

1
2
3
4
5
6
7
8
9

**PROTCOLE D'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS POUR LA
QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT VISANT LA PROTECTION DES
MAMMIFÈRES MARINS SUPERPRÉDATEURS CONTRE LES
SUBSTANCES BIOACCUMULABLES**

ÉBAUCHE POUR EXAMEN SEULEMENT – NE PAS CITER OU COPIER

10 **NOTE AU LECTEUR**

11
12 Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) est le principal forum
13 intergouvernemental qui, sous la direction des ministres, mène une action concertée dans des
14 dossiers environnementaux d'intérêt national et international.

15
16 Ce document a été développé par le sous-comité du protocole sur les mammifères marins du
17 groupe de travail technique sur les contaminants pour l'épaulard résident du Sud. Le financement
18 a été assuré par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), Pêches et Océans
19 Canada, et le ministère de l'Environnement et des Parcs de la Colombie-Britannique.

20
21 CCME remercie les différents pairs évaluateurs pour leurs précieux commentaires, notamment
22 Marie-Odile Fouchécourt pour avoir fourni des informations sur l'évaluation des risques pour la
23 santé humaine.

24
25 Les sections 5, 6 et 7 du présent document sont intégralement reproduites de la publication *A*
26 *framework for the derivation of environmental quality guidelines that protect apex marine*
27 *mammals from persistent organic pollutants (POPs)* (McTavish et coll., 2024), avec des
28 modifications mineures.

29
30 This document is also available in English.

31
32
33 **AVIS**

34 Le présent document vise uniquement à fournir une orientation générale, et non à établir des droits
35 ou des obligations juridiques ni à influencer sur ceux qui sont en vigueur. Il n'a pas pour objet d'établir
36 une norme obligatoire, ni d'interdire les solutions différentes de celles qu'il propose, et ne vise pas
37 à influencer de manière déterminante sur les questions abordées. Les décisions applicables à tout cas
38 particulier seront prises dans le respect des lois et des règlements en vigueur, sur la base de faits
39 précis, lorsque des règlements seront promulgués, ou des permis délivrés.

40 **TABLE DES MATIÈRES**

41	NOTE AU LECTEUR	i
42	AVIS	i
43	LISTE DES TABLEAUX	iii
44	LISTE DES FIGURES	iii
45	GLOSSAIRE	iv
46	LISTE DES ACRONYMES	vi
47	1. INTRODUCTION	1
48	1.1 Contexte	3
49	1.2 Principes directeurs.....	3
50	2. SÉLECTION DE SUBSTANCES POUR L'ÉLABORATION DE	
51	RECOMMANDATIONS	4
52	2.1 Considérations sur les mélanges	4
53	2.2 Exigences minimales en matière de données.....	5
54	3. CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'UTILISATION	5
55	3.1 Dépassements des recommandations.....	5
56	3.2 Choix de la recommandation à appliquer	5
57	3.3 Recommandations ou objectifs propres au site.....	6
58	3.4 Recommandations pour la qualité de l'environnement inférieures aux concentrations	
59	ambiantes.....	7
60	4. COMPILATION DES RENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX	7
61	4.1 Recherche documentaire.....	7
62	4.2 Concentrations dans l'environnement.....	8
63	4.3 Méthodes d'analyse	8
64	4.4 Facteurs de bioaccumulation.....	9
65	4.5 Mode d'action toxique	9
66	5. CALCUL D'UNE VALEUR TOXICOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE POUR LES	
67	MAMMIFÈRES MARINS	9
68	5.1 Définition et calcul d'une valeur toxicologique de référence.....	9
69	5.2 Sélection d'un point de départ	10
70	5.3 Sélection des facteurs d'incertitude	11
71	5.4 Calcul de la valeur toxicologique de référence pour les mammifères marins	12
72	5.5 Prise en compte des effets cancérogènes	13

73	6. ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DANS D'AUTRES MILIEUX	
74	ENVIRONNEMENTAUX.....	14
75	6.1 Vue d'ensemble	14
76	6.2 Facteur de bioamplification – rapport mammifères marins-proies.....	15
77	6.3 Facteur de bioaccumulation – rapport proies-eau.....	18
78	6.4 Estimation des concentrations de sédiments.....	19
79	6.5 Critères pour les autres modèles	21
80	7. CALCUL DES RECOMMANDATIONS CANADIENNES DÉFINITIVES POUR	
81	LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT	22
82	7.1 Recommandation pour l'alimentation.....	22
83	7.2 Recommandation pour la qualité des eaux	22
84	7.3 Recommandation pour la qualité des sédiments.....	23
85	7.4 Examen du poids de la preuve	24
86	RÉFÉRENCES	25
87	ANNEXES.....	29
88	Annexe A – Compilation et évaluation des données sur la toxicité	29
89	Annexe B – Valeurs d'entrée du modèle basé sur l'individu et estimations des rapports entre	
90	la prise alimentaire et le poids corporel.....	32
91		
92		
93	LISTE DES TABLEAUX	
94	Tableau 1. Facteurs de bioamplification moyens du petit (basés sur le poids humide) pour une	
95	gamme de valeurs de K_{oc}	17
96		
97		
98	LISTE DES FIGURES	
99	Figure 1. Étapes générales pour l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité	
100	de l'environnement visant la protection des mammifères marins superprédateurs contre les	
101	contaminants organiques toxiques, bioaccumulables et persistants	2
102	Figure 2. Voies d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement pour les	
103	tissus des proies, l'eau et les sédiments à partir d'une valeur toxicologique de référence de	
104	substitution.....	15

GLOSSAIRE

105
106
107
108
109
110
111
112
113
114
115
116
117
118
119
120
121
122
123
124
125
126
127
128
129
130
131
132
133
134
135
136
137
138
139
140
141
142
143
144
145
146
147
148

bioaccumulation : processus par lequel les organismes aquatiques accumulent des substances chimiques directement dans l'eau ou par la consommation d'aliments contenant ces substances (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement [CCMRE], 1987).

bioamplification : processus de bioconcentration et de bioaccumulation par lequel les concentrations tissulaires de substances chimiques augmentent alors que les substances passent à un ou deux niveaux trophiques supérieurs. Ce terme implique un transfert efficace de substances chimiques de l'aliment au consommateur, de sorte que les concentrations de résidus augmentent systématiquement d'un niveau trophique à l'autre (CCMRE, 1987).

bioconcentration : processus par lequel il y a une accumulation nette d'une substance chimique provenant directement de l'eau dans les organismes aquatiques, résultant de l'absorption (p. ex., par les branchies ou le tissu épithélial) et de l'élimination simultanées (CCMRE, 1987).

biomarqueur : mesure physiologique, histologique ou biochimique indiquant qu'un organisme a subi un stress dû à l'exposition à des contaminants.

biosurveillance : surveillance des composantes biologiques des écosystèmes (p. ex., biomarqueurs, présence ou absence d'espèces, diversité) afin d'estimer le stress subi par l'organisme ou l'écosystème.

facteur d'amplification trophique (FAT) : facteur de bioamplification (FBAM) moyen pondéré selon l'alimentation des résidus chimiques dans les réseaux trophiques.

K_{co} : coefficient de partage carbone organique-eau. Il s'agit d'un paramètre utilisé pour exprimer la mesure dans laquelle une substance chimique organique se sépare entre la phase sol ou sédiment et la phase solution.

K_{oc} : coefficient de partage octanol-eau. Il s'agit du rapport entre la solubilité d'une substance chimique dans le *n*-octanol et dans l'eau à l'équilibre. Le logarithme du K_{oc} est utilisé comme indication de la propension d'une substance chimique à la bioconcentration par les organismes aquatiques (CCMRE, 1987).

mammifère marin superprédateur : espèce de mammifères marins et groupe fonctionnel d'espèces au sommet de la chaîne alimentaire (réseau trophique) sans prédateurs naturels dans son environnement.

mode d'action (MA) : mécanisme cellulaire ou moléculaire par lequel une substance toxique exerce ses effets néfastes sur un organisme.

poids de la preuve (PP): méthode de prise de décision qui implique la prise en compte de multiples sources d'information et éléments de preuve.

149 **point de départ (PD)** : point d'un ensemble de données toxicologiques dose-réponse
150 correspondant généralement à un niveau d'effet faible ou nul estimé (p. ex., limite de confiance
151 inférieure de la dose repère [DRL], concentration inhibitrice 10 [CE₁₀], dose sans effet nocif
152 observé [DSENO] ou dose minimale avec effet nocif observé [DMENO]).

153
154 **recommandation pour la qualité de l'environnement (RQE)**: concentration en nombre ou
155 énoncé circonstancié dérivé scientifiquement décrivant ce qui est considéré comme une protection
156 des valeurs désignées dans les conditions ambiantes.

157
158 **résidu tissulaire** : substance chimique présente dans les tissus du biote aquatique, tels que les
159 poissons, les mollusques et les crustacés, les invertébrés et les plantes aquatiques, sur la base du
160 poids humide du corps entier.

161
162 **valeur toxicologique de référence (VTR)** : paramètre utilisé pour évaluer quantitativement les
163 risques potentiels pour la santé humaine ou l'environnement associés à l'exposition à une
164 substance chimique ou à un contaminant préoccupant.

ÉBAUCHE POUR EXAMEN SEULEMENT – NE PAS CITER OU COPIER

165 **LISTE DES ACRONYMES**

166

167 ADME absorption, distribution, métabolisme et excrétion

168 ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry

169 BC ENV ministère de l'Environnement et de la Stratégie de lutte contre les changements
170 climatiques de la Colombie-Britannique

171 BESL béluga de l'estuaire du Saint-Laurent

172 BPC biphényle polychloré

173 CCME Conseil canadien des ministres de l'environnement

174 CCMRE Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement

175 CE_x concentration avec effet causant une réponse dans x % des organismes à l'étude

176 CMAT concentration maximale acceptable de toxiques

177 CO carbone organique

178 COT carbone organique total

179 DMENO dose minimale avec effet nocif observé

180 DR dose repère

181 DRL limite de confiance inférieure de la dose repère

182 DSENO dose sans effet nocif observé

183 ECCC Environnement et Changement climatique Canada

184 EDP éther diphénylique polybromé

185 FABS facteur d'accumulation biote-sédiment

186 FAT facteur d'amplification trophique

187 FBA facteur de bioaccumulation

188 FBAM facteur de bioamplification

189 FI facteur d'incertitude

190 HAP hydrocarbure aromatique polycyclique

191 K_{co} coefficient de partage carbone organique-eau

192 K_{oc} coefficient de partage octanol-eau

193 LDM limite de détection de la méthode

194 MA mode d'action

195 MBI modèle basé sur l'individu

196 MD méthode de détection

197 MPO Pêches et Océans Canada

198	PA : PC	rapport entre la prise alimentaire et le poids corporel
199	PC	poids corporel
200	PD	point de départ
201	POP	polluant organique persistant
202	PP	poids de la preuve
203	RA _{mm}	recommandation pour l'alimentation visant la protection des mammifères marins
204	RCA _{mm}	Recommandation canadienne pour l'alimentation visant la protection des
205		mammifères marins
206	RCQE _{mm}	Recommandation canadienne pour la qualité de l'environnement visant la
207		protection des mammifères marins
208	RCQE _{a_{mm}}	Recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant la protection des
209		mammifères marins
210	RCQSe _{mm}	Recommandation canadienne pour la qualité des sédiments visant la protection des
211		mammifères marins
212	RQE	recommandation pour la qualité de l'environnement
213	RQE _{a_{mm}}	recommandation pour la qualité des eaux visant la protection des mammifères
214		marins
215	RQE _{mm}	recommandation pour la qualité de l'environnement visant la protection des
216		mammifères marins
217	RQSA	relation quantitative structure-activité
218	RQSe _{mm}	recommandation pour la qualité des sédiments visant la protection des mammifères
219		marins
220	SPFA	substances per et polyfluoroalkylées
221	TBP	toxique, bioaccumulable et persistant
222	US EPA	United States Environmental Protection Agency
223	VTR	valeur toxicologique de référence

224 1. INTRODUCTION

225

226 Le présent document décrit les procédures pour élaborer des Recommandations canadiennes pour
227 la qualité de l'environnement (RCQE) qui sont cohérentes et scientifiquement défendables afin de
228 protéger les mammifères marins superprédateurs contre les contaminants organiques considérés
229 comme toxiques, bioaccumulables et persistants (TBP). Un superprédateur est une espèce qui se
230 trouve au sommet de la chaîne alimentaire et qui n'a pas de prédateur naturel dans son
231 environnement. Les contaminants TBP sont ceux qui résistent à la dégradation par des facteurs
232 biotiques ou abiotiques, s'accumulent dans le biote au fil du temps et augmentent à chaque niveau
233 trophique dans les réseaux trophiques aquatiques. Chez certains mammifères marins, les
234 concentrations de ces contaminants peuvent atteindre des niveaux susceptibles de nuire aux
235 systèmes endocrinien, immunitaire et reproducteur (Desforges et coll., 2016; Fair et Houde, 2023;
236 Mos et coll., 2010; Ross et coll., 1996). Les contaminants sont considérés comme une menace
237 anthropique primaire pour plusieurs espèces et populations de mammifères marins, comme le
238 béluga de l'estuaire du Saint-Laurent (BESL, *Delphinapterus leucas*) en voie de disparition,
239 l'épaulard résident du sud (*Orcinus orca*), aussi appelé l'orque, et d'autres espèces de mammifères
240 marins inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (Comité sur la situation des
241 espèces en péril au Canada [COSEPAC], 2018; Ministère des Pêches et des Océans [MPO], 2018).

