

Évaluation des polluants présents dans les eaux usées provenant des épurateurs

Pour une réglementation éclairée des systèmes d'épuration des gaz d'échappement des navires

Août 2022





À propos de Clear Seas

Le Centre pour le transport maritime responsable Clear Seas est un centre de recherche canadien indépendant, sans but lucratif, qui fournit de l'information objective et factuelle sur le transport maritime.

Clear Seas concentre ses efforts sur la définition et la diffusion de pratiques exemplaires visant à assurer la sécurité et la durabilité du transport maritime, en tenant compte des effets humains, environnementaux et économiques du secteur maritime.

Tous les travaux de Clear Seas sont rendus publics et peuvent être consultés au clearseas.org.

Au sujet de ce rapport

Le Centre pour le transport maritime responsable Clear Seas (Clear Seas) a mené l'étude **Évaluation des polluants présents dans les eaux usées provenant des épurateurs : Pour une réglementation éclairée des systèmes d'épuration des gaz d'échappement des navires**, afin de mieux comprendre les méthodes

permettant de caractériser les eaux usées provenant des épurateurs et les directives visant à atténuer les répercussions du rejet de ces eaux de lavage dans le milieu marin. Ce rapport technique, rédigé par Clear Seas, présente la méthodologie et les résultats de la méta-analyse sur les eaux usées des épurateurs.

Conseil d'administration

Centre pour le transport maritime responsable Clear Seas

Murray Coolican, président

Ancien premier vice-président à la direction de Maritime Life et ancien directeur exécutif du Comité canadien des ressources arctiques (Halifax, N.-É.)

Kim Baird, C.M., O.B.C., vice-présidente

Propriétaire du cabinet Kim Baird Strategic Consulting, chancelière de l'Université polytechnique Kwantlen et ancienne chef de la Première Nation de Tsawwassen (Tsawwassen, C.-B.)

Aldo Chircop

Professeur et titulaire de la Chaire de recherche du Canada sur le droit et la politique maritimes à l'Université Dalhousie (Halifax, N.-É.)

Ginny Flood

Ancienne vice-présidente aux relations gouvernementales pour Suncor Energy Inc. (Calgary, Alb.)

Julie Gelfand

Ancienne commissaire à l'environnement pour le Vérificateur général du Canada (Ottawa, Ont.)

Serge Le Guellec

Président et directeur général, Transport Desgagnés Inc. (Québec, Qc)

John W. Hepburn, Ph. D., MRSC

Président-directeur général et directeur scientifique, Mitacs (Vancouver, C.-B.)

Kate Moran, Ph. D.

Présidente-directrice générale, Ocean Networks Canada, et professeure, Faculté des sciences, Université de Victoria (Victoria, C.-B.)

Bud Streeter

Ancien président, Lloyd's Register Canada (Halifax, N.-É.)

Jane Weldon

Ancienne chef exécutive, Plan de protection des océans, Transports Canada, et ancienne directrice générale, Sécurité et sûreté maritimes (Ottawa, Ont.)

Duncan Wilson

Vice-président à l'environnement et aux affaires communautaires et gouvernementales, Port de Vancouver (Vancouver, C.-B.)

Message du directeur exécutif

Si les systèmes d'épuration des gaz d'échappement (EGCS), communément appelés « épurateurs », constituent un moyen efficace d'éliminer la pollution par les oxydes de soufre provenant des gaz d'échappement des moteurs des navires, les incidences environnementales des eaux usées – parfois appelées eaux de lavage – produites par ces dispositifs, ainsi que la manière de les gérer et de les réglementer, ont suscité la controverse.

Les épurateurs réduisent les coûts d'exploitation en permettant aux navires d'utiliser du mazout lourd, un carburant plus économique que le combustible à faible teneur en soufre, de façon continue. Le débat porte donc à savoir si le coût réel du rejet, dans le milieu marin, des eaux de lavage potentiellement polluées des épurateurs est correctement pris en compte dans l'argument économique. L'accent est mis sur le rejet d'eau contenant des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans des eaux confinées ou à proximité du rivage, comme les ports et les zones de mouillage. Si certains aspects de la qualité de l'eau rejetée par les épurateurs sont réglementés au niveau international, les directives actuelles de l'Organisation maritime internationale (OMI) ne limitent que les HAP dans leur ensemble et non les métaux lourds spécifiquement. Face à ces restrictions partielles, certains territoires de compétence ont déjà pris des mesures pour restreindre l'utilisation des épurateurs. Mais à quels niveaux les HAP et les métaux lourds sont-ils présents dans les eaux usées provenant des épurateurs?

Ce rapport de Clear Seas fournit un guide de référence à ceux et celles qui cherchent à mieux comprendre comment les eaux usées provenant des épurateurs se comparent aux directives sur la qualité de l'eau. Bien que ces dernières ne soient pas conventionnellement utilisées pour évaluer les rejets directs des processus industriels, elles fournissent un point de référence important pour la comparaison.

L'objectif premier du déploiement des épurateurs est de réduire la pollution de l'air par l'oxyde de soufre (SO_x) provenant des gaz d'échappement des moteurs des navires – et les épurateurs s'avèrent très efficaces pour atteindre cet objectif. Il existe deux objectifs à atteindre en matière de SO_x : une limite plus stricte de 0,1 % à l'intérieur des zones de contrôle des émissions de soufre (ZCES) en Europe et en Amérique du Nord, et la limite de 0,5 % en vigueur partout ailleurs depuis 2020. Les navires dépourvus d'épurateurs doivent brûler un type de carburant à l'intérieur des ZCES – du gazoil marin (MGO) à très faible teneur en soufre par exemple – et du mazout à très faible teneur en soufre (VLSFO) à 0,5 % partout ailleurs. Le MGO et le VLSFO sont tous deux plus dispendieux que le mazout lourd classique à haute teneur en soufre que les navires équipés d'épurateurs brûlent en permanence, l'épurateur se chargeant des émissions de soufre dans l'air. Les essais réalisés sur les épurateurs ont montré que ces dispositifs peuvent être très efficaces pour éliminer le SO_x , voire plus efficaces que la combustion de MGO à faible teneur en soufre.

Mais dans d'autres secteurs de performance en matière de pollution atmosphérique, comme les particules fines et les gaz à effet de serre, les épurateurs se situent entre les deux options courantes de carburant à faible teneur en soufre. Si, la plupart du temps, les épurateurs surpassent les navires qui brûlent du VLSFO, la performance, en matière de pollution atmosphérique, des navires qui brûlent du MGO - le carburant le plus coûteux généralement réservé aux ZCES - s'est avérée supérieure.

Toutefois, une évaluation complète de l'incidence des épurateurs ne peut se limiter qu'aux émissions atmosphériques; elle doit également tenir compte des répercussions que les rejets d'eaux usées provenant de ces dispositifs entraînent dans le milieu marin. Le soufre retiré du VLSFO, du MGO et d'autres carburants à faible teneur en soufre reste dans la raffinerie de pétrole, mais dans le cas d'un épurateur, il est rejeté directement dans l'océan. La littérature scientifique s'accorde sur le fait que le soufre - naturellement présent dans l'eau de mer - peut lui-même être absorbé, mais l'acidification causée par les eaux usées à faible pH est une source de préoccupation. Ultimement, les mesures visant à diluer les eaux usées provenant des épurateurs ne font que protéger l'environnement local des effets potentiellement nocifs d'un pH extrêmement bas, sans changer la masse totale d'acide entrant dans l'océan. La présente étude se concentre sur les répercussions locales potentielles des eaux usées provenant des épurateurs, par l'entremise de données sur le pH et de comparaisons avec les normes établies.

Les autres polluants préoccupants dans les eaux usées provenant des épurateurs sont les HAP et les métaux lourds. Ces polluants peuvent s'accumuler et atteindre des niveaux nuisibles pour l'environnement, la vie marine et la santé humaine. Ils constituent donc un sujet d'importance dans la présente analyse. Une conclusion quelque peu surprenante des mesures de l'eau d'entrée des épurateurs étudiés est que l'eau de mer dans de nombreux territoires de compétence est déjà fortement polluée par des métaux lourds et des HAP provenant d'activités humaines et de sources naturelles. Les HAP et les métaux lourds sont un produit de l'utilisation des combustibles fossiles et sont contenus dans les produits de combustion du mazout lourd, du VLSFO et du MGO, mais en quantités décroissantes plus les combustibles sont raffinés. L'analyse détaillée de l'eau rejetée par les épurateurs est un rappel brutal que les combustibles fossiles contiennent des métaux lourds et des HAP. Ce rapport souligne la difficulté de fixer des normes pour les HAP, car des échantillons de combustible précis peuvent contenir des niveaux d'un HAP individuel qui dépassent les lignes directrices, même si les HAP totaux sont dans les limites acceptables.

L'utilisation de combustibles fossiles, notamment de combustibles résiduels comme le VLSFO et le mazout lourd, a des conséquences sur l'environnement, non seulement en raison des émissions de GES et d'autres polluants atmosphériques nocifs, mais aussi en raison de l'introduction de HAP et de métaux lourds dans l'environnement. Les épurateurs dirigent ces polluants directement dans l'eau, tandis que les émissions d'échappement se déplacent dans l'air pour être ensuite déposées dans l'eau et sur la terre. Les combustibles de substitution à faible teneur en soufre ne sont pas pour autant exempts de ces mêmes polluants nocifs. Les carburants de substitution à faible teneur en soufre les plus dispendieux,

comme le MGO, sont plus propres, mais ils ne sont actuellement utilisés que dans les ZCES d'Europe et d'Amérique du Nord.

La protection des zones côtières sensibles contre les effets néfastes de l'accumulation de polluants tels que les HAP et les métaux lourds doit être une priorité. Les données de ce rapport soutiennent les conclusions des décideurs et des organismes de réglementation locaux qui limitent les rejets provenant des épurateurs dans les eaux confinées comme les estuaires, les ports et les zones de mouillage.

Table des matières

À propos de Clear Seas.....	ii
Conseil d'administration Centre pour le transport maritime responsable Clear Seas.....	iii
Message du directeur exécutif	iv
Table des matières.....	vii
Acronymes et abréviations	viii
Liste des figures.....	ix
Liste des tableaux.....	xi
Évaluation des polluants présents dans les eaux usées provenant des épurateurs	1
1.0 Introduction.....	1
1.1. Objectifs de recherche.....	2
1.2. Portée et approche de la recherche.....	3
1.3. Structure du rapport.....	4
2.0 Méthodes.....	5
2.1. Recherche documentaire	5
2.2. Compilation, traitement et visualisation des données	6
2.3. Sélection des lignes directrices sur la qualité de l'eau	8
3.0 Limites de l'étude.....	13
4.0 Évaluation des résultats des études analytiques	15
4.1. Lacunes des études analytiques	16
Recommandations issues de l'évaluation des études analytiques.....	18
5.0 Résultats de la méta-analyse des eaux usées provenant des épurateurs.....	19
5.1. pH.....	19
Recommandations issues de l'analyse du pH	20
5.2. Métaux.....	20
Recommandations issues de l'analyse des métaux.....	22
5.3. HAP	29
Recommandations issues de l'analyse des HAP	33
6.0 Résumé des recommandations.....	41
7.0 Références.....	43
Annexe A - Résumé des études incluses dans la méta-analyse.....	46

Acronymes et abréviations

°C	Degrés Celsius
C.-B.	Colombie-Britannique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CO ₂	Dioxyde de carbone
EGCS	Système d'épuration des gaz d'échappement
EGCSA	Exhaust Gas Cleaning Systems Association
É.-U.	États-Unis
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HAP _{phe}	Équivalents de phénanthrène
LD	Limite de détection
LDQE	Lignes directrices sur la qualité de l'eau
m ³	Mètres cubes
MEPC	Comité de la protection du milieu marin
mg	Milligramme
MGO	Marine Gas Oil (gazoil marin)
mL	Millilitre
MW	Mégawatt
MWh	Mégawattheure
OMI	Organisation maritime internationale
ppb	Parties par milliard
RCQE	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement
t	Tonnes
USEPA	US Environmental Protection Agency
UV	Lumière ultraviolette
VLSFO	Mazout à très faible teneur en soufre (Very Low Sulfur Fuel Oil)
µg	Microgramme

Liste des figures

Figure 1. Limites de détection des méthodes pour le cadmium provenant d'études analytiques combinées, illustrant la variation entre les études et au sein d'une étude donnée.....	18
Figure 2. Résultats des études analytiques combinées pour le pH, comparés à la ligne directrice de l'OMI (pas moins de 6,5).....	20
Figure 3. Résultats des études analytiques combinées pour l'arsenic, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 12,5 µg/l.....	23
Figure 4. Résultats des études analytiques combinées pour le cadmium, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 0,12 µg/l.....	23
Figure 5. Résultats des études analytiques combinées pour le chrome, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 1,5 µg/l.....	24
Figure 6. Résultats des études analytiques combinées pour le cuivre, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 2 µg/l.....	24
Figure 7. Résultats des études analytiques combinées pour le plomb, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à court terme : 140 µg/l.....	25
Figure 8. Résultats des études analytiques combinées pour le mercure, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 0,016 µg/l.....	25
Figure 9. Résultats des études analytiques combinées pour le nickel, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 8,3 µg/L.....	26
Figure 10. Résultats des études analytiques combinées pour le vanadium, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 50 µg/l.....	26
Figure 11. Résultats des études analytiques combinées pour le zinc, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 10 µg/l.....	27
Figure 12. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au cuivre, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 2 µg/l.....	27
Figure 13. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au nickel, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 8,3 µg/l.....	28
Figure 14. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au vanadium, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 50 µg/l.....	28
Figure 15. HAP totaux normalisés à la puissance et au débit (µg/MWh), comparés à la ligne directrice de l'OMI pour les HAP _{phe} (2 250 000 µg/MWh).....	34
Figure 16. Concentration totale de HAP (µg/l), comparée à a) des concentrations à des débits typiques pour des systèmes en circuit ouvert (18,8 à 46,9 µg/l) et en circuit fermé (3 125 à 18 750 µg/l) et b) un échantillon illustratif des LDQE.	35
Figure 17. Concentration totale de HAP pour un sous-ensemble d'échantillons par rapport à un échantillon illustratif des LDQE.	35
Figure 18. Résultats des études analytiques combinées pour l'acénaphthène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 5,8 µg/l.....	36
Figure 19. Résultats des études analytiques combinées pour l'anthracène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,012 µg/l.....	36

Figure 20. Résultats des études analytiques combinées pour le benzo(a)anthracène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,018 µg/l.	37
Figure 21. Résultats des études analytiques combinées pour le benzo(a)pyrène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 0,01 µg/l.....	37
Figure 22. Résultats des études analytiques combinées pour le chrysène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 0,1 µg/l.	38
Figure 23. Résultats des études analytiques combinées pour le fluoranthène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,04 µg/l.	38
Figure 24. Résultats des études analytiques combinées pour le fluorène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 12 µg/l.	39
Figure 25. Résultats des études analytiques combinées pour le naphthalène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 1,4 µg/l.....	39
Figure 26. Résultats des études analytiques combinées pour le phénanthrène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,4 µg/l.....	40
Figure 27. Résultats des études analytiques combinées pour le pyrène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à court terme : 0,02 µg/l.....	40

Liste des tableaux

Tableau 1. Lignes directrices sur la qualité de l'eau utilisées dans l'étude.....	11
Tableau 2. Études analytiques utilisées dans la méta-analyse	15
Tableau 3. Solubilité des HAP dans l'eau (Monaco et coll., 2017).....	34
Tableau A-1 : Tableau de comparaison des études.....	46

Évaluation des polluants présents dans les eaux usées provenant des épurateurs

Pour une réglementation éclairée des systèmes d'épuration des gaz d'échappement des navires

1.0 Introduction

Bien que l'Organisation maritime internationale (OMI) autorise l'utilisation d'épurateurs comme solution de rechange au carburant à faible teneur en soufre, il existe un débat continu concernant leur utilisation et les répercussions potentielles des eaux usées issues de leurs rejets (eaux de lavage) sur les écosystèmes marins. Clear Seas a réalisé la présente analyse afin d'étudier les niveaux de contaminants présents dans les eaux usées provenant de différents types d'épurateurs et d'évaluer l'efficacité des directives actuelles de l'OMI comme point de départ pour la réglementation de l'incidence des épurateurs sur le milieu marin et la qualité de l'eau.

L'utilisation d'épurateurs pour éliminer le soufre des gaz d'échappement des navires après la combustion plutôt que dans le processus de raffinage du pétrole permet aux exploitants de navires de continuer à utiliser des carburants qui dépassent la limite de 0,5 % de soufre (0,1 % dans les zones de contrôle des émissions de soufre) tout en respectant les exigences réglementaires de l'OMI. L'élimination *in situ* du soufre des gaz d'échappement issus des moteurs des navires nécessite l'installation d'un équipement d'épuration, dont le coût initial doit être récupéré grâce aux économies de carburant réalisées avec la réduction du prix de vente du mazout lourd à haute teneur en soufre par rapport au mazout à très faible teneur en soufre (VLSFO) et au gazoil marin (MGO) qui respectent les limites de 0,5 % et 0,1 % de la teneur en soufre du carburant. L'utilisation d'épurateurs permet aux exploitants de navires de respecter même les limites plus strictes de 0,1 % de teneur en soufre, tout en utilisant du mazout lourd à haute teneur en soufre (Comer et coll., 2020).

Une teneur en soufre plus élevée dans le carburant peut présenter certains avantages en réduisant l'usure du moteur et en améliorant la fiabilité grâce à son pouvoir lubrifiant accru. À l'inverse, certaines préoccupations ont été soulevées quant à la sécurité des carburants à faible teneur en soufre, notamment pour la fiabilité des moteurs, en raison de l'absence de la lubrification fournie par le soufre. Un groupe de correspondance de l'OMI a été créé pour examiner les questions de sécurité des carburants, les normes de qualité et les orientations publiées sur les pratiques exemplaires pour les fournisseurs de carburants (OMI, s.d.).

Bien que les épurateurs soient une technologie reconnue et approuvée, des préoccupations ont été soulevées concernant les répercussions de leurs eaux usées sur les milieux marins. Les effluents rejetés par les systèmes en circuit ouvert et en circuit fermé sont plus acides que l'eau de mer environnante et contiennent des composés potentiellement polluants, notamment des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Alors que l'OMI a établi les lignes directrices de 2015 pour les systèmes d'épuration des gaz d'échappement (résolution MEPC.259(68) (OMI, 2015) qui précisent les limites de rejet pour le pH, les HAP totaux, la turbidité et les nitrates, les directives actuelles ne comprennent pas de spécifications de rejet complètes pour les particules en suspension, les HAP individuels, les métaux lourds et autres polluants potentiels, tels que les sulfates, les autres hydrocarbures et le pétrole. Les études existantes ont fait état de conclusions variables quant à l'existence de répercussions environnementales potentielles relatives aux rejets d'effluents d'épuration. Les préoccupations concernant l'adéquation des lignes directrices de l'OMI et le débat en cours sur les répercussions des eaux usées ont conduit à une incertitude générale quant aux épurateurs. Notamment, s'ils constituent une menace pour l'environnement et dans quelle mesure.

En l'absence d'une réglementation plus complète, de nombreux territoires de compétence ont mis en place des interdictions partielles ou totales de l'utilisation d'épurateurs et du rejet d'effluents dans leurs eaux en raison de l'incertitude quant aux incidences possibles des eaux rejetées sur le milieu marin. En avril 2021, 30 pays et trois États américains avaient établi des mesures (Britannia P&I, 2021). Au Canada, le port de minerai de fer de Sept-Îles, au Québec, a déjà interdit les rejets d'épurateurs en circuit ouvert dans les limites du port (cette restriction ne s'applique pas aux épurateurs en circuit fermé) (Compagnie minière IOC, 2021); en mars 2022, le port de Vancouver a mis en place des mesures visant à restreindre le rejet des eaux de lavage provenant des épurateurs (Administration portuaire Vancouver-Fraser, s.d.). Or, comme les épurateurs offrent une alternative rentable aux carburants à faible teneur en soufre coûteux, ils continuent de susciter l'intérêt des armateurs et de l'industrie du transport maritime. Malgré les coûts d'installation et de mise à niveau, les épurateurs offrent toujours des économies potentielles importantes et un moyen viable pour les armateurs de prolonger la durée de vie opérationnelle des flottes existantes tout en assurant la conformité avec les règlements de l'OMI.

1.1. Objectifs de recherche

Pour faire la lumière sur cette question complexe et tenter de fournir, aux décideurs, des informations plus claires concernant l'utilisation des épurateurs, Clear Seas a mené une étude exhaustive visant à caractériser les connaissances existantes sur les répercussions environnementales potentielles des eaux usées provenant des épurateurs. L'objectif de cette recherche consiste à améliorer les connaissances actuelles et les informations disponibles au sujet des eaux usées des épurateurs afin d'aider à l'évaluation des répercussions environnementales potentielles de l'utilisation de ces dispositifs dans les eaux canadiennes et internationales.

En incluant des données provenant de sources multiples, ce projet rassemble les meilleures informations disponibles sur la chimie des eaux usées des systèmes d'épuration en circuit ouvert et en

circuit fermé. En examinant de plus près les constituants des eaux usées des épurateurs et les types de systèmes de lavage dont elles proviennent, cette étude technique cherche à caractériser les niveaux connus de contaminants dans les eaux usées des épurateurs et à fournir un ensemble de données de base pour la comparaison avec les lignes directrices sur la qualité de l'eau. En comparant les données combinées sur les effluents des épurateurs aux lignes directrices de l'OMI sur les EGCS ainsi qu'aux directives locales sur la qualité de l'eau, cette recherche vise à définir les niveaux de pollution des eaux usées des épurateurs et à informer les décideurs chargés de réglementer l'utilisation d'épurateurs et leurs rejets.

En examinant les différentes données et méthodes analytiques utilisées dans une série d'études pour soutenir différentes conclusions sur les répercussions des épurateurs, ce travail vise également à cerner les différences et les sources d'incertitude entre les évaluations, afin de clarifier les points de vue contradictoires concernant la sûreté des épurateurs sur le plan environnemental. De cette façon, le présent rapport apporte de nouvelles conclusions au débat sur l'incidence des effluents d'épuration sur l'eau, afin de soutenir une planification efficace ainsi que l'utilisation et la réglementation des systèmes d'épuration dans les eaux canadiennes et internationales.

1.2. Portée et approche de la recherche

Clear Seas a initialement demandé à Serco Canada Marine de mener une étude sur l'utilisation des EGCS (épurateurs) pour réduire les émissions de soufre provenant des navires. L'étude comprenait une recherche d'évaluations environnementales récentes, dont certaines présentaient des données analytiques sur la qualité des eaux usées provenant des épurateurs. En s'appuyant sur les résultats du travail de Serco, Clear Seas a effectué d'autres recherches afin d'étayer la revue de la littérature et obtenir des ensembles de données de sources supplémentaires pour une exploration détaillée des eaux usées des épurateurs.

