005 – moyenne géométrique).

Ces mêmes valeurs sont reprises par l'Union Européenne (2005) : cependant, le BCF poisson pris en compte pour l'évaluation des risques sanitaires est de **20** (moyenne géométrique). C'est donc, cette dernière valeur qui sera prise en compte.

⇒ BMF

D'après le GIP Seine-Aval (octobre 2007) et l'Union Européenne (2005), **aucun phénomène de biomagnification** n'est observé pour le plomb.

⇒ $C_{poisson}$

La concentration dans le poisson est prise égale à **0,03 mg/kg de p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **15 µg/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 0,3 / (20 * 1) = 1,5 \cdot 10^{-2}$ mg/l)

La NQE eaux marines définie pour le plomb est de 7,2 µg/L. L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les océans inférieures à 50 ng/L. Cette valeur semble donc cohérente.

⇒ Kp_{MES}

D'après le rapport de la Commission Européenne (2005), le log Kp_{MES} du plomb est de 5,81. Le Kp_{MES} est donc de 645654,23. Cette valeur sera reprise dans la suite des calculs.

⇒ C_{sed}

La méthode du TGD fournit une C_{sed} de **968,5 mg/kg p.s.** (obtenue pour $C_{\text{sed}} = 645654,23 * 1,5 \cdot 10^{-2} / 10$)

Cette concentration limite est largement supérieure aux niveaux GEODE qui sont de 100 mg/kg sec pour N1, et de 200 mg/kg sec pour N2. Elle est également largement supérieure à la PNEC sédiment définie par l'Europe (2005), qui est de 53,4 µg/kg p.s..

Discussion

Lorsqu'on applique la méthode du TGD à la concentration limite dans les poissons recommandée par l'Europe, la valeur repère obtenue dans les sédiments est bien supérieure aux niveaux GEODE, qui apparaissent donc protecteurs au regard de l'impact sanitaire potentiel des sédiments.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Alzieu C., 1991. Proposition pour un seuil admissible en PCB dans les sédiments dragués. Réunion GEODE du 26 novembre 1991.
- Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Commission régulation (EC) n° 1881/2006 of 19 december 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : plomb.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le plomb.



- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le plomb et ses dérivés.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.
- USACE, 1999. Dredging operations and environmental research program. Ecological and human health risk assessment guidance for aquatic environments.

1.3.1.5 Mercure

Le mercure fait partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer (règlement (CE) N°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).

La teneur maximale fixée pour les produits de la mer et les filets de poissons est de 0,5 mg/kg de p.h.. Pour certaines espèces de poissons (anguille, mullet, marlin, raie, thon..), ces teneurs limites s'élèvent à 1 mg/kg de p.h..

De façon à adopter une démarche protectrice, la teneur de **0,5 mg/kg de p.h.** sera considérée.

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une concentration repère de dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{eau} = C_{poisson} / (BCF_{poisson} * BMF)$$

$$C_{sed} = (K_{mes-eau} / RHO_{mes}) * C_{eau} * 1000$$

➔ BCF poisson

Le rapport de l'Union Européenne (2005) donne plusieurs valeurs de BCF pour le mercure inorganique et organique. Ces valeurs sont extrêmement variables.

Par conséquent, aucune valeur limite de concentration dans l'eau n'a pu être calculée dans cette étude que ce soit en référence à l'empoisonnement secondaire des prédateurs supérieurs ou à l'ingestion de produits de la mer par l'homme.

Cette étude recommande également d'étudier l'empoisonnement secondaire via la chaîne alimentaire en prenant en compte le méthyl-mercure et non le mercure inorganique.

En effet, d'après les fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (2006) : « la méthylation du mercure inorganique peut se faire de façon abiotique (en particulier dans les sédiments) ou biotique, grâce à l'action de bactéries ou d'organismes aquatiques. D'après Slooff et al. (1995), on trouve de 0,01 à 10 % de mercure sous forme méthylée dans l'eau et les sédiments, environ 15 % dans les algues, de 20 à 50 % dans les invertébrés et de 80 à 99 % dans les poissons. »

D'après les fiches substances du GIP Seine Aval (2007), ainsi que les fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (2006), les BCF poisson du méthyl-mercure varient entre 4300 et 35000, et la valeur retenue est de 21700 (Sloof et al., 1995 – valeur mesurée).

D'après les fiches substances de l'INERIS (2010), le BCF poisson pour le méthyl-mercure est de **85 700** (EU, 2005 – valeur maximale – poisson d'eau douce). Cette dernière valeur sera donc retenue.

⇒ BMF

D'après l'Union Européenne (2005), et le GIP Seine-Aval (octobre 2007), **le méthyl-mercure est biomagnifié le long de la chaîne alimentaire**. Cependant, aucune valeur de BMF n'est donnée. Le TGD établit des correspondances entre BCF et BMF : pour un BCF > 5000, **BMF = 10**. Cette valeur sera donc retenue.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **0,5 mg/kg de p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,00058 µg/L** (obtenue pour $C_{eau} = 0,5 / (85700 * 10) = 5,8 \cdot 10^{-7} \text{ mg/l} = 0,58 \text{ ng/L}$)

La NQE eaux marines définie pour le mercure et ses composés est de 0,07 µg/L. L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les océans comprises entre 0,05 et 3 ng/L. Ifremer (1999), indique des concentrations en mercure dissous comprises entre 0,1 et 2 ng/L pour les eaux océaniques et estuariennes. Cette valeur paraît faible vis à vis des concentrations ubiquitaires et de la NQE eau.

⇒ K_{MES}

D'après le rapport de la Commission Européenne (2005), le K_{MES} du mercure est très variable : de 5 000 à 900 000 L/kg.

D'après les fiches substances de l'INERIS (2010), le K_{pmes} est de 100 000 L/kg (valeur moyenne pour le Rhin).

Les fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (2006), indiquent un logK_{pmes} de 5,23, soit un K_{MES} de 169 824,4.

La valeur la plus récente, de 100 000 L/kg sera reprise dans la suite des calculs.

⇒ K_{mes-eau}

La méthode du TGD fournit une K_{mes-eau} de **25 000,9** (obtenue pour $K_{mes-eau} = 0,9 + 0,1 * (100000/1000) * 2500$)

⇒ C_{sed}

La méthode du TGD fournit une **C_{sed} de 0,0126 mg/kg p.h** (obtenue pour $C_{sed} = (25000,9/1150) * 5,8 \cdot 10^{-7} * 1000$).

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu(1991) multiplie la concentration en p.h. par 5. L'INERIS préconise un facteur de 4,6. Comme précédemment ce facteur plus protecteur, sera pris en compte.

C_{sed} = 0,057 mg/kg p.s

Cette concentration est inférieure aux niveaux GEODE qui sont de 0,4 mg/kg sec pour N1, et de 0,8 mg/kg sec pour N2. Elle est également inférieure à la PNEC sédiment indiquée par l'AESN (2008), qui est de 9,3 mg/kg p.s.. Les concentrations ubiquitaires indiquées par l'INERIS (2006) sont inférieures à 0,4 mg/kg dans les sédiments. Ifremer (1999) rapporte des concentrations en mercure dans les sédiments du littoral français comprises entre 0,04 et 1,2 mg/kg p.s., ainsi qu'un bruit de fond géologique de 0,1 mg/kg. **Cette valeur repère semble donc faible.**

Discussion

Lorsqu'on applique les méthodes préconisées par l'Europe à la concentration limite dans les poissons pour calculer des valeurs repères de concentration dans les sédiments, on obtient des niveaux inférieurs à ceux préconisés par GEODE.

La grande variabilité des données (BCF et KpMES) rend cette valeur seuil incertaine.

Dans l'état actuel des connaissances il ne semble donc pas possible d'établir de valeur repère de concentration en mercure dans les sédiments.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Alzieu C., 1991. Proposition pour un seuil admissible en PCB dans les sédiments dragués. Réunion GEODE du 26 novembre 1991.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Règlement (CE) n° 1831/2003 de la Commission du 22 septembre 2003 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : mercure.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le mercure.
- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le mercure et ses dérivés.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.1.6 PCB indicateurs

Les PCB indicateurs (6 PCB $i = \text{CB28, 52, 101, 138, 153, 180}$)⁷ font partie, depuis 2011, des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne leur teneur dans les produits de la mer (règlement (CE) N°1259/2011 de la commission du 2 décembre 2011 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires). **Les teneurs maximales fixées pour les poissons sont de 75 ng /g de p.h.**

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une concentration repère de dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (\text{BCF}_{\text{poisson}} * \text{BMF})$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log K_{\text{OW}} > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption des PCB sur les particules sédimentaires.

➔ BCF poisson

D'après les fiches toxicologiques de l'INERIS, le log Kow (coefficient de partage octanol/eau) des PCB varie de 4,1 à 6,8 selon les mélanges. Dans une approche majorante, **la valeur de 6,8** est ici considérée. D'après le TGD, on peut calculer BCF à partir de log Kow :

$$\log \text{BCF} = 0,85 \log \text{Kow} - 0,70$$

BCF = 120 226 (obtenu pour $\log \text{BCF} = (0,85 * 6,8) - 0,70 = 5,08$)

Cette valeur est compatible avec les données du TGD : pour un log Kow compris entre 5 et 8, BCF poisson $> 5\ 000$. L'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008) donne des valeurs de BCF poisson comprises entre 10^4 et 10^7 pour le CB 153.

➔ BMF

D'après le TGD, pour un log Kow compris entre 5 et 8, **BMF = 10**.

➔ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à 75 ng /g de p.h.. (cf. ci-avant).

⁷ Le CB 118, qui fait partie de la liste des PCB indicatifs dans la réglementation française, n'est pas pris en compte par l'Europe car il fait partie des PCB-DL.

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,062 ng/L** (obtenue pour $C_{eau} = 0,075 / (120\ 226 * 10) = 6,2 \cdot 10^{-8}$ mg/l)

Une NQE provisoire de 1 ng/l pour les PCB, est indiquée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008). L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les eaux de surface comprises entre 0,1 et 3 ng/L. La teneur limite de 0,062 ng/L paraît donc faible.

⇒ K_{pMES}

K_{oc} = coefficient de partage entre carbone organique et eau

$$\text{Log } K_{oc} = 0,81 \text{ log } K_{ow} + 0,1 = (0,81 * 6,8) + 0,1 = 5,608$$

$$K_{oc} = 405\ 508$$

$$K_{pMES} = 0,1 * 405\ 508 = 40\ 550,8$$

$$K_{MES-eau} = 0,9 + (0,1 * (40550,8/1000) * 2500) = 10\ 138,6$$

⇒ K_{mes-eau}

La méthode du TGD fournit une $K_{mes-eau}$ de **25 000,9** (obtenu pour $K_{mes-eau} = 0,9 + 0,1 * (100000/1000) * 2500$)

⇒ C_{sed}

La méthode du TGD fournit une C_{sed} de $5,46 \cdot 10^{-3}$ mg/kg p.h. (obtenue pour $C_{sed} = (10138,6/1150) * 6,2 \cdot 10^{-8} * 1000 * 10$)

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5. L'INERIS préconise un facteur de 4,6. Comme précédemment ce facteur plus protecteur sera pris en compte.

$$C_{sed} = 2,5 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg p.s} = 25 \text{ } \mu\text{g/kg p.s.}$$

Cette concentration limite s'applique à la somme des 6 PCB indicatifs (28, 52, 101, 138, 153, 180). La somme des niveaux GEODE N1 actuels pour ces 6 congénères est de 0,450 mg/kg p.s. = 450 $\mu\text{g/kg}$ sec. La concentration de référence calculée est inférieure aux niveaux GEODE actuels.

Discussion

Le Cemagref (2011) a réalisé une étude portant sur les transferts de contaminants hydrophobes du sédiment au biote. Dans cette étude, deux approches de modélisation ont été utilisées (approches statistique et physiologique) pour déterminer des concentrations en PCB indicateurs dans le sédiment au-dessous desquelles les poissons seraient conformes au seuil réglementaire de consommation européen. Le modèle statistique aboutit à une concentration de 5,9 ng/g p.s. tandis que le modèle physiologique aboutit à des concentrations comprises entre 2,6 et 14 ng/g p.s. selon l'espèce et le site.

En ce qui concerne les contraintes analytiques, la détection des PCB par chromatographie en phase gazeuse et détection par capture d'électrons ou spectrométrie de masse, permet de descendre à des niveaux de présence de l'ordre de 0,1 à 1 $\mu\text{g/kg}$ de sédiment. La concentration de référence proposée est donc exploitable.

➔ **Les résultats de l'étude du Cemagref réalisée en 2011 apparaissent cohérents vis à vis des concentrations repères calculées.**

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- CEMAGREF, 2011. Transferts de contaminants hydrophobes du sédiment au biote : construction de modèles dans une perspective de gestion.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : PCB
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.
- Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Règlement (CE) n° 1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires
- INERIS – fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques :
http://www.ineris.fr/index.php?action=getContent&id_heading_object=3&module=cms
- ATSDR – Toxicological Profile : PCB : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17-c8.pdf>

1.3.1.7 PCB-DL, Dioxines, et furanes

Les PCB « dioxin-like » (PCB-DL), les dioxines, et les furanes font partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne leur teneur dans les produits de la mer (Règlement (CE) n° 1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).

La teneur maximale fixée pour la chair musculaire des poissons et des produits de la mer est de **6,5 pg TEQ/ g de p.h., en ce qui concerne la somme des PCB-DL, dioxines, et furanes.**

Ces concentrations sont calculées en sommant les concentrations des 17 composés les plus toxiques (PCDD + PCDF + PCB-DL), pondérées par leurs facteurs respectifs de toxicité équivalente (TEF) (par rapport à la 2,3,7,8 – TCDD la plus toxique, soit un TEF de 1).

Ces facteurs sont donnés dans la réglementation européenne (Commission de régulation EC° n° 1881/2006 du 19 décembre 2006).

Ne disposant pas de suffisamment de données sur l'ensemble des congénères de dioxines, furanes, et PCB-DL, les concentrations seront calculées à partir des données relatives à la 2,3,7,8 – TCDD.



L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (\text{BCF}_{\text{poisson}} * \text{BMF})$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log K_{\text{OW}} > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption des PCB sur les particules sédimentaires.

⇒ BCF poisson

D'après le rapport de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008), le BCF poisson pour les dioxines varie de 4000 à 9000. De façon à rester dans une approche majorante, la valeur de **9000** sera retenue.

⇒ BMF

D'après le rapport de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008), les dioxines ont une capacité moyenne à se biomagnifier. Cependant, aucune valeur n'est fournie. Le TGD établit des correspondances entre BCF et BMF : pour un $\text{BCF} > 5000$, **BMF = 10**. Cette valeur sera donc retenue.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **6,5 pg TEQ/ g de p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,07 pg TEQ/L** ($C_{\text{eau}} = 6,5 \cdot 10^{-6} / (9000 * 10) = 7,2 \cdot 10^{-11} \text{ mg TEQ/l} = 7,2 \cdot 10^{-8} \mu\text{g TEQ/l}$)

Une NQE provisoire de 0,001 $\mu\text{g/l}$ pour les dioxines, furanes et PCB, est indiquée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008). La valeur calculée semble donc faible.

⇒ K_{pMES}

D'après l'Agence de l'eau Seine Normandie (2008), les dioxines ont une forte capacité d'adsorption sur les MES. Cependant, aucune valeur n'est fournie. D'après les fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (2006), le K_{oc} max pour les dioxines est de $2,54 \cdot 10^7$. D'après le TGD, il est ensuite possible de calculer le K_{pMES} à partir de K_{oc} : **$K_{\text{pMES}} = 0,1 * K_{\text{oc}} = 2,54 \cdot 10^6$** . Cette valeur sera reprise dans la suite des calculs.

⇒ $K_{\text{mes-eau}}$

$K_{\text{mes-eau}} = 6,35 \cdot 10^5$ (obtenu pour $K_{\text{mes-eau}} = 0,9 + 0,1 * (2,54 \cdot 10^6 / 1000) * 2500$)

⇒ C_{sed}

$C_{sed} = 397 \text{ ng TEQ/kg p.h}$ (obtenu pour $C_{sed} = 6,35 \cdot 10^5 / 1150 \cdot 7,2 \cdot 10^{-11} \cdot 1000 \cdot 10 = 3,97 \cdot 10^{-4} \text{ mg TEQ/kg p.h.}$)

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

C_{sed} = 1,8 µg TEQ/kg p.s.

L'INERIS (2006) indique des concentrations ubiquitaires en dioxines et furanes dans les sédiments inférieures à 20 ng TEQ /kg. Aucune donnée relative aux concentrations ubiquitaires de PCB-DL dans les sédiments n'a été trouvée. L'INERIS (2005) ne dispose pas de suffisamment de données pour l'établir.

1.3.1.8 PCB-DL

Aucune valeur seuil n'est définie pour les PCB-DL seuls. Cependant, par différence entre la valeur seuil définie pour les PCB-DL et dioxines (6,5 pg TEQ/ g de p.h.) et la valeur seuil définie pour les dioxines (3,5 pg TEQ/ g de p.h.), on peut déduire que la concentration en PCB-DL ne doit pas excéder **3 pg TEQ/ g de p.h.**

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{eau} = C_{poisson} / (BCF_{poisson} * BMF)$$

$$C_{sed} = (K_{mes-eau} / RHO_{mes}) * C_{eau} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, log KOW > 5. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption des PCB sur les particules sédimentaires.

⇒ BCF poisson

D'après le rapport de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008), le BCF poisson pour les dioxines varie de 4000 à 9000. De façon à rester dans une approche majorante, la valeur de **9000** sera retenue.

⇒ BMF

Le TGD établit des correspondances entre BCF et BMF : pour un BCF > 5000, **BMF = 10**. Cette valeur sera donc retenue.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **3.10⁻⁶ mg TEQ/kg p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,033 pg TEQ/L** (obtenu pour $C_{\text{eau}} = 3 \cdot 10^{-6} / (9000 \cdot 10) = 3,33 \cdot 10^{-11} \text{ mg TEQ/l} = 3,33 \cdot 10^{-8} \mu\text{g TEQ/l}$).

Une NQE provisoire de 0,001 $\mu\text{g/l}$ pour les dioxines, furanes et PCB, est indiquée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2008). La valeur calculée semble donc faible.

⇒ K_{pMES}

D'après l'Agence de l'eau Seine Normandie (2008), les dioxines ont une forte capacité d'adsorption sur les MES. Cependant, aucune valeur n'est fournie. D'après les fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (2006), le K_{oc} max pour les dioxines est de $2,54 \cdot 10^7$. D'après le TGD, il est ensuite possible de calculer le K_{pMES} à partir de K_{oc} : **$K_{\text{pMES}} = 0,1 \cdot K_{\text{oc}} = 2,54 \cdot 10^6$**

⇒ K_{MES-eau}

$K_{\text{MES-eau}} = 1,53 \cdot 10^6$ (obtenu pour $K_{\text{MES-eau}} = 0,9 + 0,1 \cdot (2,54 \cdot 10^6 / 1000) \cdot 2500$)

⇒ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = 44,3 \text{ ng TEQ/kg p.h.}$ (obtenu pour $C_{\text{sed}} = (1,53 \cdot 10^6 / 1150) \cdot 3,33 \cdot 10^{-11} \cdot 1000 = 4,43 \cdot 10^{-5} \text{ mg TEQ/kg p.h.}$).

Cette concentration doit être multipliée par 10 car $\log K_{\text{ow}} > 5$. On obtient :

$C_{\text{sed}} = 443 \text{ ng TEQ/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

$C_{\text{sed}} = 2,04 \mu\text{g TEQ/kg p.s.}$

L'INERIS (2006) indique des concentrations ubiquitaires en dioxines et furanes dans les sédiments inférieures à 20 ng TEQ /kg. L'INERIS (2005) ne dispose pas de suffisamment de données pour établir des concentrations ubiquitaires pour les PCB-DL.

Discussion

Les concentrations limites définies par l'Europe sont exprimées en TEQ par rapport à la 2,3,7,8 – TCDD.

En conséquence, la méthode d'équilibre de partage a été appliquée en prenant en compte les paramètres relatifs à la 2,3,7,8 – TCDD.

Les valeurs calculées sont donc approximatives, car seules les caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des dioxines ont été prises en compte.

La méthode du TGD donne des valeurs très supérieures aux concentrations ubiquitaires disponibles dans les sédiments.

Seul le port de Dunkerque réalise des mesures de concentrations en dioxines et furanes et en PCB-DL dans les sédiments qu'il drague.

D'après les résultats des mesures réalisées entre 2006 et 2008, les teneurs en dioxines et furanes varient entre 0,03 et 27,69 ng/kg sec.

D'après les résultats des analyses réalisées en 2008, les teneurs en PCB-DL varient quand à elle de 0,05 à 101,92 ng/kg sec.

Les concentrations repères calculées pour le risque sanitaire sont largement supérieures aux concentrations mesurées dans cette zone portuaire.

Cependant, elles peuvent constituer une valeur repère pour le risque sanitaire.

En ce qui concerne les contraintes analytiques, la détermination de composés de type dioxine (PCDD, PCDDF et PCB-DL) selon la méthode de référence met en œuvre la technique de dilution isotopique, la chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et la détermination par spectrométrie de masse haute résolution (Ifremer, 2012).

Ce protocole analytique, compte tenu de l'équipement et de l'expertise analytiques nécessaires pour la détection de ces substances à des teneurs très faibles conduit à des coûts élevés qui ne sont pas justifiés pour la conduite des opérations de dragage (Ifremer, 2012).