242

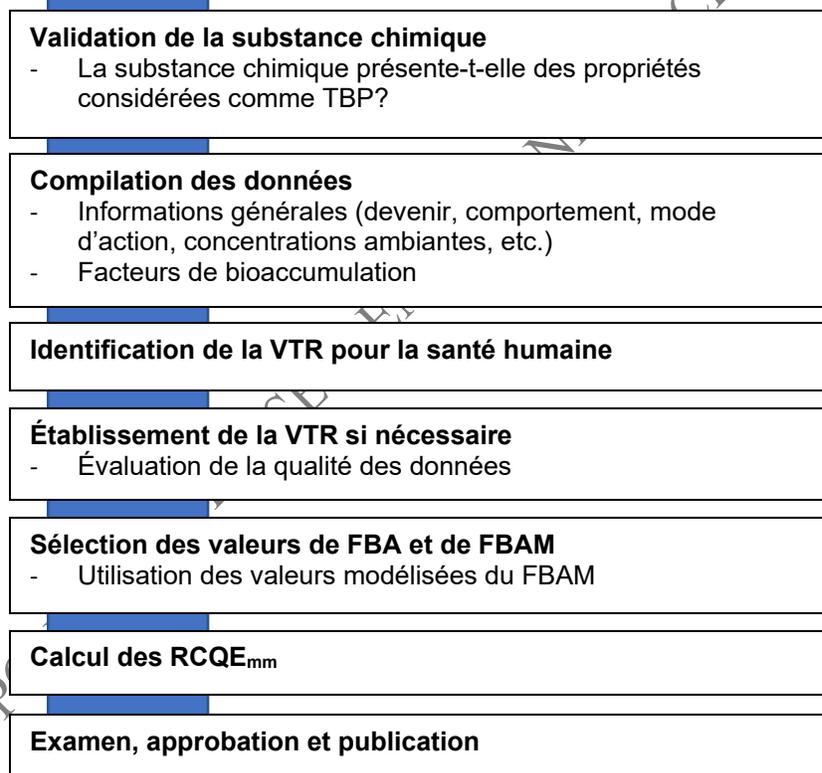
243 Les mammifères marins superprédateurs ont généralement une longue durée de vie et ne sont pas
244 en mesure de métaboliser, de biotransformer ou d'excréter les contaminants persistants pour
245 réduire leur charge corporelle. Il en résulte une accumulation de contaminants sur plusieurs années
246 et plusieurs générations, ce qui accroît le risque de charges chimiques élevées (Alava et Gobas,
247 2012). Les mammifères marins superprédateurs ont une forte teneur en tissus lipidiques (p. ex., le
248 lard) dans leur corps et comptent sur le stockage de gras pour obtenir de l'énergie dans diverses
249 situations (p. ex., pendant les périodes de faible disponibilité des proies ou de stress nutritionnel;
250 Banfield, 1974). La plupart des contaminants organiques sont solubles dans les lipides et sont donc
251 stockés dans le lard (Mos et coll. 2010; Ross et coll. 1996). Les femelles transfèrent des quantités
252 importantes de contaminants persistants à leur progéniture *in utero* par l'entremise du placenta ou
253 de la lactation (transfert maternel) (Barrett et coll., 2021; Desforges et coll., 2012; Lee et
254 coll., 2023). Outre la contamination chimique, les mammifères marins sont souvent sensibles et
255 vulnérables à d'autres facteurs de stress anthropiques qui agissent de manière cumulative,
256 notamment la disponibilité des proies, les perturbations des navires et les perturbations physiques,
257 ainsi que les changements climatiques (Alava et coll., 2018).

258

259 Dans le présent document, un protocole est présenté pour l'élaboration des Recommandations
260 canadiennes pour la qualité de l'environnement visant la protection des mammifères marins
261 superprédateurs (RCQE_{mm}) contre les substances bioaccumulables, ci-après « le présent
262 protocole ». L'approche décrite dans le présent protocole a été rédigée par le sous-comité du
263 protocole sur les mammifères marins du groupe de travail technique sur les contaminants pour
264 l'épaulard résident du Sud et publiée précédemment (McTavish et coll., 2024). Cette approche est
265 basée sur les méthodologies utilisées dans le protocole d'élaboration de recommandations pour les
266 résidus dans les tissus du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1998) ainsi
267 que sur les méthodes d'évaluation des risques pour la santé humaine. Dans le présent protocole,
268 les données disponibles sur les mammifères marins sont combinées avec les données sur les

269 rongeurs générées pour les évaluations de la santé humaine afin de soutenir une approche fondée
270 sur le poids de la preuve (PP) pour l'élaboration de recommandations. La modélisation d'ordre
271 écologique est ensuite utilisée pour calculer les $RCQE_{mm}$ contre les substances TBP pour trois
272 milieux environnementaux : les tissus des proies des mammifères marins, les sédiments, et l'eau.
273 Les étapes générales de l'élaboration des recommandations sont résumées dans la figure 1 et sont
274 expliquées plus en détail dans le reste du document.

275
276 Le présent document fournit une méthode pour élaborer les $RCQE_{mm}$ contre les substances TBP à
277 l'aide de paramètres d'effet plus sensibles applicables à la protection des individus vulnérables;
278 des instructions pour l'utilisation des valeurs toxicologiques de référence (VTR) calculées pour
279 les humains; des facteurs de bioamplification (FBAM) pour tenir compte de l'accumulation des
280 contaminants chez les mammifères marins superprédateurs; et une approche de modélisation pour
281 calculer les valeurs recommandées dans les sédiments, l'eau et les tissus des proies.



282
283 **Figure 1. Étapes générales pour l'élaboration des Recommandations canadiennes**
284 **pour la qualité de l'environnement visant la protection des mammifères**
285 **marins superprédateurs contre les contaminants organiques toxiques,**
286 **bioaccumulables et persistants**

287 **Remarques :**
288 FBA = facteur de bioaccumulation; FBAM = facteur de bioamplification; RCQE_{mm} = Recommandation canadienne pour la qualité de
289 l'environnement visant la protection des mammifères marins; TBP = toxique, bioaccumulable et persistant; VTR = valeur toxicologique
290 de référence.

291

292

293 **1.1 Contexte**

294

295 Les RCQE sont élaborées par le CCME à l'aide de protocoles officiels afin de fournir une approche
296 cohérente et scientifiquement défendable pour l'évaluation et la gestion des substances toxiques
297 dans l'environnement. Ces recommandations fournissent des concentrations en nombre ou des
298 énoncés circonstanciés décrivant les concentrations maximales recommandées qui devraient être
299 présentes dans différents milieux (c.-à-d. l'eau, les sédiments, les tissus, et le sol) afin de protéger,
300 d'améliorer et de restaurer les valeurs écologiques et les espèces désignées. Les RCQE fournissent
301 des valeurs de référence pour aider à interpréter les données de surveillance biologique et servent
302 de base scientifique pour déterminer des objectifs de gestion provisoires et des indicateurs de
303 rendement pour mesurer les progrès réalisés dans les stratégies de quasi-élimination. Elles n'ont
304 pas de statut juridique direct, sauf si elles sont prescrites par des règlements ou des accords
305 contraignants. Le dépassement d'une RCQE ne signifie pas nécessairement que des risques
306 inacceptables sont présents, mais que le potentiel d'effets néfastes est accru et qu'une enquête et
307 une surveillance supplémentaires sont justifiées.

308

309

310 **1.2 Principes directeurs**

311

- 312 • Les recommandations suivent des lignes directrices pancanadiennes génériques (c.-à-d. qui
313 ne sont pas propres à une espèce ou à un site) fondées sur les renseignements scientifiques
314 les plus récents disponibles au moment de leur élaboration. Elles ne prennent pas
315 directement en compte les facteurs technologiques, socioéconomiques, de gestion ou
316 propres au site qui peuvent influencer leur mise en œuvre.
- 317 • Les recommandations visent à protéger tous les mammifères marins superprédateurs au
318 Canada et tous les aspects de leurs stades ou cycles de vie, y compris le stade de vie le plus
319 sensible de l'espèce la plus sensible indéfiniment (p. ex., exposition chronique ou
320 exposition à court terme pendant les périodes de développement), contre les effets néfastes
321 de l'exposition à des substances toxiques. Par conséquent, l'élaboration des
322 recommandations devrait se concentrer sur la sous-population la plus sensible, qui est
323 souvent constituée de nouveau-nés ou de jeunes allaités.
- 324 • Les RCQE_{mm} visent à protéger les individus de la population, ce qui protège également les
325 populations et les collectivités. Il s'agit d'une considération nécessaire pour les
326 mammifères marins qui sont des prédateurs de niveau trophique supérieur et, dans certains
327 cas, en voie de disparition (p. ex., l'épaulard résident du sud). Cette approche pourrait ne
328 pas protéger les individus déjà affaiblis par l'âge, la maladie, les blessures ou le stress
329 cumulatif dû aux changements climatiques, à la diminution de la disponibilité des proies et
330 aux perturbations liées au transport maritime.
- 331 • L'élaboration des recommandations part du principe que la principale voie d'exposition
332 aux substances TBP pour les mammifères marins superprédateurs est la consommation de

333 proies aquatiques contaminées. D'autres voies d'exposition peuvent être incorporées si
334 cela est jugé nécessaire.

- 335 • L'élaboration des recommandations doit suivre une approche fondée sur le PP (voir la
336 section 5.4) qui prend en compte les données de toutes les sources valides, y compris les
337 données sur les biomarqueurs des mammifères marins et celles sur les animaux de
338 laboratoire, pour étayer les décisions.
- 339 • L'élaboration des recommandations doit se faire de manière claire et transparente et, dans
340 la mesure du possible, suivre le processus décrit dans le présent document.