Des données sur les eaux usées des épurateurs provenant de dix études, y compris des sources gouvernementales, universitaires et industrielles, ont été compilées et une méta-analyse a été réalisée sur les données combinées. Cette dernière a permis d'évaluer la qualité de l'eau rejetée par les épurateurs à partir de sources multiples. La comparaison entre les eaux d'entrée et de sortie et entre les systèmes en circuit ouvert et en circuit fermé permet de comprendre quels sont les composés présents dans les eaux usées provenant des épurateurs et comment ces eaux varient selon le type d'épurateurs et les opérations.

L'ensemble de données combinées a été comparé aux directives de 2015 de l'OMI sur les systèmes d'épuration des gaz d'échappement (résolution MEPC.259(68) (OMI, 2015) (« Lignes directrices de l'OMI ») pour évaluer les eaux usées des épurateurs par rapport aux critères internationaux de rejet. Les données ont également été comparées à un ensemble de lignes directrices canadiennes sur la qualité de l'eau dans l'environnement comme critères relatifs utilisés pour évaluer les répercussions sur les espèces marines et la santé du système.

1.3. Structure du rapport

La section 2.0 ci-dessous présente les méthodes utilisées pour recueillir, traiter et analyser les données relatives aux eaux usées provenant des épurateurs, y compris les études incluses dans la méta-analyse et les lignes directrices pertinentes utilisées pour évaluer les normes sur la qualité de l'eau dans le contexte canadien. La section 3.0 décrit les limites de l'étude.

Les résultats de l'évaluation des études analytiques, y compris les principaux résultats et les recommandations concernant les méthodes de surveillance et d'analyse des eaux usées provenant des épurateurs, sont fournis à la section 4.0. Un tableau récapitulatif présentant une comparaison détaillée des dix études analytiques est fourni à l'annexe A.

Les résultats de l'analyse des eaux usées provenant des épurateurs, y compris les principales conclusions et recommandations concernant le contrôle de la pollution par les rejets des épurateurs et l'efficacité des directives actuelles de l'OMI, sont examinés à la section 5.0. Les figures à l'appui illustrent les résultats des eaux usées comparés entre les études et aux directives canadiennes sur la qualité de l'eau.

2.0 Méthodes

2.1. Recherche documentaire

Un examen de la littérature récente et approuvée par les pairs de même que des études d'évaluation environnementale ont été effectués en vue de caractériser et de comparer les connaissances existantes et les zones d'incertitude concernant les répercussions environnementales des eaux usées provenant des épurateurs. Cet examen comprenait des études et des résultats sur les incidences des eaux usées des épurateurs provenant de différentes sources, dont :

- Mémoires au Comité de la protection du milieu marin (MEPC) et au Sous-comité de la prévention de la pollution et de l'intervention (PPR) de l'OMI
- Évaluations environnementales d'organismes gouvernementaux
- Publications industrielles et commerciales
- Publications des organisations non gouvernementales
- Articles de revues universitaires

Les publications découvertes lors de la recherche documentaire ont constitué la base et le point de départ de l'étude technique présentée dans ce rapport. L'examen a permis de comprendre les différentes façons dont les répercussions environnementales relatives aux rejets provenant des épurateurs ont été évaluées. Notamment, en comparaison aux lignes directrices de l'OMI et à d'autres normes sur la qualité de l'eau, par des études de toxicité des effluents et par la modélisation des charges de pollution et de leur dispersion dans l'environnement marin. L'examen a également fourni un aperçu des questions actuelles liées à la surveillance des eaux usées provenant des épurateurs à bord des navires et des préoccupations soulevées concernant les limites des lignes directrices de l'OMI en tant que mesure d'atténuation. Les études ont également servi à éclairer les objectifs de recherche et l'approche d'évaluation adoptée dans cette étude.

Parmi les recherches recensées, un ensemble de dix études a été sélectionné. Collectivement, ces études fournissaient suffisamment de données sur la qualité des eaux usées des épurateurs afin que les différentes analyses et les différents types d'épurateurs puissent être comparés. L'ensemble de données sélectionné permettait également de comparer les niveaux de pollution des eaux usées aux lignes directrices de l'OMI de même qu'à un ensemble de directives canadiennes et provinciales sur la qualité de l'eau, qui, pour cette étude, ont servi de base équivalente pour la comparaison entre différents types de pollution. La recherche documentaire a inclus un examen d'une étude récente du Conseil international pour un transport propre (ICCT) (Comer et coll., 2020) qui a évalué de manière similaire les rejets provenant des épurateurs en utilisant des données compilées à partir de plusieurs études. Comer et coll. ont limité leur enquête à dix études qui incluaient le débit de rejet, car l'objectif de cette analyse était de déterminer la masse totale de pollution dans les rejets des épurateurs et d'évaluer la conformité aux lignes directrices de l'OMI. L'ensemble de données de l'ICCT comprenait sept études

qui ont rapporté des valeurs pour au moins un métal lourd et quatre études avec des informations utilisables sur les HAP. Étant donné les objectifs plus larges de la présente étude, soit d'explorer la variation des résultats des effluents des épurateurs par des mesures autres que les seules lignes directrices de l'OMI, des études analytiques sans données sur la puissance du moteur et les débits ont été incluses afin de fournir un ensemble de données plus exhaustif, comprenant dix études pour les métaux lourds et huit études pour les HAP individuels.

2.2. Compilation, traitement et visualisation des données

Pour mieux comprendre les composants des rejets provenant des épurateurs et les types de systèmes d'épuration et d'opérations dont ils sont issus, les données analytiques sur les eaux usées des épurateurs - y compris les eaux de pré- et post-traitement - ont été extraites des études de recherche documentaire. Les données analytiques ont été repérées dans dix études et ont été compilées dans une base de données principale. Les détails sommaires des études d'où proviennent les données analytiques sont fournis à l'annexe A.

2.2.1. Compilation des données

Les étapes de compilation des données ont compris le repérage, le tri et la mise en correspondance des résultats des études individuelles avec un ensemble commun de paramètres à utiliser dans cette méta-analyse. Outre les données sur les eaux usées des épurateurs, des paramètres pertinents pour les objectifs d'évaluation de cette étude ont été recueillis, notamment le type d'épurateur et les conditions opérationnelles. Les résultats des tests analytiques ont été triés et mis en correspondance par composé analysé afin d'assurer l'alignement entre les études. Les résultats ont été regroupés par étude et tracés en fonction du type d'échantillon selon les trois catégories suivantes :

- Prise d'eau de mer : eau du système d'épuration recueillie avant d'être utilisée comme eau de lavage pour le traitement des gaz d'échappement.
- Rejet en circuit ouvert : eau rejetée par les épurateurs fonctionnant en circuit ouvert.
- Rejet en circuit fermé : eau rejetée par les épurateurs fonctionnant en circuit fermé.

Le type d'échantillon a été attribué sur la base des descriptions d'échantillons fournies dans l'ensemble de données source. L'eau du système de prétraitement comprend les types d'échantillons identifiés comme eau de mer ou eau d'entrée. Le post-traitement comprend les types d'échantillons identifiés comme décharge, eau de lavage de l'épurateur, ou purge. Deux résultats identifiés comme « circulation » n'ont pas été utilisés dans l'ensemble de données combinées, car il a été supposé que ces échantillons représentaient de l'eau recyclée non rejetée dans l'environnement.

2.2.2. Traitement des données

Les données ont été traitées selon les étapes suivantes :

- Conversion des résultats d'analyse en une unité cohérente si nécessaire (p. ex., les résultats des métaux fournis en mg ont été ajustés en µg). Les unités ont été choisies pour s'aligner sur l'unité de mesure utilisée pour les lignes directrices correspondantes sur la qualité de l'eau auxquelles chaque paramètre a été comparé.
- Calcul des HAP totaux comme la somme des HAP individuels en utilisant les 16 HAP prioritaires de la US Environmental Protection Agency (USEPA).
- Calcul des HAP totaux normalisés à la puissance du moteur et au débit en µg/MWh, pour les résultats analytiques pour lesquels des données suffisantes ont été fournies. Comme les lignes directrices de l'OMI concernant la limite de concentration des rejets de HAP totaux varient en fonction du débit d'eau de lavage dans l'unité EGCS, cela a permis de comparer tous les résultats des HAP totaux à une valeur unique.

2.2.3. Visualisation des données

Les étapes de visualisation des données ont compris le tracé d'une série de figures représentant l'éventail des résultats pour le pH, les métaux, les concentrations de métaux par rapport au pH, et les HAP individuels et totaux. Les éléments suivants ont été pris en compte pour la visualisation des données analytiques :

- Les données ont été réparties entre les dix études, afin de permettre l'examen des facteurs sous-jacents potentiels influençant les résultats des rejets des épurateurs – tels que les méthodes d'évaluation analytique (section 4.0), ou la variation des contaminants dans l'eau de mer, qui dépendrait des eaux traversées par les navires (section 5.2.1).
- Les données de chacune des dix études ont été regroupées en fonction des types d'échantillons de prise d'eau de mer, de circuit ouvert et de circuit fermé, afin d'illustrer la variation entre les différentes eaux d'entrée et de sortie et entre les différents types d'épurateurs.
- Les résultats d'analyse de l'eau d'entrée et de l'eau de sortie de l'épurateur ont été tracés plutôt que la différence nette entre l'eau d'entrée et l'eau de sortie sur une base échantillon par échantillon (c.-à-d. l'augmentation nette apportée par le flux de gaz d'échappement), afin d'illustrer si les mêmes polluants trouvés dans l'eau de sortie de l'épurateur sont présents dans les eaux marines et à quels niveaux de concentration.
- Les résultats d'analyse signalés dans les études analytiques d'origine comme non détectables (c'est-à-dire présents à une concentration inférieure à la limite de détection de l'essai analytique) ont été inclus dans le tri initial de l'ensemble de données combinées en utilisant à la fois la valeur de la limite de détection (LD) et la valeur de la moitié de la LD. Au final, la décision a été prise d'exclure des chiffres de l'étude tous les résultats signalés comme étant inférieurs à la LD. Pour de nombreux paramètres analysés, les LD analytiques variaient d'une étude à l'autre et étaient supérieurs à la ligne

directrice correspondante pour la comparaison, dont les répercussions sont discutées plus en détail à la section 0. Il s'agit d'une limitation de l'étude dans la mesure où ces résultats avec de faibles concentrations ne sont pas représentés dans les figures.

- Les données analytiques ont été tracées par rapport à la directive de l'OMI pour les paramètres pour lesquels une limite de rejet dans les eaux usées provenant des épurateurs a été établie, ainsi que par rapport à la meilleure directive canadienne ou britanno-colombienne disponible sur la qualité de l'eau (voir la section 2.3.2). Les chiffres ne sont fournis que pour les métaux et les HAP individuels pour lesquels il existe une ligne directrice canadienne ou britanno-colombienne sur la qualité de l'eau. Les données pour ces paramètres supplémentaires étaient disponibles et ont été compilées à partir des études d'origine, mais les chiffres n'ont pas été préparés car il n'y avait pas de lignes directrices pour la comparaison. Ces derniers étaient donc moins pertinents au regard des objectifs d'évaluation de la présente étude.
- Les données analytiques pour les HAP totaux normalisés par rapport au débit ont également été tracées par rapport à deux repères différents établis spécifiquement pour cette étude afin de comprendre si les lignes directrices de l'OMI sont suffisantes. Ces repères sont les suivants :
 - La limite de rejet de l'OMI représentée comme une gamme de concentrations des HAP totaux ($\mu\text{g/ml}$), calculée en utilisant des débits typiques tels que rapportés dans la documentation (pour un navire fonctionnant avec une puissance de moteur de 15 MW, à un débit typique de $200\text{-}500\text{ l/s}^{-1}$ pour les systèmes en circuit ouvert et de $0,5\text{-}3\text{ l/s}^{-1}$ pour les systèmes en circuit fermé) (Teuchies et coll., 2020).
 - Un exemple illustratif de ligne directrice sur la qualité de l'eau (LDQE) calculé en utilisant la somme des directives pertinentes sur la qualité de l'eau du Canada et de la Colombie-Britannique, représentant une concentration totale de HAP. Par déduction, un échantillon dépassant cette directive illustrative sur la qualité de l'eau dépasserait au moins une des lignes directrices sur les HAP individuels. Il est à noter qu'il s'agit d'une mesure conservatrice, car elle ne comprend que les dix HAP pour lesquels il existe des directives sur la qualité de l'eau au Canada et en Colombie-Britannique, et ne comprend pas l'ensemble des 16 HAP prioritaires de l'USEPA ou tout autre HAP qui pourrait être présent dans les rejets des épurateurs.

2.3. Sélection des lignes directrices sur la qualité de l'eau

2.3.1. Lignes directrices de l'OMI sur les EGCS

L'OMI a établi des lignes directrices sur les systèmes d'épuration des gaz d'échappement (Lignes directrices de 2015 sur les EGCS (Résolution MEPC.259(68)), ci-après appelées « Lignes directrices de l'OMI ») qui précisent les exigences en matière d'essai, d'inspection, de certification et de vérification des systèmes d'épuration des gaz d'échappement afin de garantir qu'ils offrent une équivalence effective en matière d'émissions de soufre. Étant donné que l'eau rejetée par les épurateurs est susceptible d'affecter l'écosystème marin, ces directives comprennent des critères relatifs à la qualité

des effluents rejetés par les épurateurs. Les directives actuelles de l'OMI précisent les exigences de rejet pour quatre paramètres - le pH, les HAP totaux, la turbidité et les nitrates - mais ne stipulent pas de limites de rejet pour les métaux lourds ni pour les HAP individuels. Bien que le groupe de travail de l'OMI sur la prévention de la pollution atmosphérique par les navires ait discuté de l'utilisation de la turbidité comme indicateur potentiel des métaux lourds, il a finalement été décidé qu'il n'était pas possible d'établir des critères précis pour des métaux lourds particuliers (OMI, 2007b). Parmi les considérations pratiques mentionnées dans les discussions du groupe de correspondance, citons le fait qu'il n'est pas réaliste de mesurer les métaux lourds à bord, que la teneur en métaux dans les eaux usées est déterminée par la qualité du combustible et les conditions de combustion du moteur plutôt que par les épurateurs. Il a également été noté que l'établissement de critères pour les métaux pourrait encourager l'utilisation d'équipement qui nettoient les effluents en minimisant la réduction des particules dans l'épurateur; une conséquence qui irait à l'encontre de l'avantage que procurent les épurateurs en minimisant les émissions de particules dans l'atmosphère (OMI, 2007a).

Les Lignes directrices de l'OMI sur les EGCS ont progressivement changé au cours des dernières années. La dernière ligne directrice sur les EGCS, MEPC.259(68), a été publiée en 2015, remplaçant la directive précédente, MEPC.184(59), publiée en 2009. Un examen des lignes directrices de 2015 par le Sous-comité de la prévention de la pollution et de l'intervention du Comité de protection du milieu marin (MEPC) de l'OMI a été achevé en 2020, mais aucune modification des limites de rejet n'a été proposée par rapport aux directives de 2015. Le sous-comité note toutefois que les critères de qualité des eaux usées devraient être revus à l'avenir, à mesure que de nouvelles données seront disponibles.

2.3.2. Lignes directrices canadiennes et provinciales sur la qualité de l'eau

Étant donné l'absence de limites de rejet précises pour les métaux et les HAP dans les lignes directrices de l'OMI et afin de fournir un contexte pour l'évaluation des répercussions des rejets provenant des épurateurs dans les eaux canadiennes, les données sur les métaux et les HAP à l'entrée et à la sortie des épurateurs ont été comparées aux directives pertinentes sur la qualité de l'eau établies pour les eaux canadiennes et provinciales. Bien que ces dernières ne soient pas spécifiques aux rejets provenant des épurateurs, elles peuvent être utiles pour caractériser la qualité générale de ces eaux usées et fournir une perspective plus large que la seule comparaison aux exigences de l'OMI. L'utilisation de ces directives dans l'évaluation vise à fournir un point de référence par rapport aux niveaux de préoccupation établis dans les environnements aquatiques.

Les lignes directrices nationales sur la qualité de l'eau utilisées dans cette étude comprennent les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), plus précisément les recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique (CCME, 2022b). Les RCQE définissent les concentrations numériques recommandées comme des niveaux qui devraient entraîner un risque négligeable pour le biote et la fonction de l'habitat du poisson et fournissent des objectifs scientifiques pour la qualité des écosystèmes aquatiques et terrestres (CCME, 2022a).

Comme les RCQE du CCME ne fournissent pas de critères pour tous les paramètres testés dans les campagnes d'échantillonnage prises en compte dans cette étude, des directives provinciales supplémentaires ont été sélectionnées à partir des lignes directrices sur la qualité de l'eau de la Colombie-Britannique visant la protection de la vie aquatique (ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la C.-B., 2020). Le ministère de l'Environnement de la C.-B. élabore des lignes directrices sur la qualité de l'eau ambiante afin de promouvoir des écosystèmes sains et de protéger la santé humaine. Ces lignes directrices sont des niveaux de paramètres physiques, biologiques et chimiques fondés sur des données scientifiques pour la protection des utilisations de l'eau, comme la vie aquatique, la faune, l'agriculture, l'eau potable et les activités récréatives. Les lignes directrices de la C.-B. sont utilisées pour évaluer et gérer la santé, la sécurité et la durabilité des ressources aquatiques de la province. Elles comprennent des lignes directrices actuelles approuvées, qui servent de repères environnementaux pour les niveaux de sécurité de certains paramètres de qualité de l'eau en Colombie-Britannique, et des lignes directrices de travail, qui fournissent des repères pour les paramètres qui n'ont pas encore été entièrement évalués et officiellement approuvés en C.-B.

Les RCQE du CCME et les Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. comprennent des normes établies pour les milieux marins et d'eau douce, en raison des différences fondamentales dans la chimie des différents plans d'eau et des effets toxiques qui en découlent. Toutefois, pour les substances pour lesquelles aucune influence significative sur le comportement chimique ne peut être démontrée ou raisonnablement anticipée, et lorsqu'aucune différence de toxicité envers les organismes d'eau douce et marins (par comparaison de groupes taxonomiques similaires) ne peut être constatée, les données de toxicité des organismes d'eau douce peuvent être utilisées afin d'élargir la base de données marine (CCME, 2007).

Les RCQE du CCME et les Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. comprennent des lignes directrices à court et à long terme. Les lignes directrices à long terme sont fondées sur des niveaux de concentration moyens et visent à protéger les espèces et les stades de vie les plus sensibles contre les effets sublétaux et létaux d'expositions indéfinies ou chroniques. Les lignes directrices à court terme sont fondées sur des niveaux maximums qui ne doivent jamais être dépassés afin de protéger les espèces et les stades de vie les plus sensibles contre des effets graves tels que la létalité pendant une période d'exposition à court terme définie (p. ex., 96 heures). Les directives relatives aux niveaux maximums à court terme sont destinées à évaluer les risques associés à des événements d'exposition peu fréquents tels que les déversements (ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la C.-B., s.d.).

L'ensemble des lignes directrices sur la qualité de l'eau utilisées dans cette étude pour chaque paramètre analytique est fourni dans le Tableau 1 ci-dessous. Puisqu'il existe plusieurs lignes directrices pour chaque paramètre individuel, la ligne directrice utilisée dans cette étude a été choisie parmi les RCQE et les Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. selon la séquence suivante :

- Les RCQE ont été préférées aux Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. comme lignes directrices nationales.
- Les lignes directrices spécifiques aux eaux marines ont été préférées aux lignes directrices spécifiques aux eaux douces, étant donné que les eaux usées provenant des épurateurs des systèmes en circuit ouvert seraient rejetées dans l'eau de mer avec un pouvoir tampon naturel.
- Les lignes directrices à court terme ont été préférées aux lignes directrices à long terme, car ces dernières ont une valeur plus faible (donc plus conservatrice) et sont plus pertinentes pour mesurer les répercussions aiguës d'un rejet d'effluent provenant d'une source ponctuelle.
- Pour certains des HAP individuels mesurés dans les eaux usées des épurateurs, aucune RCQE et ligne directrice sur la qualité de l'eau de la C.-B. n'a été établie. Dans ces cas, les chiffres comparant les HAP avec les RCQE ou les Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. n'ont pas été préparés.

Tableau 1. Lignes directrices sur la qualité de l'eau utilisées dans l'étude

Paramètre	Ligne directrice	Source		
pH	Le pH ne doit pas être inférieur à 6,5	OMI 2015		
	7,0 à 8,7 et énoncé circonstancié	RCQE (CCME)	Marine	Long terme
Métaux				
Aluminium		-		
Arsenic	12,5 µg/l	RCQE (CCME)	Eau marine	Long terme
Cadmium	0,12 µg/l	RCQE (CCME)	Eau marine	Long terme
Chrome (<i>hexavalent</i>)	1,5 µg/l	RCQE (CCME)	Eau marine	Long terme
Cuivre	2 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Fer	300 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Plomb	140 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Court terme
Mercure	0,016 µg/l	RCQE (CCME)	Eau marine	Long terme
Nickel	8,3 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Sélénium	1 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Thallium	0,8 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Vanadium	50 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Zinc	10 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
HAP individuels				
1-méthylnaphtalène	-	-	-	-
2-méthylnaphtalène	-	-	-	-
Acénaphène	5,8 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Acénaphylène	-	-	-	-
Anthracène	0,012 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Benzo(a)anthracène	0,018 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Benzo(a)pyrène	0,01 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Benzo(b)fluoranthène	-	-	-	-
Benzo[b]fluoranthène + Benzo[j]fluoranthène	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)pérylène	-	-	-	-

Paramètre	Ligne directrice	Source		
Benzo(k)fluoranthène	-	-	-	-
Biphényle	-	-	-	-
Chrysène	0,1 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Dibenzo(a,h)anthracène	-	-	-	-
Dibenzothiophène	-	-	-	-
Hexachlorobenzène	-	-	-	-
Fluoranthène	0,04 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Fluorène	12 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Long terme
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	-	-	-	-
Naphtalène	1,4 µg/l	RCQE (CCME)	Eau marine	Long terme
Pérylène	-	-	-	-
Phénanthrène	0,4 µg/l	RCQE (CCME)	Eau douce	Long terme
Pyrène	0,02 µg/l	LDQE (C.-B.)	Eau marine	Court terme
HAP totaux	50 µg/l (PHE)	OMI 2015		

PHE : équivalence en phénanthrène; les lignes directrices de l'OMI sont normalisées pour un flux équivalent de 45 t/MWh.