Des corrélations ont été établies entre les teneurs en PCB-NDL et en PCB-DL dans les matrices biologiques (ANSES, novembre 2009 ; Abarnou, 2008 ; Babut, 2008 ; Abarnou, 2010). Ainsi, il est possible d'estimer les concentrations en PCB-DL à partir des concentrations en PCBi.

L'ERS pourrait donc ne porter que sur les PCBi.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- CEMAGREF, 2011. Transferts de contaminants hydrophobes du sédiment au biote : construction de modèles dans une perspective de gestion.
- Règlement (CE) n°1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).



- Règlement (CE) n°1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2006. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : les dioxines.
- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Polychlorobiphényles.
- INERIS, 2010. Fiche substance : Tétrahydrofuranne
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.1.9 Hexachlorobenzène

L'hexachlorobenzène (HCB) ne fait pas partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne les teneurs dans les produits de la mer garantissant leur consommabilité. Cependant, des normes de qualité environnementales dans le biote (NQEbiote) ont été définies par la Directive européenne 2008/105/CE sur la base de critères sanitaires.

Pour que le bon état chimique soit atteint, la concentration suivante ne doit pas être dépassée dans les tissus des poissons, mollusques, ou crustacés : **10 µg/kg de p.h.**

L'encadré suivant présente la démarche de recherche d'une concentration repère dans les sédiments entraînant cette concentration théorique dans la chair de produits de la mer par application de la méthode du TGD.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (\text{BCF}_{\text{poisson}} * \text{BMF})$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log KOW > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption du HCB sur les particules sédimentaires.

➔ BCF poisson

D'après Ifremer (2005), et l'INERIS (2008) le **BCF poisson est de 18 000**.

➔ BMF

Des phénomènes de biomagnification ont été observés (IFREMER, 2005) : cependant, aucune valeur expérimentale n'est donnée.

Par conséquent, les équivalences proposées par le TGD sont appliquées : pour un BCF supérieur à 5000, **BMF = 10**.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **10 µg/kg de p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,055 ng/L** (obtenu pour $C_{\text{eau}} = 0,01 / (18000 * 10) = 5,5 \cdot 10^{-8} \text{ mg/l} = 5,5 \cdot 10^{-5} \text{ µg/L}$).

La NQE eaux marines définie pour l'HCB est de 0,05 µg/L. Cependant, cette NQE ne repose pas sur des critères sanitaires (le standard de qualité de l'eau en référence aux critères sanitaires calculé par l'Europe est de 0,23 ng/l). L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les eaux de 3 à 12 pg/L. **Cette valeur semble faible au regard de la NQE eau marine, mais cohérente vis-à-vis des concentrations ubiquitaires retrouvées dans les eaux.**

⇒ K_{pMES}

D'après l'INERIS (2008), **log K_{oc} = 5,11**. ⇒ **K_{oc} = 128 824,96**

D'après le TGD, **K_{pMES} = Foc MES * K_{oc}** ⇒ **K_{pMES} = 0,1 * 128824,96 = 12 882,5**

⇒ K_{mes-eau}

K_{MES-eau} = 3 221,5 (obtenu pour $K_{\text{MES-eau}} = 0,9 + 0,1 * (12882,5/1000) * 2500$)

⇒ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (3221,5/1150) * 5,5 \cdot 10^{-8} * 1000 * 10 = 1,54 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg p.h.} = 1,54 \text{ µg/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

C_{sed} = 7 µg/kg p.s

Actuellement, il n'y a pas de niveau GEODE réglementaire pour le HCB.

L'INERIS n'a pas défini de concentration ubiquitaire dans les sédiments. Cependant, il propose une concentration sans effet dans les MES : **PNEC_{mes} = 16,90 µg/kg MES p.s. (valeur européenne).**

L'Europe (2005) a réalisé un travail similaire, et propose également des normes de qualité pour les sédiments dérivées de normes de qualité pour les aliments. La norme de qualité proposée pour les sédiments marins est de **2,9 µg/kg MES p.s.**

Cette différence s'explique par le fait que dans le document européen, un facteur de bioaccumulation (BAF⁸) de 42 000 a été utilisé.

La concentration calculée est proche de celle calculée par l'Europe, mais est inférieure à la PNEC sédiment proposée par l'INERIS.

⁸ Le BAF prend en compte l'accumulation via l'eau, les sédiments et la nourriture, tandis que le BCF ne prend en compte que l'accumulation via l'eau.

Discussion

Lorsqu'on applique la méthode du TGD à la concentration limite dans les poissons recommandée par l'Europe, les valeurs repères obtenues dans les sédiments sont proches des standards de qualité des sédiments calculés par l'Europe.

Le standard de qualité européen calculé via la méthode du TGD est toutefois plus sévère que la valeur de référence calculée dans le présent document.

Dans une approche majorante, c'est le standard de qualité européen qui sera pris en compte, soit 2,9 µg/kg MES p.s..

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : l'hexachlorobenzène.
- INERIS, 2008. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : l'hexachlorobenzène.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.
- USACE, 1999. Dredging operations and environmental research program. Ecological and human health risk assessment guidance for aquatic environments.

1.3.1.10 HAP

Seul le benzo(a)pyrène fait partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne ses teneurs dans les produits de la mer (règlement (CE) n° 1881/2006 du 19 décembre 2006 fixant des niveaux maximum pour certaines contaminations dans la nourriture).

Cependant, l'ANSES a proposé des valeurs guides en ce qui concerne les teneurs de certains HAP dans l'alimentation humaine et notamment dans les produits de la mer.

Onze HAP, les plus génotoxiques, ont été identifiés par l'ANSES : anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(a)pyrène, chrysène, dibenzo(a,h)anthracène, fluoranthène et indéno(1,2,3,c-d)pyrène.

Pour définir ces valeurs guides, l'approche fondée sur la mesure des molécules les plus toxiques affectées d'un facteur d'équivalence toxique (TEF) en référence au benzo(a)pyrène (le plus génotoxique) a été adoptée.

Les valeurs guides recommandées pour les produits de la pêche non transformés (frais, congelés, réfrigérés) sont de **2 µg TEQ/kg de matière fraîche pour les poissons** et de **10 µg TEQ/kg de matière fraîche**, pour les mollusques bivalves, céphalopodes et crustacés.

La valeur guide concernant les poissons sera considérée dans la suite de ce travail.

Les concentrations en HAP doivent être calculées en sommant les concentrations des 11 composés les plus génotoxiques, pondérés par leurs facteurs respectifs de toxicité équivalente (TEF) (par rapport au benzo(a)pyrène, soit un TEF de 1). Ces facteurs sont donnés par l'ANSES (2003).

Ne disposant pas de suffisamment de données sur l'ensemble des HAP concernés, les concentrations seront calculées à partir des données relatives au benzo(a)pyrène.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

La valeur guide fixée par l'ANSES pour les 11 HAP les plus génotoxiques correspond à la norme européenne de concentration du benzo(a)pyrène dans les poissons.

Ainsi, la concentration calculée pour le benzo(a)pyrène (seule la méthode du TGD donne une concentration « réaliste ») s'applique également à la somme des concentrations (pondérées par leur TEF respectif) des 11 HAP définis par l'ANSES, soit : **C_{sed} = 1,84 mgTEQ/kg p.s**

Discussion

Des seuils N1 et N2 sont définis pour les HAP par l'arrêté du 8 février 2013 complémentaire à l'arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins.

De façon à comparer ces niveaux avec la concentration calculée dans les sédiments (exprimée en TEQ), il faut pondérer chacun de ces niveaux par le facteur d'équivalence toxique (TEF) défini par l'ANSES (2003) :

A noter que si le benzo(j)fluoranthène ne fait pas l'objet de niveaux spécifiques, il n'est pas séparable en chromatographie en phase liquide à haute performance et peut être comptabilisé avec le benzo(b)fluoranthène (ANSES, 2003).

Tableau 2 - Facteurs d'équivalence toxique des HAP

Liste des HAP à doser pour évaluer leur présence dans les aliments	TEF	N1 GEODE (en mg/kg p.s.)	TEQ = N1 *TEF (en mg TEQ/kg p.s.)
anthracène	0,01	0,085	0,00085
benzo(a)anthracène	0,1	0,260	0,02600
benzo(b)fluoranthène	0,1	0,400	0,04000
benzo(j)fluoranthène	0,1		
benzo(k)fluoranthène	0,1	0,200	0,02000
benzo(g,h,i)pérylène	0,01	1,700	0,01700
benzo(a)pyrène	1	0,430	0,43000
chrysène	0,01	0,380	0,00038
dibenzo(a,h)anthracène	1	0,060	0,06000
fluoranthène	0,01	0,600	0,00600
indéno(1,2,3,c-d)pyrène	0,1	1,700	0,17000
Somme	-	5,815	0,77365

Si on applique les facteurs d'équivalence toxique définis par l'ANSES aux niveaux N1 indicatifs proposés par GEODE pour les HAP, on obtient une concentration de **0,77365 mg TEQ/kg p.s.** pour les 11 HAP les plus génotoxiques.

Cette concentration est inférieure à la valeur repère de concentration calculée.

Les niveaux indicatifs GEODE pour les HAP apparaissent donc comme protecteurs vis-à-vis du risque sanitaire.

Références

- ANSES, 2003. Saisine n°2000-SA-0005. Avis relatif à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo(a)pyrène (B(a)P) et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser.
- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.



- Alzieu C., 1999. Dragage et environnement Marin. État des connaissances. Ifremer.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires).
- Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau.
- GIP Seine-Aval, octobre 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : HAP.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le benzo(a)pyrène.
- INERIS, 2006. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le benzo(a)pyrène.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.
- USACE, 1999. Dredging operations and environmental research program. Ecological and human health risk assessment guidance for aquatic environments.



1.3.2 Substances des listes 3 et 4

1.3.2.1 Prise en compte des substances des listes 3 et 4 par le REPOM

Les substances des listes 3 et 4 ne font pas l'objet d'une réglementation ou de recommandations en ce qui concerne leur teneur dans le biote. Cependant, des « standards de qualité dans le biote » ont été calculés par la Commission Européenne (2005), sur la base de critères sanitaires, pour les substances prioritaires de la DCE.

Pour ces substances, des valeurs repères de concentration dans les sédiments ont donc pu être calculées via la méthode du TGD.

Les substances des listes 3 et 4 ne sont pas analysées en routine dans les sédiments de dragage. Cependant, certaines d'entre elles sont prises en compte dans le cadre du REPOM. Les résultats de ce suivi pourraient être utilisés dans un premier temps afin de vérifier que les teneurs des substances concernées ne dépassent pas les concentrations repères identifiées. Si les résultats du REPOM montrent un dépassement des concentrations repères, des analyses directes dans les sédiments de dragage seraient alors requises.

Parmi les substances des listes 3 et 4, seul le chlorpyrifos n'est pas suivi dans le cadre du REPOM.

Ce pesticide a une persistance négligeable dans l'environnement. De plus, aucune donnée concernant son niveau de présence dans l'environnement ou les concentrations sédimentaires à partir desquelles des effets sur les écosystèmes sont constatés, n'a été retrouvée. Il ne sera donc pas pris en compte dans la suite de cette étude.

1.3.2.2 Recherche de valeurs repères de concentration dans les sédiments

Liste	Substance	Niveau ubiquitaire dans les sédiments	PNEC sédiments	Source	Standards de qualité calculés en référence à l'alimentation humaine (Europe, 2005)
3	Pyrène	< 500 µg/kg	23 µg/kg p.h. 60 µg/kg p.s.	INERIS, 2005	-
3	Phénanthrène	< 10 µg/kg	1,17 µg/kg p.h. 5,38 µg/kg p.s.	INERIS, 2010	-
3	Nickel	< 20 mg/kg	2,94 mg/kg 1,5 mg/kg p.h. 4 mg/kg p.s. 3,2 mg/kg p.s.	UE, 2005 INERIS, 2006 AESN, 2008	0,67 mg/kg p.h. (produits de la mer)
3	Hexachlorobenzène (HCB)	-	3,7 µg/kg p.s. 16,90 µg/kg p.h.	INERIS, 2008	9,74 µg/kg p.h. (produits de la mer) correspondant aux concentrations dans l'eau de 0.00023 µg/l, et aux concentrations dans les MES de 2.9 µg/kg p.s.
3	Hexachlorocyclohexane (HCH) ou Lindane	0,1 à 1 µg/kg	0,16 µg/kg p.h. 0,43 µg/kg p.s. 1,1 µg/kg p.s. (sédiments marins)	INERIS, 2005 AESN, 2008	61 µg/kg p.h. (produits de la mer) correspondant aux concentrations dans l'eau de 0.047 µg/l
3	Tributylétain (TBT)	-	4,6.10 ⁻⁶ mg/kg p.s.	INERIS, 2010	15,2 µg/kg p.h. (produits de la mer) correspondant aux concentrations dans l'eau de 0.0025 µg/l
4	Aldrine	-	0,24 µg/kg MES secs	INERIS, 2008	-
4	Dieldrine	-	0,24 µg/kg MES secs	INERIS, 2008	-

Concernant les substances prioritaires, l'Europe (2005) a calculé, à partir des VTR, des **standards de qualité dans les produits de la mer** et les a parfois dérivés dans l'eau et dans les sédiments marins selon la méthodologie du TGD.

La méthodologie utilisée est la suivante :

Considérant que la concentration dans les produits de la mer d'une substance considérée ne doit pas excéder 10 % de la VTR et selon les valeurs standards utilisées dans le TGD - soit un poids corporel de 70 kg et une consommation de produits de la mer de 115g/jour – la formule suivante peut être appliquée (Lepper, 2004) :

$$C_{\text{biote}} = (0,1 * VTR^9 * 70) / 0,115 \text{ kg}$$

ensuite, la méthode du TGD est reprise :

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / RHO_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

avec :

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{biote}} / (BCF * BMF)$$

Pour les substances prioritaires, lorsque cela n'a pas été déjà fait, des valeurs repères de concentration dans les sédiments ont été calculées selon la méthode du TGD.

Pour les autres substances (aldrine, dieldrine, pyrène, phénanthrène), la démarche européenne a été appliquée après recherche des VTR.

1.3.2.3 Nickel

Le nickel ne fait pas partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne les teneurs dans les produits de la mer garantissant leur consommabilité. Cependant, des **standards de qualité dans les produits de la mer** ont été proposés par la Commission Européenne (CE, 2005).

Pour le nickel, la concentration suivante ne doit pas être dépassée dans les tissus des poissons, mollusques, ou crustacés : **0,67 mg/kg p.h..**

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{eau}} = C_{\text{poisson}} / (BCF_{\text{poisson}} * BMF)$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / RHO_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

➔ BCF

Aucun BCF poisson n'a été retrouvé dans la littérature. L'Europe (2005), utilise un **BCF mollusque de 340 (BCF maximum)**.

⁹Les VTR utilisées correspondent à des effets chroniques à seuil.

⇒ BMF

Aucun phénomène de biomagnification n'a été rapporté.

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **0,67 mg/kg p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **1,9 µg/L** (obtenu pour $C_{\text{eau}} = 0,67 / (340 * 1)$).

La NQE eaux marines définie pour le nickel est de 20 µg/L. Cependant, l'Europe (2005) indique une PNEC eaux marines de 1,7 µg/L.

L'INERIS, dans ses fiches toxicologiques, indique des concentrations ubiquitaires dans les eaux inférieures à 0,5 µg/L.

Cette valeur semble faible au regard de la NQE eau marine, mais cohérente vis-à-vis des concentrations ubiquitaires retrouvées dans les eaux.

⇒ K_{mes-eau}

K_{MES-eau} = 1987 (CE, 2005)

⇒ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (1987/1150) * 0,0019 * 1000 = 3,28 \text{ mg/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

C_{sed} = 15 mg/kg p.s.

Discussion

⇒ La valeur repère de concentration sédimentaire calculée est inférieure aux niveaux GEODE actuels, qui sont de 37 mg/kg p.s. pour N1 et de 74 mg/kg p.s. pour N2.

Cependant, elle est cohérente avec la PNEC sédiments définie par l'Europe (2005) qui est de 2,94 mg/kg.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2006. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le nickel.

- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.2.4 Lindane

Le lindane ne fait pas partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne les teneurs dans les produits de la mer garantissant leur consommabilité. Cependant, des **standards de qualité** dans les produits de la mer ont été proposés par la Commission Européenne (CE, 2005).

Pour le lindane, la concentration suivante ne doit pas être dépassée dans les tissus des poissons, mollusques ou crustacés : **61 µg/kg p.h.**

Cette concentration correspond à une concentration dans l'eau de **0,047 µg/l.**

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **61 µg/kg p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

$C_{\text{eau}} = 0,047 \mu\text{g/l}$ (cf. ci-avant).

⇒ $K_{\text{mes-eau}}$

$K_{\text{MES-eau}} = 136,5$

⇒ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (136,5 / 1150) * 0,047 \cdot 10^{-3} * 1000 = 5,57 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg p.h.} = 5,57 \mu\text{g/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

$C_{\text{sed}} = 25,6 \mu\text{g/kg p.s.}$

Discussion

Cette valeur semble cohérente avec la PNEC sédiment indiquée par l'AESN (2008), qui est de 1,1 µg/kg p.s..

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.

- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : le lindane.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.2.5 Tributylétain (TBT)

Le TBT ne fait pas partie des éléments réglementés par l'Europe en ce qui concerne les teneurs dans les produits de la mer garantissant leur consommabilité. Seule la teneur en étain inorganique dans les conserves est réglementée. Cependant, des **standards de qualité dans les produits de la mer** ont été proposés par la Commission Européenne (CE, 2005).

Pour le TBT, la concentration suivante ne doit pas être dépassée dans les tissus des poissons, mollusques ou crustacés : **15.2 µg/kg p.h.**

Cette concentration correspond à une concentration dans l'eau de **0,0025 µg/l.**

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

⇒ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **15.2 µg/kg p.h.** (cf. ci-avant).

⇒ C_{eau}

$C_{\text{eau}} = 0,0025 \mu\text{g/l}$ (cf. ci-avant).

⇒ $K_{\text{mes-eau}}$

KMES-eau = 27 (UE, 2005)

⇒ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (27 / 1150) * 2,5 \cdot 10^{-6} * 1000 = 5,8 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg p.h.} = 0,058 \mu\text{g/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

$C_{\text{sed}} = 0,26 \mu\text{g/kg p.s.}$

Discussion

Cette valeur est cohérente avec le standard de qualité (QS sédiment) proposé par l'Europe, qui est de 0,02 µg/kg p.s..

Par rapport aux niveaux GEODE établis sur la base de données écotoxicologiques (N1 = 100 µg/kg p.s. et N2 = 400 µg/kg p.s.), cette valeur semble faible.

Notons toutefois que la commission européenne précise dans son rapport que le standard de qualité proposé a été calculé selon la méthode de l'équilibre de partage et devrait être affiné par des tests à long terme sur les organismes benthiques.

Références

- Agence de l'Eau, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie.
- Commission européenne, juillet 2005. Common implementation strategy for the water framework directive. Environmental Quality standards (EQS)- Substance Data Sheet.
- Ifremer / INERIS, 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne.
- INERIS, 2010. Fiche substance : le TBT.
- Lepper P., 2004. Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive.

1.3.2.6 Aldrine/Dieldrine

L'aldrine est rapidement biodégradée dans le sol et les organismes en dieldrine. La substance elle-même (aldrine) ne peut être que faiblement bioconcentrée. Par contre, son métabolite, la dieldrine, est jugé plus persistant et également toxique (INERIS, 2011).

Ainsi, la recherche de valeurs repères de concentrations dans les sédiments n'a été réalisée que pour la dieldrine.

Recherche d'une VTR

Le GIP Seine Aval (2007) et l'INERIS (2011) citent un MRL (Minimal Risk Level) de **0,05 µg/kg/j** (ATSDR, 2002).

Cette valeur a été retrouvée dans la base de données Furetox de l'INVS et correspond à la VTR la plus récente. Elle sera donc utilisée pour la suite des calculs.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{poisson}} = C_{\text{eau}} * BCF_{\text{poisson}} * BMF$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / RHO_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log KOW > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption de la dieldrine sur les particules sédimentaires.

➔ BCF poisson

D'après les fiches substances du GIP Seine Aval (2007), le BCF poisson est compris entre 2700 et 6145.

L'INERIS (2011) donne des valeurs plus précises sur les muscles (partie comestible) de poissons marins comprises entre 2 300 et **4 900**. Dans une approche majorantes, cette dernière valeur sera prise en compte.

➔ BMF

Aucun facteur de biomagnification n'est indiqué dans la littérature. Par conséquent, les équivalences proposées par le TGD sont appliquées : pour un BCF compris entre 2000 et 5000, **BMF = 2**

➔ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **3,04.10⁻³ mg/kg** (obtenu pour $C_{\text{poisson}} = (0,1 \cdot \text{VTR} \cdot 70) / 0,115 \text{ kg}$ soit $C_{\text{poisson}} = (0,1 \cdot 5 \cdot 10^{-5} \cdot 70) / 0,115$; cf. ci-avant).

➔ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,31 ng/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 3,04 \cdot 10^{-3} / (4900 \cdot 2) = 3,1 \cdot 10^{-7} \text{ mg/l} = 3,1 \cdot 10^{-4} \mu\text{g/L}$)

La NQEEau pour les pesticides cyclodiènes (somme des concentrations en aldrine, dieldrine, endrine et isodrine) est de 0,005 µg/l, tandis que l'INERIS (2011) indique une PNEC eau de 0,002 µg/l. La valeur calculée semble donc faible.