341 342 343 **2. SÉLECTION DE SUBSTANCES POUR L'ÉLABORATION DE** 344 **RECOMMANDATIONS**

345
346 Le présent protocole est spécifiquement destiné aux substances organiques qui sont toxiques,
347 bioaccumulables et persistantes. Les substances chimiques TBP ont généralement un facteur de
348 bioconcentration (FBC) ou de bioaccumulation (FBA) de ≥ 5000 , ou un log coefficient de partage
349 carbone organique-eau (K_{oc}) de ≥ 5 et sont persistantes dans l'environnement (p. ex., demi-vies
350 dans l'eau et les sédiments de ≥ 182 jours et ≥ 365 jours, respectivement) (Gobas et coll., 2009;
351 Gouvernement du Canada, 2000). Les définitions des termes « persistant » et « bioaccumulable »
352 adoptées ici s'alignent sur celles de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
353 (Gouvernement du Canada, 2000).

354
355 Pour procéder à l'élaboration des RCQE, il doit être prouvé que les mammifères marins sont
356 exposés à la substance ou au groupe de substances. L'exposition sera confirmée par des études
357 publiées, évaluées par des pairs, ou par des données de surveillance gouvernementales qui
358 documentent la présence de la substance dans les tissus des mammifères marins ou dans leurs
359 proies. Conformément au principe de précaution, les données de surveillance qui indiquent la
360 présence de la substance dans l'environnement, ses effets néfastes associés et la probabilité d'une
361 exposition continue ou future doivent être prises en compte pour déterminer si l'élaboration de
362 recommandations est nécessaire. Le présent protocole peut être utilisé par plusieurs
363 gouvernements au Canada qui peuvent avoir des critères supplémentaires pour sélectionner les
364 priorités. Par conséquent, la sélection de substances pour l'élaboration de recommandations peut
365 varier d'un gouvernement à l'autre.

366
367 Compte tenu de la complexité associée à l'élaboration de RCQE_{mm}, y compris celles liées à la
368 modélisation d'ordre écologique, le présent protocole est proposé comme cadre. Les éléments de
369 ce cadre peuvent ne pas constituer la meilleure méthodologie pour certaines substances. Dans ces
370 cas, les principes directeurs du présent protocole doivent être respectés et un effort doit être fait
371 pour inclure le plus grand nombre possible d'éléments du protocole dans l'élaboration des lignes
372 directrices. En outre, le processus doit être documenté de manière claire et transparente.

373 **2.1 Considérations sur les mélanges**

374
375 De nombreuses substances organiques se présentent sous la forme de groupes de molécules
376 semblables, comme les biphényles polychlorés (BPC), les éthers diphényles polybromés

377 (EDP), les substances per et polyfluoroalkylées (SPFA) et les hydrocarbures aromatiques
378 polycycliques (HAP). Dans la mesure du possible, les recommandations doivent proposer des
379 options pour prendre en compte les mélanges de substances chimiques, y compris l'utilisation de
380 facteurs d'équivalence de la toxicité, d'unités toxiques ou de concentrations totales pour les
381 congénères d'une classe donnée.

382
383

384 **2.2 Exigences minimales en matière de données**

385

386 Les exigences minimales suivantes en matière de données sont nécessaires afin de procéder à
387 l'élaboration de recommandations :

- 388 • Au moins une étude documentant l'exposition d'un mammifère marin au contaminant;
- 389 • Une VTR pour la santé humaine avec la concentration avec effet associée OU au moins
390 trois études toxicologiques dose-réponse (in vivo) acceptables sur une espèce de
391 mammifère OU un point de départ (PD) basé sur un mammifère, publié par une agence et
392 scientifiquement crédible.

393 Les personnes qui élaborent des recommandations devraient rassembler autant d'éléments de
394 preuve que possible pour étayer une approche fondée sur le PP.

395

396

397

3. CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'UTILISATION

398

3.1 Dépassements des recommandations

399

400 Les RCQE sont des concentrations estimées sans effet, représentant des conditions à faible risque,
401 qui ont été extrapolées à partir des ensembles de données écotoxicologiques existants
402 conformément aux procédures décrites dans le présent document. Par conséquent, le dépassement
403 des valeurs des RCQE ne signifie pas nécessairement que des effets néfastes se produiront. Il
404 indique plutôt qu'un examen plus approfondi est justifié. Les dépassements des recommandations
405 peuvent être définis de différentes manières. Par exemple, un dépassement peut être basé sur un
406 seul échantillon, sur une moyenne sur 30 jours ou sur un certain taux de magnitude ou de
407 fréquence. Il est conseillé de suivre les directives provinciales ou territoriales relatives à votre site.
408 Dans la mesure du possible, il convient de recueillir suffisamment de données de surveillance de
409 haute qualité et de définir un dépassement avant d'évaluer les données de surveillance pour
410 déterminer s'il y a eu dépassement. L'interprétation nécessite une connaissance de
411 l'environnement local, un jugement professionnel et d'autres éléments de preuve pour assurer une
412 prise de décision et une gestion des ressources efficaces.

413

414

415

3.2 Choix de la recommandation à appliquer

416

417

3.2.1 Différents récepteurs

418

419 Le présent protocole décrit le processus d'élaboration des RCQE_{mm} contre les substances TBP.
420 Toutefois, d'autres recommandations peuvent déjà exister pour ces substances sur la base de
421 différents protocoles visant à protéger divers récepteurs aquatiques ou terrestres qui se nourrissent

422 du biote aquatique (CCME, 1995, 1998, 2007; Ministère de l'Environnement et de la Stratégie de
423 lutte contre les changements climatiques de la Colombie-Britannique [BC ENV], 2019). Ces
424 recommandations peuvent être utilisées en fonction du site et des espèces présentes. Par exemple,
425 les RCQE_{mm} ne sont pas appropriées lorsqu'il n'y a pas de mammifères marins présents et que la
426 substance ne devrait pas affecter l'habitat des mammifères marins en aval.

427

428

429 **3.2.2 Différents milieux environnementaux**

430

431 La RCQE pour l'alimentation, soit la concentration tissulaire dans les proies qui est censée n'avoir
432 aucun effet sur les mammifères marins superprédateurs, est la RCQE la plus fiable, produite par le
433 présent protocole étant donné que les concentrations tissulaires dans les proies sont représentatives
434 des concentrations moyennes dans l'environnement et que les concentrations tissulaires ont une
435 incertitude plus faible que les RCQE modélisées pour l'eau et les sédiments. Toutefois, étant donné
436 que l'échantillonnage est plus souvent effectué sur des milieux abiotiques, les RCQE pour l'eau et
437 les sédiments peuvent être utilisées pour évaluer les risques pour les mammifères marins. Il faut
438 toutefois veiller à ce que le protocole d'échantillonnage tienne compte des variations spatiales et
439 temporelles des concentrations de contaminants.

440

441 Il est recommandé d'utiliser toutes les valeurs disponibles (c.-à-d. les tissus, l'eau et les sédiments)
442 en étroite relation les unes avec les autres si les données de surveillance le permettent. Il est
443 également recommandé d'utiliser tous les paramètres disponibles pour évaluer les risques de
444 pollution et d'utiliser d'autres outils de prise de décision en plus des RCQE.

445

446

447 **3.3 Recommandations ou objectifs propres au site**

448

449 Le présent protocole décrit la manière d'élaborer des recommandations génériques destinées à
450 protéger tous les mammifères marins au Canada. Toutefois, une recommandation propre au site
451 peut être appropriée à condition que des renseignements précis et propres au site et aux espèces
452 soient disponibles. Par exemple, les modèles de bioaccumulation du réseau trophique peuvent être
453 adaptés au site et aux espèces d'intérêt en incluant des entrées de modèle propres à cet habitat ou
454 à cet écosystème (pour des exemples, voir Alava et coll., 2012). En outre, il est possible d'utiliser
455 les renseignements relatifs à la prise alimentaire et au poids corporel de l'espèce ou de la
456 population concernée plutôt que d'utiliser une valeur normative. Une recommandation propre au
457 site ou à l'habitat peut être élaborée lorsqu'il n'existe pas de recommandation générique pour cette
458 substance, en suivant les mêmes procédures générales que celles décrites dans le présent document
459 ou en les adaptant à partir d'une recommandation générique existante déjà élaborée. Les
460 recommandations peuvent également aider à définir des objectifs propres à un site qui,
461 contrairement aux recommandations, peuvent prendre en compte des facteurs technologiques,
462 socioéconomiques ou de gestion pour des plans d'eau précis (BC ENV, 2021; CCME, 2003; Rao
463 et coll., 2019).

464

465

466

467 **3.4 Recommandations pour la qualité de l'environnement inférieures aux**
468 **concentrations ambiantes**

469
470 Dans certains cas, la RCQE peut être inférieure aux concentrations ambiantes d'un contaminant.
471 Cette situation reflète à la fois l'utilisation antérieure de certains contaminants et la persistance de
472 ces derniers. Cela indique également que les concentrations ambiantes actuelles peuvent avoir des
473 effets néfastes sur la santé des mammifères marins. Il convient donc de s'efforcer de réduire la
474 charge de contaminants supplémentaires dans les habitats des mammifères marins.

475 **4. COMPILATION DES RENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX**

476
477 **4.1 Recherche documentaire**

478
479 Des données complètes sur la toxicologie d'une substance sont nécessaires pour l'élaboration des
480 RCQE. Des renseignements complémentaires sur la substance sont également examinés pour
481 faciliter l'élaboration et l'utilisation des RCQE. Les recherches documentaires doivent permettre
482 de recueillir les renseignements suivants :

- 483 • Production et utilisations;
- 484 • Propriétés physiques et chimiques;
- 485 • Sources des milieux aquatiques;
- 486 • Concentrations dans l'environnement;
- 487 • Méthodes de quantification et limites de détection actuelles;
- 488 • Devenir, comportement et persistance dans l'environnement;
- 489 • Solubilité de la substance dans différents environnements aquatiques (eau douce et eau de
490 mer, eau dure et eau douce, influence du pH et de la température, etc.);
- 491 • Mobilité de la substance et milieux de l'environnement aquatique dans lesquels elle est le
492 plus susceptible d'être présente;
- 493 • Types de réactions chimiques et biologiques qui ont lieu pendant le transport et après le
494 dépôt;
- 495 • Forme chimique éventuelle dans diverses conditions environnementales;
- 496 • Persistance de la substance dans l'eau, les sédiments et le biote;
- 497 • Interactions toxiques avec d'autres substances (c.-à-d. les paramètres affectant l'exposition
498 et la toxicité);
- 499 • Potentiel de bioaccumulation et de bioamplification chez les mammifères;
- 500 • Toxicocinétique et toxicodynamique;
- 501 • Mode d'action.

502
503 Pour certaines substances chimiques, il peut y avoir un manque d'informations concernant le
504 devenir dans l'environnement et les conséquences biologiques (p. ex., le mode d'action). Si aucune
505 information n'est disponible sur certains des sujets susmentionnés, il convient de le signaler dans
506 le document technique.

507
508

509 4.2 Concentrations dans l'environnement

510

511 Dans la mesure du possible, les renseignements sur les concentrations dans l'environnement de la
512 substance dans les sédiments, l'eau et les tissus des trois océans bordant le Canada doivent être
513 résumés. Ces renseignements peuvent être tirés de la documentation scientifique et des rapports
514 gouvernementaux. Dans la mesure du possible, les variations spatiales et temporelles doivent être
515 notées afin de fournir une image complète des tendances et de la répartition géographique de la
516 substance.

517

518 Il est important de reconnaître l'influence des limites de détection de la méthode (LDM), des
519 méthodes d'échantillonnage et des méthodes d'analyse lors de la caractérisation des concentrations
520 dans l'environnement. La LDM est définie comme étant [*traduction*] « la concentration minimale
521 d'une substance qui peut être mesurée et rapportée avec 99 % de certitude que la concentration de
522 l'analyte est supérieure à zéro et qui est déterminée à partir de l'analyse d'un échantillon dans une
523 matrice donnée contenant l'analyte » (Code of Federal Regulations [CFR], 2011). Les LDM ont
524 généralement diminué au fil du temps et les résultats historiques, indiqués comme étant égaux ou
525 égaux à la moitié de la LDM, peuvent conduire à une interprétation erronée des données. Une
526 documentation claire doit être fournie pour décrire comment les LDM historiques et les valeurs
527 aberrantes ont été traitées dans l'analyse. En outre, les méthodes d'échantillonnage et d'analyse
528 influencent les concentrations finales. La documentation de ces méthodes permettra d'en tenir
529 compte de manière appropriée lors des comparaisons temporelles ou spatiales.