3.0 Limites de l'étude

- L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux usées provenant des épurateurs par rapport aux critères de référence, y compris les lignes directrices de l'OMI et les lignes directrices canadiennes pertinentes sur la qualité de l'eau. Les RCQE et les Lignes directrices sur la qualité de l'eau de la C.-B. appliquées dans cette étude ont été utilisées uniquement à des fins de comparaison générale. Ces directives ne servent pas de base à la réglementation des épurateurs et elles ne sont pas spécifiques aux eaux usées provenant des épurateurs ou à d'autres effluents industriels.
- Cette étude ne tente pas d'évaluer les répercussions environnementales résultant des rejets des épurateurs dans les eaux canadiennes. La comparaison de l'eau rejetée par les épurateurs aux lignes directrices canadiennes sur la qualité de l'eau est faite à des fins générales. L'étude ne tient pas compte d'un facteur de dilution dans les eaux réceptrices ou du volume total de l'eau rejetée par les épurateurs. Qui plus est, l'analyse ne tente pas d'évaluer la charge totale de contaminants atteignant l'environnement marin, sur la base d'un navire individuel ou en tenant compte du nombre de navires naviguant dans les eaux canadiennes et de la fréquence des rejets des épurateurs.
- Cette étude ne tente pas d'évaluer comment la qualité de l'eau rejetée par l'épurateur varie en fonction des paramètres opérationnels tels que la vitesse, la charge du moteur et le pourcentage de la teneur en soufre du carburant, car les principaux objectifs de la recherche étaient de mieux caractériser la variation entre les études et selon le type de système (en circuit ouvert ou fermé) et parce que les données et les informations nécessaires pour effectuer cette analyse n'étaient pas disponibles dans toutes les études analytiques. La présente étude ne tient pas compte du débit, qui influence le degré de concentration ou de dilution de l'eau rejetée par l'épurateur.
- Aucune nouvelle donnée analytique sur les eaux usées provenant des épurateurs n'a été générée dans le cadre de cette étude. Cette dernière s'appuie sur des données provenant d'autres sources. Les limites identifiées dans chacune des études primaires prises en compte dans l'ensemble de données s'étendent à la présente étude.
- De nombreux résultats d'analyse dans l'ensemble de données combinées ont été signalés comme non détectables. Seuls les résultats analytiques signalés comme des niveaux détectables ont été inclus dans les figures de l'étude. Par conséquent, ces dernières ne sont pas représentatives de la moyenne ou de l'éventail complet des concentrations d'un paramètre donné dans les eaux usées provenant des épurateurs et doivent être prises en considération lors de l'examen et de la formulation de conclusions à partir des figures et des résultats de l'étude.
- Les figures du rapport présentent les résultats des eaux usées provenant des épurateurs en tant qu'eaux d'entrée et de sortie afin d'illustrer la contribution à la pollution des eaux d'entrée. Elles ne montrent pas l'augmentation nette attribuable aux systèmes d'épuration, qui ne prendrait en compte que la charge polluante apportée par les gaz d'échappement par l'entremise des eaux usées des épurateurs.

- Cette recherche porte explicitement sur la qualité de l'eau rejetée par les épurateurs et ne comprend pas d'évaluation des émissions atmosphériques, y compris l'efficacité des épurateurs à réduire ces dernières, ou une évaluation des répercussions sur la qualité de l'air.

4.0 Évaluation des résultats des études analytiques

Les dix études analytiques ont été classées par type de système d'épuration, détails du navire et du moteur, type d'échantillon et par les paramètres évalués et les données analytiques disponibles pour caractériser les eaux usées provenant des épurateurs. La comparaison des études a donné lieu à un examen des différentes conclusions concernant les répercussions des épurateurs sur l'environnement marin. Les dix études prises en compte dans la méta-analyse sont énumérées dans le Tableau 2 ci-dessous, et une comparaison sommaire est fournie à l'annexe A.

La comparaison des études a tenu compte des lignes directrices que les différentes études ont utilisées pour tirer des conclusions sur les effets des effluents d'épuration. De la même façon que les lignes directrices canadiennes et britanno-colombiennes sur la qualité de l'eau sont appliquées dans cette méta-analyse, des études d'autres territoires de compétence ont appliqué des critères autres que les lignes directrices de l'OMI comme référence; des critères qui ne sont pas des exigences pour la conformité des effluents des épurateurs, pour des raisons incluant l'évaluation de paramètres d'intérêt qui ne sont pas actuellement inclus dans les lignes directrices de l'OMI et pour fournir une base pour évaluer les répercussions potentielles des rejets des épurateurs dans l'environnement marin.

Six des dix études examinées ont comparé les résultats des eaux usées provenant des épurateurs aux lignes directrices de l'OMI sur les EGCS et huit des dix études ont appliqué au moins un ensemble de lignes directrices sur la qualité de l'eau. Ces critères varient en fonction de l'objectif visé en matière de qualité de l'eau, notamment pour évaluer la qualité de l'eau environnementale (protection des espèces et des systèmes aquatiques), des effluents industriels et de l'eau potable (protection de la santé humaine), ainsi que les normes de qualité pour l'application des boues sur les sols agricoles. Comme les études portent sur des navires exploités dans différentes parties du monde, diverses directives nationales et régionales ont été appliquées pour évaluer les incidences sur la qualité de l'environnement. Jusqu'à présent, aucune étude n'a tenu compte des liens avec les lignes directrices canadiennes sur la qualité de l'eau.

Tableau 2. Études analytiques utilisées dans la méta-analyse

Étude analytique	Titre de l'étude	Réalisée par	Référence
IVL (2018)	Scrubbers: Closing the loop. Activity 3: Summary Environmental analysis of marine exhaust gas scrubbers on two Stena Line ships.	IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd (IVL)	(Winnes et coll., 2018)
Japon (2019)	Report by the expert board for the environmental impact assessment of discharge water from Scrubbers	Gouvernement du Japon (divers ministères)	(Gouvernement du Japon, 2019)
Hansen (2012)	Exhaust Gas Scrubber Installed Onboard MV Ficaria Seaways	Ministère danois de l'environnement - Agence de protection de l'environnement	(Hansen, 2012)

Étude analytique	Titre de l'étude	Réalisée par	Référence
Buhaug et coll. (2007)	MARULS WP3: Washwater Criteria for seawater exhaust gas-SO _x scrubbers, in MEPC 56/INF.5 ANNEX 1	Institut norvégien de recherche en technologie marine (MARITEK) pour l'Association des armateurs norvégiens/Conseil de la recherche de la Norvège	(Buhaug et coll., 2007)
Kjølholt et coll. (2012)	Assessment of the possible impacts of scrubber water discharges on the marine environment	Ministère danois de l'environnement - Agence de protection de l'environnement	(Kjølholt et coll., 2012)
Carnaval (2019)	Compilation and Assessment of Lab Samples from EGCS Washwater Discharge on Carnival ships	Carnival Corporation; données d'essais en laboratoire compilées et revues par DNV-GL Maritime Advisory Services	(Carnaval, 2019)
EGCSA et Euroshore (2018)	Report on analyses of water samples from Exhaust Gas Cleaning Systems	Exhaust Gas Cleaning System Association (EGCSA) et Euroshore (association représentant les fournisseurs d'installations portuaires de réception des déchets)	(EGCSA et Euroshore, 2018)
Teuchies et coll. (2020)	The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports	Université d'Anvers, Institut royal néerlandais de recherche sur la mer et Université d'Utrecht, Administration portuaire d'Anvers, Université technologique de Delft	(Teuchies et coll., 2020)
Turner et coll. (2017)	Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences	Université de Göteborg; Université de technologie de Chalmers; Université d'Uppsala	(Turner et coll., 2017)
Koski et coll. (2017)	Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: Potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod <i>Acartia tonsa</i>	Institut national des ressources aquatiques et Département de génie environnemental, Université technique du Danemark	(Koski et coll., 2017)

4.1. Lacunes des études analytiques

La recherche documentaire, la comparaison des études et l'analyse ultérieure des métadonnées ont révélé certains problèmes dans la manière dont les données ont été recueillies et présentées :

- Les dix études incluses dans la méta-analyse ont chacune pour but de tester différentes hypothèses et d'évaluer la chimie des eaux usées provenant des épurateurs, mais sans paramètres ni méthodes d'essai communs. Par conséquent, l'ensemble de données comparatives est plus petit, car divisé en différents types d'épurateurs et de composants.

- De nombreuses études ne fournissent pas de données complémentaires concernant le navire et le fonctionnement de l'épurateur, telles que le type de carburant, le pourcentage de la teneur en soufre, la charge et la puissance du moteur et le débit de l'eau rejetée par l'épurateur. Il est important de noter que la puissance et le débit du moteur sont des paramètres nécessaires à la comparaison avec les lignes directrices de l'OMI pour les HAP_{phe}. Seules trois des dix études fournissent des informations suffisantes pour effectuer cette évaluation.
- Carnival (2019) a présenté les résultats comme la moyenne de plusieurs navires et non sur la base d'un échantillon individuel. Cette moyenne a été présentée à la fois pour les résultats complets et pour un sous-ensemble de résultats dont les valeurs aberrantes ont été supprimées (selon une méthodologie conforme aux méthodes statistiques en matière de ressources en eau du United States Geological Survey), en notant que seule une petite proportion d'échantillons a été touchée et que des valeurs aberrantes étaient présentes dans les échantillons d'eau d'entrée et de sortie.
- Contrairement aux autres études qui ont rapporté des résultats provenant de navires et de conditions d'exploitation réels, le Japon (2019) a utilisé un moteur de laboratoire expérimental et un système d'épuration hybride.

Outre les lacunes relatives à la collecte des données, des difficultés ont été observées en ce qui concerne les méthodes d'analyse utilisées, notamment le fait que différents essais analytiques aient été appliqués à travers les différentes études.

- Les limites de détection des méthodes (ou la limite de détection (LD)) - c.-à-d. le niveau ou la concentration la plus faible à laquelle l'équipement ou la méthode d'analyse est suffisamment sensible pour mesurer un composant particulier - ne sont pas uniformes d'une étude à l'autre et au sein d'une même étude, comme l'illustre le cas du cadmium (Figure 1). Cela peut rendre difficile la comparaison entre les études ainsi qu'avec les lignes directrices sur la qualité de l'eau.
- La manière dont sont traités les résultats d'analyse inférieurs à la limite de détection (ou « non-détections ») peut influencer l'interprétation des résultats lorsqu'ils sont résumés sous forme d'un ensemble de données agrégées et de valeurs statistiques. Les pratiques courantes consistent à exclure complètement les non-détections, à utiliser une valeur égale à la limite de détection ou à utiliser la moitié de cette dernière.
- Il convient d'être prudent lorsque des études utilisant différentes méthodes d'essai avec différentes LD sont comparées - p. ex., un navire donné, un type d'épurateur particulier ou des conditions d'exploitation uniques peuvent sembler pires qu'un autre alors qu'il s'agit en réalité de résultats de la sensibilité de la méthode et de la manière dont les limites de détection sont prises en compte dans l'analyse.
- Dans certains cas, les limites de détection des méthodes sont supérieures à la ligne directrice sur la qualité de l'eau, ce qui signifie que la méthode d'analyse utilisée peut ne pas enregistrer la présence d'un composant à des concentrations supérieures à la ligne directrice. Si une limite de détection est supérieure à la ligne directrice, le fait de représenter la moitié de la limite de détection ou la valeur totale de cette dernière pourrait être signalé comme un faux dépassement de cette ligne directrice.

Il s'agit d'une considération importante si les conclusions de l'étude et l'interprétation des résultats avec les données brutes elles-mêmes sont comparées.

- Tel qu'indiqué dans la section 2.2 ci-dessus, l'approche choisie pour la présente étude a été d'exclure les échantillons signalés comme étant inférieurs à la limite de détection de tous les chiffres ou résumés statistiques. Il faut tenir compte du fait que de nombreux résultats d'analyse dans l'ensemble de données combinées ont été signalés comme non détectables et représentent des échantillons avec de faibles quantités de composés polluants qui ne sont pas inclus dans les chiffres de l'étude et doivent être pris en considération lors de l'examen et de l'élaboration de conclusions supplémentaires à partir de ces résultats d'étude.

Recommandations issues de l'évaluation des études analytiques

- Élaborer des méthodes d'échantillonnage et des protocoles d'analyse normalisés, afin d'assurer la cohérence des rapports entre les différentes études.
- Les méthodes analytiques, y compris toute surveillance, à bord des navires, des eaux usées en temps réel, doivent avoir un niveau de sensibilité correspondant à celui des niveaux de concentration préoccupants.

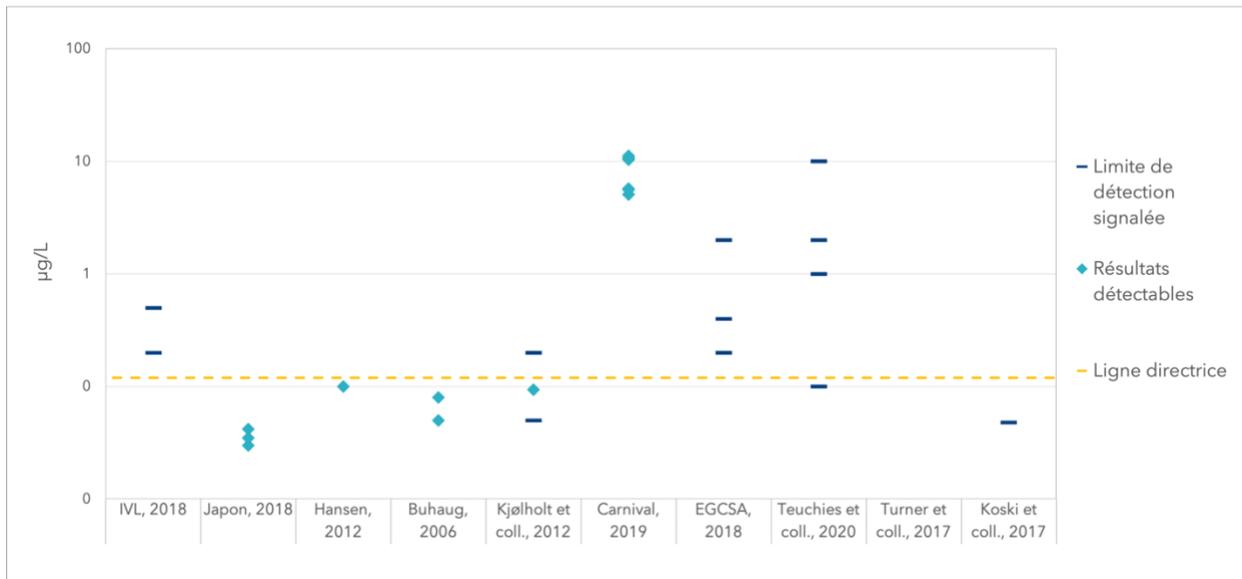


Figure 1. Limites de détection des méthodes pour le cadmium provenant d'études analytiques combinées, illustrant la variation entre les études et au sein d'une étude donnée.

5.0 Résultats de la méta-analyse des eaux usées provenant des épurateurs

5.1. pH

Les eaux usées à faible pH provenant des épurateurs constituent un enjeu préoccupant. En effet, une eau à faible pH peut être nocive pour l'environnement océanique et pourrait contribuer plus largement à l'acidification des océans. Dans la présente étude, l'analyse du pH se concentre sur le pH des eaux usées et son incidence potentielle sur l'environnement local. Les observations de la méta-analyse sur le pH des eaux usées provenant des épurateurs sont les suivantes :

- Parmi les résultats des études examinées, ce sont principalement les systèmes hybrides (systèmes pouvant passer d'un mode de fonctionnement en circuit ouvert à un mode en circuit fermé) fonctionnant en mode circuit ouvert qui ne respectent pas les lignes directrices de l'OMI. La ligne directrice précise que l'eau rejetée doit avoir un pH d'au moins 6,5, mesuré au niveau du rejet à la mer du navire ou sous la forme d'une différence maximale de 2 unités de pH entre l'eau d'entrée et l'eau de sortie pendant les manœuvres et la transition. Lorsqu'un navire est à l'arrêt, la limite de rejet du pH est la valeur qui permettra d'obtenir au minimum un pH de 6,5 à une distance de 4 mètres du point de rejet. Ainsi, certains des échantillons qui ne satisfont pas à la ligne directrice de l'OMI au point où l'eau usée a été surveillée peuvent répondre aux exigences de pH dans la limite de 4 mètres.
- Pour les opérations en circuit fermé, le pH peut être contrôlé directement et efficacement par la neutralisation à l'aide de matériaux alcalins. C'est ce que démontrent les deux études qui ont rapporté les résultats du pH d'échantillons d'effluents d'épurateurs en circuit fermé, IVL (2018) et Teuchies et coll. (2020) (Figure 2). Le pH est conforme à la limite fixée par les lignes directrices de l'OMI dans tous les échantillons, à l'exception d'une valeur aberrante de pH très faible qui est un échantillon d'eau de purge à un débit très faible (0,536 m³/MWh, Teuchies et coll. (2020)), et qui devrait donc représenter un petit volume d'eau usée.
- Pour les opérations en circuit ouvert, la gestion des effluents d'épuration à faible pH au point de rejet se fait par dilution pour augmenter le pH aux niveaux requis par les lignes directrices de l'OMI (EGCSA, s.d.). Une dilution accrue peut être obtenue en augmentant le débit des eaux usées de l'épurateur, conventionnellement en détournant l'eau de refroidissement du moteur. Sur les quatre études présentant des résultats de pH pour des échantillons d'effluents en circuit ouvert, une étude (Buhaug et coll. (2007)) est antérieure à la ligne directrice de l'OMI de 2008 (résolution MEPC.170(57)), date à laquelle le contrôle du pH a été exigé pour la première fois. Les résultats de pH pour les échantillons des trois autres études (Kjølholt et coll. (2012), Teuchies et coll. (2020), Koski et coll. (2017)) sont inférieurs (non conformes) à la ligne directrice de l'OMI.
- Alors que le pH et le soufre sont naturellement tamponnés par l'eau de mer réceptrice, l'étendue de l'effet de l'acidification des océans par les épurateurs est encore à l'étude et demeure une

préoccupation. Des études de modélisation montrent que le rejet des effluents non traités des épurateurs peut entraîner une réduction du pH et de l'alcalinité dans le milieu marin (comme cela a été modélisé pour la mer Baltique) (Turner et coll., 2018), réduisant ainsi sa capacité à absorber le CO₂ atmosphérique (Teuchies et coll. (2020). Il convient de noter que dans les zones restreintes telles que les eaux côtières ou les grands ports, l'effet acidifiant causé par le SO_x (et le NO_x) provenant des rejets des épurateurs peut dépasser l'effet acidifiant de l'ensemble des émissions anthropiques de CO₂, les simulations de modèles pour les épurateurs en circuit ouvert montrant une diminution du pH causée par les eaux usées des épurateurs (tel que modélisé pour les quais du port d'Anvers en Belgique).

Recommandations issues de l'analyse du pH

- Un faible pH dans les effluents d'épuration peut être géré au point de rejet si des contrôles sont mis en place, soit par une dilution accrue pour les opérations en circuit ouvert, soit par une neutralisation à l'aide de matériaux alcalins pour les opérations en circuit fermé. Les systèmes hybrides fonctionnant en circuit ouvert ont tendance à ne pas respecter la ligne directrice de l'OMI et dépendent de la dilution dans les eaux réceptrices.

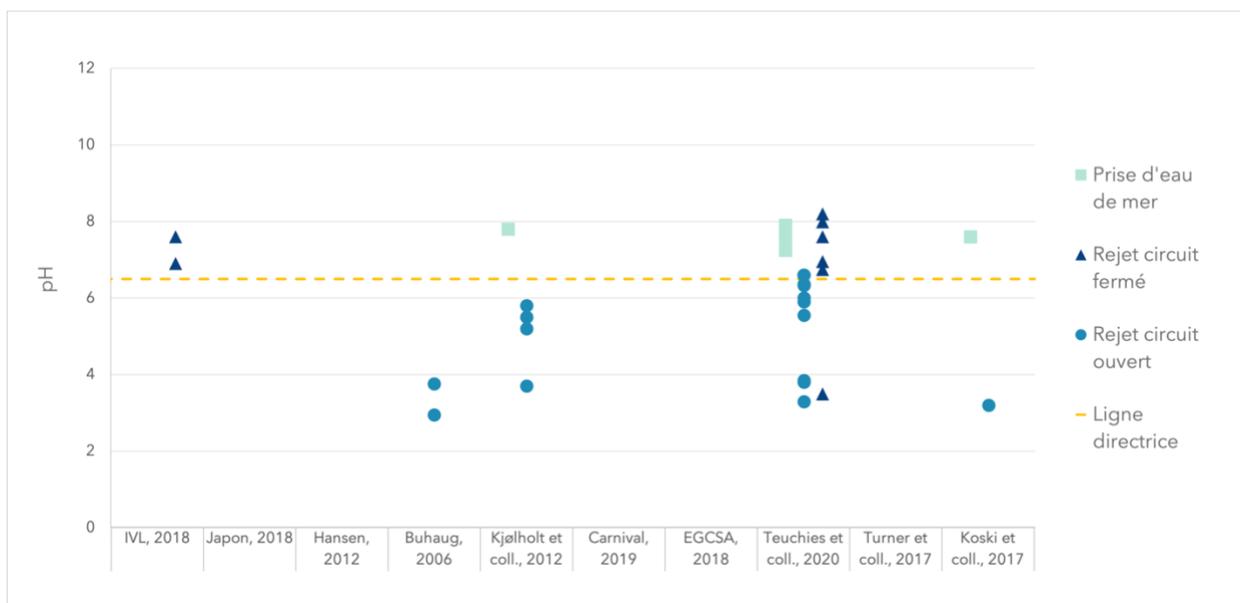


Figure 2. Résultats des études analytiques combinées pour le pH, comparés à la ligne directrice de l'OMI (pas moins de 6,5)

5.2. Métaux

Les métaux lourds sont un polluant préoccupant, mais les lignes directrices de l'OMI ne précisent actuellement pas les limites de rejet et n'exigent pas de surveillance. Les observations de la méta-

analyse à prendre en compte lors de l'évaluation des concentrations de métaux et des limites de rejet dans les effluents des épurateurs sont les suivantes :

5.2.1. La contamination des eaux d'entrée doit être prise en compte

- Les études montrent que des métaux sont présents à la fois dans les eaux de la haute mer et dans les eaux côtières et que les navires naviguent dans ces eaux impures (Davis, 1993). Les eaux de lavage des épurateurs en circuit ouvert provenant du milieu environnant comprennent toute contamination locale et peuvent dépasser les normes sur la qualité de l'eau. Ceci est évident dans les résultats pour le mercure (Figure 8), où les échantillons d'eau d'entrée provenant des études de Kjølholt et coll. (2012) et de Carnival (2019) dépassent les lignes directrices sur la qualité de l'eau.
- La contamination locale dans les eaux d'entrée entraîne des niveaux élevés dans les échantillons d'eaux usées provenant des épurateurs. Les changements dans les niveaux de contamination dans les effluents des épurateurs peuvent être faibles par rapport aux niveaux de base dans les eaux d'entrée et sans augmentation mesurable des émissions de gaz d'échappement. Un excellent exemple est celui des résultats pour le plomb (Figure 7). Pour les trois études (Hansen (2012), Carnival (2019) et Teuchies et coll. (2020)) qui incluent des échantillons d'eau d'entrée, les concentrations de plomb dans l'eau de mer de référence sont dans la fourchette de concentrations des effluents.
- D'autres ont signalé des niveaux élevés de zinc dans l'eau d'entrée et ont noté qu'il existe des preuves de la contribution du zinc et du cuivre, probablement à partir des systèmes de protection anodique et d'inhibition de la croissance marine (EGCSA et Euroshore, 2018).
- Ceci est observé dans les concentrations élevées dans l'eau d'entrée pour le cuivre (Figure 6) dans les études de Hansen (2012), de Carnival (2019) et de Teuchies et coll. (2020) et pour le zinc (Figure 11) dans les études de Carnival (2019) et de Teuchies et coll. (2020).
- Ce ne sont pas toutes les études qui ont rapporté des échantillons d'eau d'entrée. La différence de concentration entre l'eau d'entrée et l'eau de sortie est importante pour évaluer la qualité de l'effluent de l'épurateur.