➔ K_{pMES}

K_{pMES} = 0,1 * 4,68.10⁶ = 4,68.10⁵ (obtenu pour Koc(aldrine) = 4,68.10⁶L/Kg d'après le GIP Seine Aval (2007))

➔ K_{mes-eau}

K MES eau = 0,9 + (0,1 * (4,68.10⁵ / 1000) * 2500) = 1,17.10⁵

➔ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (1,17 \cdot 10^5 / 1150) \cdot 3,1 \cdot 10^{-7} \cdot 1000 \cdot 10 = 0,31 \text{ mg/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

C_{sed} = 1,426 mg/kg p.s.

Discussion

Pour la Seine, le GIP Seine Aval (2007) indique des concentrations en « drines » (aldrine+dieldrine+endrine+isodrine) dans les sédiments d'environ 4 µg/kg ps..

L'INERIS (2011) indique une PNEC sed de 0,24 µg/kg ps..

La concentration calculée paraît donc trop élevée pour être discriminante et ne peut donc donner lieu à un critère décisionnel.

Références :

- GIP Seine Aval, avril 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : pesticides organochlorés.
- INERIS, 2011. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Dieldrine.
- Lepper, 2004. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive.
- Base de données Furetox : <http://www.furetox.fr/>

1.3.2.7 Pyrène

Recherche d'une VTR

L'INERIS (2005) cite une Rfd (Reference Dose) de **0,03 mg/kg/j** (USEPA, 1993 révisée).

Cette valeur a été retrouvée dans la base de données Furetox de l'INVS et correspond à la seule VTR pour une exposition chronique orale et des effets à seuil. Elle sera donc utilisée pour la suite des calculs.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{poisson}} = C_{\text{eau}} * BCF_{\text{poisson}} * BMF$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / RHO_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000 * 10$$

10 : Dans le cas présent, $\log KOW > 5$. Conformément aux prescriptions du TGD, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption du pyrène sur les particules sédimentaires.

➔ BCF poisson

D'après l'INERIS (2005), le BCF poisson est de **4810**.

➔ BMF

Aucun facteur de biomagnification n'est indiqué dans la littérature.

Par conséquent, les équivalences proposées par le TGD sont appliquées : pour un BCF compris entre 2000 et 5000, **BMF = 2**

➔ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **1,826 mg/kg** (obtenue pour $C_{\text{poisson}} = (0,1 * VTR * 70) / 0,115 \text{ kg}$ soit $C_{\text{poisson}} = (0,1 * 0,03 * 70) / 0,115$; cf. ci-avant).

➔ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée, la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,189 µg/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 1,826 / (4810 * 2) = 1,89.10^{-4} \text{ mg/l}$).

L'INERIS indique des concentrations ubiquitaires dans les eaux de surface voisines de 1 ng/L, et une PNEC eau de 0,012 µg/l. La valeur calculée semble donc cohérente.

➔ $K_{p_{\text{MES}}}$

$K_{p_{\text{MES}}} = 0,1 * 67992 = 6799,2$ (obtenu pour $K_{oc}(\text{pyrène}) = 67\ 992$ d'après l'INERIS (2007)).

➔ $K_{\text{mes-eau}}$

$K_{\text{MES eau}} = 0,9 + (0,1 * (6799,2 / 1\ 000) * 2500) = 1700,7$

➔ C_{sed}

$C_{\text{sed}} = (1700,7 / 1150) * 1,89.10^{-4} * 1000 * 10 = 2,79 \text{ mg/kg p.h.}$

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

$C_{\text{sed}} = 12,85 \text{ mg/kg p.s.}$

Discussion

L'INERIS indique des concentrations ubiquitaires dans les sédiments inférieures à 500 µg/kg et une PNEC sed de 60 µg/kg p.s..

La valeur calculée semble élevée.

Le niveau GEODE N1 pour le Pyrène est de 500 µg/kg de p.s.. Ce niveau est donc protecteur en termes de risque sanitaire.

Références

- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Pyrène.
- Lepper, 2004. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive.
- Base de données Furetox : <http://www.furetox.fr/>

1.3.2.8 Phénanthrène

Recherche d'une VTR

L'INERIS (2010) cite une TDI (Tolerable daily intake) de **0,04 mg/kg/j** (RIVM, 2001).

Cette valeur a été retrouvée dans la base de données Furetox de l'INVS et correspond à la seule VTR pour une exposition chronique orale et des effets à seuil. Elle sera donc utilisée pour la suite des calculs.

Calcul d'une valeur repère de concentration dans les sédiments à partir de la méthode du TGD

$$C_{\text{poisson}} = C_{\text{eau}} * BCF_{\text{poisson}} * BMF$$

$$C_{\text{sed}} = (K_{\text{mes-eau}} / RHO_{\text{mes}}) * C_{\text{eau}} * 1000$$

➔ BCF poisson

D'après l'INERIS (2010), le BCF poisson marin est de **2229**.

➔ BMF

Aucun facteur de biomagnification n'est indiqué dans la littérature.

Par conséquent, les équivalences proposées par le TGD sont appliquées : pour un BCF compris entre 2000 et 5000, **BMF = 2**

➔ C_{poisson}

La concentration dans le poisson est prise égale à **2,434 mg/kg** (obtenue pour $C_{\text{poisson}} = (0,1 * VTR * 70) / 0,115$ kg soit $C_{\text{poisson}} = (0,1 * 0,04 * 70) / 0,115$; cf. ci-avant).

➔ C_{eau}

Pour ces hypothèses d'entrée la méthode du TGD fournit une concentration équivalente dans l'eau de **0,545 µg/L** (obtenue pour $C_{\text{eau}} = 2,434 / (2229 * 2) = 5,45.10^{-4}$ mg/l).

L'INERIS (2010) indique des concentrations ubiquitaires dans les eaux marines < 10 ng/l, et une PNEC eau de 1,34 µg/l. La valeur calculée semble donc légèrement faible.

⇒ $K_{p_{MES}}$

$K_{p_{MES}} = 0,1 * 4,18 = 0,418$ (obtenu pour $K_{oc}(\text{phénanthrène}) = 4,18$ d'après l'INERIS (2010)).

⇒ $K_{mes-eau}$

$K_{MES-eau} = 0,9 + (0,1 * (0,418 / 1000) * 2500) = 1,0045$

⇒ C_{sed}

$C_{sed} = (1,0045 / 1150) * 5,45.10^{-4} * 1000 = 0,000476$ mg/kg p.h.

Pour passer d'une concentration humide à une concentration en poids sec, Alzieu (1991) multiplie la concentration en p.h. par 5, tandis que l'INERIS préconise un facteur de 4,6. Ce facteur, plus protecteur, sera pris en compte.

$C_{sed} = 0,0218$ mg/kg p.s. = $21,8$ µg/kg p.s.

Discussion

L'INERIS indique des concentrations ubiquitaires dans les sédiments inférieures à 10 µg/kg et une PNEC sed de 5,38 µg/kg.

Le niveau GEODE N1 pour le Phénanthrène est de 240 µg/kg de p.s..

Ce niveau est supérieur à la concentration de référence calculée.

La concentration calculée paraît cohérente.

Références

- INERIS, 2010. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Phénanthrène.
- Lepper, 2004. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive.
- Base de données Furetox : <http://www.furetox.fr/>

4. Conclusion

Les concentrations repères calculées dans les sédiments ont pour objectif d'écartier un risque sanitaire si elles ne sont pas dépassées. Elles constituent ainsi des **critères décisionnels** en dessous desquels il n'apparaît pas nécessaire de réaliser une ERS et au-dessus desquels le risque sanitaire doit être évalué.

Pour cela, les hypothèses prises en compte sont conservatives et les coefficients choisis, majorants.

Il est donc important de préciser que ces critères ne peuvent pas être assimilés à des seuils de gestion.

Cohérence des valeurs calculées pour les substances des listes 1 et 2

Parmi les substances des listes 1 et 2, on peut distinguer :

- les substances pour lesquelles des valeurs repères cohérentes vis-à-vis des concentrations ubiquitaires ou des seuils actuels ont pu être identifiées :
 - **benzo(a)pyrène**
 - **PCB indicateurs**
 - **∑ HAP génotoxiques**
 - **HCB**
- les substances pour lesquelles les valeurs repères calculées semblent élevées vis-à-vis des concentrations ubiquitaires ou des seuils actuels :
 - **plomb**
 - **cadmium**

Les valeurs repères calculées pour ces substances ne sont pas discriminantes au regard des concentrations mesurées dans les sédiments de dragage (bases de données Dragage et REPOM du CETMEF). Cependant, elles constituent des concentrations repères pour le risque sanitaire.

Cas du benzo(a)pyrène, du cadmium, du plomb, et des HAP génotoxiques

Pour le benzo(a)pyrène, le cadmium, le plomb, et les HAP génotoxiques¹⁰, les niveaux GEODE N1 apparaissent déjà comme protecteurs vis-à-vis du risque sanitaire car inférieurs aux valeurs calculées.

Notons toutefois, que les HAP sont rapidement biotransformés dans les poissons, et qu'il est donc peu probable de retrouver des concentrations importantes dans ces organismes (A. Abarnou, com. pers.).

Cas des PCB

En ce qui concerne les PCB, les niveaux GEODE sont supérieurs aux valeurs repères calculées. Cependant, le dépassement de ce critère décisionnel n'implique pas automatiquement un risque sanitaire, mais simplement la nécessité de l'évaluer.

Un critère décisionnel a pu être établi pour les PCB-DL. Cependant, compte tenu de la complexité de leur analyse et des corrélations qui existent entre leurs concentrations et celles des PCB indicateurs, il apparaît plus adapté de se limiter aux PCB indicateurs dans l'ERS.

La valeur repère identifiée pour l'HCB paraît faible vis-à-vis de la PNEC sédiment, mais cohérente vis-à-vis du standard de qualité calculé par l'Europe. Dans une logique majorante, la valeur européenne, plus faible, sera prise en compte.

Substances sans valeurs repères

On distingue deux substances pour lesquelles un manque de données n'a pas pu permettre de définir de valeurs repères

- **l'arsenic**, pour lequel la méthode du TGD n'a pas pu être appliquée, en raison d'un manque de données physico-chimiques ;
- **le mercure**, pour lequel les données sont trop variables pour établir une valeur repère.

¹⁰L'ANSES a identifié les 11 HAP les plus génotoxiques : anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(a)pyrène, chrysène, dibenz(a,h)anthracène, fluoranthène, et indéno(1,2,3,c-d)pyrène.

**Cohérence des
valeurs
calculées pour
les substances
des listes 3 et
4**

Les substances des listes 3 et 4 possèdent une VTR, et sont considérées soit comme prioritaires en milieu marin, soit comme pouvant s'y retrouver dans le cas de bassins-versants à forte vocation agricole.

Ces substances ne sont pas analysées en routine dans le cas des chantiers de dragage, excepté pour le pyrène et le phénanthrène et ne font pas l'objet d'une réglementation ou de recommandations en ce qui concerne leur teneur dans les produits de la mer.

Cependant, pour les substances prioritaires de la DCE, des **standards de qualité dans les produits de la mer** ont été proposés par la Commission Européenne (2005).

Ces standards de qualité ont été définis à partir des VTR disponibles et dérivés en concentrations sédimentaires via la méthode du TGD.

Pour les autres substances, la même méthode a été appliquée après recherche des VTR.

Parmi ces substances, nous pouvons distinguer :

- les substances pour lesquelles des valeurs repères cohérentes (vis-à-vis des concentrations ubiquitaires et/ou des seuils actuels) ont pu être identifiées :
 - **phénanthrène**
 - **lindane**
 - **TBT**
- les substances pour lesquelles les valeurs repères calculées semblent élevées vis-à-vis des concentrations ubiquitaires ou des seuils actuels :
 - **pyrène**
 - **dieldrine**

Les valeurs repères calculées pour ces substances ne sont pas discriminantes au regard des concentrations mesurées dans les sédiments de dragage (bases de données Dragage et REPOM du CETMEF). Cependant, elles constituent des concentrations repères pour le risque sanitaire.

Les valeurs repères de concentrations sédimentaires pouvant donner lieu à des critères décisionnels sont récapitulées dans le tableau suivant.

Substances analysées dans les sédiments à draguer		
Substances	Liste	Valeurs repères de concentration
Cadmium	1	22 mg/kg p.s.
Plomb	1	968,5 mg/kg p.s.
Σ 6 PCB indicateurs	1	25 µg/kg p.s.
PCB-DL + dioxines	1	1,8 µgTEQ/kg p.s.
PCB-DL	1	2 µgTEQ/kg p.s.
Benzo(a)pyrène	1	1,84 mg/kg p.s.
Σ 11 HAP génotoxiques	2	1,84 mg TEQ/kg p.s.
Pyrène	3	12,85 mg/kg p.s.
Phénanthrène	3	21,8 µg/kg p.s.
Nickel	3	15 mg/kg p.s.
TBT	3	0,26 µg/kg p.s.
Substances analysées dans le cadre du REPOM		
HCB	1	2,9 µg/kg p.s.
Lindane	3	25,6 µg/kg p.s.
Dieldrine	4	1,426 mg/kg p.s.

Les substances ont été classées selon leur « mode de gestion » actuel : certaines sont déjà analysées en routine dans les sédiments de dragage, tandis que d'autres sont seulement analysées dans le cadre du REPOM.

Dans certains cas, les résultats du REPOM pourraient être exploités : si les concentrations mesurées dans le cadre de ce suivi dépassent significativement les valeurs repères calculées dans les sédiments, des analyses supplémentaires au niveau des zones draguées seraient à réaliser.

L'HCB, qui est classé en liste 1 selon les critères sanitaires, pourrait être ajouté aux analyses de sédiments de dragage en fonction du contexte local.

Annexe 3 - Expertise concernant l'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des sédiments

Evaluation du risque sanitaire microbiologique lié au dragage et à l'immersion de sédiments marins

Synthèse bibliographique et recommandations

Rapport préparé par Dr. Aourell Mauffret,

Experte scientifique indépendante (écotoxicologie, microbiologie, environnement)

Rapport préparé pour GEODE

Groupe d'études et d'observation sur le dragage et l'environnement

*Dans le cadre de l'étude d'une approche méthodologique de l'impact sanitaire des dragages et de
la proposition d'un guide sur cette thématique.*

Juin 2012

Brest, France

PLAN

Contexte	1
<u>1. Microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme</u>	2
1. 1. Origine et classes de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme (Tableau A1)	2
1. 2. Microorganismes impliqués dans les épidémies associées à la baignade et la consommation de coquillages	3
1. 3. Risque sanitaire microbiologique lié aux opérations de dragage et d'immersion de sédiments contaminés	5
<u>2. Microorganismes indicateurs de contamination fécale</u>	7
2. 1. Indicateurs classiques : <i>E. coli</i> et entérocoques (Tableau A2)	7
2. 2. Indicateurs potentiels : <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Bacteroides</i> spp., coliphages à ARN spécifiques et bactériophages de <i>Bacteroides fragilis</i> (Tableau A2)	9
2. 3. Échantillonner directement les pathogènes	10
2. 4. Pratiques actuelles pour l'évaluation de la qualité microbienne des sédiments (Tableau A3)	10
2. 5. Proposition d'indicateurs pour l'évaluation de la qualité des sédiments de dragage	11
<u>3. Survie de microorganismes dans différents types de sédiments</u>	13
<u>4. Conclusions et recommandations</u>	15
Annexes	
Tableau A1. Principaux microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme	16
Tableau A2. Caractéristiques de microorganismes indicateurs de contamination fécale (classiques et potentiels)	22
Tableau A3. Evaluation de la qualité des sédiments par les gestionnaires portuaires	24
Références	29

TABLEAUX

Tableau 1. Taille moyenne de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme	2
Tableau 2. Principaux microorganismes impliqués dans les épidémies associées à la baignade et la consommation de coquillages	4
Tableau 3. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade (intérieures, côtières et de transition) selon la directive européenne 76/160/CE, en vigueur depuis 1975	8
Tableau 4. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux côtières et de transition selon la directive européenne 2006/7/CE, en vigueur au plus tard fin 2014	8
Tableau 5. Réglementation sanitaire microbiologique des zones de production conchylicole et usages associés selon la réglementation européenne 854/2004/CE, en vigueur depuis 2006	8
Tableau 6. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade selon les directives de l'EPA et de Santé Canada	11
Tableau 7. Suggestions de protocoles pour la recherche d'indicateurs de contamination fécale ou de pathogènes potentiels	12
Tableau 8. Temps nécessaire pour réduire la charge bactérienne cultivable de 90 % (T90) de l'indicateur <i>E. coli</i> et des pathogènes <i>S. paratyphi</i> et <i>V. parahaemolyticus</i> dans des sédiments sableux d'eau douce (Sud Ouest de l'Inde, 25 °C)	14
Tableau 9. Temps nécessaire pour réduire la charge bactérienne cultivable de 90% (T90) de l'indicateur <i>E. coli</i> et des pathogènes <i>S. newport</i> et <i>K. pneumoniae</i> et <i>P. aeruginosa</i> dans des sédiments d'eau douce (USA, 18-20° C)	14

CONTEXTE

Les phases 1 et 2.a de l'étude de faisabilité pour l'établissement de critères décisionnels sur l'évaluation du risque sanitaire microbiologique lié au dragage de sédiments marins ont notamment conclu que :

i) Le risque sanitaire à prendre en compte est associé à :

- la contamination des zones de baignade ;
- et l'ingestion de produits de la mer contaminés.

Il suppose la remise en suspension des microorganismes pathogènes présents dans les sédiments lors de leur manipulation (dragage et immersion).

ii) Les critères décisionnels proposés par le groupe d'étude (phase 2.a, Janvier 2010) sont :

- la contamination du substratum avant dragage : le seuil de 10 000 *E. coli* / 100 g de sédiment sec est proposé par Ifremer (Geodrisk) ;
- la granulométrie des sédiments dragués : les microorganismes s'associent préférentiellement aux particules fines (< 5 µm pour les bactéries et 3 µm pour les virus) ;
- la richesse en matière organique des sédiments : des concentrations en carbone organique total supérieures à 3 ou 4 % sont favorables à de fortes concentrations microbiennes ;
- la distance par rapport aux sites sensibles : une distance maximale de 5 km a été avancée pour les virus adsorbés sur des particules fines.

En complément de ces premières phases, une synthèse bibliographique est apparue nécessaire pour faire un état des connaissances et des pratiques sur l'évaluation et la gestion de la qualité microbiologique des sédiments et des indicateurs bactériens et viraux recommandés. **Les objectifs spécifiques de cette étude sont :**

- synthétiser les pathogènes potentiellement associés aux sédiments marins, synthèse sous forme de tableau distinguant bactéries, virus et parasites
- synthétiser les indicateurs utilisables en cas de risque pouvant être suivis en screening en plus d'*E. coli*, en tenant compte notamment de la survie des indicateurs potentiels de contamination par rapport à celles des pathogènes
- faire une synthèse de la survie des indicateurs potentiels de contamination fécale en fonction de la composition des sédiments (granulométrie, richesse en matière organique) ;
- proposer des indicateurs pour évaluer la qualité microbiologique des sédiments, en plus d'*E. coli*.

Cette synthèse est basée sur :

- des publications scientifiques de rang A, dont la qualité scientifique a été vérifiée ;
- des directives françaises, européennes et internationales ;
- des données et rapports extraits de sites internet spécialisés ;
- des échanges avec des collègues spécialistes (Michèle Gourmelon, Dominique Hervio-Heath, Laboratoire de Microbiologie-LNR, Ifremer, Brest).

1. Microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme

1.1. Origine et classes de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme (Tableau A1)

Les microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme sont soit :

- i) d'origine entérique, c'est à dire présents dans les intestins des hommes ou des animaux et excrétés dans leur fécès. Ces microorganismes sont présents dans l'environnement soit :
 - par des sources ponctuelles comme les stations d'épuration (STEP), systèmes d'assainissement autonomes, égouts,
 - par des sources diffuses : travaux sur la zone côtière, fuite au niveau d'une fosse septique, écoulement urbain ou agricole, déchets de bateaux, baigneurs et animaux locaux (Halliday et Gast, 2011) ;
- ii) d'origine non entérique, naturellement présents dans l'environnement.