530

531 Pour les mélanges chimiques tels que les BPC et les EDP, les congénères précis mesurés doivent
532 être notés. Les comparaisons entre les études, où les concentrations chimiques sont exprimées
533 comme la somme d'une classe chimique (p. ex., les Σ BPC) peuvent être entravées par la présence
534 d'un sous-ensemble différent de congénères. Les congénères peuvent avoir des toxicités
535 différentes. Pour certains d'entre eux, la toxicité peut ne pas être connue. Une comparaison plus
536 solide peut être effectuée si le sous-ensemble de congénères est documenté.

537

538

539 4.3 Méthodes d'analyse

540

541 Une description des méthodes d'analyse pour la quantification des substances dans les échantillons
542 environnementaux doit être incluse dans le rapport technique. Toute divergence entre la
543 quantification des substances au fil des ans (c.-à-d. les méthodes dépassées) et les différences entre
544 les mesures effectuées en laboratoire et sur le terrain doivent être discutées. Il est nécessaire de
545 prendre en compte la LDM de la méthode d'analyse recommandée. De nombreuses substances
546 chimiques organiques nécessitent des méthodes spécialisées à haute résolution pour détecter les
547 niveaux présents dans l'environnement ambiant. Ces méthodes sont souvent plus coûteuses que
548 les méthodes normalisées, mais elles sont nécessaires pour quantifier les concentrations de ces
549 substances chimiques. Certains groupes chimiques sont composés de plusieurs congénères (p. ex.,
550 les BPC ou les EDP); les rapports sur les concentrations chimiques dans les milieux
551 environnementaux doivent identifier les congénères individuels dans la mesure du possible.

552

553

554 **4.4 Facteurs de bioaccumulation**

555

556 Les FBA sont des paramètres de bioaccumulation nécessaires pour calculer la Recommandation
557 canadienne pour la qualité des eaux visant la protection des mammifères marins (RCQE_{amm}) et la
558 Recommandation canadienne pour la qualité des sédiments visant la protection des mammifères
559 marins (RCQSe_{amm}) une fois que la concentration dans le biote ou les tissus des proies a été
560 déterminée. Les facteurs de bioaccumulation sont tirés de la documentation et peuvent prendre en
561 compte des données empiriques (p. ex., des estimations obtenues sur le terrain ou en laboratoire)
562 et des données prédites à partir de modèles de bioaccumulation du réseau trophique. Les FBA
563 doivent être scientifiquement défendables et, dans la mesure du possible, représenter les conditions
564 observées dans les trois océans bordant le Canada.

565

566

567 **4.5 Mode d'action toxique**

568

569 Des renseignements sur le mode d'action (MA) toxique doivent être inclus afin de mieux
570 comprendre comment la substance peut affecter les paramètres d'effet de santé des mammifères
571 marins (p. ex., immunotoxicité, perturbation endocrinienne, neurotoxicité et carcinogenèse). Cet
572 examen devrait s'étendre à toutes les espèces de mammifères afin d'identifier les paramètres
573 d'effet biologiquement pertinents pour les mammifères marins. Ceci est particulièrement
574 important lorsque des données relatives aux animaux de laboratoire sont utilisées pour extrapoler
575 les effets sur les mammifères marins. De nombreuses ressources sont disponibles pour aider à
576 établir le MA, telles que les voies associées aux effets toxiques, les cadres de caractéristiques
577 essentielles, les relations quantitatives structure-activité (RQSA) et les bases de données (p. ex.,
578 EnviroTox).

579

Avec l'autorisation des auteurs, les sections 5, 6 et 7 du présent document sont
intégralement reproduites de la publication *A framework for the derivation of
environmental quality guidelines that protect apex marine mammals from persistent organic
pollutants (POPs)* (McTavish et coll., 2024), avec des changements mineurs.

580

581 **5. CALCUL D'UNE VALEUR TOXICOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE**

582 **POUR LES MAMMIFÈRES MARINS**

583

584 **5.1 Définition et calcul d'une valeur toxicologique de référence**

585

586 Une VTR est un paramètre utilisé pour évaluer quantitativement les risques potentiels pour la santé
587 humaine associés à l'exposition à une substance chimique ou à un contaminant préoccupant
588 (Santé Canada, 2021b). Les VTR sont publiées par diverses agences nationales et internationales
589 pour caractériser la toxicité des substances. Elles peuvent être obtenues en divisant le PD, qui est
590 le point d'un ensemble de données toxicologiques dose-réponse correspondant généralement à un
591 niveau d'effet faible ou nul estimé, par un facteur d'incertitude (FI). Les FI, également appelés

592 facteurs de sécurité ou facteurs d'évaluation, sont des facteurs numériques appliqués à la valeur la
593 plus basse d'un ensemble de données toxicologiques empiriques pour une substance donnée afin
594 de tenir compte de diverses incertitudes (Okonski et coll., 2021).

595
596 Les données dose-réponse pour les mammifères marins sont rarement disponibles en raison des
597 contraintes éthiques, juridiques et logistiques nécessaires à leur obtention. Par conséquent, les VTR
598 pour la santé humaine, qui sont extrapolées à partir d'ensembles de données provenant d'animaux
599 de laboratoire (p. ex., rats, souris ou visons) (CCME, 1998; United States Environmental
600 Protection Agency [US EPA], 2014), devraient être utilisées comme base de référence pour la
601 sélection d'un PD. L'extrapolation interspécifique est un processus fréquemment utilisé dans
602 l'évaluation des risques pour la santé humaine. Ross (2000) et Ross et Birnbaum (2003) soulignent
603 la nécessité d'une approche fondée sur le PP pour les mammifères marins, selon laquelle
604 l'extrapolation des données des espèces de mammifères non marins aux mammifères marins est
605 appropriée en raison des similitudes des systèmes physiologiques et des mécanismes de toxicité
606 chez les mammifères, du manque d'études contrôlées pour déterminer les seuils d'effets pour les
607 mammifères marins et des objectifs de protection semblables (protection de l'individu) pour
608 l'homme et les mammifères marins. Par conséquent, à l'instar de l'évaluation des risques pour
609 l'être humain, il est raisonnable d'utiliser les seuils de toxicité les plus prudents parmi les études
610 sur les mammifères disponibles au moment d'établir les VTR pour les mammifères marins
611 superprédateurs.

612
613 Toutefois, si des éléments démontrent qu'un autre paramètre d'effet est préférable compte tenu
614 des différences physiologiques, comportementales, écologiques, génétiques ou interspécifiques
615 entre les mammifères marins et les êtres humains, un autre PD peut être sélectionné dans la base
616 de données préparée.

617
618

619 **5.2 Sélection d'un point de départ**

620
621 Deux approches sont possibles pour sélectionner un PD. La première approche, et la plus
622 privilégiée, consiste à utiliser un PD existant provenant d'une VTR pour la santé humaine. Si une
623 VTR pour la santé humaine et un PD correspondant ne sont pas disponibles ou sont jugés
624 inappropriés, un PD peut être déterminé à partir d'une analyse documentaire.

625
626

627 **5.2.1 Sélection d'un point de départ existant**

628
629 Si elles sont disponibles, les VTR pour la santé humaine peuvent être utilisées comme base de
630 référence pour la sélection d'un PD et des FI associés pour le calcul d'une VTR pour les
631 mammifères marins (voir la figure 1). Sur la base d'un ensemble de données toxicologiques dose-
632 réponse, un PD est identifié comme un niveau sans effet ou à faible effet. Plusieurs paramètres
633 peuvent être présents dans un ensemble de données toxicologiques (p. ex., la limite de confiance
634 inférieure d'une dose repère [DRL]¹, une dose sans effet nocif observé [DSENO], une dose

¹ La dose repère (DR, ou sa limite de confiance inférieure [DRL]) est une dose qui produit un changement prédéterminé dans le taux de réponse d'un effet indésirable (p. ex., 1 %, 5 % ou 10 % de la réponse par rapport au contrôle, en fonction de la gravité du paramètre d'effet) et est obtenue en ajustant les données de la relation dose-réponse avec des modèles mathématiques.

635 minimale avec effet nocif observé [DMENO] ou une concentration maximale acceptable de
636 toxiques [CMAT]), et le PD sélectionné est généralement la valeur la plus basse parmi ces quatre
637 paramètres. Les VTR² pour la santé humaine devraient être compilées par diverses agences de
638 santé, y compris, mais sans s’y limiter, Santé Canada, la US EPA, la California Environmental
639 Protection Agency, l’Organisation mondiale de la santé, l’Agency for Toxic Substances and
640 Disease Registry (ATSDR), l’Autorité européenne de sécurité des aliments et le Programme
641 international sur la sécurité des substances chimiques. Si plusieurs VTR pour la santé humaine
642 sont disponibles, il convient de faire preuve de discernement scientifique pour sélectionner la plus
643 appropriée.

644
645

646 *5.2.2 Détermination d’un point de départ à partir de données dose-réponse en* 647 *laboratoire*

648

649 Si une VTR pour la santé humaine et son PD correspondant ne sont pas disponibles ou sont jugés
650 inappropriés, un PD peut être calculé à partir de la documentation (voir la figure 1). Il s’agira de
651 rassembler et d’examiner les données de toxicité dose-réponse sur les mammifères de substitution
652 en utilisant les critères de qualité des données décrits à l’annexe A. Une fois qu’une base de
653 données de toxicité a été compilée, un PD est sélectionné, qui est généralement le paramètre d’effet
654 le plus sensible. Des effets qui n’ont pas été notés précédemment dans les études sur les
655 mammifères marins peuvent être observés dans les études de laboratoire. Toutefois, compte tenu
656 des similitudes entre les mécanismes de toxicité chez les mammifères, ces paramètres d’effet ne
657 doivent pas être écartés sans justification. La sélection du PD final doit se faire en gardant à l’esprit
658 l’objectif de protection, c’est-à-dire la protection des mammifères marins individuels.

659
660

661 *5.2.3 Études de biosurveillance des mammifères marins*

662

663 Les données sur les contaminants chez les mammifères marins, les études sur les biomarqueurs et
664 les méta-analyses qui identifient les concentrations de résidus dans les tissus et les paramètres
665 d’effet physiologiques correspondants doivent être résumées. Bien que la corrélation des études
666 sur les biomarqueurs ne puisse pas être utilisée pour déduire la causalité étant donné les effets
667 potentiels d’autres facteurs, y compris l’exposition à d’autres substances chimiques (mélanges
668 chimiques), plusieurs études systématiquement rassemblées peuvent être utilisées dans le cadre
669 d’une approche fondée sur le PP pour étayer les RCQE calculées.

670
671

672 **5.3 Sélection des facteurs d’incertitude**

673

674 Le FI est utilisé pour tenir compte des sources d’incertitude qui ne peuvent être estimées à partir
675 de l’ensemble de données, telles que la variabilité intraspécifique, y compris les sous-populations
676 sensibles; la variabilité interspécifique, y compris les différences en matière de toxicodynamique
677 et de toxicocinétique; et la qualité et la quantité des données. Les facteurs d’incertitude maximaux
678 pour chaque catégorie sont généralement fixés à 10, bien que des nombres inférieurs soient

² La terminologie peut varier en fonction de l’agence (p. ex., dose journalière admissible [DJA], dose de référence ou niveau de risque minimal [NRM]).