5.2.2. Le recyclage des eaux de lavage provenant des épurateurs dans les systèmes en circuit fermé peut concentrer les métaux lourds

- Alors que les systèmes en circuit ouvert libèrent continuellement des volumes élevés d'eaux usées, le recyclage de l'eau de lavage provenant de l'épurateur dans les systèmes en circuit fermé pourrait concentrer les contaminants et produire une eau de purge plus fortement contaminée.
- C'est ce que rapportent les résultats relatifs à l'arsenic des deux études comportant des échantillons en circuit fermé et en circuit ouvert (Kjølholt et coll. (2012) et Teuchies et coll. (2020)), où les niveaux d'arsenic sont plus élevés dans les échantillons d'eaux usées en circuit fermé.
- Si les préoccupations concernant les épurateurs se sont concentrées sur les systèmes d'épuration en circuit ouvert, le rejet intermittent de l'eau de purge concentrée des systèmes en circuit fermé est également préoccupant.

5.2.3. Lixiviation des métaux due à la corrosion des eaux usées acides des épurateurs

- Des concentrations élevées ont été observées pour des métaux qui ne sont pas censés être présents dans le carburant. Les composants métalliques intégrés au système d'épuration peuvent en être la source, comme l'ont noté d'autres chercheurs :
 - Concentrations élevées de fer et de zinc, qui étaient supérieures aux concentrations dans les gaz d'échappement émis ou dans les eaux usées de l'épurateur, et supposées être lessivées des tuyaux en acier par l'eau à faible pH dans les conduites de rejet des effluents (Japon, 2019).
 - Concentrations élevées de nickel, de vanadium, de cuivre et de zinc; en particulier, les auteurs notent que le cuivre et le zinc n'ont pas été détectés dans le carburant et que la source de l'enrichissement reste inexplicquée, une contamination du robinet utilisé pour l'échantillonnage étant suspectée (Kjølholt et coll., 2012).
- Cette observation est cohérente avec les résultats de l'étude, en particulier :
 - Concentrations élevées de cuivre (Figure 6) dans les études de Kjølholt et coll. (2012) et de Teuchies et coll. (2020), ce qui pourrait résulter de l'enlèvement du cuivre des raccords en laiton.
 - Concentrations élevées de zinc (Figure 11), peu susceptibles de provenir du carburant.
 - Tendance générale à l'augmentation des concentrations de métaux pour le cuivre et le nickel avec la diminution du pH (Figure 12, Figure 13, et Figure 14) pour les eaux usées des épurateurs des systèmes en circuit ouvert.
- Une tendance similaire à l'augmentation des concentrations de vanadium avec la diminution du pH (Figure 14) est constatée. Le vanadium est un contaminant majeur du mazout lourd et il est peu probable qu'il soit le résultat de la corrosion des tuyaux et des raccords. Dans ce cas, le faible pH pourrait être le résultat de concentrations plus élevées de ce qui était auparavant des gaz d'échappement; au lieu que ce soit le faible pH qui entraîne une augmentation du vanadium, l'échantillon d'effluents peut être acide parce qu'il s'agit d'un échantillon particulièrement concentré contenant des concentrations élevées de tous les polluants (Bryan Comer, communication personnelle, 15 avril 2022).

Recommandations issues de l'analyse des métaux

- Cette recherche souligne l'importance de tenir compte de la contribution des contaminants présents dans l'eau d'entrée.
- Les épurateurs en circuit fermé ne constituent pas nécessairement une meilleure solution que les épurateurs en circuit ouvert en ce qui concerne les risques de contamination des environnements locaux par les métaux en raison de leur concentration dans les eaux de lavage recyclées rejetées sous forme d'eau de purge concentrée.

- Cette recherche fournit des preuves supplémentaires pour indiquer qu'il y a lixiviation des métaux des systèmes d'épuration dans des conditions de faible pH. Il est nécessaire d'améliorer les normes de conception des épurateurs en utilisant des matériaux résistants à la corrosion afin d'éviter toute lixiviation potentielle.

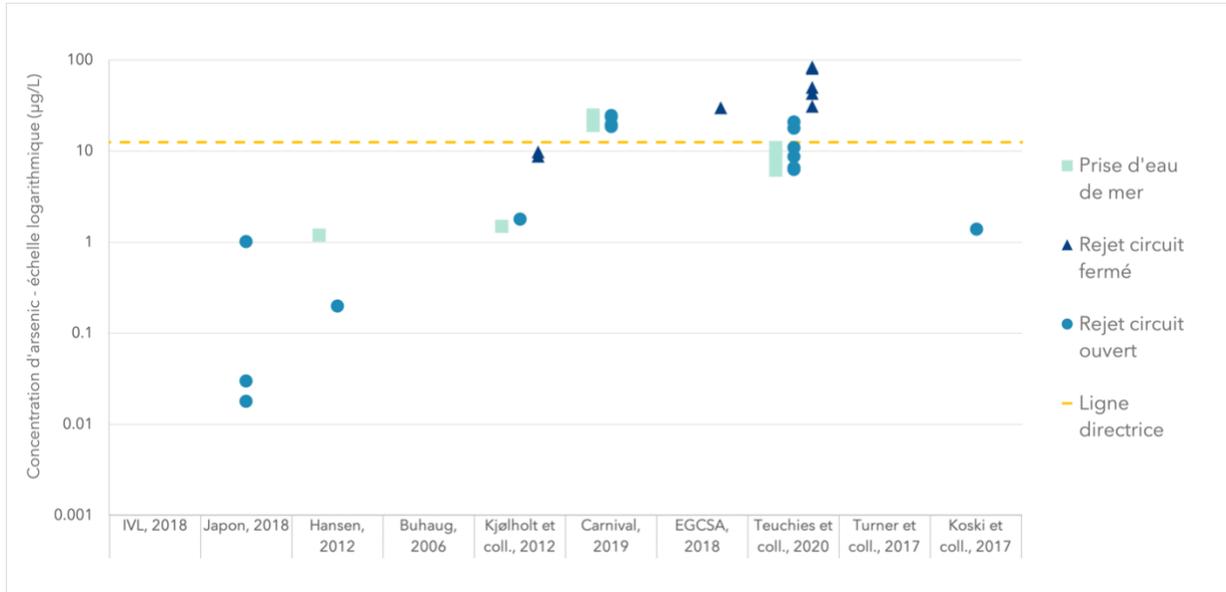


Figure 3. Résultats des études analytiques combinées pour l'arsenic, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 12,5 µg/l

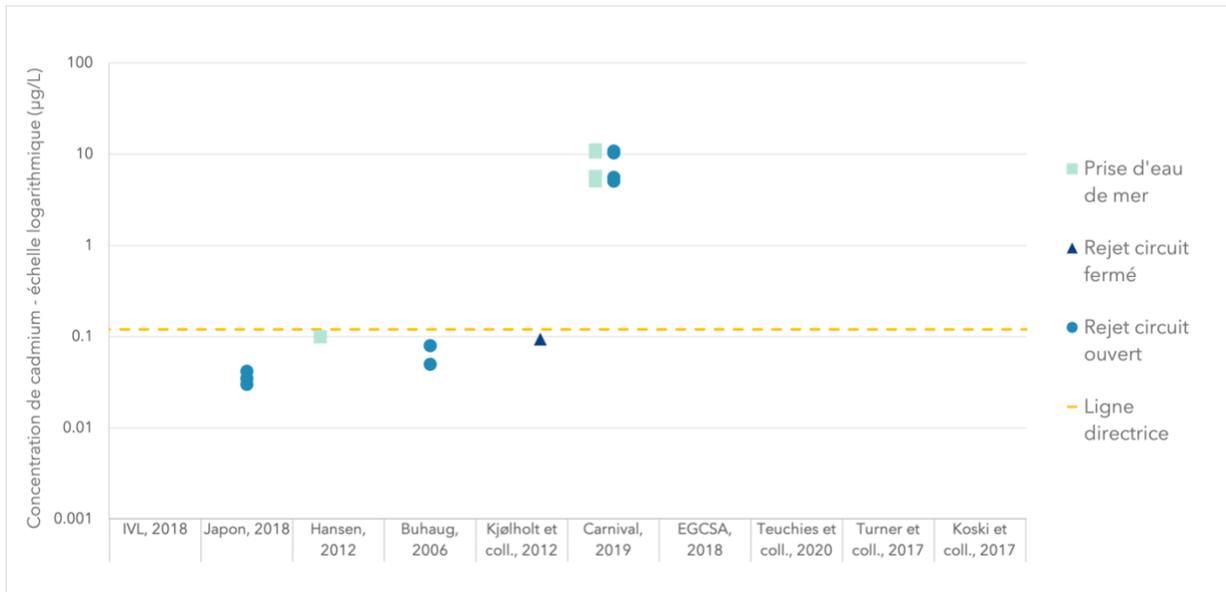


Figure 4. Résultats des études analytiques combinées pour le cadmium, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 0,12 µg/l

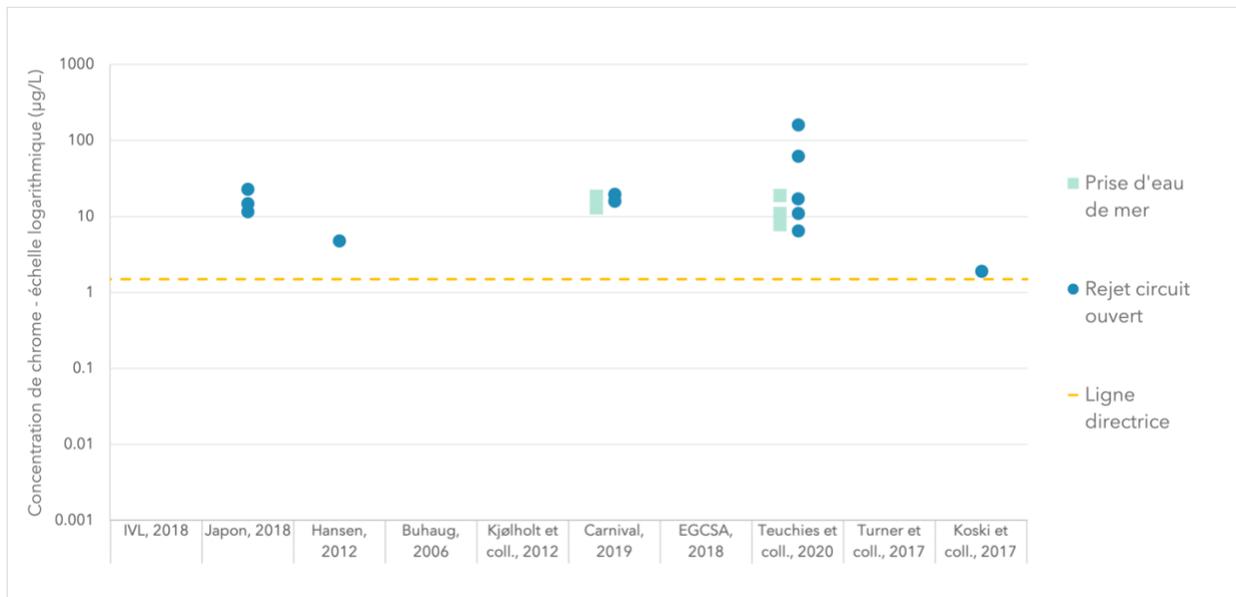


Figure 5. Résultats des études analytiques combinées pour le chrome, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 1,5 µg/l

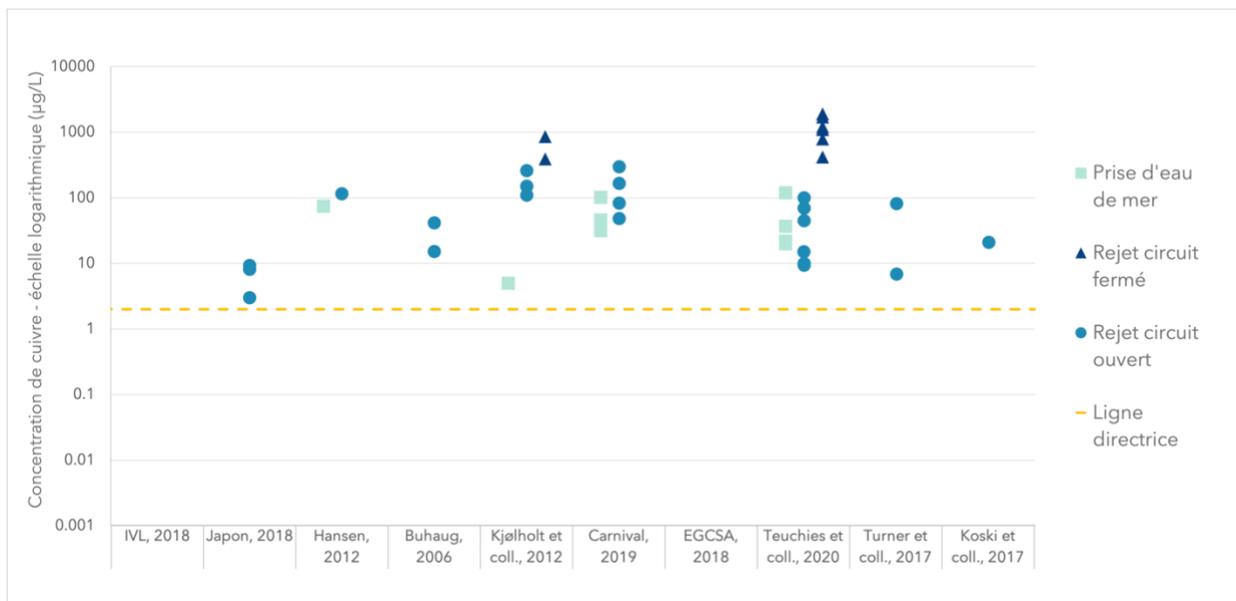


Figure 6. Résultats des études analytiques combinées pour le cuivre, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 2 µg/l

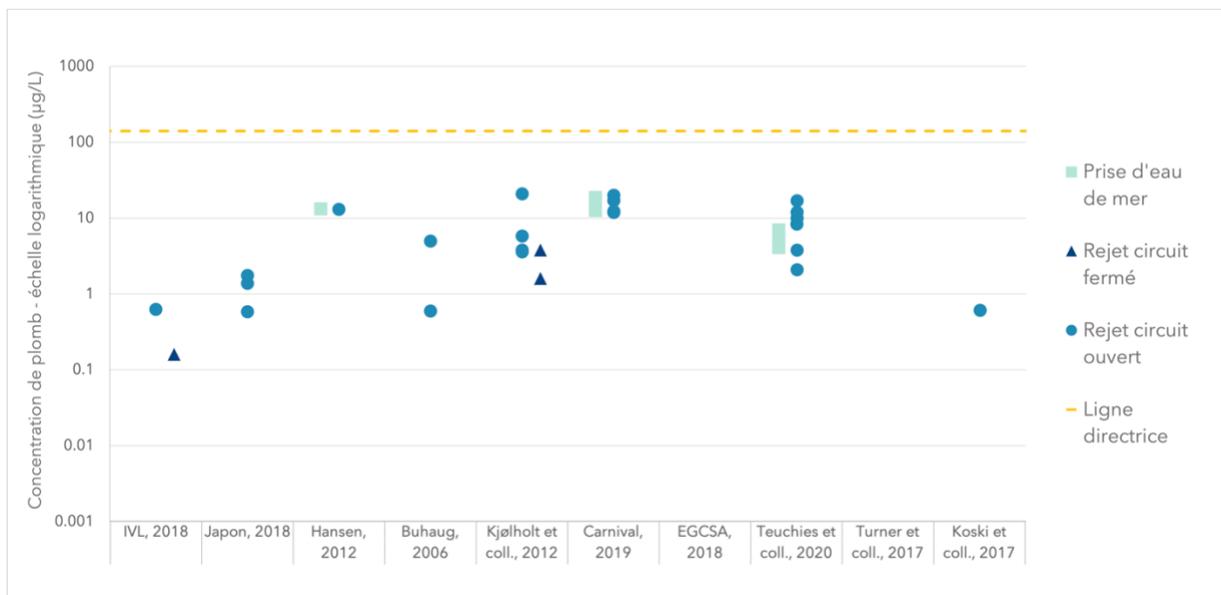


Figure 7. Résultats des études analytiques combinées pour le plomb, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à court terme : 140 µg/l

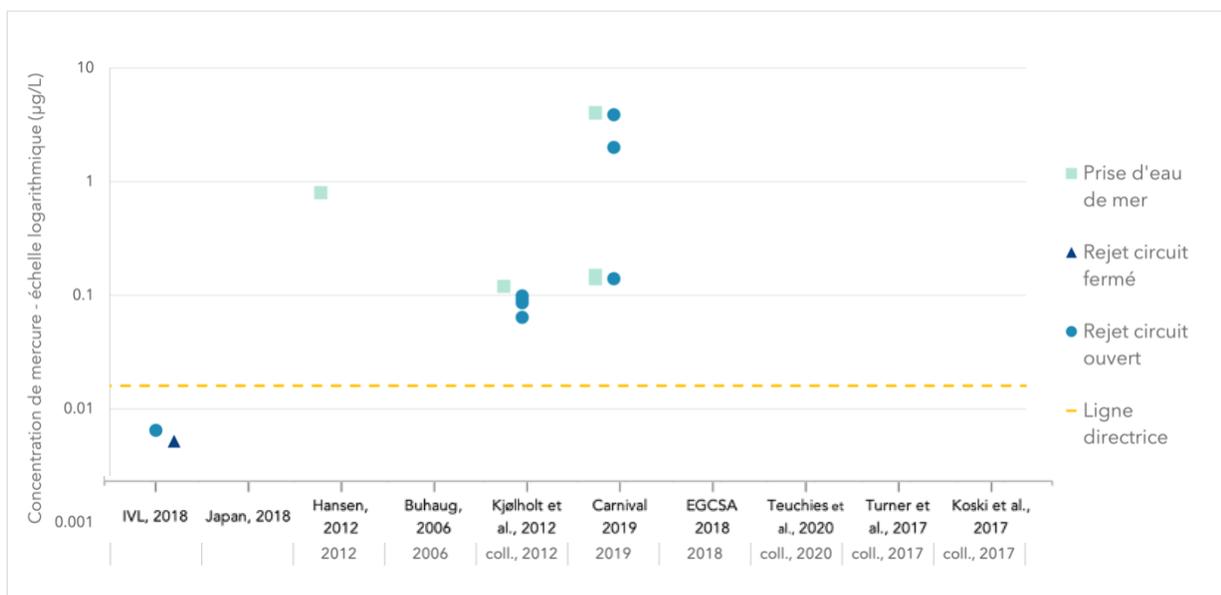


Figure 8. Résultats des études analytiques combinées pour le mercure, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 0,016 µg/l

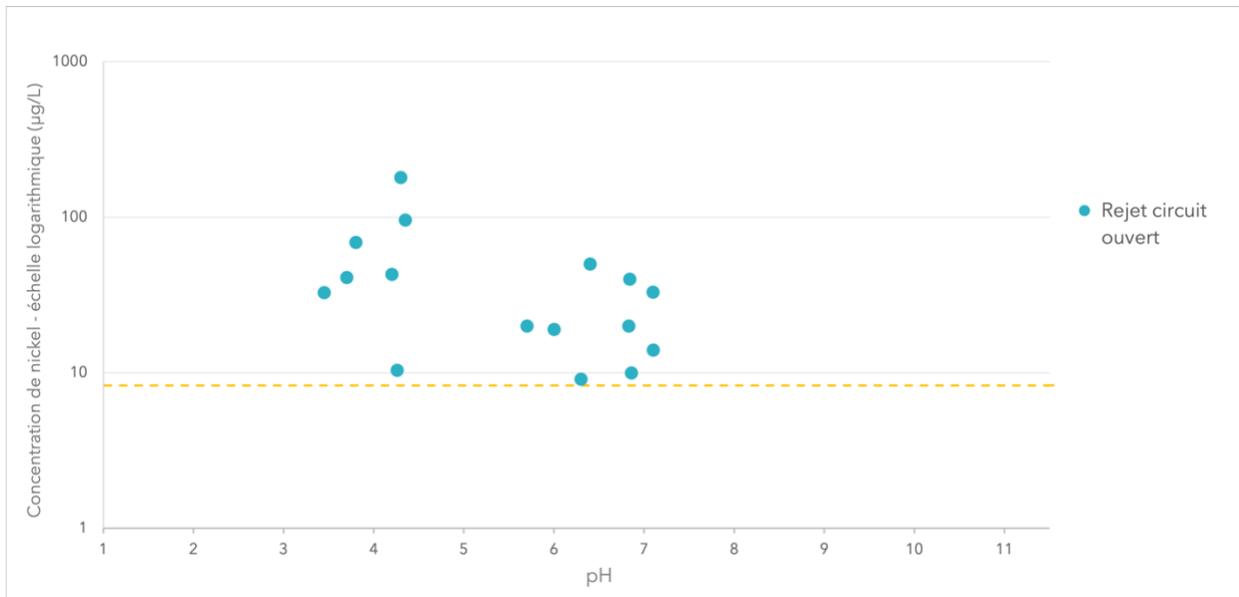


Figure 9. Résultats des études analytiques combinées pour le nickel, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 8,3 µg/L