Trois principaux types de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme peuvent être retrouvés dans l'eau et les sédiments (leurs principales caractéristiques sont détaillées **Tableau A1**) :

- i) des bactéries, c'est-à-dire des microorganismes constitués d'une seule cellule sans noyau individualisé (procaryotes).
 - a. Bactéries entériques :
 - *Campylobacter*, *E. coli* spp. pathogènes, *Salmonella*, *Shigella*, *Yersinia* spp.
 - b. Bactéries non entériques, naturellement présentes dans l'environnement :
 - *Aeromonas*, *Legionella*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Leptospira*, *Staphylococcus aureus*, *Vibrio* spp. pathogènes.
- ii) des virus entériques, c'est-à-dire des microorganismes constitués essentiellement de protéines et d'un seul type d'acide nucléique (ADN ou ARN), ne pouvant vivre et se multiplier qu'en parasitant les cellules d'un autre organisme vivant (parasites obligatoires). Ils sont plus petits que les bactéries (**Tableau 1**) :
 - Entérovirus (virus coxsackie, poliovirus, echovirus, entérovirus 68-71), calicivirus (norovirus (norwalk), sapovirus), rotavirus, adénovirus, virus hépatiques (A et E), astrovirus, orthoreovirus, coronavirus.
- iii) des protozoaires pathogènes, c'est-à-dire des êtres vivants unicellulaires, à noyau individualisé (eucaryotes), appartenant au règne animal, et doués de mouvement pendant tout ou partie de leur existence. Ce sont des parasites communs qui infectent le tractus intestinal des humains et autres mammifères. Ils sont de tailles plus importantes que les bactéries et virus (**Tableau 1**) :
 - *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica*, *Acanthamoeba*, helminthes, *Toxoplasma gondii*

Tableau 1. Taille moyenne de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme

Classe	Microorganisme	Taille
Virus	Bactériophage	0.02-0.2 µm diamètre
	<i>Poliovirus</i>	0.03 µm diamètre
Bactérie	Spores (<i>Bacillus</i> , <i>Clostridia</i>)	1 µm
	<i>E. coli</i>	0.5 µm x 1.0 µm x 2.0 µm
	<i>Salmonella typhi</i>	0.6 µm x 0.7 µm x 2.5 µm
	<i>Shigella</i> spp.	0.4 µm x 0.6 µm x 2.5 µm
Protozoaire	<i>Cryptosporidium</i> oocystes	4.0-6.0 µm diamètre
	<i>Giardia</i>	7.0-14.0 µm diamètre
	<i>Enteroamoeba histolytica</i>	20-25 µm diamètre

Adapté de (Krauss et Griebler, 2011)

1.2. Microorganismes impliqués dans les épidémies associées à la baignade et la consommation de coquillages

Les deux voies d'exposition considérées comme possiblement impactées par les opérations de dragage et d'immersion de sédiments sont la baignade et la consommation de coquillages (Phase 2.a de l'étude).

Baignade. Les données chiffrées disponibles sur le suivi systématique d'un large panel d'agents mis en cause dans des épidémies liées à la baignade ont été principalement collectées aux USA (**Tableau 2**) (WHO, 2003; Health Canada, 2010). Des données épidémiologiques similaires au niveau européen ou français n'ont pas été recensées dans la littérature ou sur les sites de l'Union Européenne et de l'INVS.

- i) Les norovirus sont considérés comme l'agent viral le plus important des épidémies de gastroentérites liées à la baignade, avec en moyenne entre 0 et 2 épidémies par an et un nombre de cas par épidémies entre 11 et 168 individus (Health Canada, 2010; Shibata et Solo-Gabriele, 2012).
- ii) Le risque sanitaire associé aux bactéries entériques en eaux récréatives est surtout identifié comme étant dû aux *E. coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC) et *Shigella* (Shiga-like toxines), bien que les bactéries entériques *Salmonella* et *Campylobacter* soient souvent retrouvées dans les eaux de baignade. Les épidémies reportées par l'EPA concernent les eaux douces et marines. Il n'est pas possible de différencier les deux avec les données disponibles (WHO, 2003; Health Canada, 2010). Il est néanmoins possible de supposer qu'en tant que coliformes, les STEC, et que *Shigella*, étant une bactérie assez proche des *E. coli* (Brenner et al., 1973), elles ont toutes deux une survie plus faible dans l'eau de mer que dans l'eau douce et que leur incidence serait donc majoritaire en eau douce.
- iii) Les principales bactéries présentes naturellement dans l'eau de mer ou les sédiments marins, et à l'origine d'infections liées à la baignade sont *Vibrio* spp. Plusieurs cas d'infections à *Vibrio* spp. ont été rapportés aux USA (Yoder et al., 2006) et en Mer Baltique l'été 2006 qui fut particulièrement chaud (Andersen, 2006; Schets et al., 2006). Ces infections sont principalement associés à *V. vulnificus*, *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* et *V. cholerae* non cholérique (non-O1/non-O139).
- iv) Il y a très peu d'évidence d'épidémies transmises par les protozoaires dans les eaux de baignades côtières en Europe (Pommeppy et al., 2009).

Coquillages. Épidémiologiquement, les maladies d'origine alimentaire peuvent s'exprimer sous trois formes: cas isolés (dits sporadiques) sans lien identifié avec d'autres cas; foyers de cas groupés (dénommés toxi-infections alimentaires collectives, TIAC) liés à une source commune « circonscrite », comme par exemple parmi les personnes d'une même famille ou partageant la même restauration collective ; épidémies diffuses dites « communautaires » dues à des produits distribués largement et touchant majoritairement des personnes sans lien apparent entre elles ; ces épidémies diffuses peuvent inclure des foyers de cas groupés (Vaillant et al., 2012a). Les données issues des systèmes contribuant à la surveillance des foyers de TIAC liées à la consommation de coquillages en France montrent que (**Tableau 2**, Vaillant et al., 2012b) :

- i) Les TIAC coquillages sont principalement d'origine virale, majoritairement dues aux norovirus et secondairement au virus de l'hépatite A. Elles surviennent surtout en hiver, principalement -mais pas exclusivement- février-mars, et sont principalement -mais pas exclusivement- liées à la consommation d'huîtres.
- ii) Les bactéries entériques sont plus rarement à l'origine d'infections transmises par la consommation de coquillages, probablement du fait de leur plus faible survie dans l'eau de mer que les virus.
 - a. *Salmonella* est la bactérie entérique la plus communément associée aux gastroentérites liées à la consommation de mollusque bivalves en Europe (Pommeppy et al., 2009).

- b. Des études rapportent la présence de STEC dans des lots de coquillages. Gourmelon et al. (2006) ont par exemple retrouvés des souches STEC dans 5 sur 80 lots de coquillages (moules, huîtres et coques) collectées en France entre 2002 et 2004. Le risque d'infection humaine due à la consommation de ces coquillages semble toutefois limité pour deux raisons principales : les concentrations observées sont généralement faibles et les souches isolées lors de cette étude ne portent pas les gènes associés à une virulence marquée chez l'homme, l'étape de purification de 48 heures, réalisée pour les coquillages en provenance de la zone B, devrait éliminer la majorité de ces coliformes. Cette recherche concerne un site et donne une indication du risque lié à ces bactéries mais il n'est pas prudent de généraliser les informations obtenues.
- iii) Les principales bactéries présentes naturellement dans l'eau de mer ou les sédiments marins, et à l'origine de TIAC coquillages sont *Vibrio* spp. (*Vibrio parahaemolyticus* principalement, mais aussi *Vibrio cholerae* non cholérique (non-O1/non-O139), et *Vibrio vulnificus*). Les épidémies d'origine bactérienne ont surtout été décrites en Amérique du Nord et majoritairement corrélées à la consommation d'huîtres. La prévalence et la densité de ces vibrions sont liées à la température de l'eau de mer avec une augmentation en période chaude (> 16 °C).
- iv) Les parasites pathogènes pour l'homme (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Toxoplasma gondii*) ont été mis en évidence dans les mollusques bivalves. Du fait d'une phase de dissémination environnementale dans leur cycle de vie et de leur extrême résistance dans le milieu extérieur, les protozoaires constituent un risque théorique d'infection par la consommation de coquillages, mais aucune épidémie attribuée à la consommation de coquillages et liée à ces agents n'a été rapportée à ce jour dans le monde.

Tableau 2. Principaux microorganismes impliqués dans les épidémies associées à la baignade et la consommation de coquillages

Microorganismes	Epidémies liées à la baignade (USA, Canada) (1)	Nombre de foyers de TIAC coquillages (France) (2) Confirmés (+suspectés)/ total ; %
Bactéries entériques		
<i>Salmonella</i> spp.	0 / 64 ; 0 au Canada	23 (+12) / 561 ; 6%
STEC	16 / 64 dont 14 associées au sérotype O157:H7; 25%	NR
<i>Shigella</i>	14 / 64 ; 22% ; 0 au Canada	NR
<i>C. perfringens</i>	NR	0 (+5) / 561 ; 1%
Bactéries environnementales	(3)	
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	(3)	13 (+ 3) / 561 ; 3%
<i>Vibrio cholerae</i> non-O1/non-O139	(3)	(4)
<i>Vibrio vulnificus</i>	(3)	(5)
<i>Vibrio alginolyticus</i>	(3)	NR
Virus entériques	NR	84 (+ 167) / 561 ; 45%
Dont norovirus précisé	8 / 64 ; 13%	68 (+ 77) / 561 ; 26%
Dont virus hépatiques A	NR	2 ^{ans} agent TIAC (6)
Protozoaires entériques (7)		
<i>Giardia lamblia</i>	4 entre 1985 et 1998 aux USA	0
<i>Cryptosporidium parvum</i>	3 entre 1985 et 1998 aux USA	0

(1) Revue de 64 foyers rapportés aux Etats-Unis entre 1992 et 2002, du suivi épidémiologique au Canada (Health Canada, 2010) ; ou de foyers rapportés entre 1985 et 1998 aux USA pour les protozoaires (WHO, 2003). Données en eaux récréatives douces et marines confondues.

(2) Revue de 561 foyers déclarés en France entre 1996 et 2010 (Vaillant et al., 2012b). L'agent est soit confirmé par mise en évidence de l'agent chez le patient ou dans l'aliment suspect ; soit suspecté sur des arguments cliniques et épidémiologiques. % : part de ces foyers sur l'ensemble des foyers de TIAC à coquillages.

- (3) Cent quatre vingt cas d'infections à *Vibrio* spp. aux USA entre 2005 et 2006 : 67 cas (37%) associés à *V. vulnificus* (52 hospitalisations, 15 décès) ; 60 (33%) associés à *V. alginolyticus* (7 hospitalisations), 33 (18%) associés à *V. parahaemolyticus* (12 hospitalisations, 1 décès) et en moindre mesure à *V. cholerae* non cholérique (non-O1/non-O139) (Yoder et al., 2006). En Mer Baltique, 24 cas d'infections ont été reportés l'été 2006; 3 cas en Allemagne associés à *V. vulnificus*, 3 en Suède associés à *V. cholerae* non-O1/non-O139; 15 au Danemark associés à *V. alginolyticus* et *V. parahaemolyticus* ; 3 aux Pays Bas associés à *V. alginolyticus* (Andersen, 2006; Schets et al., 2006).
 - (4) Vingt quatre cas d'infections de 1995 à 2010 liés à la consommation de produits de la mer contaminés par *V. cholerae* non cholérique (non-O1/non-O139) (Vaillant et al., 2012b)
 - (5) Intoxication alimentaire fatale chez les personnes ayant des maladies du foie (mortalité dans 20 – 25% des cas), associée à la consommation de produits de la mer crus ou peu cuits
 - (6) Deuxième agent TIAC après norovirus. Six épidémies communautaires liées à la consommation de coquillages depuis 1991, nombre de foyers non rapportés (Vaillant et al., 2012b).
 - (7) Il y a très peu d'évidence d'épidémies transmises par les parasites dans les eaux de baignades côtières et par la consommation de coquillages en Europe (Pommepeuy et al., 2009)
- TIAC : Toxi-infection alimentaire collective : survenue d'au moins deux cas similaires d'une symptomatologie dont on peut rapporter la cause à une même origine alimentaire (Vaillant et al., 2012a)
- EHEC : *E. coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC), aussi appelés entérohémorragiques (EHEC) ou producteurs de verotoxines (VTEC)
- NR : non reporté

1.3. Risque sanitaire microbiologique lié aux opérations de dragage et d'immersion de sédiments contaminés

Bien que les microorganismes pathogènes et indicateurs de contamination fécale soient retrouvés en quantité plus importante dans les sables (Hartz et al., 2008; Gonzalez-Fernandez et al., 2010; Health Canada, 2010; Halliday et Gast, 2011; Yamahara et al., 2012) et les sédiments (Grimes, 1975; Grimes, 1980; Shiaris et al., 1987; Martinez-Manzanares et al., 1992) que dans l'eau, il n'y a pour l'instant pas d'évidence concluante sur le lien entre leur présence dans les sables ou les sédiments et les maladies chez les baigneurs par exemple (Health Canada, 2010). Plusieurs auteurs rapportent effectivement que les sédiments peuvent agir comme réservoir de pathogènes et représenter un risque sanitaire potentiel par la resuspension des microorganismes qui y sont présents (Grimes, 1975; Grimes, 1980; Landry et al., 1983; Martinez-Manzanares et al., 1992; Fries et al., 2006; Droppo et al., 2009). Néanmoins, les concentrations en microorganismes entériques dans les sédiments sont variables d'un site à l'autre et sont concentrées dans les premiers centimètres. Lors du dragage, la couche contaminée va être mélangée à l'ensemble des sédiments, conduisant à une dilution de cette charge microbienne (Crenn et al., 1999). Des études anciennes ont montré que le dragage des sédiments n'avait qu'un effet limité sur la qualité de l'eau. Dans une étude menée par le Cefas en 1976, le dragage hydraulique de sédiments fortement contaminés par des rejets de STEP n'a pas affecté les concentrations bactériennes et la turbidité de l'eau plus de 2 km en aval du site d'immersion (Vivian et al., 2010). Babinchak et al. (1977) ont rapporté que le dépôt de sédiments de rivière, présentant une concentration moyenne en coliformes fécaux de 14 000 NPP/100 mL de sédiment (n = 5 stations), n'avait pas d'effet significatif sur les concentrations en coliformes fécaux dans l'eau et les sédiments au niveau des sites de dépôts. Les auteurs ont attribué cette absence d'effet à la dilution des bactéries associées aux sédiments avec les bactéries pélagiques. Mais les distributions des bactéries dans la couche d'eau supérieure et dans la couche inférieure de sédiments n'ont pas été analysées pour supporter cette hypothèse. Plus récemment Evanson et Ambrose (2006) ont rapporté que dans un marais impacté par la marée en Caroline du Sud, bien que les sédiments soient enrichis en indicateurs de contamination fécale, ils n'étaient pas une source pour la zone de surf en aval. D'un autre côté, la contamination en entérocoques des sédiments d'un autre marais salant en Caroline du Sud paraît impacter la zone de surf en aval (< 1 km) (Grant et al., 2001). D'autres études sont nécessaires pour évaluer les conditions dans lesquelles la resuspension des bactéries associées aux sédiments affecte la qualité de l'eau et des coquillages lors du dragage et de l'immersion des sédiments.

Sans une meilleure caractérisation de la distribution et du devenir (survie, persistance, taux de croissance éventuelle) des microorganismes pathogènes lors du dragage, il n'est pas possible de caractériser leur impact sur la qualité de l'eau. Dans l'attente d'une meilleure caractérisation du risque microbien lié au dragage, une approche préventive doit être menée et implique l'établissement de critères décisionnels.

2. Microorganismes indicateurs de contamination fécale

Les microorganismes pathogènes pour l'homme étant en faible nombre dans l'environnement, la législation propose des indicateurs de contamination fécale pour évaluer le risque sanitaire lié à la présence de pathogènes d'origine entérique. Un indicateur doit répondre à différents critères qui sont repris **Tableau A2**.

2. 1. Indicateurs classiques : *E. coli* et entérocoques (Tableau A2)

Les deux indicateurs classiquement utilisés au niveau international, depuis les années 80, sont *E. coli* et les entérocoques pour évaluer la qualité des eaux de baignade et plus récemment celle des coquillages. Ils répondent à la plupart des critères requis pour des indicateurs de contamination fécale informatifs et pratiques (**Tableau A2**: EPA, 1986b; WHO, 2003; Health Canada, 2010; Chandran et al., 2011; Shibata et Solo-Gabriele, 2012) :

- i) ils sont présents en quantité importante dans les fécès ;
- ii) leur présence a été reconnue comme corrélée à la déclaration de symptômes liés aux germes entériques parmi les baigneurs et les consommateurs de coquillages, de manière plus forte que tous les autres indicateurs testés (Kay et al., 1994; Fleisher et al., 1996) ;
- iii) ils sont bien adaptés aux analyses de routine, facile à analyser, peu coûteux ;
- iv) ils sont utilisés de manière généralisée, mondiale, et fournissent un élément de comparaison commun avec la littérature.

La présence des pathogènes fécaux dans les eaux récréatives est dépendante de plusieurs facteurs et peut être variable et sporadique. L'absence d'*E. coli* ou d'entérocoques ne doit pas être interprétée comme une absence de pathogènes. Les limites à l'utilisation de ces indicateurs classiques sont notamment :

- i) la possibilité que les bactéries indicatrices rentrent dans un état viable mais non cultivable, et donc non détectable par les méthodes culturales utilisées en routine (Crenn et al., 1999) ;
- ii) la possibilité que ces indicateurs se multiplient dans l'environnement, et notamment dans les sédiments (Indest, 2003; Anderson et al., 2005; Halliday et Gast, 2011). La plupart des études conduisant à cette conclusion a été menée avec de l'eau ou des sédiments stériles. Par contre, *E. coli* et entérocoques ne semblent pas croître dans les sédiments naturels non stériles (Davies et al., 1995; Anderson et al., 2005; Hartz et al., 2008; Chandran et al., 2011) ;
- iii) il a aussi été suggéré la présence de certaines espèces d'*E. coli* « naturalisées » dans les sédiments, distinctes génétiquement des espèces dominantes chez les hôtes sources de contamination fécale (Winfield et Groisman, 2003; Byappanahalli et al., 2006). Ces bactéries se seraient adaptées au milieu et auraient la possibilité d'y persister et d'y croître ;
- iv) la faible corrélation entre ces deux indicateurs de contamination et certains pathogènes, notamment les virus et protozoaires. De plus, si *E. coli* et les entérocoques semblent de bons indicateurs de contamination par des sources ponctuelles, les études épidémiologiques de plages impactées par des sources de pollution diffuses sont moins nombreuses et rapportent une corrélation variable entre l'abondance en indicateurs de contamination et les maladies entériques, respiratoires et cutanées déclarées chez les baigneurs (Halliday et Gast, 2011).

Néanmoins, l'utilité de ces deux indicateurs pour évaluer la qualité des eaux de baignade a récemment été réexaminée et confirmée par l'Environmental Protection Agency (EPA) sur la base de plusieurs larges études épidémiologiques récentes, faites par des chercheurs de l'EPA et de laboratoires indépendants (Wade et al., 2003; Wiedenmann et al., 2006; Health Canada, 2010; EPA, 2012). L'EPA conclut que ces deux indicateurs restent les plus pertinents parmi ceux testés. En Amérique du Nord, *E. coli* est préféré comme indicateur pour les eaux douces et les entérocoques en conditions marines en raison de sa plus

grande résistance à la salinité, l'ensoleillement et le traitement des eaux, tel que la chloration. En Europe, *E. coli* et les entérocoques sont utilisés conjointement dans les eaux douces et marines. La commission OSPAR (Pommepuy et al., 2009) a toutefois mis en avant les limites de l'utilisation d'*E. coli* en eau de mer.

La nouvelle directive Européenne du 15 Février 2006 sur la qualité microbiologique des eaux de baignade (2006/7/CE), qui doit prendre effet au plus tard fin 2014 remplacera la directive du 8 décembre 1975 (76/160/CE) (**Tableau 3**). Elle abandonne la recherche de coliformes totaux et se concentre sur la recherche d'*E. coli* et d'entérocoques avec un durcissement des valeurs limites (**Tableau 4**). De plus, la directive 76/160/CE recommande l'absence de salmonelles et d'entérovirus dans 1L et 10L, respectivement ; cette recherche n'est plus mentionnée dans la nouvelle directive. Depuis 2006, la qualité microbiologique des coquillages est évaluée par *E. coli* (**Tableau 5**).

Tableau 3. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade (intérieures, côtières et de transition) selon la directive européenne 76/160/CE, en vigueur depuis 1975

Paramètres	Guide ^a	Impérative ^b	Fréquence d'échantillonnage
Coliformes totaux UFC/100ml	500	10 000	Bimensuelle
Coliformes thermotolérants UFC/100ml	100	2 000	Bimensuelle
Entérocoques UFC/100ml	100	-	Bimensuelle
Salmonelles UFC/1L	-	0	(1)
Entérovirus PFU/10L	-	0	(1)

^a Valeur guide : caractérise une eau de bonne qualité pour la baignade;

^b : Valeur impérative : constitue la limite supérieure au delà de laquelle l'eau est considérée de mauvaise qualité
- : norme non définie

(1) : concentration à vérifier lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration possible de la qualité des eaux

Tableau 4. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux côtières et de transition selon la directive européenne 2006/7/CE, en vigueur au plus tard fin 2014

Paramètres (UFC/100 mL)	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Méthodes de références pour l'analyse
<i>E. coli</i>	250 ^a	500 ^a	500 ^b	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1
Entérocoques	100 ^a	200 ^a	185 ^b	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2

^a : Evaluation au 95^{ème} percentile ;

^b : Evaluation au 90^{ème} percentile

Tableau 5. Réglementation sanitaire microbiologique des zones de production conchylicole et usages associés selon la réglementation européenne 854/2004/CE Annexe II, Chapitre II A

Classe	Seuils (<i>E. coli</i> /100 g de chair et liquide intervalvaire)	Usage professionnel	Usage récréatif
A	≤ 230 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche autorisés, vente sans traitement préalable	Pêche autorisée
B	≤ 4 600 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche autorisés, traitement de purification avant vente	Pêche tolérée
C	≤ 46 000 <i>E. coli</i>	Commercialisation autorisée après reparcage de longue durée (≥2 mois)	Pêche interdite
D	> 46 000 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche interdite, fermeture de la zone	Pêche interdite

En plus de la classification des zones de baignade et conchylicoles, les nouvelles directives européennes requièrent l'établissement de profil de vulnérabilité. Ce type de profil comprend :

- i) la description de la zone concernée ;
- ii) une identification des sources potentielles de pollution fécale, d'origine humaine ou animale ;
- iii) une action sur ces sources pour améliorer la qualité des eaux.