679 couramment utilisés et appliqués de manière multiplicative (Stedeford et coll., 2007). Les
680 ensembles de données toxicologiques impliquant des substances chimiques bien étudiées, des
681 mammifères marins et des paramètres d'effet sensibles peuvent faire appel à moins de FI, voire à
682 aucun. Un jugement scientifique doit être utilisé pour sélectionner un FI approprié, et la
683 justification doit être documentée. Si plusieurs FI sont nécessaires, la sélection de leurs valeurs
684 doit être évaluée collectivement plutôt qu'isolément.

685

686

687 **5.3.1 Variabilité intraspécifique**

688

689 Dans une certaine mesure, le FBAM tiendra compte de l'incertitude intraspécifique due aux
690 différents stades de vie, étant donné que tous les stades de vie sont pris en compte dans le modèle
691 basé sur l'individu (MBI) et que le stade de vie le plus sensible est sélectionné pour le FBAM (voir
692 la section 6.2). Toutefois, si des éléments indiquent qu'un FI supplémentaire est justifié, la valeur
693 ne doit pas dépasser 10.

694

695

696 **5.3.2 Variabilité interspécifique**

697

698 Si la mise à l'échelle allométrique des données de toxicité aiguë peut être justifiée pour tenir
699 compte des différences interspécifiques, il n'y a pas de preuves à l'appui de l'extrapolation des
700 données de toxicité chronique (Sample et Arenal, 1999). Son utilisation a donc été déconseillée
701 pour l'extrapolation des paramètres d'effet chroniques entre espèces (Allard et coll., 2010;
702 Gouvernement du Canada, 2013). La mise à l'échelle interspécifique se fait en utilisant le rapport
703 entre la prise alimentaire et le poids corporel. S'il existe une justification scientifique adéquate
704 pour inclure un FI supplémentaire pour l'extrapolation interspécifique, il ne doit pas dépasser 10.

705

706

707 **5.3.3 Qualité et quantité des données**

708

709 La plupart des agences recommandent l'utilisation d'un FI pour tenir compte des lacunes de
710 l'ensemble de données sur la toxicité. Étant donné que l'évaluateur initial est celui qui connaît le
711 mieux l'ensemble, il convient de conserver le FI initial si l'on utilise un PD à partir d'une VTR
712 pour la santé humaine. Si une nouvelle base de données est constituée, les critères de l'annexe A
713 doivent être utilisés pour évaluer la sélection du FI en fonction des lacunes de la base de données
714 sur la toxicité.

715

716

717 **5.4 Calcul de la valeur toxicologique de référence pour les mammifères marins**

718

719 Le PD sélectionné, qui est généralement indiqué comme une dose orale de nourriture, doit être
720 ajusté à un taux d'ingestion quotidien en incluant le poids corporel (PC en kg) et l'ingestion
721 quotidienne de nourriture (g par jour) de l'animal testé (voir l'équation 1).

722

723 **Équation 1.**
$$PD_{dj} = \frac{\left[\left(\frac{\text{mg substance chimique}}{\text{kg nourriture}} \right) \times \left(\frac{\text{g nourriture}}{j} \right) \times \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} \right]}{\text{kg de PC}}$$

724 Où :

725

726 PD_{dj} = PD converti en dose journalière en mg·kg⁻¹ de PC par jour

727 PD = DSENO, DRL ou autre paramètre d'effet sélectionné, exprimé en mg de substances
728 chimiques·kg de nourriture⁻¹

729 PC = poids corporel en kg

730 j = jour

731

732 Le poids corporel et l'ingestion quotidienne de nourriture, sur la base du poids humide, doivent
733 être tirés de l'étude de toxicité d'où provient la dose orale quotidienne. Si ces valeurs ne sont pas
734 indiquées dans l'étude, elles peuvent être obtenues dans la documentation (p. ex., Banfield, 1974;
735 Dunning, 1993; National Institute for Occupational Safety and Health [NIOSH], 1993).

736

737 La VTR définitive est alors calculée comme suit :

738

739 **Équation 2.**
$$VTR = \frac{PD}{FI_1 \times FI_2 \times \dots \times FI_X}$$

740 Où :

741

742 VTR = dose journalière admissible (mg·kg⁻¹ de PC par jour)

743 PD = DSENO, DRL ou autre paramètre d'effet sélectionné, ajusté à un taux d'ingestion
744 quotidien dans l'équation 1 et rapporté en mg·kg⁻¹ de PC par jour

745 FI = produit des facteurs d'incertitude

746

747

748 **5.5 Prise en compte des effets cancérigènes**

749

750 L'exposition des mammifères marins aux polluants cancérigènes augmente le risque de
751 développer un cancer au cours de leur vie (Gulland et coll., 2020; Newman et Smith, 2006;
752 Randhawa et coll., 2015). La prévalence du cancer chez les mammifères marins exposés de façon
753 chronique aux polluants organiques persistants (POP) a été rapportée pour des populations en
754 liberté (p. ex., l'épaulard résident du sud et le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent) vivant dans
755 des régions marines hautement contaminées du nord-est de l'océan Pacifique et de l'estuaire du
756 Saint-Laurent (Gulland et coll., 2020; Randhawa et coll., 2015; Raverty et coll., 2020). Comme le
757 présent protocole vise à protéger des mammifères marins individuels plutôt que des populations,
758 il est important de prendre en compte les effets cancérigènes de la substance. Comme indiqué à la
759 section 5.1, les VTR pour les effets non cancérigènes sont déterminées sur la base du seuil en
760 dessous duquel aucun effet néfaste n'est attendu. Dans les cas où l'on dispose de suffisamment de
761 données pour démontrer l'existence d'un seuil pour le cancer, la même procédure (PD divisé par
762 un FI global) peut être utilisée pour calculer une VTR pour le cancer. Sinon, par défaut, on suppose

763 que tout niveau d'exposition à une substance cancérigène est associé à un risque ou à une
764 probabilité de développer un cancer.

765
766 La VTR correspondante se réfère à un coefficient de cancérigénicité (CC³). Ce facteur est exprimé
767 en mg·kg⁻¹ de PC par jour et peut être converti en une dose correspondant à un risque spécifié
768 (DCRS⁴, exprimée en mg·kg⁻¹ de PC par jour), en tant que dose correspondant à un risque
769 incrémental donné. Dans le contexte de l'élaboration des recommandations, le risque
770 supplémentaire est directement lié à l'objectif de protection (c.-à-d. que le risque supplémentaire
771 associé à la recommandation doit être considéré comme négligeable ou acceptable). Par exemple,
772 dans son document d'orientation pour les sites contaminés fédéraux, Santé Canada (2021a)
773 considère qu'un risque supplémentaire de 10⁻⁵ (1 sur 100 000) est essentiellement négligeable pour
774 les humains. Aux États-Unis, un risque supplémentaire de 10⁻⁶ (1 sur 1 000 000) est retenu comme
775 valeur de dépistage régionale pour les substances chimiques potentiellement cancérigènes
776 (US EPA, n.d.). Pour mettre ces valeurs de risque supplémentaires en perspective, la Société
777 canadienne du cancer estime que quatre Canadiens sur dix (risque de 0,4) sont susceptibles de
778 développer un cancer au cours de leur vie (Société canadienne du cancer, n.d.).

780 781 **6. ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DANS D'AUTRES MILIEUX** 782 **ENVIRONNEMENTAUX**

783 784 **6.1 Vue d'ensemble**

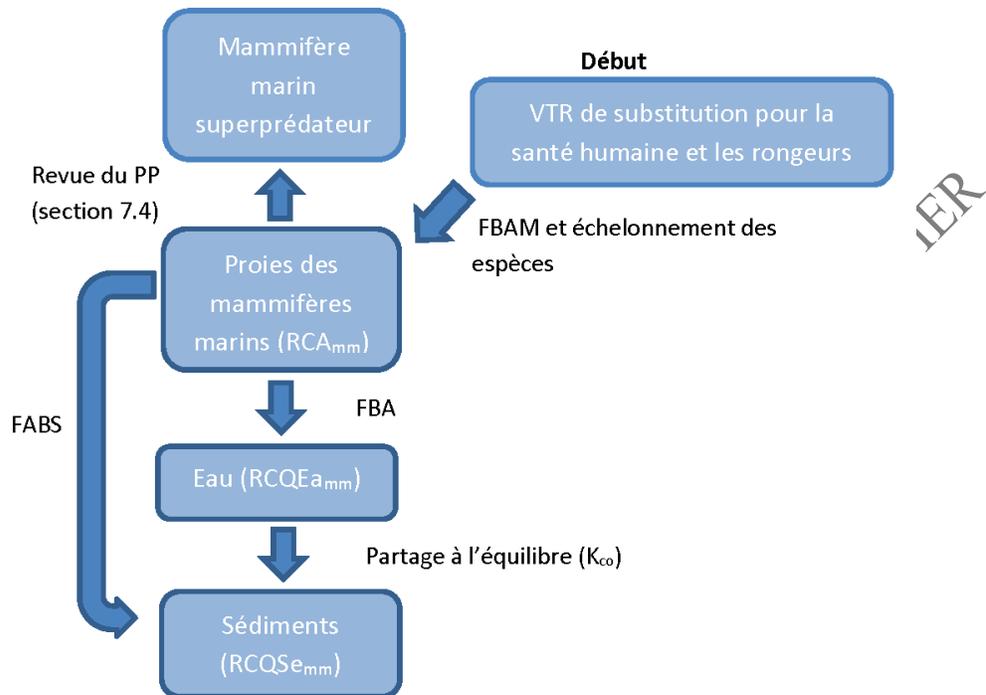
785
786 Une fois la VTR établie, des données empiriques ou des modèles de bioaccumulation
787 toxicocinétique (réseau trophique) peuvent être utilisés pour relier la VTR aux concentrations
788 associées dans les tissus des proies, l'eau et les sédiments. Les concentrations protectrices dans les
789 tissus des proies sont calculées en divisant la VTR par un FBAM qui tient compte de la
790 bioamplification de la substance chimique chez le mammifère marin. Les concentrations dans l'eau
791 sont calculées en divisant la concentration dans le biote ou les tissus des proies par un FBA. Les
792 recommandations pour les sédiments sont calculées en divisant la concentration dans le biote ou
793 les tissus des proies par un facteur d'accumulation biote-sédiment (FABS) ou en modélisant la
794 concentration dans l'eau et les sédiments à l'aide des propriétés chimiques de la substance (p. ex.,
795 le rapport de fugacité ou la méthode de partage à l'équilibre). Cette série de facteurs métriques de
796 bioaccumulation (p. ex., FBAM, FBA ou FABS) peut être calculée à l'aide d'approches basées sur
797 le terrain ou de modélisation du réseau alimentaire, ou les deux. Toutefois, l'incertitude associée
798 au calcul des recommandations augmente lorsque l'on s'éloigne de la VTR. Par conséquent,
799 l'incertitude associée aux recommandations pour les sédiments et l'eau sera plus grande que la
800 recommandation pour l'alimentation tissulaire (voir la figure 2).

801

³ Le CC est une mesure du risque. Il s'agit du risque de développer un cancer associé à une dose d'exposition moyenne à vie de 1 mg·kg⁻¹ de PC par jour. Par exemple, un CC de 0,2 (mg·kg⁻¹ de PC par jour) signifie qu'une exposition moyenne à vie à 1 mg·kg⁻¹ de PC par jour peut entraîner le développement d'un cancer chez un individu sur cinq (une probabilité de 0,2, soit 20 %) exposé dans ces conditions.