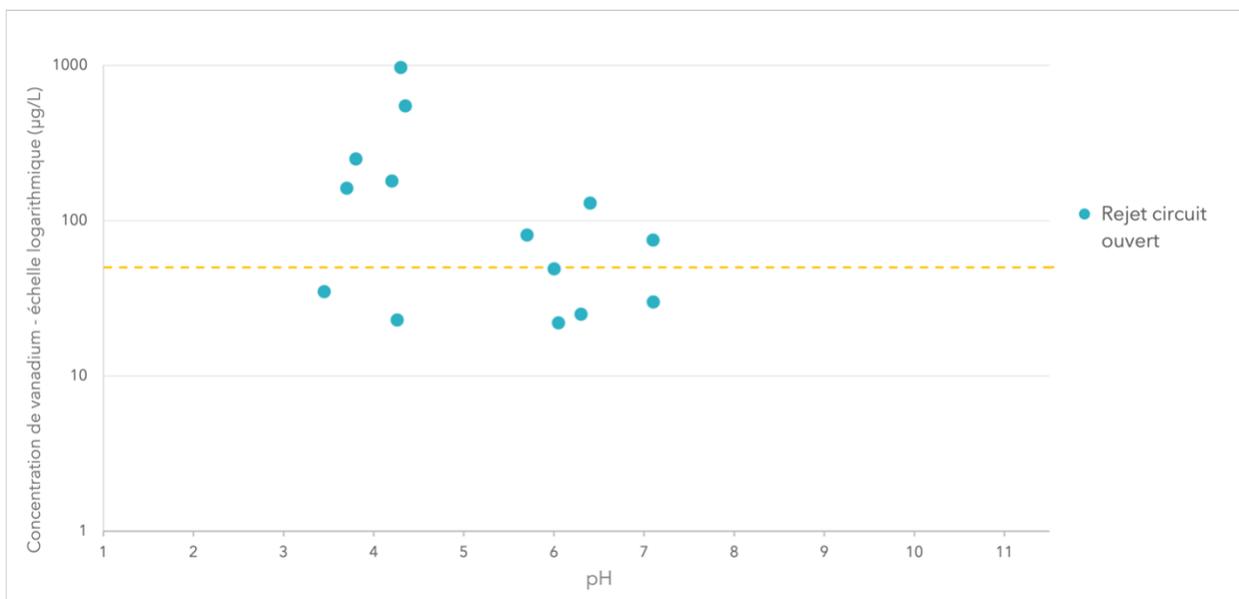


Figure 10. Résultats des études analytiques combinées pour le vanadium, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 50 µg/l

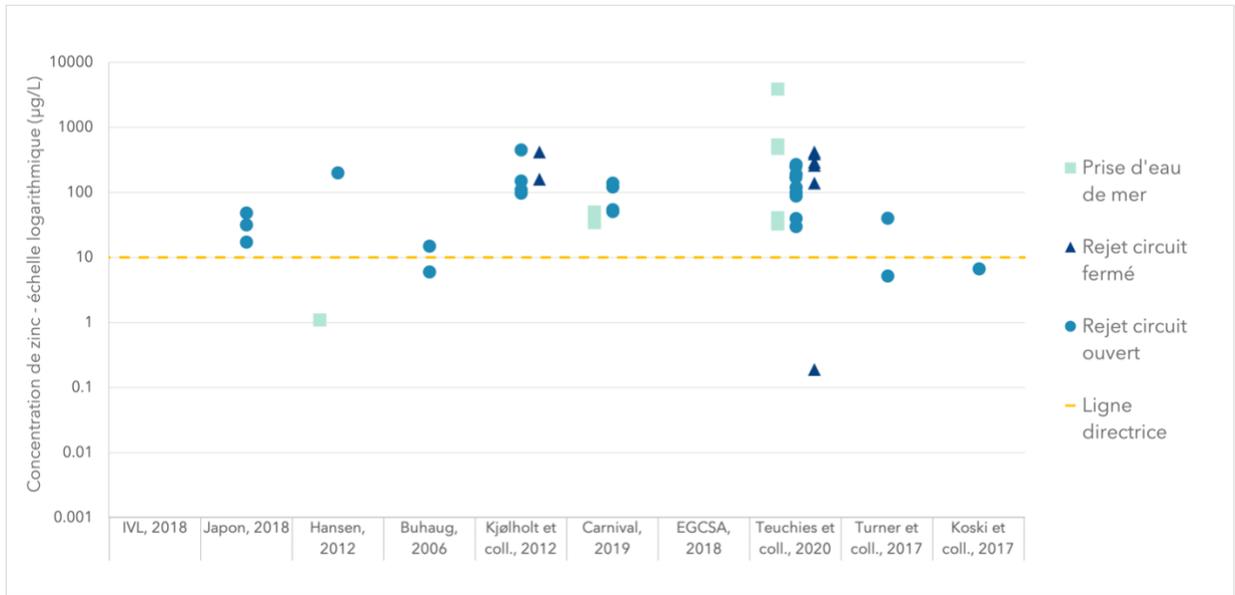


Figure 11. Résultats des études analytiques combinées pour le zinc, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 10 µg/l

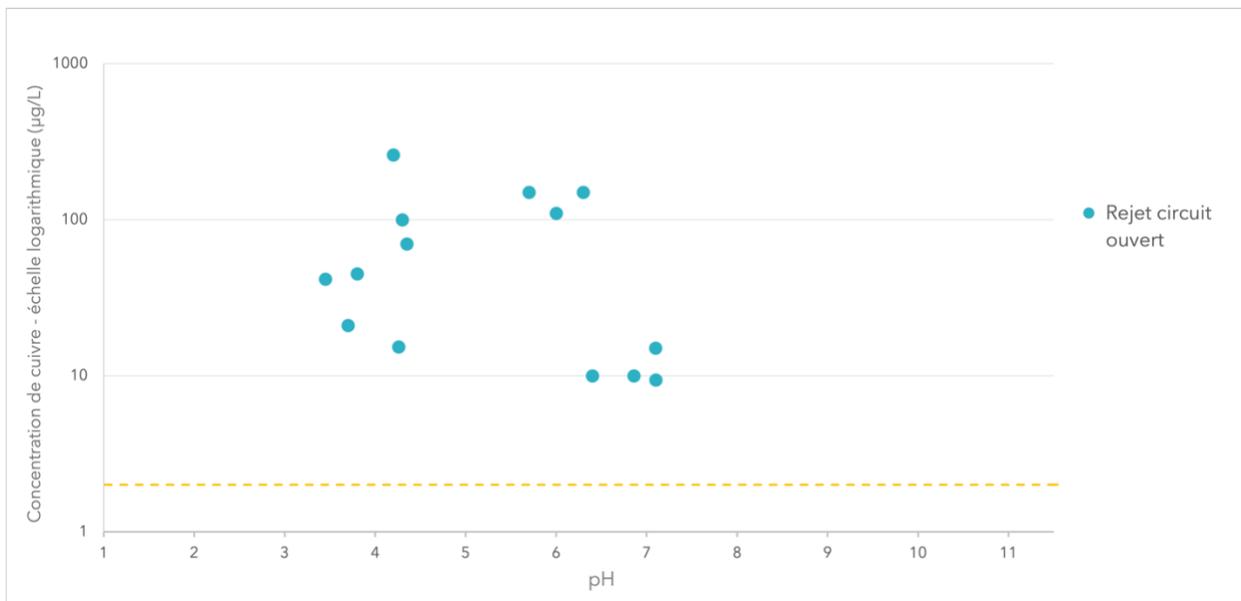


Figure 12. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au cuivre, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 2 µg/l

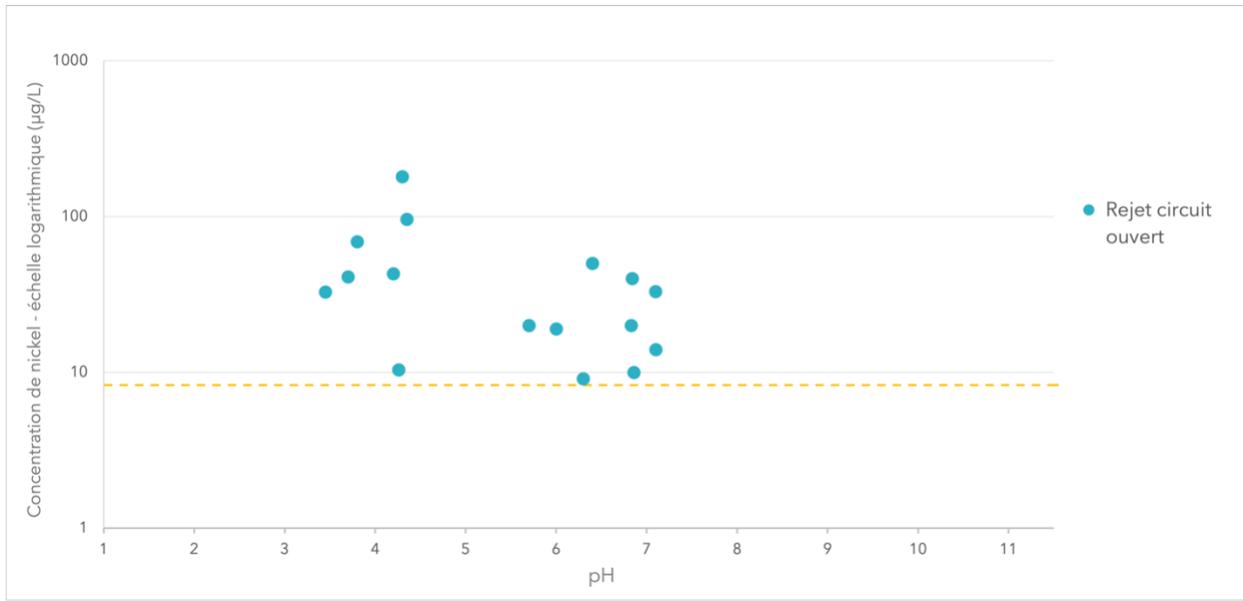


Figure 13. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au nickel, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 8,3 µg/l

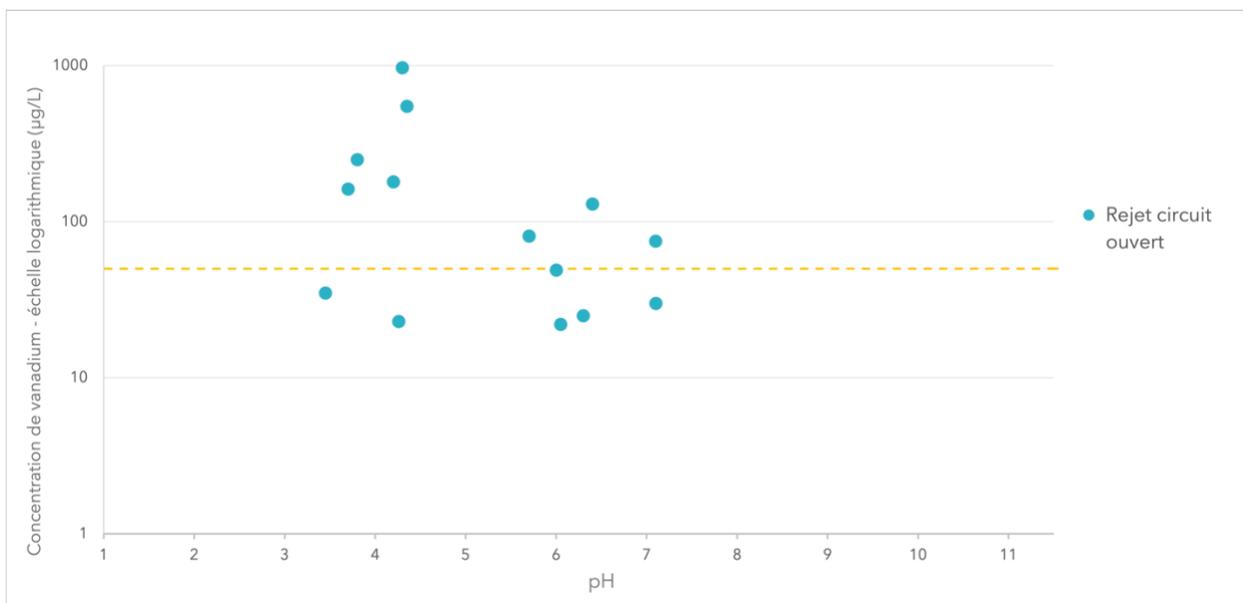


Figure 14. Résultats des études analytiques combinées pour le pH par rapport au vanadium, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 50 µg/l

5.3. HAP

Les HAP sont un sujet de préoccupation et doivent faire l'objet d'une surveillance, conformément aux lignes directrices de l'OMI. Les observations de la méta-analyse à prendre en compte lors de l'évaluation des concentrations de HAP et des limites de rejet dans les effluents des épurateurs sont les suivantes :

5.3.1. Limites de la ligne directrice de l'OMI sur les HAP

- Les lignes directrices actuelles de l'OMI fixent un critère pour les eaux usées provenant des épurateurs en ce qui concerne les HAP en équivalents phénanthrène (HAP_{phe}) en utilisant une limite supérieure pour les HAP_{phe} comme concentration maximale continue de HAP dans les eaux usées au-dessus de la concentration de HAP dans les eaux d'entrée. Les lignes directrices de l'OMI ne traitent pas spécifiquement du rejet des eaux de purge pendant les opérations en circuit fermé.
- Les lignes directrices de l'OMI fixent la limite supérieure des HAP_{phe} à 50 $\mu\text{g/l}$ normalisée à un débit de 45 t/MWh (où le MW correspond à 80 % de la puissance nominale de l'unité de combustion du mazout), qui doit être ajustée en fonction des débits d'eau de lavage. Tel qu'indiqué ci-dessus, seules trois des dix études analytiques prises en compte dans cette étude, qui rapportent toutes des résultats sur les eaux usées pour des opérations en circuit ouvert, fournissent des données suffisantes sur les débits d'eau de lavage et la puissance du moteur pour évaluer les concentrations de HAP_{phe} par rapport aux lignes directrices de l'OMI.
- D'autres ont noté la faiblesse potentielle de l'utilisation des HAP_{phe} , notamment le fait que le concept n'est pas clair et que sa justification n'est pas bien établie (Bartman, 2016; Comer et coll., 2020; USEPA, 2011).
- L'USEPA a noté que les lignes directrices de l'OMI peuvent être inacceptablement élevées et a observé que si la concentration médiane de phénanthrène était bien inférieure à la limite, les concentrations de HAP autres que le phénanthrène pouvaient présenter un risque pour l'environnement (USEPA, 2011). Comer et coll. (2020) ont noté que la limite de rejet proposée à l'origine était de 15 ppb, ce qui équivaut approximativement à 15 $\mu\text{g/l}$ de la somme totale des 16 HAP prioritaires de l'USEPA, la ligne directrice réelle étant fixée bien au-dessus, à 50 $\mu\text{g/l}$. Il a été suggéré que les 16 HAP de l'USEPA pourraient être insuffisants et dépassés - p. ex., des HAP de toxicité plus élevée que les 16 traditionnels qui pourraient ne pas avoir été étudiés de manière suffisamment détaillée pour justifier leur inclusion dans les analyses de routine - et que la liste pourrait être réexaminée, étant donné que l'état des connaissances et les capacités d'analyse ont progressé depuis que cette liste a été établie dans les années 1970 (Andersson et Achten, 2015).
- D'autres ont également observé que les systèmes de surveillance à bord utilisant les HAP_{phe} ne signalent pas suffisamment les HAP; pour les systèmes d'épuration en circuit fermé en particulier, les mesures peuvent être difficiles en raison de la concentration de produits chimiques solubles dans l'eau pendant le recyclage de l'eau de lavage, avec la conviction que l'analyse par absorption d'UV n'est pas encore viable (Bartman, 2016). Les auteurs d'une étude d'essai de 2010 sur des épurateurs en circuit fermé ont noté que la mesure continue des HAP_{phe} d'une manière fiable est difficile avec la technologie existante (Wärtsilä, 2010, cité dans USEPA (2011)).

- Bien que les lignes directrices de l'OMI prévoient une limite supérieure pour les HAP_{phe}, il est nécessaire de mieux prendre en compte les HAP dans l'eau des effluents des épurateurs, à la fois en tant que HAP totaux (ou la somme des concentrations des HAP individuels) et par les HAP individuels et le risque de toxicité qu'ils représentent pour l'environnement aquatique.

5.3.2. Possibilité pour les concentrations totales de HAP dans les effluents de respecter la ligne directrice de l'OMI

- Sur les trois études (Kjølholt et coll. (2012), EGCSA et Euroshore (2018), et Teuchies et coll. (2020)) disposant de suffisamment d'informations sur la charge du moteur et le débit de rejet pour normaliser les concentrations de HAP à un débit de rejet des eaux de lavage de 45 t/MWh, tous les résultats des eaux usées étaient inférieurs à la ligne directrice de l'OMI pour les HAP_{phe} (Figure 15).
- Séparément de cette étude, des HAP dépassant la ligne directrice de l'OMI ont été observés pour quatre échantillons provenant d'un système en circuit ouvert, comme le rapportent Comer et coll. (2020). Ces résultats proviennent d'une étude allemande de 2018, dont les données n'ont pas été incluses dans cette méta-analyse.
- Les échantillons d'eau usées en circuit fermé donnent de meilleurs résultats que les échantillons en circuit ouvert pour les HAP totaux normalisés par rapport au débit (Figure 15), avec des concentrations bien inférieures à la fourchette de concentrations de référence pour la limite de rejet des lignes directrices de l'OMI, calculée à l'aide du débit type rapporté dans la littérature (Teuchies et coll., 2020) (Figure 16). Cependant, les HAP totaux provenant des systèmes en circuit fermé ne doivent pas être écartés en raison des limitations des lignes directrices de l'OMI ou de la sous-déclaration due aux problèmes de l'approche de surveillance continue spécifique aux opérations en circuit fermé, tel que discuté ci-dessus.

5.3.3. La ligne directrice de l'OMI peut s'avérer inefficace pour les HAP individuels

- Tel que décrit à la section 2.2, les concentrations totales de HAP ont été tracées par rapport à deux repères élaborés spécifiquement pour cette étude; le premier utilisant la ligne directrice de l'OMI pour les HAP_{phe} présentée comme une concentration à des opérations typiques de navires et d'épurateurs; le second utilisant un échantillon illustratif de la ligne directrice sur la qualité de l'eau composé de la somme des meilleures RCQE et LDQE de la C.-B. disponibles (Figure 16).
- Tous les 48 échantillons d'eaux usées en circuit ouvert, sauf un, sont inférieurs à la fourchette de concentrations totales de HAP pour les débits typiques des systèmes en circuit ouvert (18,8 à 46,9 µg/l, pour les débits typiques de 200 à 500 l/s⁻¹ pour les systèmes en circuit ouvert (Teuchies et coll., 2020)). Le seul échantillon qui dépasse la limite inférieure de la fourchette, lorsqu'il est ajusté en fonction de la puissance et du débit du moteur, est bien inférieur à la ligne directrice de l'OMI (1 457 118 µg/MWh contre 2 250 000 µg/MWh). Ce même échantillon est le seul parmi les 48 échantillons en circuit ouvert qui dépasse l'échantillon illustratif des LDQE.
- Tous les échantillons d'eaux usées en circuit fermé sont également bien en dessous de la fourchette de concentrations totales de HAP pour les débits typiques des systèmes en circuit fermé. Étant

donné que ces derniers sont censés rejeter à des débits très faibles, cela permet des concentrations très élevées selon les lignes directrices de l'OMI. Cependant, deux des 14 échantillons d'eaux usées en circuit fermé sont au-dessus de l'échantillon illustratif des LDQE.

- Bien que les résultats obtenus en circuit ouvert et en circuit fermé soient conformes à la ligne directrice de l'OMI, il est évident que les deux types de systèmes d'épuration rejettent des eaux usées dont les concentrations sont préoccupantes pour au moins un des HAP individuels pour lesquels il existe une ligne directrice sur la qualité de l'eau au Canada ou en Colombie-Britannique.
- Un problème potentiel avec les lignes directrices actuelles de l'OMI est que le niveau total de HAP est trop élevé et masque la contribution d'un HAP donné. L'examen de tous les HAP dans leur ensemble pourrait sous-représenter les problèmes liés aux HAP individuels.

5.3.4. Il faut tenir compte des HAP individuels et pas seulement du total

- Pour mieux comprendre dans quelle mesure la ligne directrice de l'OMI pour les HAP_{phe} correspond aux HAP totaux ou tient compte de la contribution potentielle des HAP individuels, la répartition des HAP individuels dans un sous-ensemble de huit échantillons (quatre en circuit fermé et quatre en circuit ouvert, sélectionnés à partir du 95^e percentile des HAP totaux et des HAP individuels dans l'ensemble de données) a été comparée à l'échantillon illustratif des LDQE (Figure 17) :
 - L'échantillon le moins performant selon les lignes directrices de l'OMI (résultat le plus élevé de HAP totaux normalisés par rapport au débit), est inférieur à l'échantillon illustratif des LDQE pour les échantillons d'eaux usées en circuit ouvert et en circuit fermé (CO-1 et CF-1). Cependant, l'échantillon présentant la plus forte concentration de HAP totaux (sans normalisation pour la puissance du moteur et le débit) est supérieur à l'échantillon illustratif des LDQE, à la fois pour les échantillons d'eaux usées en circuit ouvert et en circuit fermé (CO-2 et CF-2). Ce même échantillon en circuit ouvert (CO-2) est inférieur à la ligne directrice de l'OMI. Le même échantillon en circuit fermé (CF-2) ne fournit pas d'informations sur le débit et ne peut donc pas être comparé à la ligne directrice de l'OMI, mais il serait probablement inférieur à cette dernière s'il était rejeté dans la plage de faible débit très typique des systèmes en circuit fermé. Alors qu'aucun de ces échantillons n'aurait été signalé comme dépassant la ligne directrice de l'OMI, au moins un HAP individuel serait au-dessus de la ligne directrice canadienne ou britanno-colombienne sur la qualité de l'eau. La ligne directrice de l'OMI pour les HAP_{phe} normalisée par rapport au débit ne limiterait potentiellement pas le rejet de HAP individuels à des concentrations supérieures aux lignes directrices canadiennes ou britanno-colombiennes sur la qualité de l'eau. Cependant, comme mentionné précédemment, les lignes directrices sur la qualité de l'eau utilisées pour la comparaison servent à évaluer les risques pour le biote et la fonction de l'habitat du poisson et ne sont pas conçues pour les effluents.
 - Lorsque les HAP individuels sont examinés, de nombreux échantillons d'eaux usées dépassent les lignes directrices sur la qualité de l'eau pour les HAP individuels. Les deux échantillons supplémentaires en circuit ouvert et en circuit fermé (CO-3, CO-4, CF-3 et CF-

4) montrent la variation dans la ventilation des HAP totaux par les HAP individuels. Alors que chacun de ces échantillons est bien en-dessous de l'échantillon illustratif des LDQE et de la ligne directrice de l'OMI, ils les dépassent chacun pour plusieurs des HAP individuels.