Un guide pour établir ces profils est disponible sur : http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/pdf/profiles_dec_2009.pdf. Les rapports sur la qualité des eaux de baignade pour chaque pays membre sont disponibles sur : http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/report_2011.html

2.2. Indicateurs potentiels : *Clostridium perfringens*, *Bacteroides* spp., coliphages à ARN spécifiques et bactériophages de *Bacteroides fragilis* (Tableau A2)

Il est attendu qu'un seul indicateur ne puisse pas remplir tous les critères définis, notamment qu'il modélise tous les pathogènes connus, fournisse une information sur le degré de contamination et informe sur le potentiel risque de maladie. Il a été suggéré que cette tâche soit faite par plusieurs indicateurs, chacun ayant des caractéristiques qui permettront de satisfaire des rôles spécifiques. Santé Canada (2010) propose de spécifier le terme d'indicateur pour refléter ces différentes fonctions :

- indicateurs de contamination fécale : indicatifs de la présence de contamination fécale, mais pas forcément d'un pathogène spécifique. Ces indicateurs peuvent être divisés en 2 catégories :
 - indicateurs primaires, fournissant une information sur l'ampleur et l'étendue de la contamination fécale,
 - indicateurs secondaires, fournissant une information sur la source de la contamination.
- indicateurs de pathogène, indicatifs de la présence et du comportement de pathogènes spécifiques.

Les organismes les plus souvent considérés comme indicateurs potentiels sont *Clostridium perfringens*, *Bacteroides* spp., et les deux groupes de bactériophages (virus de bactéries) : coliphages à ARN spécifiques (virus d'*E. coli*) et bactériophages de *Bacteroides fragilis* (virus de *B. fragilis*) (WHO, 2003; Hôrman et al., 2004; Singh et al., 2007; McCarthy et al., 2009; Health Canada, 2010; Krauss et Griebler, 2011). Leur caractéristiques sont résumés dans le **Tableau A2**. Aucun ne semble remplir les critères nécessaires pour être un indicateur de contamination fécale, et ils semblent plus être utiles comme indicateurs de pathogènes ou indicateurs de la source de contamination.

Parmi ces indicateurs, *C. perfringens* a été proposé par plusieurs auteurs comme indicateur de contamination fécale dans les sédiments, notamment comme indicateur de contamination par les virus et les protozoaires grâce à sa grande résistance aux stress environnementaux (Anon (Puget Sound), 1986; Crenn et al., 1999; WHO, 2003; Garrido-Perez et al., 2008; McCarthy et al., 2009; Mueller-Spitz et al., 2010). Mueller-Spitz et al. (2010) suggère que la présence de spores de *C. perfringens* représente la contamination au cours des dernières 3 semaines. D'autres études rapportent que les spores de *C. perfringens* peuvent être retrouvés dans les sédiments jusqu'à des années après l'apport de contamination fécale (Hill et al., 1993; Edwards et al., 1998; Crenn et al., 1999; Lisle et al., 2004). Par exemple, une étude d'impact sur le dragage de sédiments au niveau du bassin d'Arenc (port autonome de Marseille) et l'immersion au large du golfe de Fos a été menée par Ifremer (Gourmelon et al., 1999). Les concentrations en *C. perfringens* présumées étaient élevées dans les sédiments superficiels (0 - 15 cm) du bassin d'Arenc (autour 10^7 / 100 g de sédiment humide) comme attendu du fait de l'effet des rejets urbains sur ce site, mais elles étaient aussi élevées au large du golfe de Fos où les sédiments dragués du bassin d'Arenc devaient être rejetés (autour de 10^5 bactéries/100 g). Il était difficile de lier ces concentrations à une contamination fécale. L'étude a conclu que dans ce cas, le suivi de *C. perfringens* ne permettrait pas de mettre en évidence un impact de l'immersion des boues de dragage du bassin d'Arenc au niveau du golfe de Fos. L'intérêt de *C. perfringens* comme indicateur

de contamination fécale dans les sédiments semble limité du fait de sa très longue survie qui introduit un biais dans une analyse à long terme de l'impact de rejets.

2.3. Échantillonner directement les pathogènes

Les virus potentiellement pathogènes pour l'homme actuellement testés comme indicateurs de contamination virale sont principalement (Krauss et Griebler, 2011) :

- les entérovirus, souvent présents dans les effluents, mais en quantité variable, élevée lors des épidémies, qui sont par contre assez courtes,
- les adénovirus : ils présentent une variation saisonnière moins importante que les entérovirus.

Mais, leur applicabilité semble limitée :

- la présence d'une classe de virus entériques est faiblement corrélée à celles des autres virus et des autres types de pathogènes (Krauss et Griebler, 2011),
- les essais viraux sont plus coûteux que ceux des indicateurs de contamination (coût indicatif pour 20 à 40 échantillons par mois rapporté dans un rapport Australien (McCarthy et al., 2009) : 650 \$ par échantillon, alors qu'il est de 30 à 160 \$ par échantillon pour les indicateurs classiques et potentiels proposés **Tableau A2**). Leur recherche se heurte de plus à des problèmes techniques (masquage des virus par les sédiments par ailleurs toxique vis-à-vis de la culture cellulaire) (Crenn et al., 1999).

La recherche de *Salmonella* a été utilisée par les régulateurs (par exemple norme 76/160/CE, Table 3). Sa présence dans les eaux apparaît par contre moins corrélée aux autres pathogènes bactériens que la présence d'*E. coli* et des entérocoques et sa recherche n'est pas reprise dans la nouvelle directive eaux de baignade 2006/7/CE (**Tableau 4**). De même, du fait de sa faible prévalence dans les zones de production de coquillages, en particulier dans les zones classées A (environ 2 %) et B (environ 3 %) et la lourdeur analytique, la recherche systématique de cette bactérie n'est plus effectuée en routine dans le cadre du réseau de surveillance microbiologique des coquillages (REMI, géré par Ifremer) depuis 1991, mais seulement à l'occasion d'études particulières (Hervio-Heath et al., 2011).

La recherche de pathogènes en routine n'a que peu d'intérêt à cause de son coût et de l'information limitée qu'elle apporte sur l'évaluation globale de la qualité microbienne des sédiments. Par conséquent, la recherche de pathogènes est de moins en moins utilisée comme indicateur de contamination fécale. L'EPA et Santé Canada ne proposent pas de critères pour les pathogènes car trop peu de données sont disponibles pour supporter cet effort (EPA, 2012). La surveillance de pathogènes n'est recommandée que lors d'une épidémie ou cas de suspicion de contamination (Health Canada, 2010).

2.4. Pratiques actuelles pour l'évaluation de la qualité microbienne des sédiments (Tableau A3)

Aucune directive officielle n'est proposée à ce jour pour évaluer le risque sanitaire microbiologique des sédiments dragués. Les études d'impact du dragage se sont concentrées sur le risque chimique et ne font parfois même pas mention du risque microbien (par exemple PIANC, 2005; US Army Corps of Engineers, 2008; Duclay et al., 2010). Les pratiques sont donc assez variées, du non suivi de la qualité microbienne à la recherche de plus d'une dizaine d'organismes (**Tableau A3**). Plusieurs ports français ont utilisé le classement suivant, rapporté comme étant une grille de classement sanitaire réalisée par la Cellule Qualité des Eaux Littorales (Proulhac et Cotonnec, 2010) ou un classement sanitaire départemental de Charente-Maritime (Proulhac et Anguenot, 2011) :

- Classe 1 — Qualité Bonne : 0 - 100 *E. coli* / 100 g
- Classe 2 — Médiocre : 100 - 1000 *E. coli* / 100 g
- Classe 3 — Mauvaise : 1000 - 10 000 *E. coli* / 100 g
- Classe 4 — Très Mauvaise : > 10 000 *E. coli* / 100 g

Il n'est par contre pas clair si les rapports d'analyses rapportées par les différents ports s'expriment en gramme de sédiment sec ou humide.

2.5. Proposition d'indicateurs pour évaluer la qualité microbiologique des sédiments de dragage

A ce jour, aucun indicateur ne semble s'imposer par rapport aux indicateurs de contamination fécale classiques, *E. coli* et entérocoques, bien adaptés aux analyses de routine et largement transposables et reproductibles. Ils sont donc recommandés pour évaluer la qualité des sédiments. De plus, l'analyse du risque sanitaire dans les sédiments dragués doit rejoindre les normes européennes pour les eaux de baignade et zones conchylicoles, les deux zones considérées comme potentiellement impactées par les opérations de dragage et d'immersion.

Pour *E. coli*, aucune norme officielle n'a été établie à ce jour et qui pourrait compléter celle proposée par Geodrisk : la contamination du substratum avant dragage doit être inférieure au seuil de **10 000 *E. coli* / 100 g de sédiment sec**.

La recherche d'entérocoques semble plus adaptée qu'*E. coli* en conditions marines et est recommandée pour le suivi de la qualité des sédiments de dragage. Le rapport entre les concentrations en *E. coli* et entérocoques dans les sédiments est peu documenté ; peu d'études rapportent leurs données brutes comparant ces concentrations ; les études présentent généralement des données traitées (calcul de coefficients de corrélations, temps de survie...). Dans la nouvelle directive eaux côtières et de transition (2006/7/CE, **Tableau 4**), un rapport de **2.5** est observé entre les seuils en *E. coli* et entérocoques. Ce rapport est de **3.8** selon les valeurs guides de l'EPA pour les eaux douces de baignade et de **5.7** selon celles de Santé Canada pour l'eau douce et l'eau de mer confondues (**Tableau 6**). Si on considère la survie prolongée des entérocoques en conditions marines par rapport à *E. coli*, ce rapport devrait diminuer quand la salinité augmente. L'approche la plus conservatrice semble donc être celle basée sur le rapport *E. coli* / entérocoques selon les valeurs guide européenne 2006/7/CE. Si on applique ce rapport (**2.5**), la valeur seuil en entérocoques dérivée de celle proposée pour *E. coli* par Geodrisk est : **4 000 entérocoques / 100 g de sédiment sec**.

Tableau 6. Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade selon les directives de l'EPA et de Santé Canada

	Moyenne géométrique pour 5 échantillons	Maximum pour un échantillon unique
EPA Eau douce ^a		
<i>E. coli</i>	126	235
Entérocoques	33	61
Rapport <i>E. coli</i> / Entérocoques	3.82	3.85
Santé Canada Eau douce et eau de mer ^b		
<i>E. coli</i>	400	200
Entérocoques	70	35
Rapport <i>E. coli</i> / Entérocoques	5.71	5.71

^a: (EPA, 1986a) ; ^b: (Health Canada, 2010)

Il est primordial de tenir compte que ces seuils de tolérance ne sont basés sur aucune étude épidémiologique et n'ont pour but que de combler le manque de législation actuel. Ces seuils devront être révisés régulièrement, au fur et à mesure des résultats obtenus au niveau local et des suivis réalisés par les gestionnaires portuaires ou par les services de suivi de la qualité des eaux, ainsi que des résultats reportés dans la littérature.

Si ces seuils de tolérance en *E. coli* et entérocoques sont dépassés dans les sédiments avant dragage, une recherche plus approfondie devrait être envisagée. Dans ces cas précis, les agents à l'origine des

principales épidémies liées à la baignade ou à la consommation de coquillages (voir section 1.2. et **Tableau 2**) peuvent être recherchés :

- virus entériques : norovirus, hépatite A,
- bactérie entérique : *Salmonella*,
- bactéries environnementales : *Vibrio cholerae* (cholérique et non cholérique) notamment suite à des opérations de déballastage de bateaux en provenance de régions où le choléra est endémique ; *V. parahaemolyticus* ; *V. vulnificus*.

Des méthodes standards sont disponibles pour l'analyse de ces indicateurs et pathogènes dans l'eau (**Tableau 7**). Pour adapter ces méthodes aux sédiments, les sédiments peuvent être préalablement dilués dans un milieu approprié :

- tryptone 1 g/L - sel stérile 8.5 g NaCl/L, pour la méthode NPP 5 tubes,
- diluant spécial pour microplaques stérile (DMS) pour la technique microplaque.

Puis, les sédiments ainsi dilués sont homogénéisés, par vortex ou sonication, pendant par exemple 5 minutes (à adapter en fonction de la nature des sédiments) (Gourmelon et Pommepuy, 2001).

Ces techniques vont évoluer dans les années à venir, grâce notamment à des techniques en cours de développement, basées sur des méthodes moléculaires, comme la PCR en temps réel pour *E. coli* et les entérocoques (Lavender et Kinzelman, 2009; Noble et al., 2010) ou les virus (Le Guyader et al., 2009; Lees, 2010). Ces techniques moléculaires s'affranchissent de la limite des méthodes culturales de ne pouvoir détecter les bactéries entrées en stade viable mais non cultivable. La standardisation de méthode pour la recherche de virus et *Vibrio* spp. permettra de plus l'établissement de normes pour ces pathogènes potentiels dans les eaux et par extension, aidera à l'établissement de normes dans les sédiments. Une veille bibliographique paraît donc importante.

Tableau 7. Suggestions de protocoles de recherche d'indicateurs de contamination fécale ou de pathogènes potentiels

Organisme	Norme
Indicateurs de contamination fécale	
<i>E. coli</i>	Eau : NPP 5 tubes : NF T90-413 Eau : Ensemencement en milieu liquide : NF T90-433 ; ISO 9308-3
Entérocoques	Eau : NPP 5 tubes : NF T90-411 Eau : Ensemencement en milieu liquide : NF T90-432 ; ISO 7899-1
Pathogènes potentiels	
Norovirus, hépatite A	Eau : Pas de norme officielle NF ou ISO pour l'instant, mais nombreuses méthodes et essai de standardisation disponibles dans la littérature (par exemple, Le Guyader et al., 2009; Lees, 2010)
Salmonelles	Eau : Indication de protocoles dans Geodrisk, Directive 76/160/CE Coquillage : NF EN ISO 6579, Décembre 2002
<i>V. parahaemolyticus</i> et <i>V. cholerae</i> (<i>Vp</i> , <i>Vc</i>)	Eau : XP ISO/TS 21872-1*
<i>Vibrio</i> spp. entéropathogènes autres que <i>Vp</i> et <i>Vc</i>	Eau : XP ISO/TS 21872-2*

* Méthodes en cours de révision

3. Survie des microorganismes dans différents types de sédiments

Plusieurs auteurs rapportent une survie plus longue des microorganismes dans les sédiments que dans l'eau (Gerba et McLeod, 1976; LaLiberte et Grimes, 1982; Burton et al., 1987; Davies et al., 1995; Anderson et al., 2005; Hartz et al., 2008; Chandran et al., 2011). Les sédiments représentent pourtant un environnement limité en énergie et en nutriments pour les microorganismes. Les organismes qui survivent sont soit ceux qui ont une faible activité, soit ceux qui peuvent assimiler très rapidement la matière organique pendant de courtes périodes d'abondance et survivre dans des stades inactifs durant de longues périodes intermédiaires (Crenn et al., 1999). Les bactéries peuvent utiliser principalement deux modes d'adaptation pour augmenter leur survie :

- formation de spores (*Clostridium*) : mode le plus draconien qui offre une très grande résistance en conditions défavorables ;
- formation de biofilm : la plupart des bactéries qui n'ont pas la possibilité de former des spores, adhèrent aux surfaces (sédiments, mais aussi toutes autres surfaces, organismes, constructions industrielles...) pour former des biofilms, dans lesquels elles sont protégées des agressions extérieures (par exemple UV, substances toxiques, prédation) par une couche de substance extra-polymérique (Donlan, 2002). Les biofilms seraient ainsi responsables de la dégradation de la plus grande partie de la matière organique dans l'environnement et de 90 % de la production de carbone (Takada et al., 1994; Crump et al., 1998; Crump et al., 1999). Les biofilms permettent aux bactéries de rester actives à de faibles niveaux d'énergie dans un état viable et cultivable ou dans un état viable mais non cultivable. Une étude sur la viabilité d'*Enterococcus faecalis* dans l'eau de mer artificielle a montré que 80 % des cellules restaient viables quand plus aucune colonie ne pouvait être détectée (Lleo et al., 2006).

Les sédiments joueraient aussi un rôle protecteur vis-à-vis des virus qui, enrobés, se trouvent à l'abri des agressions chimiques par le piégeage des composés toxiques sur les particules solides. Les virus accumulés dans les sédiments conservent leur potentiel infectieux et leur virulence pendant plusieurs semaines alors qu'elle n'est que de quelques jours dans l'eau de mer (Crenn et al., 1999).

Certains paramètres comme la charge en matière organique et la proportion de particules fines des sédiments favorisent la survie des organismes, probablement car les sédiments vaseux offrent une plus grande surface d'absorption pour la formation de biofilm et la matière organique, une meilleure nutrition (Grimes, 1980; Burton et al., 1987; Chandran et al., 2011; Yamahara et al., 2012). Par exemple, Chandran et al. (2011) montrent que la survie d'*E. coli* et des pathogènes *Salmonella paratyphi* et *Vibrio parahaemolyticus* étaient significativement plus élevées dans des sédiments avec 5% de matière organique que dans des sédiments avec 2 % de matière organique ($p < 0.05$) (**Tableau 8**). Burton et al. (1987) montrent que la survie d'*E. coli*, *Salmonella newport*, *Klebsiella pneumoniae*, et *Pseudomonas aeruginosa* dans des sédiments d'eau douce augmentait avec le contenu en matière organique, mais la corrélation statistique entre survie et matière organique et survie n'était pas évidente. Les auteurs suggèrent que cela est dû à la variation de la qualité de la matière organique et de l'ensemble des autres paramètres environnementaux qui affectent la survie (**Tableau 9**). De même, Haller et al. (2009) rapportent une corrélation significative mais faible entre i) les concentrations en *E. coli* ou entérocoques dans les sédiments du lac Léman (Suisse) et ii) le contenu en matière organique ou la taille des (Spearman $r = 0.4$ à 0.5 , $p < 0.05$, $n = 24$ échantillons). Par contre, des concentrations élevées en *E. coli* et entérocoques ($> 10\,000$ UFC/100 g de sédiment sec) ont été retrouvées en 5 des 16 sites étudiés qui présentaient de faibles concentrations en matière organique ($< 5\%$) et pas de particules $< 2\ \mu\text{m}$, montrant que si ces paramètres sont indicatifs, leurs faibles valeurs ne doivent pas être prises comme une absence de microorganisme. De même, on peut observer dans d'autres études des concentrations en *E. coli* $> 10\,000$ NPP/g de sédiment sec à des sites où la teneur en matière organique est $< 5\%$ (Gonzalez-Fernandez et al., 2010).

La revue de la littérature confirme l'importance de la matière organique et de la proportion de particules fines sur la quantité de microorganismes dans les sédiments. Elle ne permet pas de définir un seuil et donc d'apporter un complément par rapport aux propositions de Gourmelon et Pommepuy (2001) dans Geodrisk. Ces propositions semblent néanmoins raisonnables et utiles dans une étape qualitative et préliminaire pour apprécier le risque sanitaire potentiel lié au dragage de sédiments.

9%	12 ; 76 ; 11% (argile)	3.1 jrs	2.8 jrs	6.0 jrs	7.9 jrs
6%	28 ; 55 ; 18% (argile)	4.2 jrs	3.8 jrs	5.3 jrs	6.3 jrs
5%	25 ; 51 ; 24% (argile)	6.0 jrs	3.9 jrs	8.5 jrs	7.0 jrs
1%	2 ; 0 ; 98% (sable)	3.1 jrs	3.9 jrs	3.7 jrs	11.0 jrs
15%	75 ; 25 ; 0% (limon)	7.9 jrs	4.5 jrs	5.3 jrs	7.5 jrs

Adapté de Burton et al. (1987)

lares
nts

Tableau 8. Temps nécessaire pour réduire la charge bactérienne cultivable de 90% (T90) de l'indicateur *E. coli* et des pathogènes *S. paratyphi* et *V. parahaemolyticus* dans des sédiments sableux d'eau douce (Sud Ouest de l'Inde, 25 °C)

Sédiments		T90 (jours)		
Matière organique	Limon ; argile ; sable	<i>E. coli</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>V. parahaemolyticus</i>
5.0%	18 ; 2 ; 80% (sable)	6.9 jrs	8.4 jrs	7.5 jrs
2.2%	9 ; 15 ; 75% (sable)	5.2 jrs	4.4 jrs	4.7 jrs
1.8%	9 ; 1 ; 90% (sable)	3.5 jrs	2.8 jrs	3.3 jrs

Adapté de Chandran et al. (2011)

Tableau 9. Temps nécessaire pour réduire la charge bactérienne cultivable de 90% (T90) de l'indicateur *E. coli* et des pathogènes *S. newport* et *K. pneumoniae* et *P. aeruginosa* dans des sédiments d'eau douce (USA, 18-20 °C)

Sédiments		T90 (jours)			
Matière organique	Limon ; argile ; sable	<i>E. coli</i>	<i>S. newport</i>	<i>K. pneumoniae</i>	<i>P. aeruginosa</i>
9%	12 ; 76 ; 11% (argile)	3.1 jrs	2.8 jrs	6.0 jrs	7.9 jrs
6%	28 ; 55 ; 18% (argile)	4.2 jrs	3.8 jrs	5.3 jrs	6.3 jrs
5%	25 ; 51 ; 24% (argile)	6.0 jrs	3.9 jrs	8.5 jrs	7.0 jrs
1%	2 ; 0 ; 98% (sable)	3.1 jrs	3.9 jrs	3.7 jrs	11.0 jrs
15%	75 ; 25 ; 0% (limon)	7.9 jrs	4.5 jrs	5.3 jrs	7.5 jrs

Adapté de Burton et al. (1987)

4. Conclusions et recommandations

L'évaluation de la qualité microbiologique des sédiments dragués peut être effectuée en trois temps :

i) Approche initiale :

- Etablir un profil de vulnérabilité, à l'image de ce qui est recommandé par les nouvelles directives européennes pour les zones de baignade et conchylicoles. Ce type de profil comprend : la description de la zone concernée, une identification des sources de pollution fécale, une action sur ces sources pour améliorer la qualité des eaux. Etape importante avant de se lancer dans des analyses microbiologiques.
- La distance par rapport aux sites sensibles : une distance maximale de 5 km a été avancée pour les virus adsorbés sur des particules fines (critère établi à l'issue de la phase 2.1 de l'étude).
- Mesurer la granulométrie des sédiments dragués : les microorganismes s'associent préférentiellement aux particules fines (< 5µm pour les bactéries et 3 µm pour les virus) (critère établi à l'issue de la phase 2.1 de l'étude).
- Mesurer la richesse en matière organique des sédiments : des concentrations en carbone organique total supérieures à 3 ou 4 % sont favorables à de fortes concentrations microbiennes (critère établi à l'issue de la phase 2.1 de l'étude).

ii) Analyses de routine proposées pour l'évaluation du risque sanitaire microbiologique lié au dragage :

- *E. coli*, comme indicateur primaire de contamination fécale au niveau européen, avec **10 000 *E. coli*/100 g de sédiment sec** comme valeur de tolérance proposée par Geodrisk (critère établi à l'issue de la phase 2.1 de l'étude).
- Entérocoques, comme indicateur primaire de contamination fécale ayant une meilleure survie en milieu marin qu'*E. coli*, avec **4 000 entérocoques/100 g de sédiment sec** comme valeur de tolérance proposée.