⁴ La DCRS est la dose associée à un risque (probabilité) donné de développer un cancer. Par exemple, une dose associée à un risque de 10⁻⁵ (c.-à-d. une DCRS de 10⁻⁵) de 0,00005 mg·kg⁻¹ de PC par jour signifie qu'un individu sur 100 000 (risque ou probabilité de 10⁻⁵, soit 0,00001 ou 0,001 %) exposé pendant sa vie à cette dose moyenne peut développer un cancer dû à cette substance.

$$DCRS = \frac{CSF}{10^{-5}}$$



802
803 **Figure 2. Voies d'élaboration des recommandations pour la qualité de**
804 **l'environnement pour les tissus des proies, l'eau et les sédiments à partir**
805 **d'une valeur toxicologique de référence de substitution**

806 **Remarques :**

807 FABS = facteur d'accumulation biote-sédiment; FBA = facteur de bioaccumulation; FBAM = facteur de bioamplification; K_{co} =
808 coefficient de partage carbone organique-eau; PR = poids de la preuve; RCA_{mm} = Recommandation canadienne pour l'alimentation
809 visant la protection des mammifères marins; $RCQEA_{mm}$ = Recommandation canadienne pour la qualité de l'environnement visant la
810 protection des mammifères marins; $RCQSE_{mm}$ = Recommandation canadienne pour la qualité des sédiments visant la protection des
811 mammifères marins; VTR = valeur toxicologique de référence.

812
813
814 **6.2 Facteur de bioamplification – rapport mammifères marins-proies**

815
816 Le FBAM est le rapport entre la concentration chimique dans les tissus d'un prédateur et la
817 concentration chimique dans les tissus de la proie au niveau trophique inférieur suivant (Gobas et
818 coll., 2009; US EPA, 2000). Le rapport est sans unité. Pour les substances chimiques non ioniques
819 et les substances chimiques ioniques précises ayant des valeurs de K_{oe} élevées, les concentrations
820 doivent être normalisées pour les lipides⁵.

821
822 Les FBAM sont utilisés pour estimer la concentration dans les tissus des proies qui protégera les
823 mammifères marins. Ils estiment la concentration dans les tissus des mammifères marins qui se
824 produira après plusieurs générations d'exposition au contaminant. Chez les mammifères marins,
825 la charge corporelle de contaminants s'accumule au cours d'une vie d'exposition et les petits sont
826 exposés aux contaminants par le biais du transfert du placenta et du lait (Barrett et coll., 2021;

⁵ Il convient de noter qu'au moment de la publication, les FBAM normalisés pour les lipides ne peuvent pas être appliqués aux substances per et polyfluoroalkylées (SPFA), car ces substances ioniques se lient principalement à la teneur ou à la fraction protéique des tissus animaux.

827 Desforges et coll., 2012; Lee et coll., 2023). Bien que les études sur l'alimentation en laboratoire
828 choisies comme PD correspondent généralement à des expositions chroniques, celles-ci durent
829 souvent moins d'un an et ne tiennent pas compte de la longue durée de vie des mammifères marins
830 ni de l'exposition par transfert maternel.

831
832 Les FBAM peuvent être estimés à partir de modèles écologiques ou de données de terrain et ceux-
833 ci peuvent être utilisés conjointement, car les FBAM modélisés sont souvent comparés à des
834 données de terrain à des fins de validation. Si des FBAM calculés à partir de données de terrain
835 sont disponibles, ils peuvent être pris en compte dans une approche fondée sur le PP. Ces FBAM
836 sont basés sur des échantillons de tissus empiriques prélevés sur des prédateurs et des proies, et
837 peuvent fournir des estimations précieuses pour l'élaboration de recommandations. Cependant, le
838 processus de calcul de ces FBAM s'accompagne de plusieurs incertitudes et limites, notamment
839 un coût élevé, une longue durée, des restrictions légales et des implications éthiques lorsqu'il s'agit
840 d'espèces menacées et en voie de disparition. En raison des restrictions en matière
841 d'échantillonnage, les données disponibles se limitent à des prélèvements de fléchettes (tissus
842 adipeux) sur des mammifères marins en liberté (sauvages), si le permis officiel autorisé le permet,
843 ou à des échantillons de tissus collectés de manière opportuniste sur des animaux échoués ou lors
844 de récoltes de subsistance par des collectivités autochtones. Par conséquent, les données ne
845 représentent pas nécessairement tous les stades de la vie ou toutes les conditions de santé de la
846 population.

847
848 Dans le présent protocole, il est recommandé d'utiliser les FBAM calculés à l'aide du MBI
849 développé par Hickie et d'autres (Hickie et coll., 2000; 2005; 2007; 2013). L'un des principaux
850 avantages de ce modèle est qu'il ne repose pas sur des valeurs d'entrée propres à l'écosystème,
851 telles que la concentration de contaminants dans les poissons, pour calculer un FBAM pour une
852 espèce et une substance précise. Cela permet d'appliquer les résultats des modèles à une large
853 gamme de contaminants sans connaissance préalable des concentrations dans les milieux de
854 l'écosystème. Le MBI a été paramétré pour trois espèces de mammifères marins superprédateurs
855 au Canada : le béluga (Hickie et coll., 2000), l'épaulard (Hickie et coll., 2007) et le phoque annelé
856 (Hickie et coll., 2005), qui représentent respectivement les océans Atlantique, Pacifique et
857 Arctique au Canada.

858
859 Le MBI reconstitue les tendances temporelles chez les mammifères marins en tenant compte de
860 leur toxicocinétique (p. ex., l'absorption, la distribution, l'élimination) et des caractéristiques de
861 leur cycle de vie. Il calcule également la concentration tissulaire des mammifères marins à des
862 intervalles de temps précis au cours de leur vie, y compris la charge en contaminants de la
863 progéniture due au transfert du placenta et à l'allaitement. Le modèle tourne en boucle jusqu'à ce
864 que les concentrations de contaminants atteignent un état stable. Le modèle présente ainsi un
865 scénario multigénérationnel (Hickie et coll., 2007). Le modèle produit plusieurs FBAM prédits
866 pour chaque sous-population (en fonction du temps pour les petits, les jeunes, et les femelles et
867 mâles adultes) pour les trois espèces. La valeur moyenne des petits a été choisie pour protéger
868 chaque espèce respective.

869
870 Dans le présent protocole, la moyenne globale des FBAM pour les petits des épaulards, des bélugas
871 et des phoques annelés de l'Arctique a été choisie comme substitut pour le FBAM des mammifères
872 marins (voir le tableau 1). Ces espèces marines ont été choisies comme substituts des autres

873 espèces de mammifères marins superprédateurs représentatifs des trois océans bordant le Canada,
 874 auxquels a été appliqué le MBI de bioaccumulation le plus récent, qui comprend des termes
 875 dépendant du K_{oe} . Si l'on considère les caractéristiques du cycle de vie, la sélection de l'épaulard
 876 est un substitut approprié étant donné que cette espèce a les intervalles de naissance les plus longs
 877 (cinq ans pour les épaulards contre trois ans pour les bélugas et un an pour les phoques annelés).
 878 Cela signifie que les femelles épaulards ont la plus longue période pour accumuler une charge de
 879 contaminants entre les naissances, qui est ensuite transmise au petit par transfert maternel. En
 880 outre, les phoques sont connus pour avoir une plus grande capacité à biotransformer les substances
 881 chimiques organiques telles que les BPC, ce qui leur permet d'avoir des FBAM plus faibles.

882
 883 Des équations propres au K_{oe} ont été estimées à partir de données de terrain concernant les BPC
 884 pour l'efficacité d'absorption à partir des proies (McLachlan, 1994) et la répartition dans le lait
 885 (Cadieux et coll., 2016). Les données de terrain concernant les BPC et les EDP ont été utilisées
 886 pour estimer les équations propres au K_{oe} pour le partage avec le fœtus (Desforges et coll., 2012).
 887 Ces procédés biologiques (digestion, gestation et lactation) ne sont pas le résultat d'un simple
 888 partage à l'équilibre. Ils nécessitent de multiples étapes, qui se déroulent à la fois en milieu aqueux
 889 et en milieu lipidique. Par conséquent, contrairement à la relation positive entre le K_{oe} et la
 890 concentration dans les lipides, il existe une relation inverse entre le K_{oe} et l'efficacité d'absorption,
 891 le partage avec le fœtus et le partage avec le lait (Cadieux et coll., 2016; Desforges et coll., 2012;
 892 McLachlan, 1994). Ces relations n'ont pas été testées pour d'autres POP, mais, à l'exception des
 893 SPFA qui s'accumulent dans les protéines, on prévoit qu'elles seront semblables pour d'autres
 894 contaminants lipophiles (Hickie, comm. pers. 2023).

895

896 **Tableau 1. Facteurs de bioamplification moyens du petit (basés sur le poids**
 897 **humide) pour une gamme de valeurs de K_{oe}**

Log K_{oe}	Phoques annelés de l'Arctique (<i>Pusa hispida</i>)	Béluga (<i>Delphinapterus leucas</i>)	Épaulards (<i>Orcinus orca</i>)
5	271	719	909
5,2	271	722	910
5,4	271	722	910
5,6	275	718	903
5,8	272	711	894
6	265	699	879
6,2	255	680	857
6,4	241	654	825
6,6	224	617	779
6,8	201	569	714

Log K _{oe}	Phoques annelés de l'Arctique (<i>Pusa hispida</i>)	Béluga (<i>Delphinapterus leucas</i>)	Épaulards (<i>Orcinus orca</i>)
7	179	504	630
7,2	149	425	524
7,4	117	334	404
7,6	85	242	285
7,8	55	159	181
8,0	33	95	104
8,2	17	52	55
8,4	8,5	27	28

Remarques :

Les FBAM ont été estimées à l'aide du MBI (Hickie et coll., 2000; 2005; 2007; 2013) qui a été mis à jour pour inclure des équations propres au K_{oe} pour l'assimilation des contaminants à partir des proies et la répartition des contaminants dans le lait et le fœtus. Les valeurs d'entrée du MBI sont indiquées à l'annexe B. Les valeurs d'entrée comprennent l'hypothèse de taux de biotransformation négligeables.

6.3 Facteur de bioaccumulation – rapport proies-eau

Le FBA est le rapport entre la concentration de contaminants dans les tissus d'un organisme (p. ex., le biote aquatique ou les proies des mammifères marins) et la concentration de contaminants dans l'eau ou l'environnement aquatique (Gobas et coll., 2009) exprimées en unités de L·kg de tissu sur une base de poids humide, sec ou lipidique. L'approche de FBA repose sur les hypothèses suivantes : l'organisme et sa nourriture sont exposés à la même concentration de contaminant dans l'eau et la concentration d'exposition ne change pas de manière substantielle au fil du temps (c.-à-d. qu'elle est dans un état stable). En fonction du type de substance chimique et de ses propriétés, les FBA peuvent être mesurés ou prévus à l'aide d'une ou de plusieurs des méthodes suivantes :

- FBA mesurés à partir de données obtenues dans le cadre d'une étude sur le terrain (c.-à-d. FBA mesurés sur le terrain ou facteurs d'amplification trophique [FAT]);
- FBA calculés à partir de mesures en laboratoire;
- FBA prédits à partir de modèles (p. ex., AQUAWEB).

Les études de terrain doivent être examinées pour s'assurer que la substance étudiée a atteint un état stable dans l'écosystème aquatique ou que les concentrations dans l'eau ont été moyennées sur une durée comparable au temps nécessaire pour que la substance atteigne un état stable (US EPA, 2000). En outre, l'étude devrait être examinée pour s'assurer que les concentrations aqueuses ont été mesurées avec précision, en particulier dans les études plus anciennes où la contamination croisée peut avoir augmenté artificiellement les valeurs des FBA (Borga et coll., 2005).

929 La sélection d'un FBA implique de rassembler les valeurs de la documentation et de choisir une
930 valeur représentative de chacune des régions océaniques où des différences sont constatées. La
931 valeur définitive retenue sera la plus prudente des valeurs afin de garantir que les RCQE définitives
932 (RCQE_{mm}) protègent tous les mammifères marins superprédateurs.