- Pour les dix HAP individuels avec des lignes directrices correspondantes sur la qualité de l'eau (Figure 18 à Figure 27), dans les échantillons d'eaux usées en circuit ouvert et en circuit fermé, les concentrations dépassent la ligne directrice correspondante pour huit des dix HAP individuels (à l'exception de l'acénaphène (Figure 18) et du fluorène (Figure 24)). Dans le cas de l'anthracène (Figure 19) et du pyrène (Figure 27), les concentrations maximales rapportées sont 100 et 130 fois supérieures à la ligne directrice, respectivement.

5.3.5. La contamination de l'eau d'entrée doit être prise en compte

- Comme pour les résultats concernant les métaux, des concentrations élevées de HAP sont observées dans les échantillons d'entrée, indiquant une contribution de HAP provenant de la source d'eau de lavage de l'épurateur, ce qui pourrait contribuer aux niveaux plus élevés de HAP totaux observés dans les opérations en circuit ouvert que dans les opérations en circuit fermé.
- Les sédiments en suspension dans l'eau d'entrée constituent une source potentielle, liée à la tendance des HAP à se lier aux particules et à se concentrer dans les sédiments. [Traduction] « Les sédiments peuvent être perturbés lors de la manœuvre d'un navire dans des eaux peu profondes et, par conséquent, peuvent entrer dans le système d'eau de lavage. Comme les sédiments portuaires sont souvent contaminés par des HAP, ces derniers peuvent pénétrer dans le système de lavage avec les sédiments. L'OMI exige donc que la concentration de fond des HAP à l'entrée des eaux de lavage soit prise en compte lors de la mesure de la concentration des HAP à la sortie du système » (USEPA, 2011).
- De nombreux échantillons d'eau d'entrée dépassent les lignes directrices sur la qualité de l'eau pour les HAP individuels. Pour les dix HAP individuels avec des lignes directrices correspondantes sur la qualité de l'eau (Figure 18 à Figure 27), les concentrations dans les échantillons d'eau d'entrée dépassent la ligne directrice correspondante pour sept d'entre eux. Dans le cas du pyrène (Figure 27), la concentration maximale rapportée est plus de 40 fois supérieure à la ligne directrice.
- La ligne directrice de l'OMI pour les HAP tient compte de cette situation en fixant une limite supérieure pour la concentration maximale continue dans l'eau des effluents au-dessus de la concentration en HAP de l'eau d'entrée. Toutefois, cette limite est fixée en utilisant les HAP_{phe} et non sur la base de chaque HAP.

5.3.6. Le traitement des eaux de lavage peut éliminer certains HAP

- Le traitement des eaux de lavage pour éliminer les particules pourrait améliorer les HAP. Comme ces derniers sont de nature hydrophobe, ont une faible solubilité et ont tendance à s'absorber dans la matière organique, ils se lient aux particules en suspension dans l'eau et, grâce au traitement, seraient éliminés sous forme de boue. L'examen de l'USEPA de Hufnagl et coll. (2005) a fait état de concentrations plus élevées de HAP dans le système de traitement des eaux de lavage, la plupart

des HAP totaux étant liés aux particules de suie et réduits par un traitement multicyclone (USEPA, 2011), et a noté que l'amélioration de l'efficacité du traitement pouvait réduire les concentrations de HAP particulaires dans les eaux usées. En particulier, les concentrations élevées de HAP dans les rejets des épurateurs étaient principalement constituées de HAP de faible poids moléculaire, plus solubles dans l'eau et supposés ne pas être éliminés aussi efficacement par la séparation des particules (USEPA, 2011).

- Les résultats présentés aux sections 5.3.4 et 5.3.5 ci-dessus pour les HAP individuels ajoutent à la discussion sur les épurateurs comme mécanisme potentiel d'élimination des HAP. Bien que l'ensemble des données combinées ne permette pas une comparaison directe entre les eaux de lavage des épurateurs avant et après traitement, les résultats des HAP individuels ne sont pas incompatibles avec les observations précédentes. On observe que les HAP de faible poids moléculaire ou de solubilité plus élevée sont plus persistants dans les eaux usées. Par exemple, le naphthalène, le plus soluble dans l'eau de l'ensemble des HAP évalués dans cette étude (avec une solubilité de 31,6 mg/l à 25 °C), est observé à des niveaux élevés et dans une fourchette similaire dans les échantillons d'eaux usées en circuit ouvert et en circuit fermé (Figure 25), alors que le benzo(a)anthracène, moins soluble (avec une solubilité de 0,01 mg/l à 25 °C) (Figure 20) est plus faible dans les échantillons en circuit fermé.

Recommandations issues de l'analyse des HAP

- Cette recherche souligne l'importance de la surveillance des concentrations des HAP individuels dans les eaux usées provenant des épurateurs, bien que les limites de la comparaison des rejets des épurateurs avec les lignes directrices sur la qualité de l'eau soient reconnues. Une meilleure mesure et surveillance des HAP sont nécessaires.
- Les épurateurs en circuit fermé peuvent présenter un avantage par rapport au carburant à faible teneur en soufre en ce sens que le traitement des eaux de lavage pour éliminer les particules peut également réduire le rejet, dans l'environnement, des HAP qui seraient autrement rejetés sous forme d'émissions de gaz d'échappement, du moins pour les HAP moins solubles dans l'eau.

Tableau 3. Solubilité des HAP dans l'eau (Monaco et coll., 2017)

HAP	Solubilité dans l'eau (mg/l à 25 °C)	Nombre d'anneaux
Naphtalène	31,6	2
Acénaphthylène	16	3
Fluorène	1,8	3
Acénaphthène	4,5	3
Phénanthrène	1,3	3
Anthracène	0,07	3
Fluoranthène	0,24	4
Pyrène	0,14	4
Benzo(a)anthracène	0,01	4
Chrysène	0,003	4
Benzo(b)fluoranthène	<0,001	5
Benzo(k)fluoranthène	<0,001	5
Benzo(a)pyrène	<0,001	5
Dibenzo(a,h)anthracène	<0,001	5
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	<0,001	6
Benzo(g,h,i)pérylène	<0,001	6

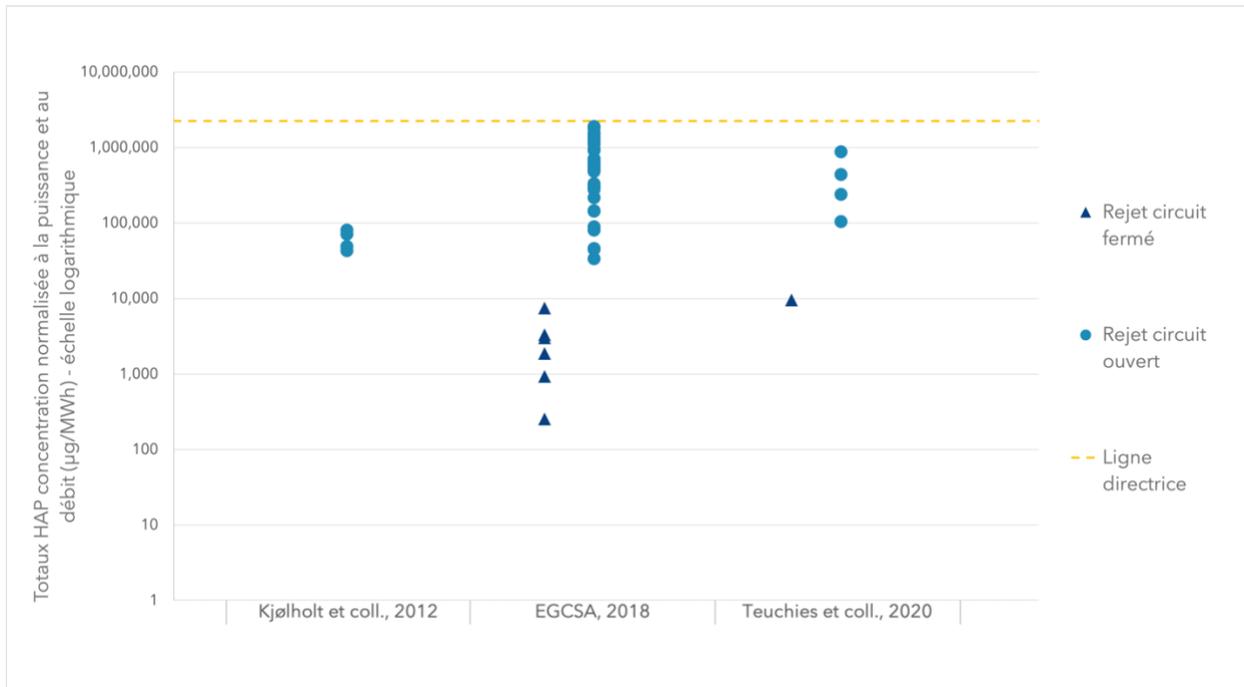


Figure 15. HAP totaux normalisés à la puissance et au débit ($\mu\text{g}/\text{MWh}$), comparés à la ligne directrice de l'OMI pour les HAP_{phe} ($2\,250\,000\ \mu\text{g}/\text{MWh}$).

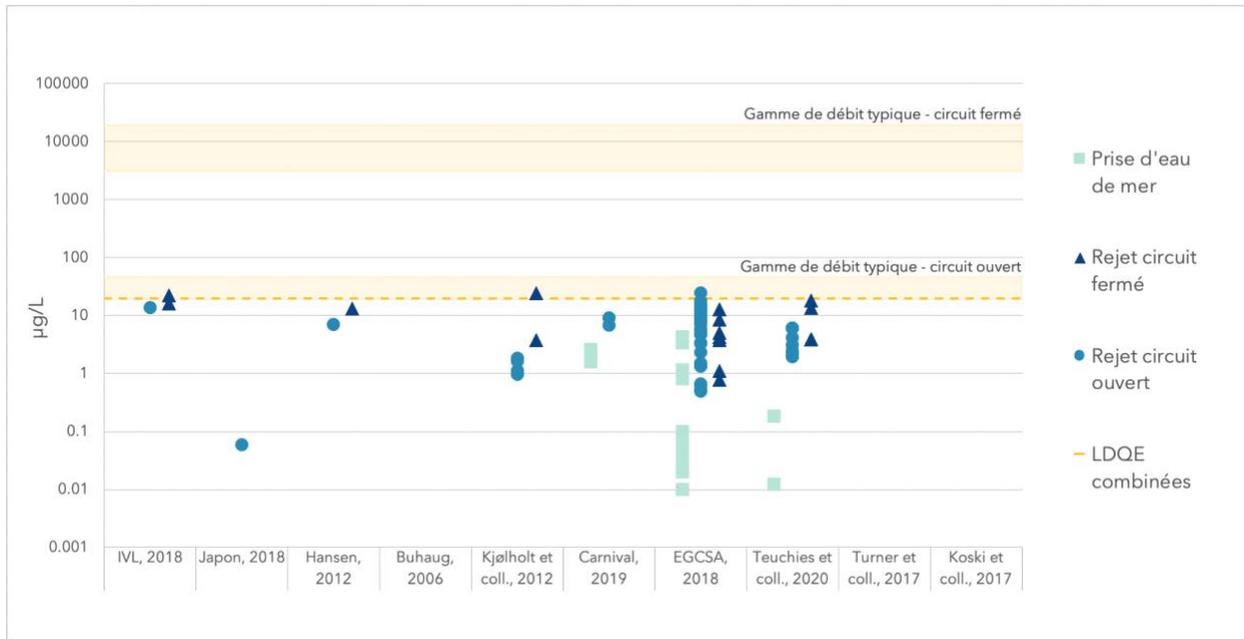


Figure 16. Concentration totale de HAP ($\mu\text{g/l}$), comparée à a) des concentrations à des débits typiques pour des systèmes en circuit ouvert (18,8 à 46,9 $\mu\text{g/l}$) et en circuit fermé (3 125 à 18 750 $\mu\text{g/l}$) et b) un échantillon illustratif des LDQE.

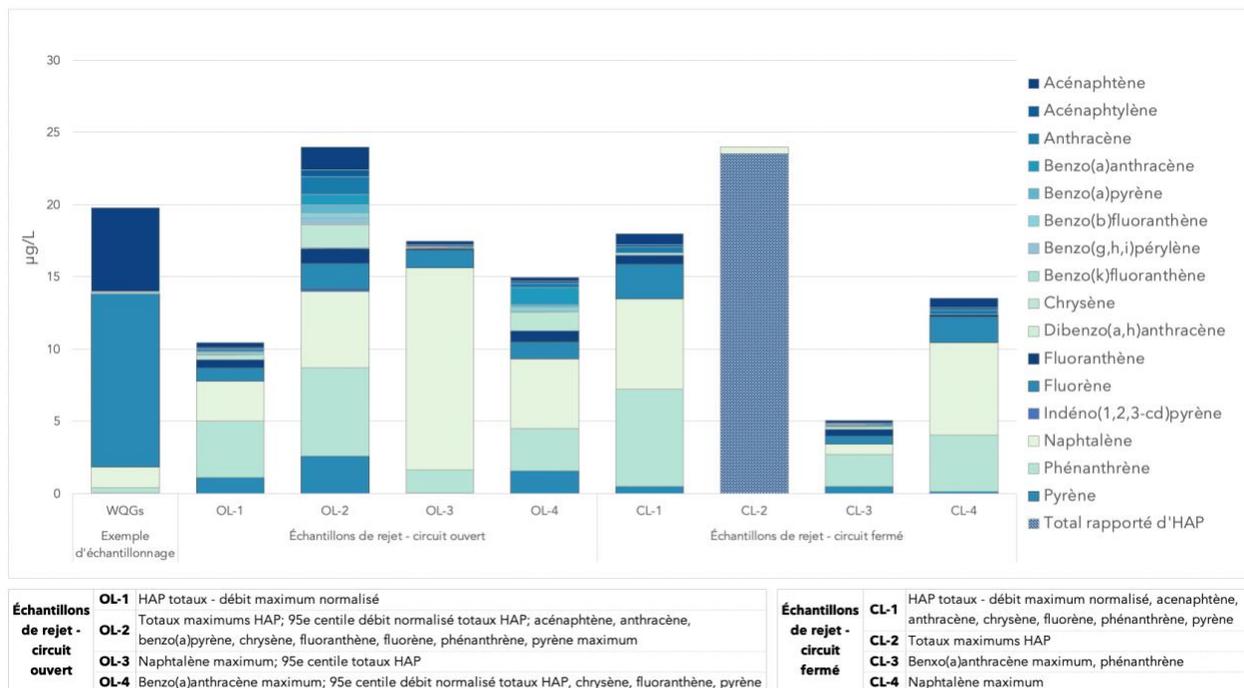


Figure 17. Concentration totale de HAP pour un sous-ensemble d'échantillons par rapport à un échantillon illustratif des LDQE.

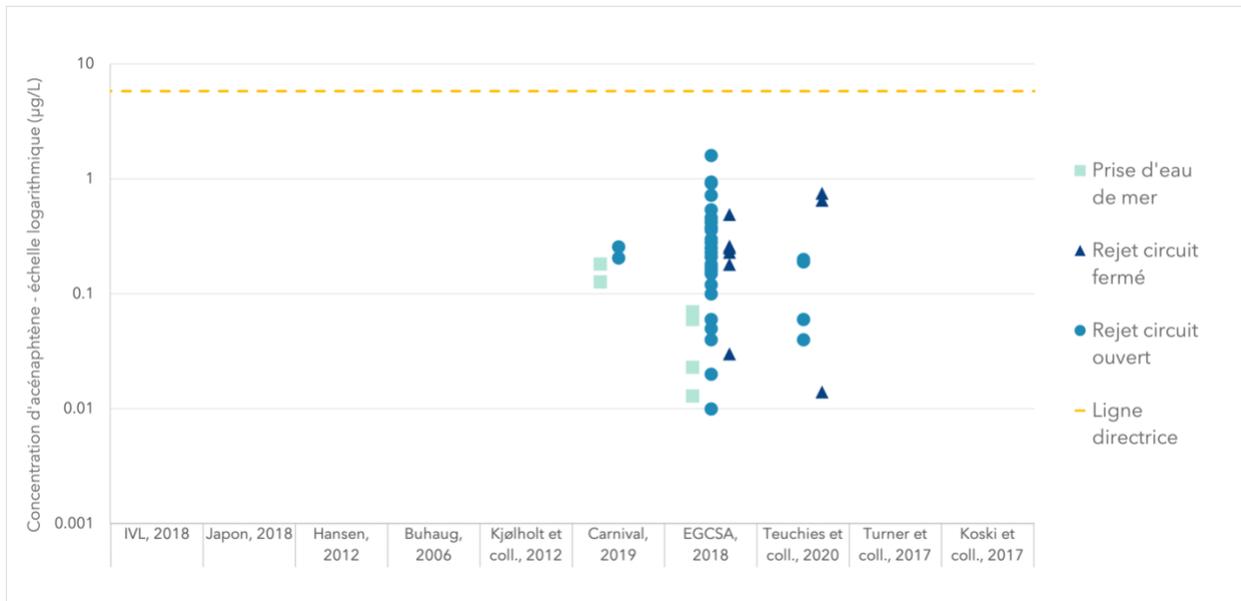


Figure 18. Résultats des études analytiques combinées pour l'acénaphthène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 5,8 µg/l.

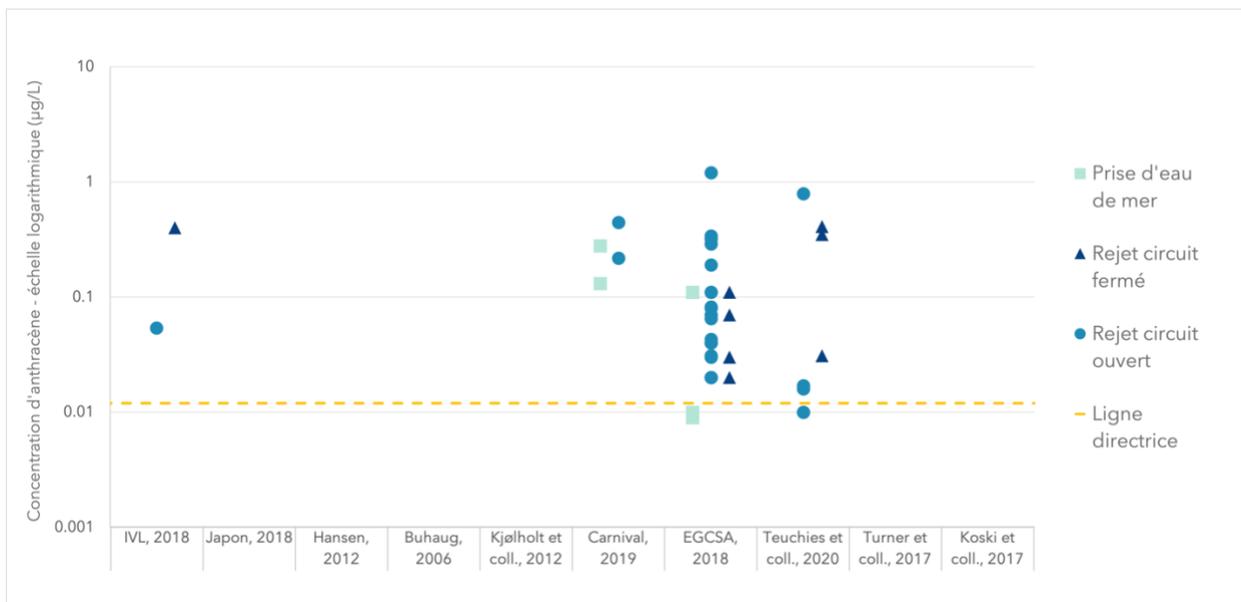


Figure 19. Résultats des études analytiques combinées pour l'anthracène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,012 µg/l

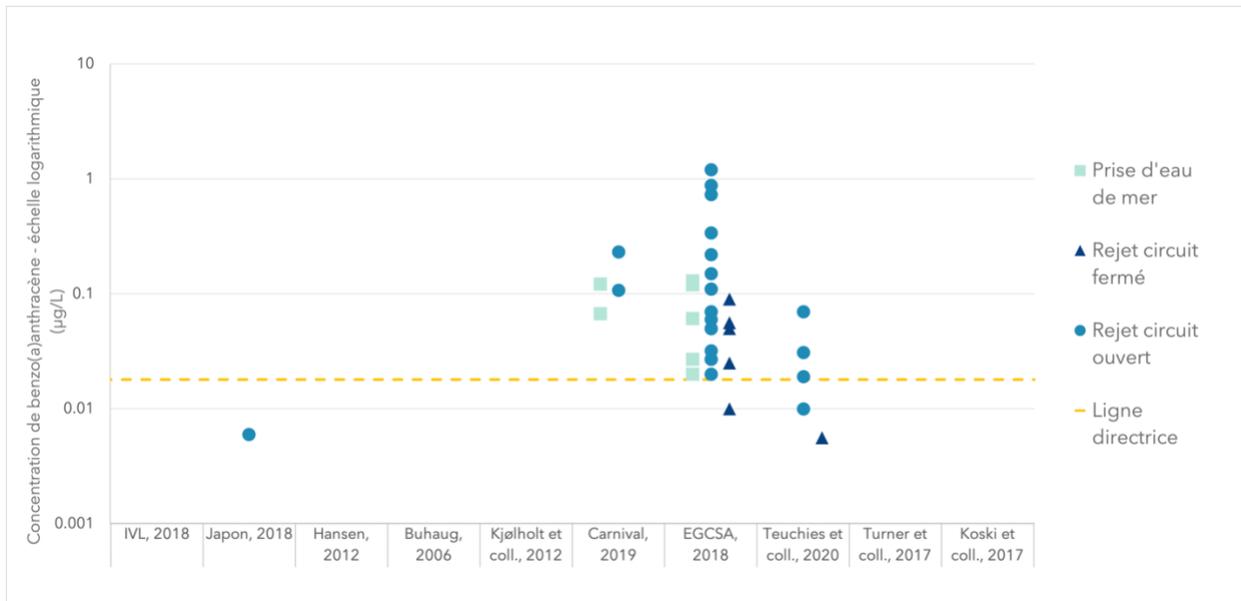


Figure 20. Résultats des études analytiques combinées pour le benzo(a)anthracène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,018 µg/l.