Il est primordial de prendre en compte que ces seuils de tolérance ne sont basés sur aucune étude épidémiologique. Ces seuils devront être révisés régulièrement, au fur et à mesure des résultats obtenus au niveau local lors du suivi par les agences portuaires ou des résultats reportés dans la littérature.

iii) Analyses spécifiques si une contamination est suspectée. Les données actuelles ne permettent pas de proposer de seuil de tolérance pour les pathogènes. Les pathogènes à suivre sont ceux impliqués dans la majorité des épidémies liées à la baignade ou la consommation de coquillages :

- virus entériques : **norovirus, hépatite A** ;
- bactérie entérique : ***Salmonella*** ;
- bactéries environnementales : ***Vibrio cholerae*** (cholérique et non cholérique) notamment suite à des opérations de déballastage de bateaux en provenance de régions où le choléra est endémique ; ***V. parahaemolyticus* ; *V. vulnificus***.

Des critères alternatifs basés sur de nouvelles méthodes sont de plus en cours de développement, comme des méthodes de PCR en temps réel pour *E. coli* ou les virus potentiellement pathogènes (Le Guyader et al., 2009; Lees, 2010; EPA, 2012; Luna et al., 2012). Ces nouvelles méthodes pourraient faire considérablement avancer l'évaluation du risque microbien, il est donc important de mener une veille bibliographique sur ce sujet.

Tableau A1. Principaux microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme

Pathogènes potentiels Espèces les plus fréquemment liées aux risques épidémiques	Principales sources ✓ Concentrations dans les effluents bruts (WHO, 2003)	Principaux symptômes	Dose infectieuse	Epidémies associées :
1. Bactéries				
1.1. Bactéries entériques				
<i>Campylobacter</i> <i>C. jejuni</i>	Fèces animales, plus particulièrement oiseaux dont volailles mais aussi bovins, ovins, porcs ; parfois humaines ✓ 10^4 - 10^5 / 100 mL effluents bruts	Gastroentérites***, diarrhées aqueuses profuses	10^4 cellules, voire 500 cellules	- Eaux récréatives : 0 / 64, 0 au Canada, malgré que <i>Campylobacter</i> spp. soient souvent retrouvés dans les eaux naturelles - TIAC : 27 (+ 5 suspects) / 3127
<i>E. coli</i> pathogènes - Producteurs de Shiga-toxines (STEC), aussi appelés entérohémorragiques (EHEC), ou producteurs de verotoxines (VTEC) - Entérotoxigéniques (ETEC) - Entérotoxigènes (EPEC) - Entéroagrégués (EAEC) - A adhésion diffuse (DAEC) - Entéroinvasives (EIEC)	Effluents humains, sauf les STEC pour lesquelles les bovins sont le principal réservoir (1 à 15% des bovins transportent ce sérotype aux UK), bien que les effluents humains représentent aussi une source importante	Gastroentérites, diarrhées, infections urinaires, méningites, septicémies. STEC (<i>E. coli</i> O157:H7) : coliques hémorragiques, syndrome hémolytique urémique dans 2 à 8% des cas. Cette maladie est associée à un risque fatal.	<i>E. coli</i> O157:H7 : ≤ 100 cellules voire seulement 5 cellules	- Eaux récréatives : STEC : 16 / 64 (25%) dont 14 des épidémies associées au sérotype <i>E. coli</i> O157:H7 - TIAC : 27 / 3127
<i>Salmonella</i> <i>S. enteritidis</i> <i>S. typhi</i> <i>S. paratyphi</i>	- Salmonelles non-typhoidales (e.g. <i>S. enteritidis</i>) : fèces de volailles, oiseaux, porcs, bovins, rongeurs, chiens, chats - Salmonelles typhoidales (<i>S. typhi</i> ou <i>paratyphi</i>) : fèces humaines ✓ 0.2 à 8×10^3 <i>Salmonella</i> /100 mL effluents bruts	- Salmonelles non-typhoidales : Gastroentérites principalement. - Fièvre typhoïde (ou typhus abdominale) est le cas le plus sévère, souvent mortelle, causée par <i>S. typhi</i> ou <i>S. paratyphi</i> . Rare cas en pays développé, plus fréquent dans certains pays en voie de développement	1000 cellules, voire < 10 cellules	- Eaux récréatives : 0 / 64, 0 au Canada, malgré que <i>Salmonella</i> spp. soient souvent retrouvés dans les eaux naturelles - TIAC : 338 (+ 102 suspects) / 3127 (14% au total) (<i>S. enteritidis</i> : 114, <i>S. typhimurium</i> : 156, autres sérotypes : 118), dont 12 / 195 (6%) épidémies liées à la consommation de coquillages

<i>Shigella</i> <i>S. sonnei</i> <i>S. flexneri</i> <i>S. dysenteriae</i> (pays en voie de développement)	Fèces humaines ✓ 0.1 à 1 x 10 ³ /100 mL effluents bruts	Dysenterie bacillaire ou shigellosis (diarrhée aqueuse et sanguine, fièvre)	<i>S. sonnei</i> or <i>S. flexneri</i> : 100 cellules, quantité possiblement ingérable lors d'une baignade <i>S. dysenteriae</i> 10 cellules Faible dose. Haut pouvoir infectieux.	- Eaux récréatives : 14 / 64 (22%), 0 au Canada - TIAC : 13 (+ 3 suspects) / 3127
<i>Yersinia</i> spp. <i>Clostridium</i> <i>C. perfringens</i>	Fèces humaines et animales Fèces humaines et animales	Diarrhée, arthrite réactive Diarrhée, maux de ventre, <i>C. perfringens</i> est aussi un agent de gangrène sévère		- TIAC : 2 / 3127 - TIAC : 58 (+ 107 suspects) / 3127 (12% au total) dont 1 / 195 épidémies liées à la consommation de coquillages
<i>Listeria</i> (1) <i>L. monocytogenes</i>	Fèces humaines (1 à 10% des humains porteurs sains) et animaux à sang chaud. Retrouvés très fréquemment dans l'environnement : eaux, sols, végétaux...	Etat grippale, rarement gastroentérites ; méningites et infections invasives (létalité élevée) chez des hôtes immunodéprimés ; atteinte du fœtus chez les femmes enceintes		Non reporté. Rarement associés à des épidémies mais plutôt à des épisodes. <i>Listeria</i> spp. ont été retrouvés dans des produits de la mer cependant il n'a pas été confirmé si ces cas étaient le résultat de contamination dans l'environnement ou pendant la transformation des produits.
1.2. Bactéries non entériques (environnementales)				
<i>Aeromonas</i> <i>A. hydrophila</i> , <i>A. caviae</i> , <i>A. sobria</i> , <i>A. veronii</i> , <i>A. jandaei</i> , <i>A. trola</i> et <i>A. schubertii</i>	Eau douce et eau de mer, sédiments, et STEP, bien que la présence de <i>Aeromonas</i> ne soit pas dépendante d'une pollution fécale	Principalement surinfection de plaies cutanées déjà ouvertes, <i>A. hydrophila</i> , <i>A. veronii</i> et <i>A. caviae</i> ont été associés à des cas de gastroentérites		- Eaux récréatives : 0 / 64, non suivie en routine au Canada, malgré que <i>Aeromonas</i> spp. soient souvent retrouvés dans les eaux naturelles. Les infections étant superficielles, elles ne doivent pas être rapportées
<i>Legionella</i> <i>L. pneumophila</i> (sérotype 1)	Eau douce, sols, lacs, sources d'eaux chaudes naturelles ou humaines (piscines, air conditionné). <u>Rare en conditions marines.</u>	Maladie respiratoire. Légionellose qui inclut 2 formes : - Fièvre de Pontiac, état pseudo-grippal fébrile sans atteinte pulmonaire - Maladie des légionnaires, forme la plus sévère, pseudo-grippe, atteinte pulmonaire, parfois fatale.	10 ⁷ cellules (certaines publications rapportent que quelques cellules sont capables d'initier l'infection)	- Eaux récréatives : 0 / 64, 0 au Canada, malgré que <i>Legionella</i> soit souvent retrouvée dans les eaux naturelles. La fièvre de Pontiac est estimée 2 à 100 fois plus fréquente que la maladie des légionnaires. - <u>Les épidémies de légionellose rapportées sont surtout associées à l'eau de jacuzzis et spas (USA).</u>
<i>Mycobacterium</i>	Sols, STEP, lacs, rivières, eaux souterraines et réservoirs d'eau traitée. Rare dans les fèces. <u>Rare en conditions marines.</u>	Maladies pulmonaires (<i>M. avium</i> et <i>M. intracellulare</i>), maladies de peau et des tissus mous (<i>M. marinum</i> et <i>M. kansasii</i>)		- Eaux récréatives : 0 / 64, 0 au Canada, malgré que <i>Mycobacterium</i> spp. soient souvent retrouvés dans les eaux naturelles.

<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Sols, eau douce et eau de mer, eaux pluviales, égouts et effluents industrielles comme ceux du traitement de la nourriture et des déchets d'usines de pâtes et papiers. Rare dans les fèces humaines.	Pneumonies, infections urinaires, cutanées et des yeux	- Eaux récréatives : 0 / 64. Les infections étant souvent superficielles, elles ne doivent pas être rapportées. Plusieurs études épidémiologiques rapportent une relation entre la concentration en <i>Pseudomonas</i> dans l'eau et l'incidence d'infection de la peau et des yeux chez les baigneurs. - <u>Les épidémies de <i>Pseudomonas</i> spp. rapportées sont surtout associées à l'eau de jacuzzis, piscines et spas.</u>	
<i>Leptospira</i>	Habitants naturels des eaux environnementales, <u>le plus souvent eau douce</u> . Réservoir principal de la forme pathogène : animaux infectés : rongeurs (rats et souris), mais aussi bovins, ovins, chèvres, porcs, chiens, chats, chevaux.	Leptospirose (« maladie du rat ») dont la sévérité varie du bénin au sévère et possiblement fatale.	- Eaux récréatives : 0 / 64, 3 épidémies aux USA entre 1985 et 1991. <u>La leptospirose concerne plus les climats tropicaux.</u>	
<i>Staphylococcus aureus</i>	Habitants naturels des eaux environnementales. Réservoir principal : peau, nez, oreille, mucus des animaux à sang chaud. Présence variable dans les fèces. Effluents et eaux pluviales sont des réservoirs additionnels.	Infections cutanées, des yeux, urinaires et otites externes.	- Eaux récréatives : pas d'évidence à ce jour entre les maladies chez les baigneurs et la concentration en <i>S. aureus</i> dans les eaux récréatives. - TIAC : 133 (+ 439 suspects) / 3127 (18% au total) ; dont 10 / 195 (5%) épidémies liées à la consommation de coquillages (<u>surtout dû à la mauvaise conservation des produits</u>)	
<i>Vibrio</i> <i>V. alginolyticus</i> , <i>V. carchariae</i> , <i>V. cholerae</i> , <i>V. cincinnatiensis</i> , <i>V. damsela</i> , <i>V. fluvialis</i> , <i>V. furnissii</i> , <i>V. hollisae</i> , <i>V. metschnikovii</i> , <i>V. mimicus</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> <i>V. vulnificus</i>	Habitants naturels des eaux marines des régions tempérées et tropicales : eaux, sédiments, plancton, coquillages, poissons. <i>V. cholerae</i> et <i>V. mimicus</i> sont les seules espèces retrouvées en eau douce. Plusieurs études rapportent que la présence de <i>Vibrio</i> n'est pas corrélée à celle des indicateurs de contamination fécale classiques, bien qu'une corrélation positive ait pu être retrouvée dans les eaux recevant des effluents	Infections intestinales et extra-intestinales, de sévérité variée, souvent faible chez les patients en bonne santé, sauf pour <i>V. cholera</i> qui entraîne le choléra même chez les personnes en bonne santé. - <i>V. alginolyticus</i> : infections de plaies, des yeux et des oreilles - <i>V. cholerae</i> : choléra - <i>V. parahaemolyticus</i> : intoxication alimentaire, associée à la consommation de produits de la mer crus ou peu cuits.	<i>V. cholerae</i> : souvent considérée élevée : 10 ⁶ cellules, voir 10 ⁴ cellules chez les personnes hypochlorhydriques (quantité peu probablement ingérable lors d'une baignade)	- Eaux récréatives : <i>V. cholerae</i> O1 (=139 cholérique) : faible risque d'infections sévères (choléra) dû au faible pouvoir infectieux ; mais risque possible d'infections extra-intestinales (infections des plaies et oreilles). <i>Vibrio</i> spp. non cholérique : 189 cas d'infections entre 2005 et 2006 aux USA ; 24 cas en Mer Baltique à l'été 2006, principalement dû à <i>V. vulnificus</i> , suivi de <i>V. alginolyticus</i> and <i>V. parahaemolyticus</i> (2)

	urbains en périodes d'épidémies, principalement choléra.	- <i>V. vulnificus</i> : intoxications alimentaires fatales chez les personnes ayant des maladies du foie (mortalité dans 20 – 25% des cas), <u>associées à la consommation de produits de la mer crus ou peu cuits</u> . Infections cutanées et des plaies.		- TIAC : <i>V. parahaemolyticus</i> : 13 (+3 suspects) / 561 (3 %) TIAC liées à la consommation de coquillages entre 1996 et 2010
2. Virus : Virus entériques	Fèces humaines. En quantité importante chez les individus infectés, même asymptomatiques : 10 ¹⁰ à 10 ¹² particules/g de fèces		Faible dose, 1 à 2 doses infectieuses peuvent initier l'infection	- TIAC : 61 (+ 103 suspects) / 3127 (5% au total) ; dont 63 / 195 (32%) épidémies liées à la consommation de coquillages (principalement norovirus). Il est généralement suspecté que les épidémies à symptômes viraux, courte période d'incubation et dont l'agent n'a pas été identifié, sont d'origine virale, dû à la difficulté à les détecter : TIAC : 1141 à agent non identifié / 3127 (36%) dont 39 / 195 (20%) liées à la consommation de coquillages
Entérovirus Poliovirus Virus Coxsackie Echovirus Entérovirus non groupés 68 à 71	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Vomissements, diarrhées, état grippale, maladies respiratoires, maux de tête, douleurs musculaires. Symptômes plus sévères, considérés rares, incluent : - Myocardite (Virus Coxsackie) - Méningites aseptiques (Poliovirus, Virus Coxsackie) - Encéphalites (Virus Coxsackie, Echovirus) - Poliomyélites (poliovirus).	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Norovirus (Norwalk, appartient aux Caliciviruses)	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Vomissements, diarrhées, maux de tête, douleurs musculaires. Infections asymptomatiques rares.	Faible dose. Voir ci-dessus	Considéré comme l'agent viral le plus important des épidémies de gastroentérites de toutes sources (eaux récréatives, alimentaires...) aux USA, UK et France. - Eaux récréatives : 8 / 64 (13%), 0 à 2 épidémies par an. - TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)

Rotavirus	Fèces humaines. Voir ci-dessus ✓ 400 à 8.5 x 10 ⁴ UFP / 100 mL effluents bruts	Gastroentérites infantiles, parfois accompagnées de risque de déshydratation, souvent asymptomatiques chez les adultes (immunité acquise pendant l'enfance)	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Adénovirus	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Maladies respiratoires, gastroentérites infantiles (2 ^{ème} agent après Rotavirus), souvent asymptomatiques chez les adultes (immunité acquise pendant l'enfance)	Faible dose. Voir ci-dessus	- Eaux récréatives : 1 épidémie aux USA entre 1985 et 1998 - TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Virus hépatiques Virus hépatiques A VHA Virus hépatiques E VHE	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Principale cible : le foie. Malaises, fièvre puis nausées, vomissements, douleurs abdominales, et finalement jaunisse. Souvent bénin chez les enfants, peut-être plus sévère si rencontré pour la première fois, adulte.	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Astrovirus	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Gastroentérites	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Sapovirus (appartient aux Calicivirus)	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Gastroentérites	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Orthoreovirus	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Gastroentérites, maladies respiratoires	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
Coronavirus	Fèces humaines. Voir ci-dessus	Gastroentérites	Faible dose. Voir ci-dessus	- TIAC : voir ci-dessus (Virus entériques)
3. Protozoaires				
3.1. Protozoaires entériques				- Les épidémies de protozoaires entériques rapportées sont surtout associées à l'eau de piscines (3)
<i>Giardia</i> <i>G. lamblia</i>	Eau et fèces animales ✓ 12.5 à 2 x 10 ⁴ kystes / 100 mL effluents bruts	Diarrhées, giardiase (gastroentérites chroniques), malabsorption des aliments au cours de la digestion		- Eaux récréatives : 4 épidémies aux USA entre 1985 et 1998
<i>Cryptosporidium</i> <i>C. parvum</i>	Eau, fèces humaines et animales (par exemple chien : 24 oocystes / g de fèces ; oiseaux 1000 à 10,000 oocystes par fèces). ✓ 0.1 à 39 oocystes / 100 mL effluents bruts	Diarrhées parfois mélangées avec du sang, faible fièvre, douleurs abdominales, cryptosporidiose	2-10 oocystes	- Eaux récréatives : 3 épidémies aux USA entre 1985 et 1998 - TIAC : 27 (+ 5 suspects) / 3127

Amibes intestinales <i>Entamoeba histolytica</i>	Fèces humaines et animales ✓ 0.4 / 100 mL effluents bruts	Dysenterie amibienne, abcès du foie	
<i>Toxoplasma gondii</i>	Fèces humaines et animales	Toxoplasmose, encéphalites	
3. 1. Protozoaires non entériques (environnementaux)			
Amibes libres <i>Acanthamoeba</i> spp. <i>Naegleria</i> spp.	Eau douce principalement. Autres réservoir : fèces humaines.	Encéphalites (possiblement létales), kératites (possiblement cécité).	- <u>Eaux récréatives : principalement eau douce à température > 30°C et piscines.</u>

Synthèse de données collectées dans plusieurs larges revues de la littérature (EPA, 1986b; WHO, 2003; Health Canada, 2010; Chandran et al., 2011; Krauss et Griebler, 2011; Shah et al., 2011; Shibata et Solo-Gabriele, 2012; Vaillant et al., 2012b) sauf pour :

(1) *Listeria* (1) : (Hervio-Heath et al., 2011) et www.jle.com/fr/revues/sante_pub/ers/e-docs/00/04/03/82/article.phtml;

(2) Cas d'infections à *Vibrio* spp. en eaux récréatives : 184 cas d'infections à *Vibrio* spp. aux USA entre 2005 et 2006 : 67 cas (37%) associés à *V. vulnificus* (52 hospitalisations, 15 décès) ; 60 (33%) associés à *V. alginolyticus* (7 hospitalisations), 33 (18%) associés à *V. parahaemolyticus* (12 hospitalisations, 1 décès) et en moindre mesure à *V. cholerae* non cholérique (non-O1/non-O139) (Yoder et al., 2006). En Mer Baltique, 24 cas d'infections ont été reportés l'été 2006; 3 cas en Allemagne associés à *V. vulnificus*, 3 en Suède associés à *V. cholerae* non-O1/non-O139; 15 au Danemark associés à *V. alginolyticus* et *V. parahaemolyticus* ; 3 aux Pays Bas associés à *V. alginolyticus* (Andersen, 2006; Schets et al., 2006).

(3) protozoaires entériques : (Karanis et al., 2007)

* Revue de 64 foyers rapportés aux Etats-Unis entre 1992 et 2002, du suivi épidémiologique au Canada (Health Canada, 2010), ou de foyers rapportés entre 1985 et 1998 aux USA pour les protozoaires (WHO, 2003) et de cas d'infections à *Vibrio* spp. aux USA entre 2005 et 2006 (Yoder et al., 2006) et en Mer Baltique à l'été 2006 (Andersen, 2006; Schets et al., 2006). Données rapportées aux USA en eaux récréatives douces et marines confondues. Des données épidémiologiques similaires au niveau européen ou français (données chiffrées sur un large panel d'agents mis en cause dans des épidémies liées à la baignade) n'ont pas été recensées dans la littérature ou sur les sites de l'Union Européenne et de l'INVS.