933
934 Les FAT représentent le « FBAM moyen pondéré selon l'alimentation des résidus chimiques dans
935 les réseaux trophiques » (Burkhard et coll., 2013). Ils sont généralement calculés à partir de
936 l'antilogarithme de la pente de régression du logarithme des concentrations chimiques normalisées
937 pour les lipides dans les organismes par rapport à une gamme étendue de niveaux trophiques des
938 espèces, qui sont déterminés à partir de données d'isotopes stables ($\delta^{15}N$) (Borga et coll., 2012).
939 Une étude récente de Kidd et coll. (2019) fournit des lignes directrices pratiques sur l'utilisation
940 et la sélection des FAT pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'environnement,
941 y compris la prise en compte des critères suivants pour déterminer la fiabilité des estimations de
942 FAT :

- 943
- 944 • Minimum de deux ou trois niveaux trophiques;
- 945 • Concentrations de contaminants mesurées dans les organismes entiers;
- 946 • Concentrations de contaminants organiques normalisant les lipides;
- 947 • Inclusion de plusieurs taxons d'invertébrés de niveau trophique inférieur (zooplancton,
948 invertébrés benthiques, etc.);
- 949 • Nombre équilibré d'échantillons à tous les niveaux trophiques;
- 950 • Échantillons adéquats et équilibrés pour chaque niveau trophique;
- 951 • Inclusion d'organismes dont on sait qu'ils sont liés par l'alimentation par le réseau
952 trophique;
- 953 • Concentrations de contaminants mesurées supérieures aux limites de détection dans tous
954 les échantillons;
- 955 • Prélèvement de tous les organismes échantillonnés au cours d'une période semblable
956 (p. ex., une saison);
- 957 • Mise en garde contre le biais à la hausse potentiel des estimations de FAT si les
958 homéothermes et les organismes respirant de l'air (c.-à-d. les oiseaux et les mammifères)
959 sont inclus dans l'ensemble de données.

960
961 Si l'on utilise des FAT, la dernière étape consiste à estimer le FBA du contaminant de l'eau au
962 plancton. Il est préférable de disposer de renseignements propres aux substances chimiques pour
963 le FBA (mesurés en laboratoire ou sur le terrain) plutôt que de supposer un équilibre, mais si aucun
964 renseignement n'est disponible, l'approche de l'équilibre est acceptable. Le FBA définitif proies-
965 eau sera alors le produit du FAT_{proies : plancton} et du FBA_{plancton : eau}.

966
967 **Équation 3.** $FBA_{\text{proies : eau}} = [FAT_{\text{proies : plancton}}] \times [FBA_{\text{plancton : eau}}]$

968 969 970 **6.4 Estimation des concentrations de sédiments**

971
972 Les concentrations de sédiments peuvent être estimées de deux façons : soit en utilisant l'approche
973 du partage à l'équilibre, qui estime la concentration de la masse de sédiments à partir de la
974 concentration d'eau basée sur le coefficient de partage carbone organique-eau (K_{co}) (DiToro et

975 coll., 1991), ou en utilisant le FABS, qui est le rapport entre la concentration de contaminants dans
976 les tissus (sur la base du poids humide ou de la normalisation pour les lipides) d'un organisme et
977 la concentration de contaminants dans les sédiments (sur la base du poids sec ou de la
978 normalisation pour la teneur en carbone organique total [COT]) (Alava et coll., 2012; Arblaster et
979 coll., 2015). Chacune de ces méthodes est décrite dans la présente section.

980

981 L'approche du partage à l'équilibre est applicable aux substances chimiques organiques non
982 ioniques et suppose que la concentration entre la teneur en carbone organique des sédiments et
983 l'eau interstitielle des sédiments est en équilibre (Di Toro et coll., 1991). Si la concentration dans
984 l'eau est connue, une estimation de la concentration dans le carbone organique des sédiments peut
985 être calculée en utilisant le K_{co} et le pourcentage de carbone organique dans les sédiments.

986

987 Il est également possible d'utiliser un FABS pour recalculer la concentration dans les sédiments à
988 partir d'une concentration connue dans un biote. Un FABS peut être mesuré en laboratoire ou sur
989 le terrain. Les mesures sur le terrain effectuées sur des espèces migratrices ou à large répartition
990 peuvent poser des problèmes supplémentaires, car les contaminants peuvent être accumulés à partir
991 d'autres endroits. Les FABS s'appliquent le mieux aux évaluations propres à un site utilisant des
992 organismes sessiles. Cependant, cette mesure de la bioaccumulation a été appliquée aux
993 mammifères marins (p. ex., épaulards résidents du sud) et à leur habitat essentiel (Alava et coll.,
994 2012; Arblaster et coll., 2015; Lachmuth et coll., 2010), et présente l'avantage d'intégrer des
995 procédés biologiques qui ne sont pas pris en compte dans l'approche de l'équilibre. Comme pour
996 les FBA, un examen est nécessaire pour s'assurer que l'écosystème aquatique est en équilibre et
997 que les méthodes d'analyse appropriées ont été utilisées pour éviter toute contamination croisée.

998

999 Le FABS est calculé à l'aide de l'équation suivante.

1000

1001 **Équation 4.**
$$\text{FABS} = \frac{C_t}{C_s}$$

1002

1003 Où :

1004

1005 FABS = facteur d'accumulation biote-sédiment

1006 C_t = concentration de substance chimique dans l'espèce de biote ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de poids humide)

1007 C_s = concentration du contaminant dans les sédiments ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de poids sec) (Alava et coll.,
1008 2012; Arblaster et coll., 2015)

1009

1010 Le FABS peut également être normalisé pour la teneur en lipides et la fraction de COT dans les
1011 sédiments, et les unités résultantes pour la C_t et la C_s deviennent respectivement $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de lipides
1012 dans le biote et $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de carbone organique [CO] dans les sédiments (Alava et coll., 2012;
1013 Arblaster et coll., 2015).

1014

1015 Dans la mesure du possible, il convient d'utiliser les FABS plutôt que l'approche de l'équilibre.
1016 Si l'on utilise l'approche de FABS, les valeurs doivent être collationnées pour les trois océans qui
1017 bordent le Canada. Si les FABS ne sont pas disponibles pour les trois océans et qu'il existe une
1018 incertitude quant à leur application aux océans restants, il convient de choisir la valeur la plus
1019 faible des deux approches (partage de l'équilibre ou FABS).

1020

1021 **6.5 Critères pour les autres modèles**

1022

1023 Il est possible qu'un modèle autre que le MBI ou AQUAWEB (appliqué pour les prévisions de
1024 FBAM et de FBA, respectivement) soit nécessaire en raison des propriétés du contaminant. Dans
1025 ces situations, le modèle choisi devrait répondre aux critères suivants :

1026

1027

- Le modèle est bien établi et cité dans la documentation évaluée par les pairs.
- Le code et les équations sont transparents et accessibles au public.
- Les propriétés chimiques ou physiques de la substance chimique sont explicitement incluses dans le modèle ou sont disponibles auprès d'une source fiable, notamment :
 - K_{oc} ;
 - Coefficient de partage octanol-air (K_{oa});
 - Taux de concentration sédiment-eau.
- Les paramètres du milieu propres au site de l'écosystème sont évalués, y compris les éléments suivants :
 - Température moyenne de l'eau;
 - Concentration de carbone organique particulaire dans l'eau;
 - Concentration de carbone organique dissous dans l'eau;
 - Concentration de solides en suspension dans l'eau;
 - Teneur en carbone organique des sédiments (teneur en COT);
 - Concentration chimique dans l'eau;
 - Concentration chimique dans les sédiments (température de l'eau, salinité, pH).
- La quantité et la qualité des données relatives aux contaminants sont suffisantes pour les milieux abiotiques (sédiments et eau).
- La composition et la structure du réseau trophique ainsi que les préférences alimentaires des organismes sont bien comprises.
- Les propriétés biologiques propres au site et les caractéristiques du cycle de vie du biote sont incluses (teneur en lipides de l'organisme, taux d'absorption du régime alimentaire, taux de croissance, poids ou volume humide de l'organisme, pourcentage du régime alimentaire ou préférences alimentaires de l'organisme).
- Des données empiriques sont disponibles pour le biote (niveau trophique supérieur ou superprédateurs) afin de tester le rendement du modèle (biais du modèle).

1028

1029

1030

1031

1032

1033

1034

1035

1036

1037

1038

1039

1040

1041

1042

1043

1044

1045

1046

1047

1048

1049

1050

1051

1052

1053

1054

1055

1056

1057

1058

1059

1060

1061

1062

1063

1064

Des modèles de bioaccumulation dans le réseau trophique répondant à ces critères de modélisation sont disponibles et ont été développés et appliqués pour les régions et les écosystèmes marins du Pacifique Nord-Est, y compris la Colombie-Britannique (Canada) et la baie de San Francisco (Californie, États-Unis) [voir les ensembles de données d'information complémentaires publiés dans Alava et coll., 2012; Alava et coll., 2016; Gobas et Arnot, 2010].

7. CALCUL DES RECOMMANDATIONS CANADIENNES DÉFINITIVES POUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

7.1 Recommandation pour l'alimentation

La recommandation canadienne pour l'alimentation (RCA_{mm}) pour les tissus des proies des mammifères marins est une concentration de résidus attendue dans les tissus pour protéger les mammifères marins superprédateurs. Lorsque l'on utilise des données de terrain ou des modèles propres aux espèces jugées les plus sensibles, les FBAM obtenus peuvent être utilisés directement pour déterminer la RCA_{mm} . Le rapport entre la prise alimentaire et le poids corporel (PA : PC) pour le FBAM propre à l'espèce est utilisé pour convertir la dose alimentaire quotidienne en une concentration tissulaire alimentaire (CCME, 1998) [voir l'équation 5]. À l'annexe B, le tableau 3 fournit une liste des rapports PA : PC pour les espèces de mammifères du tableau 1.

La RCA_{mm} est calculée à l'aide de l'équation suivante.

$$\text{Équation 5. } RCA_{mm} = \left(\frac{VTR}{(PA : PC) \times FBAM} \right)$$

Où :

RCA_{mm} = recommandation canadienne pour l'alimentation visant la protection des mammifères marins ($mg \cdot kg^{-1}$ de poids humide de l'alimentation)

VTR = valeur toxicologique de référence établie à la section 5 ($mg \cdot kg^{-1}$ de PC par jour)

PA : PC = rapport entre la prise alimentaire (kg de poids humide de l'alimentation par jour) et le poids corporel (kg de PC) pour la même espèce que le FBAM sélectionné

FBAM = facteur de bioamplification établi à la section 6.2 (sans unité)

7.2 Recommandation pour la qualité des eaux

La $RCQE_{a_{mm}}$ est calculée à l'aide de l'équation suivante.

$$\text{Équation 6. } RCQE_{a_{mm}} = \frac{RCA_{mm}}{FBA_{proies:eau}}$$

Où :

$RCQE_{a_{mm}}$ = recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant la protection des mammifères marins ($mg \cdot L^{-1}$)

RCA_{mm} = recommandation canadienne pour l'alimentation établie à la section 7.1 ($mg \cdot kg^{-1}$ de poids humide)

$FBA_{proies:eau}$ = facteur de bioaccumulation établi à la section 6.3 ($L \cdot kg^{-1}$ de poids humide)

1109 **7.3 Recommandation pour la qualité des sédiments**

1110

1111 La RCQSe_{mm} peut être calculée en utilisant l'approche du partage à l'équilibre (DiToro et coll.,
1112 1991) ou en utilisant le FABS (Alava et coll., 2012; Arblaster et coll., 2015). Voir la section 6.4
1113 pour une discussion sur ces approches.

1114

1115 Les concentrations dans les sédiments peuvent être calculées à l'aide de l'approche du partage à
1116 l'équilibre en utilisant l'équation suivante.