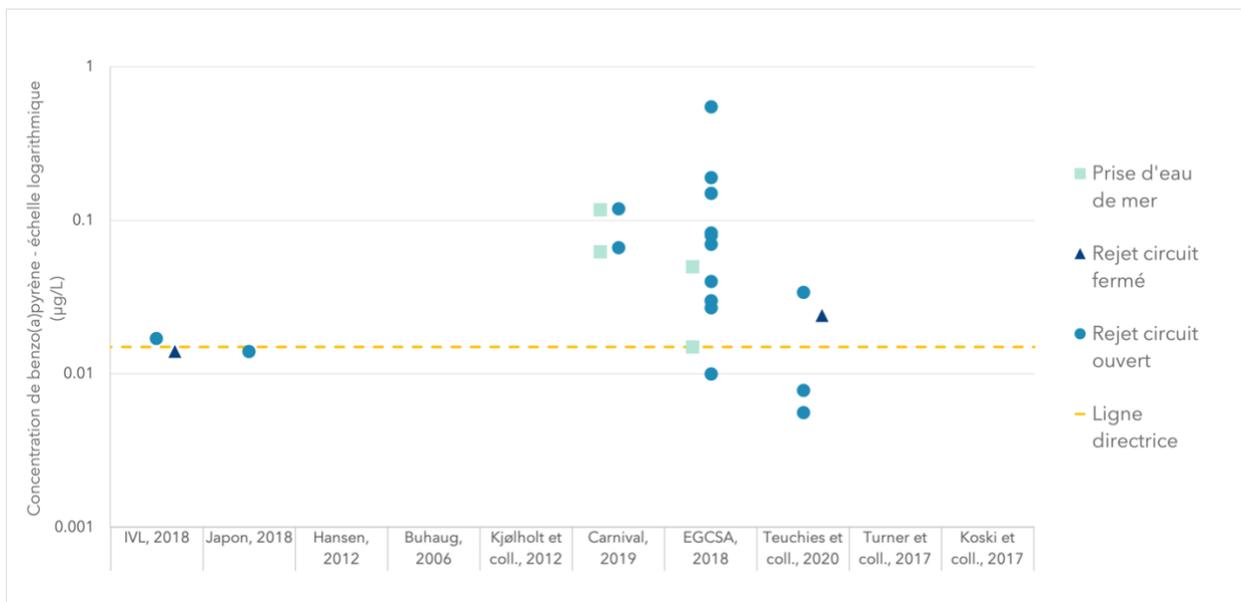


Figure 21. Résultats des études analytiques combinées pour le benzo(a)pyrène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 0,01 µg/l.

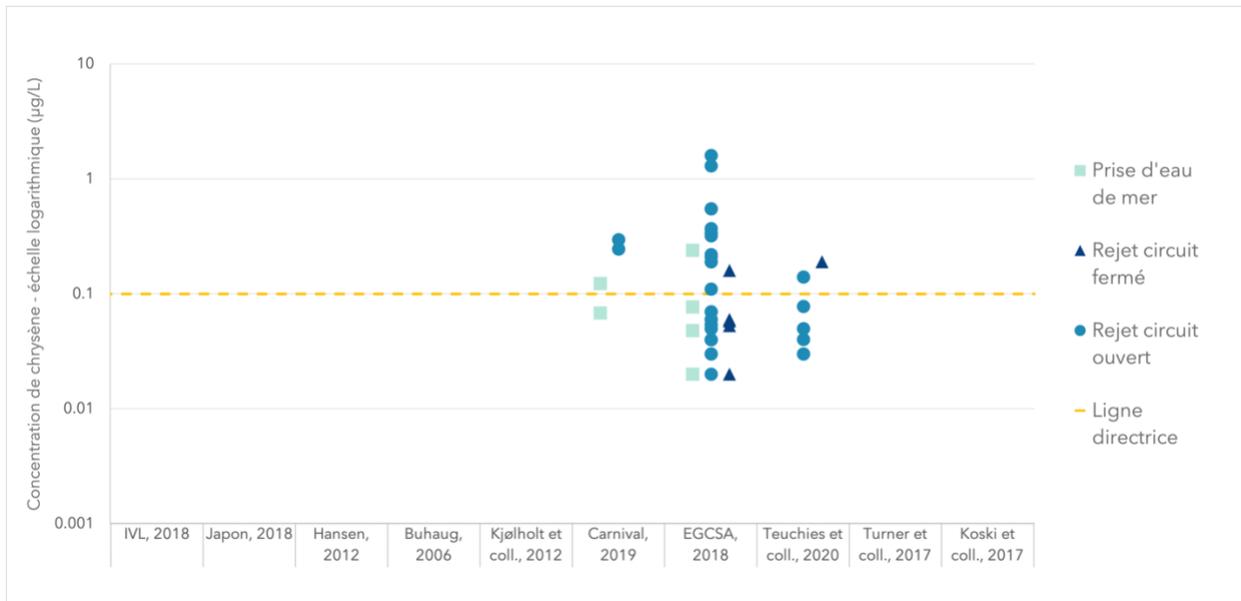


Figure 22. Résultats des études analytiques combinées pour le chrysène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 0,1 µg/l.

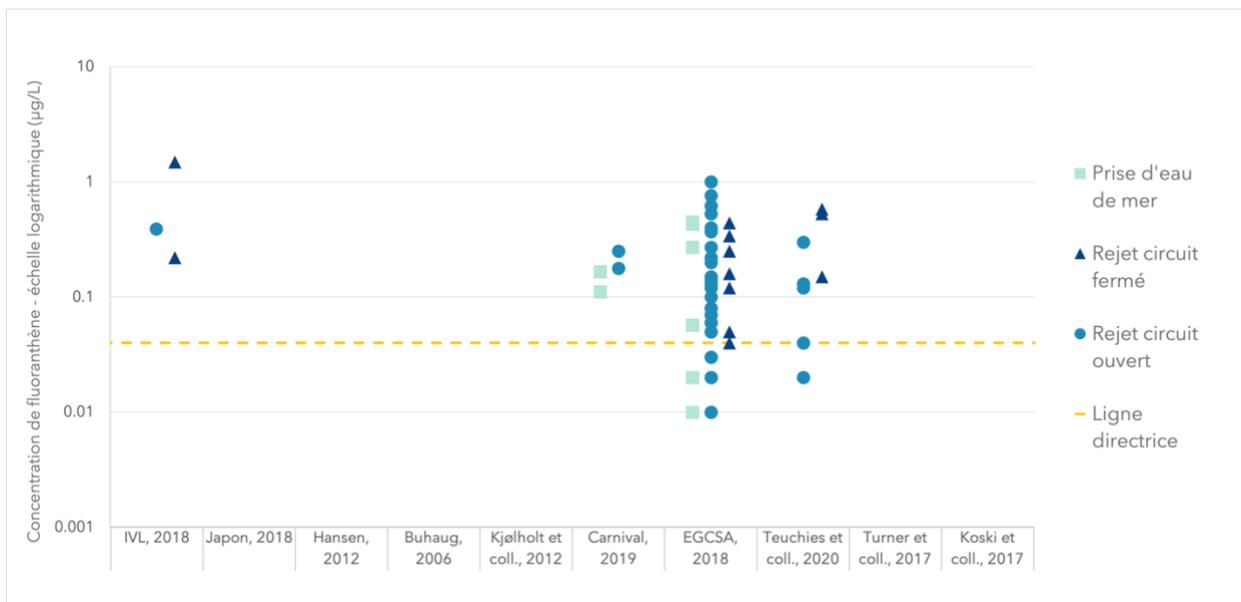


Figure 23. Résultats des études analytiques combinées pour le fluoranthène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,04 µg/l.

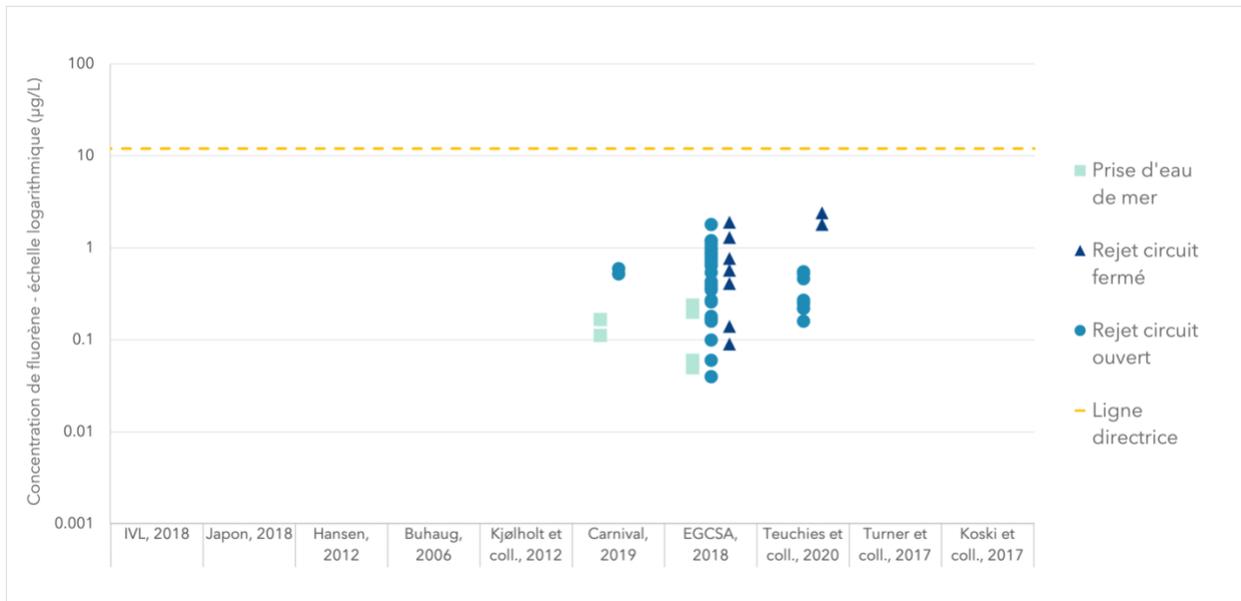


Figure 24. Résultats des études analytiques combinées pour le fluorène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à long terme : 12 µg/l.

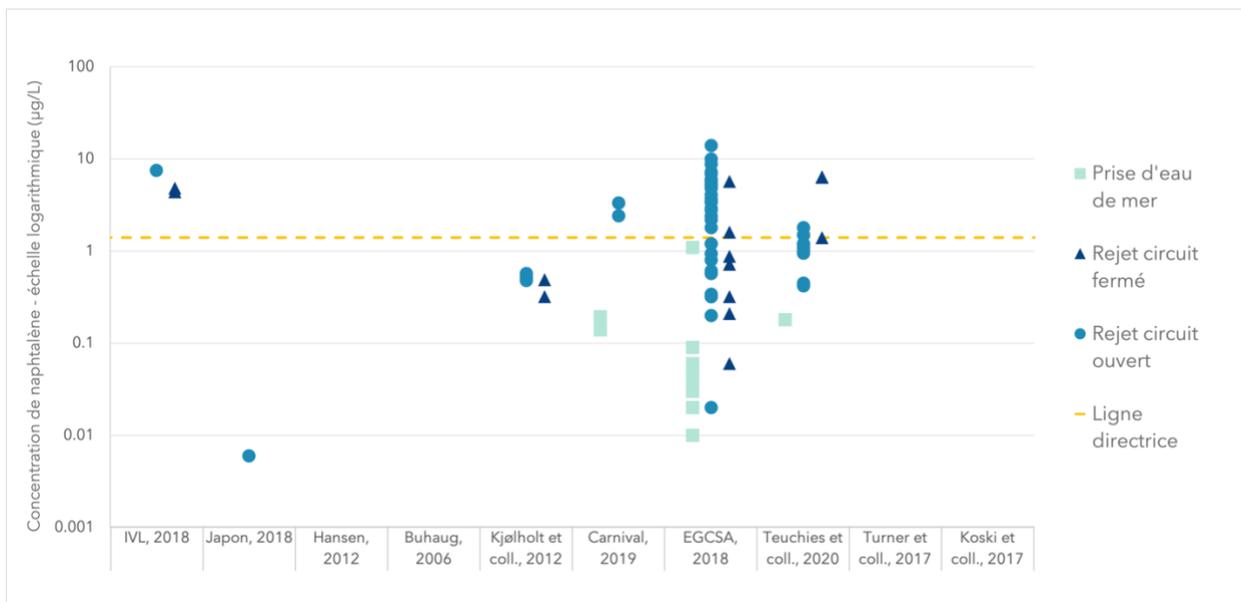


Figure 25. Résultats des études analytiques combinées pour le naphthalène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau marine à long terme : 1,4 µg/l.

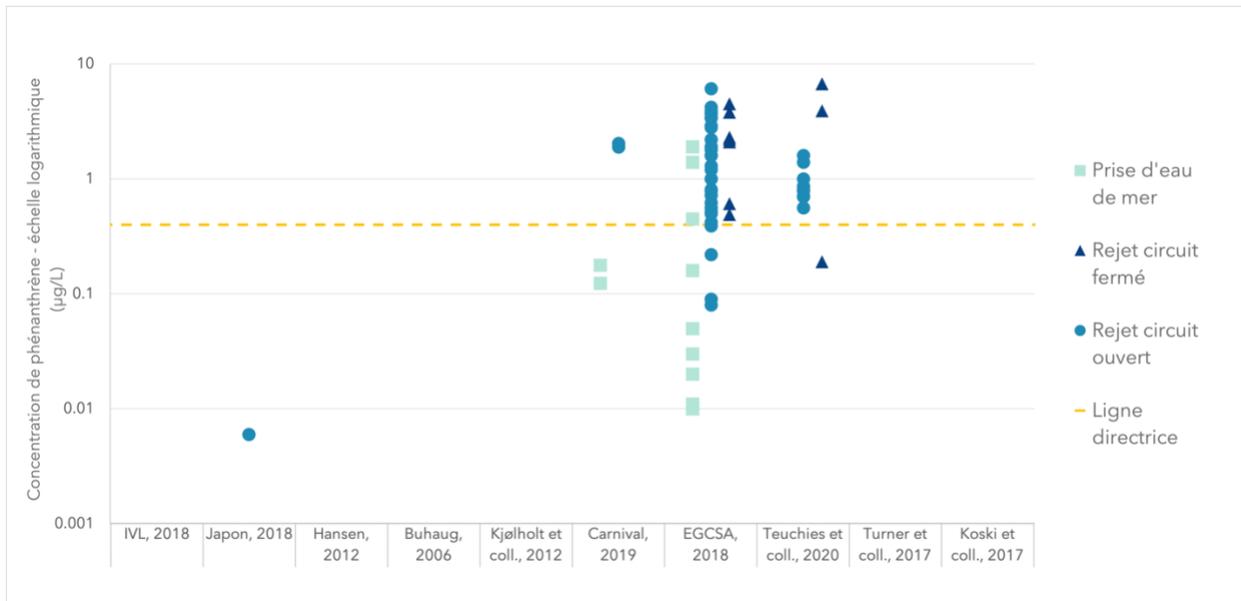


Figure 26. Résultats des études analytiques combinées pour le phénanthrène, comparés aux RCQE du CCME pour l'eau douce à long terme : 0,4 µg/l.

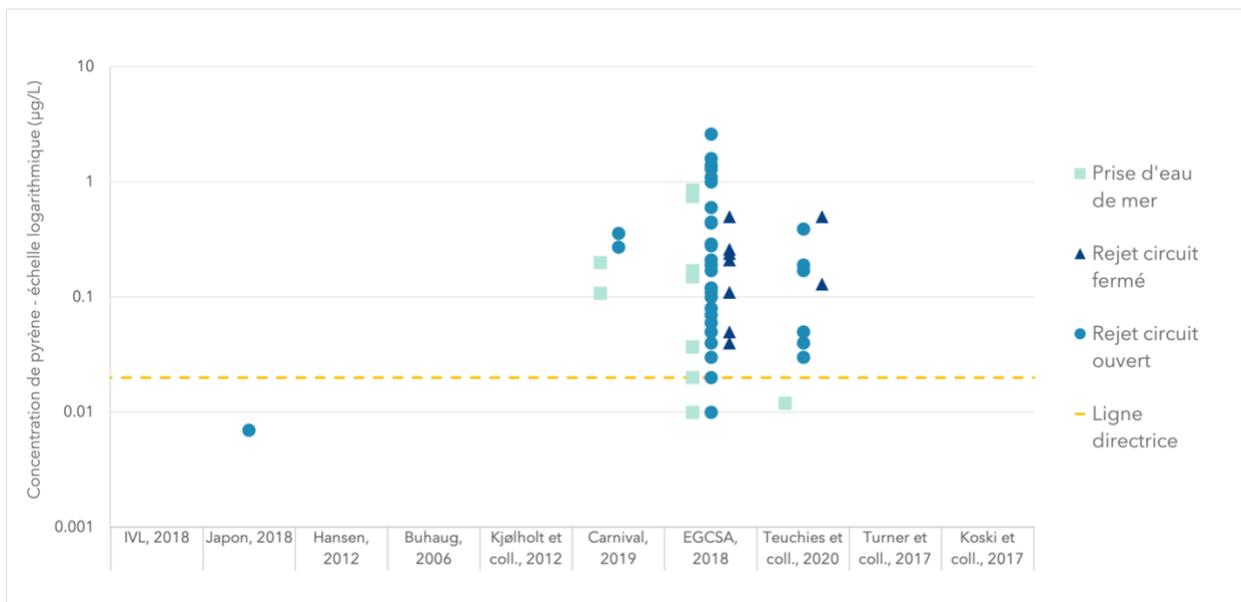


Figure 27. Résultats des études analytiques combinées pour le pyrène, comparés aux LDQE de la C.-B. pour l'eau marine à court terme : 0,02 µg/l.

6.0 Résumé des recommandations

Les objectifs de cette étude étaient de mieux comprendre comment les concentrations de polluants dans les eaux usées provenant des épureurs varient selon le type d'épureur et les opérations. La qualité de l'eau rejetée par les épureurs a été évaluée par rapport à des critères de référence, notamment les lignes directrices de l'OMI et les lignes directrices canadiennes pertinentes sur la qualité de l'eau, afin de tenir compte des lacunes des lignes directrices actuelles de l'OMI qui ne spécifient pas de limites de rejet pour les métaux et les HAP. Ces critères ont servi de base à la comparaison entre différentes études analytiques et ont été utilisés en référence aux lignes directrices sur la qualité environnementale établies pour la protection de la vie aquatique afin d'aider à caractériser les niveaux de pollution dans les eaux usées des épureurs.

Les principales conclusions et recommandations de cette évaluation sont :

- L'absence de rapports cohérents entre les études, y compris les données justificatives sur les paramètres opérationnels, pose des problèmes. L'utilisation de méthodes d'échantillonnage et de protocoles d'analyse normalisés, ainsi que de méthodes d'analyse à un niveau de sensibilité correspondant à celui des niveaux de concentration préoccupants, permettrait de mieux comprendre comment les polluants varient en fonction du type d'épureur et de son fonctionnement, et d'éclairer leur réglementation.
- Les rejets d'eaux de lavage à faible pH peuvent être gérés au point de rejet ou en comptant sur la dilution dans les eaux réceptrices, mais la contribution à l'acidification des océans reste un enjeu préoccupant.
- La contamination locale dans les eaux d'entrée entraîne des niveaux élevés dans les échantillons d'eaux usées des épureurs. Il est important de tenir compte de la contribution des contaminants présents dans les eaux d'entrée quand il y a une augmentation nette attribuable aux épureurs.
- Les épureurs en circuit fermé ne constituent pas nécessairement une meilleure solution que les épureurs en circuit ouvert en ce qui concerne les préoccupations relatives à la contamination des environnements locaux par les métaux en raison de leur concentration dans les eaux de lavage recyclées rejetées sous forme d'eau de purge concentrée. Alors que les préoccupations concernant les épureurs se sont concentrées sur les systèmes de lavage en circuit ouvert, le rejet intermittent de l'eau de purge concentrée des systèmes en circuit fermé est également préoccupant.
- Cette recherche fournit des données probantes supplémentaires soutenant l'hypothèse que les conditions de faible pH provoquent la lixiviation des composants métalliques dans le système d'épuration lui-même (tuyaux et raccords). Il est nécessaire d'améliorer les normes de conception des épureurs en utilisant des matériaux résistants à la corrosion afin de prévenir la lixiviation potentielle.
- Des faiblesses ont été constatées dans la ligne directrice actuelle de l'OMI sur les HAP, qui fixe une limite supérieure pour les HAP en utilisant des équivalents de phénanthrène (HAP_{phe}) par la méthode de détection par lumière ultraviolette (UV) et fluorescence. Il est nécessaire d'améliorer la

mesure et la surveillance des HAP en tenant compte des concentrations des HAP individuels dans les eaux usées des épurateurs.

- Le traitement des eaux usées pour éliminer les particules peut également éliminer les HAP liés aux particules, ces polluants étant capturés et éliminés sous forme de boues. Par conséquent, les épurateurs en circuit fermé dotés de systèmes de traitement des eaux usées peuvent présenter un avantage par rapport au carburant à faible teneur en soufre dans la mesure où ces HAP auraient autrement été libérés sous forme d'émissions de gaz d'échappement. Cependant, les carburants à faible teneur en soufre ont généralement des niveaux de HAP inférieurs à ceux du mazout lourd classique, de sorte que pour que cet effet soit bénéfique, la réduction des HAP par les épurateurs en circuit fermé devrait être plus importante que l'effet du passage aux carburants à faible teneur en soufre.

La comparaison des rejets des épurateurs avec les lignes directrices sur la qualité de l'eau dans cette étude est faite à des fins générales seulement et ne constitue pas une évaluation des répercussions environnementales résultant des rejets des épurateurs dans les eaux canadiennes. Les pistes de recherche futures comprennent une évaluation des répercussions environnementales à l'aide des lignes directrices, en tenant compte de la dilution dans les eaux réceptrices et de la charge totale de contaminants atteignant l'environnement marin, y compris des facteurs comme le nombre de navires utilisant des épurateurs, ainsi que la fréquence et les débits des eaux usées des épurateurs.