** Revue de 3127 foyers de TIAC rapportés en France entre 2006 et 2008, dont 195 liés à la consommation de coquillages (Delmas et al., 2010) ou de 561 foyers liés à la consommation de coquillages entre 1996 et 2010 pour *Vibrio* spp. (Vaillant et al., 2012b). TIAC :Toxi-infection alimentaire collective : survenue d'au moins deux cas similaires d'une symptomatologie, dont on peut rapporter la cause à une même origine alimentaire (Vaillant et al., 2012a). L'agent de la contamination est confirmé par sa mise en évidence chez le patient ou dans l'aliment suspect; il est suspecté sur des arguments cliniques et épidémiologiques.

***Gastroentérites : diarrhées (≥3 selles / 24h), vomissements, nausée, maux d'estomac, impact sur l'activité quotidienne (EPA, 2012).

Tableau A2. Caractéristiques de microorganismes indicateurs de contamination fécale (classiques et potentiels)

Critères	<i>E. coli</i>	Entérocoques *	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp. (marqueur général)	Coliphages à ARN spécifiques	Phages de <i>B. fragilis</i>
Présent dans les fèces humaines et d'animaux à sang chaud	Abondant ✓ 10 ⁶ à 10 ⁷ UFC / 100 mL effluents bruts	Abondant (jusqu'à chez 100% des sujets testés), mais concentration plus faible qu' <i>E. coli</i> ✓ 5 x 10 ³ à 4 x 10 ⁵ UFC / 100 mL effluents bruts	Peu abondant dans les fèces humain; densité variable selon l'animal ✓ 6 x 10 ⁴ à 8 x 10 ⁴ UFC / 100 mL effluents bruts	Très abondant dans les fèces humaines et animales (sauf oiseaux) et dans les effluents. Jusqu'à 100 fois plus élevé qu' <i>E. coli</i> .	Peu abondant et variable. Plus élevé dans les effluents.	Peu abondant et variable. Plus élevé dans les effluents.
Présent dans les eaux contaminées par des fèces quand des pathogènes sont présents; et présent en plus grand nombre	Bon indicateur de toutes sources de contamination fécale. Généralement en plus grand nombre que les pathogènes.	Bon indicateur de toutes sources de contamination fécale. Généralement en plus grand nombre que les pathogènes.	Dépend de la source. Détection difficile à faible concentration.	Dépend de la source.	Dépend de la source. Détection difficile à faible concentration.	Dépend de la source. Détection difficile à faible concentration.
Incapable de se multiplier dans l'environnement	Généralement vrai. Croissance rapportée dans les sédiments, mais la plupart de ces études ont été menées en conditions stériles.	Généralement vrai. Croissance rapportée dans les sédiments, mais la plupart de ces études ont été menées en conditions stériles.	Bactérie anaérobie. Incapable de croître dans l'environnement.	Bactérie anaérobie. Incapable de croître dans l'environnement	Généralement vrai. Possible répllication dans les effluents.	Généralement vrai
Capable de survivre plus longtemps que les pathogènes	Considéré comme un bon indicateur de la survie de pathogènes entériques bactériens, notamment <i>Salmonella</i> , <i>Campylobacter</i> , <i>Shigella</i> et <i>E. coli</i> O157:H7 mais pas des virus ou protozoaires. Plusieurs publications ont rapporté une survie prolongée dans les sédiments.	Considéré comme un bon indicateur de la survie de pathogènes entériques bactériens, mais pas des virus ou protozoaires. Plusieurs publications ont rapportés une survie prolongée dans les sédiments. Survie plus élevée qu' <i>E. coli</i> , notamment en conditions marines.	Les spores ont une longue persistance dans l'environnement, voire beaucoup plus longue que celle des pathogènes. Quelques études rapportent une bonne corrélation entre <i>C. perfringens</i> et les virus lors du traitement de l'eau potable.	Données insuffisantes sur la survie comparée aux pathogènes, bien que corrélée à <i>E. coli</i> O-157, <i>Salmonella</i> et toxines d' <i>E. coli</i> dans une étude. Les marqueurs moléculaires ont une longue persistance dans l'environnement, plus longue qu' <i>E. coli</i> analysé par culture.	Considéré comme un bon indicateur pour la survie de virus entériques, mais persistance variable. Survie plus élevée que les phages de <i>B. fragilis</i> .	Considéré comme un bon indicateur pour la survie de virus entériques, mais persistance variable.
Applicable en eau douce et eau de mer	Oui, plus faible survie en eau de mer.	Oui, survie similaire en eau douce et eau de mer.	Oui. Détecté en eau douce et eau de mer.	Oui. Détecté en eau douce et eau de mer.	Oui. Détecté en eau douce et eau de mer.	Oui. Détecté en eau douce et eau de mer.

Absent de sites non pollués et exclusivement associés aux fèces humaines et animales	Généralement vrai. Quelques évidences de survie en environnement riche en matière organique non associée à de la contamination fécale. Suspicion de forme « naturalisée » d' <i>E. coli</i> dans les sédiments.	Généralement vrai. Quelques évidences de survie en environnement riche en matière organique non associée à de la contamination fécale. Quelques espèces environnementales connues chez les entérocoques.	Non. Les spores sont capables de persister dans les sols et les sédiments.	Non, possible origine environnementales. Marqueurs ADN ont montré une longue persistance.	Généralement vrai. Pas de source non-fécale importante reconnue.	Généralement vrai. Pas de source non-fécale importante reconnue.
Densité corrélée au degré de contamination fécale	Généralement vrai.	Généralement vrai.	Non. Dépend de la source.	Non. Dépend de la source.	Non. Dépend de la source.	Non. Dépend de la source.
Densité reliée de manière quantitative aux maladies déclarées	Oui. De nombreuses études épidémiologiques rapportent qu' <i>E. coli</i> montre la meilleure corrélation avec le risque sanitaire en eau douce.	Oui. De nombreuses études épidémiologiques rapportent que les entérocoques montrent la meilleure corrélation avec le risque sanitaire en eau de mer et une bonne corrélation en eau douce.	Non. Une forte corrélation n'a pas été démontrée par des études épidémiologiques.	Données insuffisantes.	Non. Une forte corrélation n'a pas été démontrée par des études épidémiologiques.	Données insuffisantes.
Détection et énumération rapide, facile et à faible coût ✓ Coût indicatif pour 20 à 40 échantillons par mois dans un rapport australien (McCarthy et al., 2009)	Oui. Méthodes culturales peu coûteuses, faciles, rapides (24 h), spécifiques et sensibles. ✓ + (30 \$ / échantillon)	Oui. Méthodes culturales peu coûteuses, faciles, rapides (24 h), spécifiques et sensibles. ✓ + (37 \$ / échantillon)	Oui. Méthodes culturales peu coûteuses, faciles, rapides (24 h), spécifiques et sensibles. ✓ + (70 \$ / échantillon)	Non. Méthode moléculaire rapide mais plus compliquée, chère, avec une sensibilité variable. ✓ +++	Non. Chère et demande beaucoup de travail. ✓ ++ (160 \$ / échantillon)	Non. Méthode complexe. ✓ ++ (160 \$ / échantillon)
Rôle actuellement suggéré **	Indicat. primaire de contamination fécale	Indicat. primaire de contamination fécale	Indicat. de pathogènes, indicat. secondaire de contamination fécale	Indicat. secondaire de contamination fécale	Indicat. de pathogènes, indicat. secondaire de contamination fécale	Indicat. de pathogènes, indicat. secondaire de contamination fécale

Synthèse de données collectées dans plusieurs larges revues de la littérature (WHO, 2003; McCarthy et al., 2009; Health Canada, 2010; Krauss et Griebler, 2011).

Code couleur : vert, critère généralement vérifié; rouge : critère généralement non vérifié, orange : critère partiellement vérifié.

*En pratique, les termes entérocoques, streptocoques fécaux, *Enterococcus* et entérocoques intestinaux ont été utilisés de manière interchangeable (Health Canada, 2010)

** Les indicateurs de contamination fécale sont considérés indicatifs de la présence de contamination fécale, mais pas forcément d'un pathogène spécifique. Ces indicateurs peuvent être divisés en 2 catégories : indicateurs primaires, fournissant une information sur l'ampleur et l'étendue de la contamination fécale, et indicateurs secondaires, fournissant une information sur la source de la contamination. Les indicateurs de pathogène sont considérés indicatifs de la présence et du comportement de pathogènes spécifiques.

Tableau A3. Evaluation de la qualité des sédiments par les gestionnaires portuaires

Indicateurs et seuils utilisés	Résultats obtenus n : nombre d'échantillons analysés	Utilisation des résultats bactériologiques et commentaires	Références Sites
Ports français			
<p>- Coliformes totaux - Entérocoques - <i>E. coli</i> (/ 100 g de sédiment <i>sec ou humides ?</i>)</p> <p>Classement des sédiments selon Classement sanitaire départemental Charente-Maritime (<i>E. coli</i> / 100 g) : Classe 1 – Qualité Bonne : 0 - 100 Classe 2 – Médiocre : 100 - 1000 Classe 3 – Mauvaise : 1000 - 10 000 Classe 4 – Très Mauvaise : > 10 000</p> <p><i>E. coli</i> (/ 100 g de sédiment humide)</p> <p>Pour les sédiments, dans l'attente d'une formalisation, la grille suivante a été utilisée : <i>E. coli</i> présumés / 100 g de sédiment humide Qualité Bonne : < 100 Qualité Moyenne : 100 - 1000 Qualité médiocre : 1000 - 10 000 Mauvaise qualité : > 10 000</p> <p>Sédiments prélevés en surface (donc démobilisables par les courants) à marée basse ou en fin de jusant, le 9 septembre 2002</p> <p><i>E. coli</i> (/ 100 g de sédiment <i>sec ou humide ?</i>)</p> <p>Pas seuils utilisés, mais les échantillons ≥ 300 <i>E. coli</i>/100 g sont mis en gras (Tableau 5, 7, 8)</p>	<p>- Coliformes totaux, n = 4, < 10 nb/g (<i>erreur possible, probablement /100 g</i>) - <i>E. coli</i>, n = 5 : < 10 nb/100 g - Entérocoques : n = 4 : 30, < 10, 15, 10/100 g</p> <p>Une importante contamination a été mise en évidence : port de Saujon dépassant 32 000 <i>E. coli</i> présumés / 100 g de sédiment humide; ruisseau du Grand Bat atteint 4 793 <i>E. coli</i> présumés / 100 g de sédiment humide. <i>Pas plus de détails des valeurs.</i></p> <p>Tableau 5. Qualité bactériologique des sédiments aux débouchés des exutoires n = 57 échantillons dont 16 présentant des seuils ≥ 300 <i>E. coli</i>/100 g (max : 34 660 <i>E. coli</i>/100 g)</p> <p>Tableau 7. Qualité microbiologique des sédiments dans la baie (en <i>E. coli</i>/100 g). n = 49 échantillons dont 15 présentant des</p>	<p>- Sédiments fins (77% < 63 µm) – Teneur en eau = 60% - COT = 0.18% Pas de contamination PCB / HAP / Bactériologie</p> <p>Le but final de cette étude est de mettre en évidence les sources de contamination menaçant la qualité microbiologique du bassin conchylicole. Cette étude vise aussi à apporter des éléments de jugement pour l'élaboration des recommandations aux aménageurs pour la restauration de la qualité de ce milieu.</p> <p>Cas des sédiments du secteur de Seudre Des analyses de sédiments ont été réalisées en liaison avec les projets d'opérations de rotodévasage. Les dénombrements en <i>E. coli</i> présumés indiquent une décroissance de la contamination des sédiments de l'amont vers l'aval.</p> <p>Dans le secteur de la Seudre maritime, les teneurs en germes fécaux dans les huîtres et les eaux supportent le maintien en qualité A de ce secteur. Les sédiments en amont contenant des germes fécaux démobilisables constituent une menace pour les établissements ostréicoles de l'Eguille.</p> <p>Tableau 5 : Les analyses complémentaires effectuées sur les sédiments vont dans le même sens que les résultats sur les teneurs en <i>E. coli</i> dans l'eau : les plus fortes contaminations sont trouvées aux exutoires.</p> <p>Tableau 7 : Les teneurs dans les sédiments sont élevées pour deux périodes, en décembre 2000 comme pour l'eau. D'un autre coté, elles sont également élevées en Mars 2001, au centre de la baie alors qu'aucune contamination n'est décelée par ailleurs dans</p>	<p>(Proulhac et Anguenot, 2011) <u>Crouesty</u></p> <p>(Auger et al., 2002) <u>Marennes-Oléron</u></p> <p>(Arnal, 2002) <u>Toulon</u></p>

<p>seuils ≥ 300 <i>E. coli</i>/100 g (53 500 <i>E. coli</i>/100 g)</p> <p>Tableau 8. Résultats des prélèvements réalisés au cours du suivi du milieu marin au niveau des tables mytilicoles au centre de la baie (point C)- suivi du milieu a été effectué en continu pendant 10 jours (du 12 au 23 mars 2001)</p> <p>Température : 13-14 °C Turbidité (unité, NTU?) : 1.2 – 2.5 <i>E. coli</i> :</p> <p>Sédiments : n = 3 : 450-450-19,800 <i>E. coli</i> / 100 mL de sédiments Moules : n = 11 : < 30 à 623 / 100mL Eau : n = 10, < 15-195 / 100 mL Unités : indiqués par /100 mL pour eau, moule et sédiments ?</p>	<p>l'eau.</p> <p>Tableau 9 : Le 20/03/201, seuls les sédiments présentent une teneur plutôt élevée en <i>E. coli</i>, suite à une période caractérisée par :</p> <ul style="list-style-type: none"> • des pluies et des vents très forts (> 40 km/h, Nord-est), • des contaminations élevées dans l'eau aux débouchés des exutoires (19/03/00). <p>Le 21/03/01, des contaminations plutôt élevées dans les moules ont été détectées.</p> <p>Les sédiments de la baie apparaissent jouer un rôle de réservoir de contamination pouvant entraîner à terme, une altération de la qualité des eaux et des moules de la baie.</p> <p>Les teneurs en germes <i>E. coli</i> dans les sédiments ne montrent pas de répartition spatiale nette. Elles semblent pouvoir être aussi élevées en périphérie (secteurs de Tamaris et fond de la baie) qu'au centre (point C). Ceci peut s'expliquer par l'influence des apports côtiers et par les remaniements hydrosédimentaires qui redistribuent les particules contaminées sur l'ensemble de la baie.</p>	<p>Le présent rapport vise à présenter la qualité et la nature des sédiments concernés par les opérations de développement et de recalibrage du Port de Brest en s'appuyant sur les instructions réglementaires en vigueur.</p> <p>Analyse microbiologique : l'analyse de la bactériologie est à mettre en œuvre si les matériaux sont susceptibles de porter atteinte à la salubrité des zones de cultures ou de baignade.</p> <p>3.2.5. SEUILS BACTÉRIOLOGIQUES</p> <p>La contamination des coquillages est liée à l'arrivée, dans les eaux côtières, de rejets domestiques ou agricoles insuffisamment traités. Ces rejets sont souvent sporadiques et dus soit à de mauvais fonctionnement des structures d'épuration (rupture de réseaux, panne de pompes de relevage, sous capacité de traitement en été, by-pass d'eaux brutes...), soit à des actions non conformes à la réglementation (épandage agricole sauvage...), soit enfin à des conditions météorologiques exceptionnelles (pluies d'orage l'été, crues en hiver simultanées à une vive eaux...).</p> <p>Dans ces conditions, différents polluants dont des microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme, peuvent être déversés. Ces risques sont appréciés par la présence d'<i>Escherichia coli</i>, indicateur de contamination fécale. Une grille de qualité bactériologique des sédiments a été élaborée par la Cellule Qualité des Eaux Littorales (DDE 17, IFREMER : pas de référence donnée pour ce document).</p>
<p><i>E. coli</i> (/ 100 g de sédiment <u>sec ou humide ?</u>)</p> <p>Tableau 5 : différentes classes établies en fonction du nombre d'<i>E. coli</i> retrouvé dans 100 g de sédiment (sec ou humide?)</p> <p>Classe 1 – Qualité Bonne : 0 - 100 Classe 2 – Médiocre : 100 - 1000 Classe 3 – Mauvaise : 1000 - 10 000 Classe 4 – Très Mauvaise : > 10 000</p>	<p>n = 36 échantillons</p> <p>< 10 UFC <i>E. coli</i>/g</p> <p>Attention unité : il doit y avoir une erreur. L'unité est peut-être plutôt /100 g comme indiqué dans Tableau 5.</p>	<p>(Lequere et Marrec, 2012) Brest</p>

<p>- Coliformes thermotolérants - Entérocoques - Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices - <i>E. coli</i> - Salmonelles</p> <p>Unité : /g de sédiment <i>sec ou humide</i> ?</p>	<p>2005-2009</p> <p>Tableau 2. Zone de l'engainement (/g de sédiment)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Coliformes thermotolérants : n = 9 15 à 230, et 1 fois à 4 300/g - Entérocoques : n = 3 600 à 1 400/g - Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices : n = 8 30 à 600/g - <i>E. coli</i> : n = 9 4.3 à 230/g - Salmonelles : n = 9 absence <p>Tableau 3. Zone de dragage (/g de sédiment)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Coliformes thermotolérants : n = 6 75 à 930, et 1 fois à 4 300/g - Entérocoques : n = 2 1 300 à 1 600/g - Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices : n = 6 80 à 500, et 1 fois à 1 200/g - <i>E. coli</i> : n = 6 4.3 à 230 et 1 fois à 1 500/g - Salmonelles : n = 6 absence <p>Tableau 10. Eaux sur le site d'immersion 2005 à 2009 (/100 mL eau)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Coliformes thermotolérants : n = 10 < 3 à 92 /100 mL - Entérocoques : n = 6, < 38 à 15/100 mL - Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices : n = 10 < 1 à 120/100 mL - <i>E. coli</i> : n = 10 < 15 à 23/100 mL 	<p>Le principe retenu est de réaliser, à partir de prélèvements unitaires, des échantillons représentatifs de six zones homogènes, réparties de la façon suivante :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zone de dragage de la brèche (Z4) : 3 échantillons BR1, BR2 et BR3 correspondant actuellement aux parties amont et aval du Pont de Normandie. La zone BR3 a été ajoutée en octobre 2008 afin d'être représentative des zones draguées qui s'étendent ces dernières années en amont du Pont de Normandie. BR1 quant à lui se situe dans une zone souvent draguée et, de ce fait, le suivi a été réduit à une fois par an (au printemps). - Zone de l'engainement (Z1) : 3 échantillons ENG1, ENG2 et ENG3. <p>Granulométrie :</p> <p>Les sédiments sur la zone de l'engainement est de type vaseux (60 à 70% de vases) ; la fraction sableuse est constituée de sables fins, de diamètre inférieur à 160 µm, les classes les plus fines étant les plus représentées. A l'engainement, le pourcentage de vase qui était de 50% en 2003 a donc légèrement augmenté. Le mode granulométrique qui était de 0,1 mm, reste identique.</p> <p>Dans le secteur de la brèche, on constate une plus forte dispersion des granulométries. Le pourcentage de fines est généralement de 40-50%, bien que des échantillons peuvent être dépourvus de vases ou au contraire complètement vaseux.</p> <p>II.2.3.4.5 BACTERIOLOGIE</p> <p>Trois analyses complètes de la qualité bactériologique des sédiments ont été réalisées en 2005, 2008 et 2009. Les analyses complètes de la qualité bactériologique des sédiments ont été réalisées conformément à l'annexe 3 du protocole de suivi (<i>pas de référence</i>).</p> <p>Les concentrations en flores indicatrices récentes (coliformes thermotolérants) sont globalement très faibles. Les teneurs en <i>Escherichia coli</i> sont faibles et les salmonelles (microorganismes pathogènes) ne sont pas présentes dans les sédiments. Il n'y a pas de contamination d'origine fécale récente dans les sédiments. De même on n'observe pas de contamination passée (présence non significative de bactéries sulfitoréductrices anaérobies). On note, entre 2005 et 2008, une réduction par 10 des bactéries sulfitoréductrices anaérobies présentes dans les sédiments qui n'est pas confirmée en 2009.</p> <p>Cette bonne qualité bactériologique est liée à l'absence de réseau urbain à proximité des zones de dragage et au remaniement régulier des sédiments.</p>	<p>(SOGREAH, 2009) Rouen</p>
--	---	--	---