7.0 Références

- Administration portuaire Vancouver Fraser. (s.d.). Port Information Guide - Port of Vancouver, March 2022. Récupéré de : <https://www.portvancouver.com/wp-content/uploads/2022/03/2022-03-01-PORT-INFORMATION-GUIDE-3.pdf>
- Andersson, J. T. et Achten, C. (2015). *Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes*. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35 (2-4), p. 330-354. Récupéré de : <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>
- Bartman, G. (2016). *Scrubber Wash Water Monitoring Challenges and Solutions for PAH* - Présenté à l'EGSCA le 25 février 2016. Turner Designs Hydrocarbon Instruments. Récupéré de : <https://www.egcsa.com/wp-content/uploads/Turner-Designs-Hydrocarbon-Inst-EGCSA-Feb-2016.pdf>
- Britannia P&I. (2021). *List of scrubber discharge restrictions and bans*. Publié le 27 janvier 2020; mis à jour le 21 avril 2021.
- Buhaug, Ø., Fløgstad, H. et Bakke, T. (2007). *MARULS WP3: Washwater Criteria for seawater exhaust gas-SOx scrubbers (MEPC 56/INF.5, Annexe 1)*. Comité de protection du milieu marin de l'OMI.
- Carnival. (2019). *Compilation and Assessment of Lab Samples from EGCS Washwater Discharge on Carnival ships*. Carnival Corporation & PLC et DNV GL. Récupéré de : http://media.corporate-ir.net/media_files/irol/14/140690/carnival-dnvgl_washwater_analysis_2018.pdf
- CCME. (2007). *A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life 2007*. Canadian Environmental Quality Guidelines, Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 37 p. Récupéré de : <https://ccme.ca/en/res/protocol-for-the-derivation-of-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life-2007-en.pdf>
- CCME. (2022a). Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE) établissent des objectifs, qui reposent sur des bases scientifiques, pour la qualité des écosystèmes aquatiques et terrestres. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Récupéré de : <https://ccme.ca/fr/priorites-actuelles/recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-de-lenvironnement>
- CCME. (2022b). Tableau sommaire : Lignes directrices pour la qualité de l'eau pour la protection de la vie marine - eau douce. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Récupéré de : <https://ccme.ca/fr/tableau-sommaire>
- Comer, B., Elise Georgeff et Liudmila Osipova. (2020). *Air emissions and water pollution discharges from ships with scrubbers*. Conseil international pour un transport propre (ICCT). Récupéré de : <https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Air-water-pollution-scrubbers-dec2020.pdf>

- Compagnie minière IOC. (2021). *Notice To Ships Bound for Sept-Iles*. Compagnie minière IOC, services maritimes. Récupéré de : http://www.ironore.ca/data/65-iocv5/ressources/documents/sys_docs/notice_to_ship_bounds_-_2021_-_ver3.pdf
- Davis, W. J. (1993). *Contamination of coastal versus open ocean surface waters*. *Marine Pollution Bulletin*, 26 (3), p. 128-134. Récupéré de : [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(93\)90121-Y](https://doi.org/10.1016/0025-326X(93)90121-Y)
- EGCSA et Euroshore. (2018). *Report on analyses of water samples from Exhaust Gas Cleaning Systems (No. MEPC 73/INF.5 Annex)*. Comité de la protection du milieu marin, Organisation maritime internationale.
- EGCSA. (s.d.). *How is pH of the discharge water controlled?* Exhaust Gas Cleaning System Association (EGCSA): Technical Reference. Récupéré de : <https://www.egcsa.com/technical-reference/how-is-ph-of-the-discharge-water-controlled/>
- Gouvernement du Japon. (2019). *Report on the environmental impact assessment of discharge water from exhaust gas cleaning system - Soumis par le Japon*. Comité de la protection du milieu marin, OMI, MEPC 74/INF.24.
- Hansen, J. P. (2012). *Exhaust Gas Scrubber Installed Onboard MV Ficaria Seaways-Public Test Report, Environmental Project No. 1429*. Agence danoise de protection de l'environnement.
- Kjølholt, J., Stian Aakre, Carsten Jürgensen et Jørn Lauridsen. (2012). *Assessment of possible impacts of scrubber water discharges on the marine environment—Environmental Project No. 1431*. Agence danoise de protection de l'environnement.
- Koski, M., Stedmon, C. et Trapp, S. (2017). *Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: Potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa**. *Marine Environmental Research*, vol. 129, p. 374-385. Récupéré de : <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.06.006>
- Ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la Colombie-Britannique. (2020). *Water Quality Guidelines of B.C - Datasets-Data Catalogue*. Ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la Colombie-Britannique, Direction de la protection de l'eau et de la durabilité. Récupéré de : <https://catalogue.data.gov.bc.ca/dataset/water-quality-guidelines-of-b-c>
- Ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la Colombie-Britannique. (s.d.). *Fact Sheet: Long-Term Average vs. Short-Term Maximum Water Quality Guidelines*. Ministère de l'Environnement et de la Stratégie contre les changements climatiques de la Colombie-Britannique, Direction de la protection de l'eau et de la durabilité.
- Monaco, D., Chianese, E., Riccio, A., Delgado-Sanchez, A. et Lacorte, S. (2017). *Spatial distribution of heavy hydrocarbons, PAHs and metals in polluted areas. The case of "Galicia", Spain*. *Marine Pollution Bulletin*, 121 (1-2), p. 230-237. Récupéré de : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.003>

- OMI. (2007a). MEPC 56/4/1 : Comité de protection du milieu marin (MEPC), *Prevention of Air Pollution from Ships. Rapport du groupe de correspondance, soumis par les États-Unis.*
- OMI. (2007b). MEPC 56-WP.6 : Comité de protection du milieu marin (MEPC), *Prevention of Air Pollution from Ships.* Rapport du groupe de travail.
- OMI. (2015). Lignes directrices de 2015 sur les systèmes d'épuration des gaz d'échappement, Résolution MEPC.259(68), Annexe 1. Comité de la protection du milieu marin, Organisation maritime internationale.
- OMI. (s.d.). *OMI 2020 - Cutting sulphur oxide emissions.* Récupéré de : <https://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx>
- Teuchies, J., Cox, T. J. S., Van Itterbeeck, K., Meysman, F. J. R. et Blust, R. (2020). *The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports.* Environmental Sciences Europe, 32 (1), p. 103. Récupéré de : <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00380-z>
- Turner, D. R., Edman, M., Gallego-Urrea, J. A., Claremar, B., Hassellöv, I.-M., Omstedt, A. et Rutgersson, A. (2018). *The potential future contribution of shipping to acidification of the Baltic Sea.* Ambio, 47 (3), p. 368-378. Récupéré de : <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0950-6>
- Turner, D. R., Hassellöv, I.-M., Ytreberg, E. et Rutgersson, A. (2017). *Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences.* Elementa: Science of the Anthropocene, 5 (45). Récupéré de : <https://doi.org/10.1525/elementa.167>
- USEPA. (2011). Exhaust Gas Scrubber Washwater Effluent (EPA-800-R-11-006). US Environmental Protection Agency (USEPA), p. 46.
- Winnes, H., Mellin, A., Stripple, H., Yaramenka, K. et Zhang, Y. (2018). *Scrubbers: Closing the loop Activity 3: Summary Environmental analysis of marine exhaust gas scrubbers on two Stena Line ships.* IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.

Annexe A - Résumé des études incluses dans la méta-analyse

Tableau A-1 : Tableau de comparaison des études

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Épurateur (EGCS), détails du navire et du moteur										
Type d'épurateur	2 CF 1 CO	1 hybride	1 hybride	1 CO	1 hybride	CO (tous)	16 hybrides 5 CO 1 CF	2 hybrides 3 CO	CO	CO
Détails du navire	3 traversiers (Stena Britannica, Stena Transporter, Stena Forerunner)	Aucun - Moteur diesel expérimental, résultats extrapolés aux conditions d'un navire en grandeur réelle	1 traversier roulier (Ficaria Seaways)	1 pétrolier (Fjordshell)	1 traversier roulier (Ficaria Seaways)	53 navires de croisière	22 navires : 11 rouliers/rouliers à passagers 3 navires de croisière 3 pétroliers 2 porte-véhicules 1 polyvalent 1 roulier à conteneurs 1 porte-conteneurs	5 navires	1 traversier roulier (Magnolia Seaways)	1 traversier roulier (Magnolia Seaways)

¹ La seule étude incluse dans cette méta-analyse qui a fourni des résultats analytiques pour l'eau de purge.

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Portée géographique	Mer du Nord et mer Baltique	Les zones côtières japonaises, notamment la baie de Tokyo, la baie d'Ise et la mer intérieure de Seto	Navire opérant entre la Suède, la Norvège et le Royaume-Uni (mer du Nord et le Skagerrak)	Norvège	Navire opérant entre la Suède, la Norvège et le Royaume-Uni (mer du Nord et le Skagerrak)	Non spécifiée. Les destinations comprennent l'Australie, l'Alaska, les Bahamas, les Bermudes, le Canada et la Nouvelle-Angleterre, les Caraïbes, l'Europe, Hawaii, le Mexique, le transatlantique et le canal de Panama.	ZCE de la mer du Nord et de la mer Baltique (20 navires); mer Méditerranée (2 navires)	Belgique (port d'Anvers, estuaire de l'Escaut) et mer du Nord	Mer du Nord	Port de Copenhague
Détails du moteur (puissance)	Non spécifiée	Moteur diesel expérimental (4 temps 257 kW, vitesse moyenne)	Moteur MAN 21 MW à deux temps	Sulzer 6RND76, 10 400 kW (2 temps)	Moteur de 21 MW	Non spécifiée	Varie selon le navire	Détails des moteurs pour 2 des 5 navires, allant de 0,442 à 11,72 MWh	s/o	s/o
Charge du moteur	Charge d'un seul moteur (70-75 %)	Variable : 25 %, 30 %, 50 %, 80 %	Charge élevée - 85 % PMC	Charge élevée (90 % PMC) Faible charge (30 % PMC)	Charge élevée (85-90 %) Faible charge (40-45 %)	Non spécifiée	Varie selon les navires : de 10 % à 92 % (puissance continue maximale)	Non spécifiée	Non spécifiée	Non spécifiée
Type de carburant	Mazout lourd	Huile lourde de type C	Mazout lourd	Mazout lourd	Non spécifié	Non spécifié	IF380 résiduel	Non spécifié	Non spécifié	Non spécifié
Teneur en soufre (%)	Non spécifiée	2,24 %	2,2 %	2,7 %	2,2 % et 1,0 %	Non spécifiée	Varie selon les navires : de 0,96 % à 3,14 %	Variable : 1,13 %, 1,49 % et 1,75 %, s/o (2)	Non spécifiée	Non spécifiée
Eaux usées de l'épurateur - détails de l'échantillonnage										
Mode de fonctionnement de l'épurateur	CO et CF	CO	CO et CF	CO	CO et CF	CO	CO et CF	CO et CF	CO	CO
Mode en circuit ouvert	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

² Carnival Cruise Lines (n.d.). Récupéré sur <https://www.carnival.com/>

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Mode en circuit fermé	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Non	Non
Eau d'entrée/eau de mer (référence)	Non	Non - métaux Oui - HAP	Oui	Non	Oui ³	Oui	Oui (21 des 22 navires)	Oui	Non	Oui
Débit	Variable : 0,0028 m ³ /s (2) et 0,097 m ³ /s (1)	6 m ³ /h	Mode CO : 50 (aucune unité fournie) CF : s/o	50 et 150 (aucune unité fournie)	Hybride en CO : 1,000 m ³ /h	Non spécifié	Varie selon les navires : fourchette de 163 à 1332; « non enregistré »	Variable : varie de 0,536 à 146,18; s/o	Non spécifié	Non spécifié
Analyses⁴	Métaux, HAP, pH, turbidité, tests de toxicité	Métaux, HAP, tests de toxicité	Métaux, HAP totaux, azote total	pH, HCT, ⁵ HAP totaux, PCDD, ⁶ PCDF ⁷	Métaux, HAP, HCT, azote, soufre, pH, SS, ⁸ DCO ⁹	Métaux (totaux et dissous), HAP	Métaux, HAP, BTEX, ¹⁰ nitrate, nitrite	pH, métaux, HAP	Métaux	pH, Métaux
Données d'analyse disponibles	Fournies comme résultats d'analyse uniques pour chaque navire	Fournies comme résultats d'analyse uniques pour différentes charges de moteur	Fournies comme résultats d'analyse uniques pour chaque navire	Fournies comme résultats d'analyse uniques pour différentes charges de moteur	Fournies comme un résultat d'analyse unique	Fournies comme une moyenne de tous les échantillons recueillis sur plusieurs navires	Fournies comme un résultat d'analyse unique pour chaque navire et par conditions opérationnelles (41 résultats de rejet et 36 résultats d'entrée d'eau de mer)	Fournies comme un résultat d'analyse unique pour chaque navire et par conditions opérationnelles (41 résultats de rejet et 36 résultats d'entrée d'eau de mer)	Fournies comme un résultat d'analyse unique	Fournies comme un résultat d'analyse unique

³ Le résultat de référence pour l'eau de mer de Kjølholt et coll. (2012) a fourni une moyenne de deux échantillons prélevés sur deux jours différents.

⁴ Les résultats analytiques de l'étude Carnaval 2019 sont fournis en tant que moyenne de tous les navires/échantillons (moyenne, moyenne ajustée excluant les valeurs statistiques aberrantes). Les résultats de toutes les autres études sont fournis sous forme de résultats analytiques uniques pour chaque échantillon individuel.

⁵ HCT - Hydrocarbures totaux

⁶ PCDD - Polychlorodibenzodioxines (dioxines)

⁷ PCDF - Polychlorodibenzofurannes (furannes)

⁸ SS - Solides en suspension

⁹ DCO - Demande chimique en oxygène

¹⁰ BTEX - Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylène

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Application des données d'analyse dans l'étude originale	Comparaison entre les analyses chimiques et les concentrations prévues dans la zone de mélange après dilution et les critères de qualité de l'eau	Comparaison directe des résultats d'analyse avec les lignes directrices de l'OMI et les critères de qualité de l'eau	Comparaison directe des résultats d'analyse avec les lignes directrices de l'OMI	Fournit des renseignements généraux à l'appui des critères de rejet proposés, élaborés et soumis en tant que proposition au Comité de la protection du milieu marin (MEPC 55) de l'OMI	Comparaison directe des résultats d'analyse avec les normes de qualité de l'eau (pas d'ajustement pour l'eau de mer de référence ou le débit)	Comparaison des résultats « nets post-EGCS » (ajustés pour les concentrations dans l'eau de mer d'entrée) avec les normes de qualité de l'eau. Utilise les résultats pour les métaux dissous	Comparaison des résultats normalisés pour chaque navire (à un débit d'eau de lavage de 45 m ³ /MWh) avec les normes de qualité de l'eau	Évaluation de l'incidence des effluents des épurateurs sur la qualité de l'eau à l'aide de différents scénarios de traitement et de concentration des eaux usées pour les modes en circuit fermé et en circuit ouvert	Évaluation du rejet de cuivre, de zinc et de vanadium dans les eaux de surface	Évaluation des effets biologiques des contaminants présents dans les effluents des épurateurs sur le plancton marin
Lignes directrices utilisées dans l'étude										
Lignes directrices de l'OMI sur les systèmes d'épuration des gaz d'échappement - critères de rejet	Résolution MEPC.259(68) de l'OMI, Lignes directrices de 2015	Résolution MEPC.259(68) de l'OMI, Lignes directrices de 2015	Résolutions MEPC.170(57) et MEPC.184(59) de l'OMI, Lignes directrices de 2008 et 2009	Résolution MEPC.130(53) de l'OMI - <i>Des critères spécifiques aux rejets d'eaux de lavage cités sont en cours d'élaboration</i>	Résolution MEPC.184(59) de l'OMI, Lignes directrices de 2009	Résolution MEPC.259(68) de l'OMI, Lignes directrices de 2015	Résolution MEPC.259(68) de l'OMI, Lignes directrices de 2015	s/o	s/o	s/o
Qualité environnementale	Normes de qualité environnementale (NQE) pour les polluants prioritaires dans la Directive-cadre sur l'eau de l'UE (2000/60/CE)	<i>Loi fondamentale sur l'environnement</i> du Japon - Normes de qualité environnementale de l'eau	s/o	Normes de qualité de l'eau (NQE) de l'USEPA; Normes de qualité environnementale de l'UE (NQE)	Normes de qualité environnementale (NQE), Directive-cadre sur l'eau de l'UE (2008/105/CE); Normes de qualité nationales danoises (ordre légal n° 1022)	Normes relatives aux eaux de surface, Directive-cadre sur l'eau de l'UE (2013/39/UE)	s/o	Normes de qualité environnementale (NQE), Directive-cadre sur l'eau de l'UE (2013/39/UE)	Valeurs de concentrations prédites sans effet utilisées dans les évaluations des risques dans l'UE (pour le cuivre et le zinc)	<i>Fait référence aux normes de qualité environnementale de l'UE (2008) en conclusion, mais ne fournit pas de comparaison directe</i>

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Qualité de l'eau potable	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	Normes de l'UE relatives à l'eau potable (directive 98/83/CE du Conseil); Normes de l'USEPA sur l'eau potable (2016), Lignes directrices de l'OMS sur la qualité de l'eau potable (2018)	Lignes directrices de l'OMS pour la qualité de l'eau potable (2017)	s/o	s/o	s/o
Effluents de l'industrie	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o	Directive de l'UE sur les émissions industrielles, normes relatives aux eaux usées provenant de l'épuration des gaz résiduels des installations d'incinération (2018); Ordonnance allemande relative aux eaux usées, limitations des eaux usées de sources ponctuelles terrestres provenant du traitement de déchets biologiques (2016)	Directive 2010/75/EU - Limites de l'Union européenne pour les rejets d'eaux usées provenant de l'épuration des gaz résiduels des installations d'incinération (métaux)	s/o	s/o	s/o

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
Qualité des boues	s/o	s/o	s/o	s/o	Normes de qualité danoises (ordre légal n° 1650) et allemandes sur l'épandage de boues sur les sols agricoles	s/o	s/o	s/o	s/o	s/o
Conclusions de l'étude <i>Évaluation globale de l'incidence des eaux usées des épurateurs sur le milieu marin</i> <i>Résultats notables sur les variations de la qualité des eaux usées</i>	<p>Les effluents des épurateurs en circuit ouvert et en circuit fermé présentent des risques pour l'environnement marin. Les risques liés aux épurateurs en circuit ouvert ont été jugés nettement plus élevés.</p> <p>Comme le pH et l'alcalinité ne différaient pas de ceux de l'eau de mer propre, il a été conclu que les effets étaient principalement dus à la toxicité de l'eau des effluents plutôt qu'à l'acidification.</p>	<p>Les eaux usées des épurateurs n'auront pas d'effet négatif sur les normes environnementales stipulées en matière de pH, d'azote total, de phosphore total et de demande chimique en oxygène (DCO).</p> <p>Les risques que présentent les épurateurs pour le milieu marin et les organismes aquatiques sont acceptables ou négligeables, tant à court qu'à long terme.</p> <p>On suppose que des niveaux plus élevés de fer et de zinc ont été lessivés des tuyaux en acier dans les lignes de rejet en</p>	<p>Les eaux usées sont conformes aux lignes directrices de l'OMI pour un épurateur hybride fonctionnant à la fois en circuit ouvert et fermé.</p>	<p>À noter qu'il existe peu de critères/normes qui touchent directement les rejets des épurateurs des navires. Propose des valeurs de critères de rejet des eaux usées.</p> <p>Fait mention de l'épurateur lui-même comme une source possible de métaux élevés dans l'eau des effluents de l'épurateur.</p>	<p>Les substances dangereuses étaient inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) et ne suscitaient pas de préoccupations écologiques dans trois scénarios de modélisation.</p> <p>Les eaux de lavage des épurateurs ont des effets négligeables à marginaux sur l'acidification des océans et le pouvoir tampon de l'eau de mer.</p> <p>Les niveaux élevés de cuivre et de zinc sont inattendus compte tenu du carburant utilisé, ce qui suggère une</p>	<p>Les polluants présents dans les eaux de lavage se situent bien dans la fourchette spécifiée par les différentes normes de qualité de l'eau.</p> <p>L'étude conclut que l'utilisation d'épurateurs est un moyen sûr et efficace de respecter les exigences de l'OMI en matière de plafonnement du soufre pour 2020.</p> <p>La qualité de l'eau de lavage semble être encore améliorée par une meilleure filtration du système, cependant cette observation est fondée sur un petit nombre</p>	<p>Les rejets d'eaux de lavage de divers navires répondent aux critères de la convention MARPOL, de l'OMS et de la directive-cadre européenne sur l'eau.</p> <p>Recommande que tous les programmes et protocoles futurs soient conçus en tenant compte à la fois des pratiques exemplaires et des mesures pratiques et économiques (y compris l'utilisation d'équipements spécialisés, les méthodes de laboratoire et d'essai, et la durée de</p>	<p>Les concentrations de la plupart des HAP et de tous les métaux dans l'eau de purge en circuit fermé dépassaient largement les normes de qualité de l'eau et l'on s'attend à ce qu'elles soient extrêmement toxiques pour la plupart des organismes aquatiques. Cependant, si l'on tient compte de la dilution, presque aucun composé ne dépassera les normes de qualité de l'eau, ce qui signifie qu'aucune toxicité aiguë n'est attendue.</p> <p>L'utilisation d'épurateurs en circuit ouvert</p>	<p>Les concentrations de cuivre et de zinc dans les effluents des épurateurs en circuit ouvert sont bien supérieures aux valeurs de concentrations estimées sans effet utilisées dans les évaluations des risques dans l'UE (respectivement 2,5 et 21 fois supérieures aux rejets de la peinture antisalissure).</p> <p>Les rejets d'effluents ne sont pas traités de manière adéquate en termes d'harmonisation avec la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) de l'UE ou ne sont</p>	<p>Observation des effets néfastes des eaux usées des épurateurs sur le plancton. Les effets étaient liés à la dilution, ce qui suggère qu'une dilution rapide des effluents des épurateurs pourrait garantir que les répercussions sont minimales et comparables à ceux des dépôts atmosphériques.</p>

	IVL, 2018	Japon, 2018	Hansen, 2012	Buhaug, 2006	Kjølholt et coll., 2012	Carnaval 2019	EGCSA et Euroshore 2018	Teuchies et coll., 2020 ¹	Turner et coll., 2017	Koski et coll., 2017
		raison du faible pH des eaux de lavage.			contamination provenant d'une source non identifiée.	d'échantillons et ne constitue pas une conclusion définitive. Les domaines à approfondir comprennent la quantification de l'accumulation des paramètres des eaux de lavage dans l'eau de mer et la détermination des répercussions potentielles sur la vie marine.	conservation des échantillons).	comme technologie de réduction ne réduira pas la contribution des émissions de gaz d'échappement du transport maritime à l'acidification des océans.	pas soumis à l'évaluation des risques environnementaux qui est normalement requise pour les rejets potentiellement polluants au sein de l'Union européenne.	