	<p>- Salmonelles : n = 10 absence dans 1L</p>	<p>La qualité bactériologique des matériaux dragués, analysée pour la première fois en 2002, était très satisfaisante. Il en est de même, globalement, pour les années 2005 et 2008 et 2009</p> <p>II.3.5 QUALITE BACTERIOLOGIQUE DE L'EAU SUR LE SITE D'IMMERSION</p> <p>La qualité des eaux au Kannik est suivie annuellement depuis 2005. Le protocole de suivi (analyses et prélèvements) a été établi par F. PETIT de l'université de Rouen. Les résultats sont présentés dans le Tableau 10. Les résultats bactériologiques sont comparés aux critères de qualité des eaux de baignade en application de la directive européenne 76/160/CEE. Le suivi bactériologique des eaux du Kannik ces dernières années a mis en évidence une eau de « bonne qualité », catégorie A conforme à la qualité des eaux de baignade.</p>
<p>- Coliformes thermotolérants - <i>C. perfringens</i> - Entérocoques - Salmonella - <i>L. monocytogenes</i></p> <p>LOQ : 100 UFC coliformes thermotolérants / g de sédiment 10 UFC entérocoques / g de sédiment <i>sec ou humide ?</i></p>	<p><u>Fig. 4-5-6</u> Echantillons : n = 5 carottes, 40 échantillons</p> <p>- Coliformes thermotolérants : 10^2 à 10^3 UFC/g sédiment sur les 20 cm de profondeur de la carotte - <i>C. perfringens</i> : 5×10^3 à 5×10^5 spores/g sur les 20 cm - Entérocoques : 5×10^2 à 10^3 UFC/g et diminue avec la profondeur jusque ≤ 10 UFC / g après 9 à 19 cm - Salmonelles : absence, sauf 1 échantillon sur 40 - <i>L. monocytogenes</i> : 2 / 40</p> <p>Fig. 7 : évolution saisonnière. Résultats additionnels</p>	<p>Objectifs :</p> <p>1- Présence de Salmonelles et <i>Listeria monocytogenes</i> (bactéries pathogènes), y compris sous leur forme non cultivable (analyse en PCR en temps réel) dans les eaux et sédiments de l'estuaire. <i>Salmonella</i> : d'origine humaine ou animale <i>Listeria monocytogenes</i> : naturellement présente dans les sols</p> <p>2- Relation entre l'abondance des flores indicatrices de contamination fécale (coliformes fécaux thermotolérants, et <i>E. coli</i>, dans les sédiments : entérocoques + coliformes thermotolérants) en estuaire de Seine et présence de microorganismes pathogènes (kystes de protozoaires, bactéries)</p> <p>Résultats : l'analyse statistique de l'évolution des concentrations en indicateurs comparativement à celles en pathogènes dans les carottes de sédiments aurait été intéressante.</p>
<p>Bactéries : - <i>E. coli</i> (nb/g brut), utilisation des valeurs seuils ci-dessus rapportées comme étant <u>une grille de classement sanitaire réalisée par la Cellule Qualité des Eaux Littorales</u> (100, 1000, 10 000/g brut) - Entérocoques (nb/g brut) - <i>C. perfringens</i> (nb/g brut) - Spores de sulforéducteurs (nb/g</p>	<p>Résultats : n = 90 - <i>E. coli</i> : < 390 /g brut - Entérocoques entre 4 et 600, 1 fois à 1400/g brut - <i>C. perfringens</i> : < 10 à 1000/g brut - Spores de sulforéducteurs < 10 à 1000/g brut - Salmonelles < 3 à 3/10 g brut - Vibrions halophiles < 10 à 21 000 (1 fois 61 000)/g brut</p>	<p>Conclusion : la qualité microbiologique du port de Dunkerque est satisfaisante et conforme aux classements définis par les arrêtés préfectoraux.</p>

(Petit et al., 2003)
Estuaire de la Seine

(Proulhac et Cotonnec, 2010)
Dunkerque

brut) - Salmonelles (nb/10 g brut) - Vibrions halophiles (nb/g brut)	- Virus entérique : 1 seul détecté dans tous les échantillons testés	
Virus (nb/10 ou 75 g ms) - Calicivirus - Virus Hépatite A - Entérovirus - Rotavirus - Astrovirus - Adénovirus		
Ports Européens		
- Entérocoques - <i>Escherichia coli</i> - Klebsiella - Enterobacter-Citrobacter - <i>Pseudomonas aeruginosa</i> - <i>Aeromonas hydrophila</i> - <i>Vibrio parahaemolyticus</i> - Coliformes fécaux - Coliformes totaux - <i>Clostridium perfringens</i> - Staphylocoques	Recommandations d'un groupe d'étude Franco-italien, incluant les autorités portuaires de Genoa et Marseille, ainsi qu'Ifremer et Creocan. Les analyses des sédiments sont recommandées pour le suivi de la qualité de l'eau et des zones conchylicoles lors de travaux de nettoyage de bateau par exemple. Une mesure par mois est préconisée voire une mesure par semaine en cas de contamination. Les seuils de tolérance ne sont pas indiqués. Pour les activités de dragage, il n'y a pas d'indication de suivi microbien et donc pas de seuil de tolérance proposé.	(ANPA et al., 1999) Genoa, Marseille
- Coliforme (<i>E. coli</i>) - Entérocoques - <i>Salmonella</i> - <i>Clostridia</i> (spores) - <i>Staphylococcus</i> - Mycètes	Projet Européen Beachmed. Les analyses microbiologiques de la couche superficielle des sédiments ne sont recommandées qu'au site de dragage si le sable est utilisé pour le rechargement de plage. Pas de seuils recommandés.	(Nicoletti et al., 2006) Roma, Napoli, Genoa
- Coliformes fécaux - <i>C. perfringens</i>	Indicateurs bactériens recommandés pour le monitoring des sédiments d'une station d'épuration (Muskegon County, Michigan, USA). Pas de seuil de tolérance.	(Anon (Puget Sound), 1986) USA

Références

- Andersen (2006) Infections with seawater bacteria. *EPI-NEWS* 26-32: Available at: <http://www.ssi.dk/English/News/EPI-NEWS/-Imedia/Indhold/EN%20-%20engelsk/EPI-NEWS/2006/PDF/EPI-NEWS%20-%202006%20-%20No%2026-32.ashx>.
- Anderson, Whitlock et Harwood (2005) Persistence and Differential Survival of Fecal Indicator Bacteria in Subtropical Waters and Sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 71(6): 3041-3048.
- Mon (Puget Sound) (1986). Recommended Protocols for Microbiological Studies in Puget Sound, USEPA and Puget Sound Water Quality Authority.
- ANPA, Genoa Port Authority, Province of Genoa, TEA Consult, Sogesca, IFREMER, Marseille Port Authority et Creocan (1999). Methodological guide for monitoring and management of environmental aspects in port areas, ECO-information in European ports. **1**.
- Arnal (2002). Etude en contribution au diagnostic de la qualité microbiologique (sanitaire) de la Baie du Lazaret (Rade de Toulon) au regard des activités conchylicoles, Ifremer.
- Auger, Courtois, Kantin, Masson, Piquet, Roësberg et Tricoire (2002). Dépistage des sources de pollutions microbiologiques en Seudre amont et dans le bassin de Marennes-Oléron 2001 - 2002. Laboratoire DEL de la Tremblade, Ifremer.
- Babinchak, Graikoski, Dudley et Nitkowski (1977) Effect of dredge spoil deposition on fecal coliform counts in sediments at a disposal site. *Applied and Environmental Microbiology* 34: 38-46.
- Brenner, Fanning, Miklos et Steigerwalt (1973) Polynucleotide Sequence Relatedness Among *Shigella* Species. *International Journal of Systematic Bacteriology* 23(1): 1-7.
- Burton, Gunnison et Lanza (1987) Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 53(4): 633-638.
- Byappanahalli, Whitman, Shively, Sadowsky et Ishii (2006) Population structure, persistence, and seasonality of autochthonous *Escherichia coli* in temperate, coastal forest soil from a Great Lakes watershed. *Environmental Microbiology* 8(3): 504-513.
- Crenn, Gourmelon, Le Cann, Ménard, Le Guyader, Derrien et Pommepuy (1999). *Chap 3. Microbiologie sanitaire des sédiments. Dragages et environnement marin. État des connaissances*, Ifremer.
- Crump, Simenstad et Saros (1998) Particle-attached bacteria dominate the Columbia River estuary. *Aquatic Microbial Ecology* 14: 7-18.
- Crump, V. et A. (1999) Phylogenetic Analysis of Particle-Attached and Free-Living Bacterial Communities in the Columbia River, Its Estuary, and the Adjacent Coastal Ocean. *Applied and Environmental Microbiology* 65(7): 3192-3204.
- Chandran, Sherin, Kandeler, Ambattu, Hatha et Mazumder (2011) M assessment of potential public health risk associated with the extended survival of indicator and pathogenic bacteria in freshwater lake sediments. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214(258— 264).
- Davies, Long, Donald et Ashbolt (1995) Survival of Fecal Microorganisms in Marine and Freshwater Sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 61(5): 1888-1896.
- Delmas, Jourdan Da Silva, Pihier, Weill, Vaillant et de Valk (2010) Foodborne outbreaks in France between 2006 and 2008. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire* 31-32: 344-348.
- Donlan (2002). Biofilms: Microbial Life on Surfaces. *Emerging Infectious Diseases Journal*. 8.
- Droppo, Liss, Williams, Nelson, Jaskot et Trapp (2009) Dynamic Existence of Waterborne Pathogens within River Sediment Compartments. Implications for Water Quality Regulatory Affairs. *Environmental Science & Technology* 43: 1737-1743.

- Duclay, Syndique et David (2010). Sédiments de dragage. *Groupe n°II*. Le Grenelle de la Mer.
- Edwards, McFeters et Venkatesan (1998) Distribution of *Clostridium perfringens* and Fecal Sterols in a Benthic Coastal Marine Environment Influenced by the Sewage Outfall from McMurdo Station, Antarctica. *Applied and Environmental Microbiology* 64(7): 2596-2600.
- EPA (1986a). Ambient Water Quality Criteria for Bacteria - 1986. EPA440/5-84-002.
- EPA (1986b). Qualitative Pathogen Risk Assessment for Ocean Disposal of Municipal Sludge. **EPA/600/6-88/010**.
- EPA (2012). Recreational Water Quality Criteria. Office of Water. **Draft document**.
- Evanson et Ambrose (2006) Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research* 40(3): 475-486.
- Fleisher, Kay, Salmon, Jones, Wyer et Godfree (1996) Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *American Journal of Public Health* 86: 1228-1234.
- Fries, Characklis et Noble (2006) Attachment of fecal indicator bacteria to particles in the Neuse River Estuary, NC, USA. *Journal of Environmental Engineering* 132(10): 1338-1334.
- Garrido-Perez, Anfuso, Acevedo et Perales-Vargas-Machuca (2008) Microbial indicators of faecal contamination in waters and sediments of beach bathing zones. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 211(5-6): 510-517.
- Gerba et McLeod (1976) Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Applied and Environmental Microbiology* 32(1): 114-120.
- Gonzalez-Fernandez, Garrido-Perez, Nebot-Sanz et Sales-Marquez (2010) Fecal Pollution in Coastal Marine Sediments from a Semi-Enclosed Deep Embayment Subjected to Anthropogenic Activities: An Issue to Be Considered in Environmental Quality Management Frameworks Development. *Ecohealth* 7(4): 473-484.
- Gourmelon, Ménard, Derrien, Crenn, Caprais, Le Compte, Pommepuy, Le Cam, Bassoullet et Cann (1999). Evaluation de la contamination microbienne des sédiments superficiels du bassin d'Arenc (port autonome de Marseille) et du golfe de Fos prélevés le 29 Juin 1999, Ifremer.
- Gourmelon, Montet, Lozach, Le Mennec, Pommepuy, Beutin et Vernozy-Rozand (2006) First isolation of Shiga toxin 1 d producing *Escherichia coli* variant strains in shellfish from coastal areas of France. *Journal of Applied Microbiology* 100: 85-97.
- Gourmelon et Pommepuy (2001). Evaluation de la contamination par les bactéries d'intérêt sanitaire. IFREMER.
- Grant, Sanders, Boehm, Redman, Kim, Mrse, Chu, Gouldin, McGee et Gardiner (2001) Generation of enterococci bacteria in a coastal saltwater marsh and its impact on surf zone water quality. *Environmental Science & Technology* 35(12): 2407-2416.
- Grimes (1975) Release of Sediment-Bound Fecal Coliforms by Dredging. *Applied Microbiology* 29(1): 109-111.
- Grimes (1980) Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi River bottom sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 39(4): 782-789.
- Haller, Pote, Loizeau et Wildi (2009) Distribution and survival of faecal indicator bacteria in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Ecological Indicators* 9(3): 540-547.
- Halliday et Gast (2011) Bacteria in Beach Sands: An Emerging Challenge in Protecting Coastal Water Quality and Bather Health. *Environmental Science & Technology* 45(2): 370-379.
- Hartz, Cuvelier, Nowosielski, Bonilla, Green, Esiobu, McCorquodale et Rogerson (2008) Survival potential of *Escherichia coli* and enterococci in subtropical beach sand: Implications for water quality managers. *Journal of Environmental Quality* 37(3): 898-905.

- Health Canada (2010). Guidelines for Canadian Recreational Water Quality. Working Group on Recreational Water Quality of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment.
- Hervio-Heath, Gourmelon et Catherine (2011). *Contamination des coquillages par des bactéries pathogènes pour l'homme / SRM MO. Projet d'évaluation initiale du plan d'action pour le milieu marin « Méditerranée Occidentale »*. Préfet maritime de la Méditerranée et préfet de la région Provence Alpes Côte d'Azur.
- Hill, Knight, Anikis et Colwell (1993) Benthic Distribution of Sewage Sludge Indicated by *Clostridium perfringens* at a Deep-Ocean Dump Site. *Applied and Environmental Microbiology* 59(1): 47-51.
- Hôrman, Rimhanen-Finne, Maunula, von Bonsdorff, Torvela, Heikinheimo et Hänninen (2004) *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., Noroviruses, and Indicator Organisms in Surface Water in Southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology* 70(1): 87-95.
- Indest (2003). Interim Guidance on Assessing the Risk Posed by Pathogens Associated with Dredged Material. EEDP Technical Notes Collection (ERDC/TN EEDP-01-49). Vicksburg, MS, U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- Karanis, Kourenti et Smith (2007) Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *Journal of Water and Health* 5: 1-38.
- Kay, Jones, Wyer, Fleisher, Salmon, Godfree, Zelenauch-Jacquotte et Shore (1994) Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. *The Lancet* 344(8927): 905-909.
- Krauss et Griebler (2011). Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater. *acatech Materialien — Nr. 6*, Helmholtz Zentrum München, Germany.
- LaLiberte et Grimes (1982) Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 43(3): 623-628.
- Landry, Vaughn, Vicale et Mann (1983) Accumulation of sediment-associated viruses in shellfish. *Applied and Environmental Microbiology* 45(1): 238-247.
- Lavender et Kinzelman (2009) A cross comparison of QPCR to agar-based or defined substrate test methods for the determination of *Escherichia coli* and enterococci in municipal water quality monitoring programs. *Water Research* 43(19): 4967-4979.
- Le Guyader, Parnaudeau, Schaeffer, Bosch, Loisy, Pommepuy et Atmar (2009) Detection and Quantification of Noroviruses in Shellfish. *Applied and Environmental Microbiology* 75(3): 618-624.
- Lees (2010) International Standardisation of a Method for Detection of Human Pathogenic Viruses in Molluscan Shellfish. *Food and Environmental Virology* 2: 146-155.
- Lequere et Marrec (2012). Caractérisation des sédiments du port de Brest. Région Bretagne, IDRA Environnement ingénierie,.
- Lisle, Smith, Edwards et McFeters (2004) Occurrence of microbial indicators and *Clostridium perfringens* in wastewater, water column samples, sediments, drinking water, and Weddell seal feces collected at McMurdo Station, Antarctica. *Applied and Environmental Microbiology* 70(12): 7269-7276.
- Lima, Dell'Anno, Pietrangeli et Danovaro (2012) A new molecular approach based on qPCR for the quantification of fecal bacteria in contaminated marine sediments. *Journal of Biotechnology* 157(4): 446-453.
- Lleo, Signoretto et Canepari (2006). *Gram-Positive bacteria in the marine environment. Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment*. R. R. Colwell and S. Belkin. New York, Springer.
- Martinez-Manzanares, Morifiigo, Castro, Balebona, Sanchez et Borrego (1992) Influence of the Faecal Pollution of Marine Sediments on the Microbial Content of Shellfish. *Marine Pollution Bulletin* 24(7): 342-349.
- McCarthy, Bach et Deletic (2009). Conducting a microbial budget - a literature review, Monash University, Australia.

- Mueller-Spitz, Stewart, Klump et McLellan (2010) Freshwater Suspended Sediments and Sewage Are Reservoirs for Enterotoxin-Positive *Clostridium perfringens*. *Applied and Environmental Microbiology* 76(16): 5556-5562.
- Nicoletti, Paganelli et Gabellini (2006). Environmental aspects of relict sand dredging for beach nourishment proposai for a monitoring protocol. *Quaderno ICRAM n5 (Beachmed)*.
- Noble, Blackwood, Griffith, McGee et Weisberg (2010) Comparison of Rapid Quantitative PCR-Based and Conventional Culture-Based Methods for Enumeration of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* in Recreational Waters. *Applied and Environmental Microbiology* 76(22): 7437-7443.
- Petit, Berthe et Touron (2003). Thème 1: Analyses des risques chimiques et microbiens. Mise en évidence du risque de contamination. Suivi sanitaire de la contamination. *Programme Seine-Aval 2*, Université de Rouen: Rapport annuel 2003.
- PIANC (2005). Biological Assessment Guidance for Dredged Material *EnviCom Working Group 8*, World Association for Waterborne Transport Infrastructure.
- Pommepeuy, Le Guyader, Catherine, Le Saux, Joanny et Camus (2009). Impacts of microbiological contamination on the marine environment of the North-East Atlantic. *Monitoring and Assessment Series*. OSPAR Commission.
- Proulhac et Anguenot (2011). Etude de la faisabilité du dragage et du stockage à terre des sédiments du port du Crouesty. *Troisième comité de suivi du devenir des produits de dragage des ports Est Morbihannais*, IDRA Environnement ingénierie.
- Proulhac et Cotonnec (2010). Etude d'impact et dossier d'autorisation décennale de dragage et d'immersion pour les opérations de dragage des ports Est et Ouest de Dunkerque, IDRA Environnement ingénierie.
- Schets, van den Berg, Demeulemeester, van Dijk, Rutjes, van Hooijdonk et de Roda Husman (2006) *Vibrio alginolyticus* infections in the Netherlands after swimming in the North Sea. *Eurosurveillance* 11(45): Available at: <http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=3077>.
- Shah, Abdelzaher, Phi 1 1 ips, Hernandez, Solo-Gabriele, Kish, Scorzetti, Fell, Diaz, Scott, Lukasik, Harwood, McQuaig, Sinigalliano, Gidley, Wanless, Ager, Lui, Stewart, Piano et Fleming (2011) Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts and helminthes in sand at a subtropical recreational beach site. *Journal of Applied Microbiology* 110(6): 1571-1583.
- Shiaris, Rex, Pettibone, Keay, McManus, Rex, Ebersole et Gallagher (1987) Distribution of indicator bacteria and *Vibrio parahaemolyticus* in sewage-polluted intertidal sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 53(8): 1756-1761.
- Shibata et Solo-Gabriele (2012) Quantitative Microbial Risk Assessment of Human Illness from Exposure to Marine Beach Sand. *Environmental Science & Technology* 46: 2799-2805.
- Singh, Verhougstraete et Rose (2007). Investigation of water quality and Sediment quality associated with the Muskegon County Wastewater Management System. *Prepared for: Muskegon County Wastewater Management System*. East Lansing, MI, USA, Michigan State University
- SOGREAH (2009). Synthèse des suivis réalisés entre 2004 et 2009. Dragages d'entretien du chenal d'accès au port de Rouen et immersion des produits de dragage. *Demande de renouvellement d'autorisation en titre de l'article L124 et suivants du code de l'environnement*, Grand Port Maritime de Rouen.
- Takada, Mutoh, Tomita, Miyadzu et Ogura (1994) Rapid removal of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) by attached biofilm in an urban shallow stream. *Water Research* 28(9): 1953-1960.
- US Army Corps of Engineers (2008). Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. *ERDC/EL TR-08-29*.
- Vaillant, De Valk et Saura (2012a) Systèmes de surveillance des maladies d'origine alimentaire: sources, méthodes, apports, limites. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentaire* 50(Spécial Risques alimentaires microbiologiques): 3-7.

- Vaillant, Jourdan-Da Silva, Quilici, Couturier, Le Guyader, Delmas et Le Saux **(2012b)** Surveillance des risques biologiques liés à la consommation de coquillages en France. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentaire* 50(Spécial Risques alimentaires microbiologiques): 42-46.
- Vivian, Birchenough, Burt, Bolam, Foden, Edwards, Warr, Bastreri et Howe **(2010)**. ME1101. Development of Approaches, Tools and Guidelines for the Assessment of the Environmental Impact of Navigational Dredging in Estuaries and Coastal Waters - Literature Review of Dredging Activities: Impacts, Monitoring and Mitigation, CEFAS.
- Wade, Pai, Eisenberg et Colford **(2003)** Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 111(8): 1102-1109.
- WHO **(2003)**. Guidelines for safe recreational water environments, World Health Organization. **Vol. 1. Coastal and freshwater.**
- Wiedenmann, Krüger, Dietz, Lépez-Pila, Szewzyk et Botzenhart **(2006)** A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium peifringens*, and somatic coliphages. *Environmental Health Perspectives* 114(2): 228-236.
- Winfield et Groisman **(2003)** Minireview. Role of nonhost environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology* 69(7): 3687-3694.
- Yamahara, Sassoubre, Goodwin et Boehm **(2012)** Occurrence and Persistence of Bacterial Pathogens and Indicator Organisms in Beach Sand along the California Coast. *Applied and Environmental Microbiology* 78(6): 1733-1745.
- Yoder, Hlavsa, Craun, Hill, Roberts, Yu, Hicks, Alexander, Calderon, Roy et Beach **(2006)** Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water use and other aquatic facility-associated health events - United States, 2005-2006. *Surveillance Summaries* 57(SS-9).

geode

Nous contacter

courriel : ***geode@nantes.port.fr***

téléphone contact : **02 40 44 20 99**

Site internet : **<http://www.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/club-geode-r65.html>**