1117

1118 **Équation 7.** $RCQSe_{mm} = RCQEa_{mm} \times K_{co} \times \% CO$

1119

1120 Où :

1121

1122 RCQSe_{mm} = recommandation canadienne pour la qualité des sédiments visant la protection
1123 des mammifères marins (mg·kg⁻¹ de poids sec des sédiments)

1124 RCQEa_{mm} = recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant la protection des
1125 mammifères marins (mg·L⁻¹)

1126 K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau pour la substance (L·kg⁻¹)

1127 % CO = pourcentage d'ajustement du carbone organique (généralement à 1 % pour fournir
1128 une référence conservatrice à laquelle comparer les données de surveillance)

1129

1130 Avant d'effectuer des comparaisons avec la RCQSe_{mm}, les données de surveillance doivent être
1131 normalisées à 1 % de CO afin de déterminer si la valeur recommandée est dépassée.

1132

1133 L'équation suivante peut être utilisée pour calculer la RQSe_{mm} en utilisant le FABS (adapté
1134 d'Alava et coll., 2012; Arblaster et coll., 2015).

1135

1136 **Équation 8.** $RCQSe_{mm} = \frac{RCA_{mm}}{FABS}$

1137

1138 Où :

1139 RCQSe_{mm} = recommandation canadienne pour la qualité des sédiments visant la protection
1140 des mammifères marins (mg·kg⁻¹ des sédiments)

1141 RCA_{mm} = recommandation canadienne pour l'alimentation établie à la section 7.1 (mg·kg⁻¹
1142 de poids humide de l'alimentation)

1143 FABS = facteur d'accumulation biote-sédiment (kg de CO dans les sédiments/kg de lipides
1144 dans le biote ou kg de poids sec de sédiments/kg de poids humide de biote)

1145

1146

1147 **7.4 Examen du poids de la preuve**

1148

1149 L'approche fondée sur le PP est généralement vue comme une méthode de prise de décision qui
1150 implique la prise en compte de multiples sources d'information et éléments de preuve. Le cadre
1151 fondé sur le PP a été adopté pour les mammifères marins, dans les cas où les études de cause à
1152 effet font défaut et où l'extrapolation à partir d'autres mammifères (p. ex., les rongeurs de
1153 laboratoire) offre une solution à ces lacunes d'information (Ross, 2000). Cette approche évite de
1154 s'appuyer uniquement sur un seul élément d'information ou de preuve. Elle peut également être
1155 appliquée à différents stades de l'élaboration des recommandations. Elle peut être utilisée pour
1156 évaluer la qualité d'une seule étude, pour évaluer des études semblables pour un critère ou
1157 paramètre d'effet particulier, ou pour intégrer des renseignements provenant de plusieurs sources
1158 de données afin d'étayer le choix de la RCQE_{mm}. S'il n'est pas possible de suivre les étapes décrites
1159 dans le présent protocole, il convient de procéder à un examen du PP décrivant toutes les sources
1160 de données compilées et prises en compte qui ont abouti à la RCQE_{mm}.

1161

1162 Les données sur les contaminants provenant des mammifères marins constituent une source de
1163 données qui peut être utilisée pour évaluer les recommandations calculées. Bien que les études sur
1164 le terrain ne puissent pas établir un effet causal clair étant donné la présence d'autres contaminants
1165 et facteurs de stress, les corrélations entre les concentrations dans les tissus des mammifères marins
1166 et une variété d'effets (niveaux d'hormones, marqueurs génétiques, paramètres immunologiques
1167 et chimie du sang; ou données à l'échelle de la population telles que l'échec de la grossesse, la
1168 baisse du taux de natalité, la diminution de la capacité de survie et la diminution de la population),
1169 combinées à des observations provenant d'études sur l'alimentation en captivité, laissent fortement
1170 supposer une relation (p. ex., Mos et coll., 2010). Les valeurs du FBAM peuvent être utilisées pour
1171 prédire la concentration dans le lard si les mammifères marins sont exposés à une concentration
1172 chimique égale à la RCA_{mm}. Idéalement, la RCA_{mm} devrait prévoir une concentration biosurveillée
1173 inférieure à celle trouvée chez les mammifères marins chez lesquels un effet s'est produit.

1174

1175

RÉFÉRENCES

- 1176
1177
1178 Alava, J. J., et Gobas, F. 2012. Assessing biomagnification and trophic transport of persistent organic pollutants in the
1179 food chain of the Galápagos sea lion (*Zalophus wollebaeki*): conservation and management implications.
1180 Dans: *New Approaches to the Study of Marine Mammals*, A. Romero and E. O. Keith (Eds). Rijeka: InTech,
1181 pp. 77–108.
- 1182 Alava, J.J., Cisneros-Montemayor, A.M., Sumaila, R., et Cheung, W.W.L. 2018. « Projected amplification of food
1183 web bioaccumulation of MeHg and PCBs under climate change in the Northeastern Pacific ». *Scientific*
1184 *Reports* **8** : 13460. doi :10.1038/s41598-018-31824-5.
- 1185 Alava, J.J., Ross, P.S., et Gobas, F.A.P.C. 2016. « Food web bioaccumulation model for resident killer whales from
1186 the Northeastern Pacific Ocean as a tool for the derivation of PBDE-Sediment Quality Guidelines ». *Arch.*
1187 *Environ. Contam. Toxicol.* **70**(1) : 155–168. doi : 10.1007/s00244-015-0215-y.
- 1188 Alava, J.J., Ross, P.S., Lachmuth, C.L., Ford, J.K.B., Hickie, B., et Gobas, F.A.P.C. 2012. « Habitat-based PCB
1189 Environmental Quality Criteria for the protection of endangered killer whales (*Orcinus orca*) ». *Environ. Sci.*
1190 *Technol.* **46** : 12655–12663.
- 1191 Allard, P., Fairbrother, A., Hope, B.K., Hull, R.N., Johnson, M.S., Kapustka, L., Mann, G., McDonald, B., et Sample,
1192 B.E. 2010. « Recommendations for the development and application of wildlife toxicity reference values ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **6**(1) : 28–37. doi : 10.1897/IEAM_2009-010.1.
- 1194 Arblaster, J., Ikonou, M.G., et Gobas, F.A. 2015. « Toward ecosystem-based Sediment Quality Guidelines for
1195 polychlorinated biphenyls (PCBs) ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **11**(4) : 689–700.
- 1196 Banfield, A.W.F. 1974. *The mammals of Canada*. Musées nationaux du Canada. University of Toronto Press, Toronto.
- 1197 Barrett, H., Du, X., Houde, M., Lair, S., Verreault, J., et Peng, H. 2021. « Suspect and nontarget screening revealed
1198 class-specific temporal trends (2000-2017) of poly- and perfluoroalkyl substances in St. Lawrence beluga
1199 whales ». *Environ. Sci. Technol.* **55** : 1659–1671.
- 1200 BC ENV (ministère de l'Environnement et de la Stratégie de lutte contre les changements climatiques de la Colombie-
1201 Britannique). 2019. « Derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life in British
1202 Columbia ». *Water Quality Guideline Series*, WQG-06. Victoria (Colombie-Britannique).
- 1203 BC ENV. 2021. *Guidance for the Derivation of Water Quality Objectives in British Columbia*, WQO-04. Victoria
1204 (Colombie-Britannique).
- 1205 Borgå, K., Fisk, A.T., Hargrave, B., Hoekstra, P.F., Swackhamer, D., et Muir, D.C. 2005. « Bioaccumulation factors
1206 for PCBs revisited ». *Environ. Sci. Technol.* **39**(12) : 4523–4532.
- 1207 Borgå, K., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Berglund, O., Conder, J.M., Gobas, F.A.P.C., Kucklick, J., Malm, O., et Powell,
1208 D.E. 2012. « Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems and study design ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **8** : 64–84.
- 1210 Burkhard, L.P., Borgå, K., Powell, D.E., Leonards, P., Muir, D.C.G., Parkerton, T.F., et Woodburn, K.B. 2013.
1211 « Improving the quality and scientific understanding of trophic magnification factors (TMFs) ». *Environ. Sci.*
1212 *Technol.* **47** : 1186–1187.
- 1213 Cadieux, M.A., Muir, D.C.G., Beland, P. et Hickie, B.E. 2016. « Lactational transfer of polychlorinated-biphenyls
1214 (PCBs) and other organochlorines in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*) ». *Arch. Environ.*
1215 *Contam. Toxicol.* **70** : 169–179.
- 1216 CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. *Protocole pour l'élaboration de recommandations*
1217 *pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*. Winnipeg, Manitoba. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/226/>.
- 1219 CCME. 1998. *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les*
1220 *espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada*. Winnipeg, Manitoba. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/290/>.
- 1221

- 1222 CCME. 2001. « Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques
 1223 consommant le biote aquatique ». Mise à jour. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de*
 1224 *l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, Manitoba.
 1225 [https://ccme.ca/fr/res/biphenyles-polychlores-bpc-recommandations-canadiennes-pour-les-rsidus-dans-les-](https://ccme.ca/fr/res/biphenyles-polychlores-bpc-recommandations-canadiennes-pour-les-rsidus-dans-les-tissus-protection-des-espces-fauniques-consommant-le-biote-aquatique-fr.pdf)
 1226 [tissus-protection-des-espces-fauniques-consommant-le-biote-aquatique-fr.pdf](https://ccme.ca/fr/res/biphenyles-polychlores-bpc-recommandations-canadiennes-pour-les-rsidus-dans-les-tissus-protection-des-espces-fauniques-consommant-le-biote-aquatique-fr.pdf).
- 1227 CCME. 2003. *Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux du*
 1228 *Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau*.
 1229 [https://ccme.ca/fr/res/recommandations-pour-la-qualit-des-eaux-au-canada-procdures-dtablissement-](https://ccme.ca/fr/res/recommandations-pour-la-qualit-des-eaux-au-canada-procdures-dtablissement-dobjectifs-numriques-de-qualit-de-leaufr.pdf)
 1230 [dobjectifs-numriques-de-qualit-de-leaufr.pdf](https://ccme.ca/fr/res/recommandations-pour-la-qualit-des-eaux-au-canada-procdures-dtablissement-dobjectifs-numriques-de-qualit-de-leaufr.pdf).
- 1231 CCME. 2007. « Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie
 1232 aquatique 2007 ». Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil
 1233 canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, Manitoba. [https://ccme.ca/fr/res/protocole-](https://ccme.ca/fr/res/protocole-delaboration-des-recommandations-pour-la-qualite-des-eaux-en-vue-de-protger-la-vie-aquatique-2007-fr.pdf)
 1234 [delaboration-des-recommandations-pour-la-qualite-des-eaux-en-vue-de-protger-la-vie-aquatique-2007-](https://ccme.ca/fr/res/protocole-delaboration-des-recommandations-pour-la-qualite-des-eaux-en-vue-de-protger-la-vie-aquatique-2007-fr.pdf)
 1235 [fr.pdf](https://ccme.ca/fr/res/protocole-delaboration-des-recommandations-pour-la-qualite-des-eaux-en-vue-de-protger-la-vie-aquatique-2007-fr.pdf).
- 1236 CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations canadiennes*
 1237 *pour la qualité des eaux*. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau
 1238 du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Toronto, ON.
- 1239 CFR (Code of Federal Regulations). 2011. *Appendix B to Part 136 – Definition and procedure for the determination*
 1240 *of the method detection limit – Revision 1.11*.
- 1241 COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2018. *Évaluation et Rapport de situation du*
 1242 *COSEPAC sur L'ours blanc (Ursus maritimus) au Canada 2018*. Ottawa. Xv + 113 p.
 1243 [https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-](https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/ours-blanc-2018.html)
 1244 [peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/ours-blanc-2018.html](https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/ours-blanc-2018.html).
- 1245 De Guise, S., Martineau, D., Béland, P., et Fournier, M. 1995. « Possible mechanisms of action of environmental
 1246 contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*) ». *Environ. Health. Perspect.* **103** :
 1247 73–77. doi : 10.1289/ehp.95103s473.
- 1248 Desforges, J.-P.W., Ross, P.S., et Loseto, L.L. 2012. « Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and
 1249 polybrominated diphenyl ethers in Arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*) ». *Environ. Toxicol. Chem.*
 1250 **31** : 296–300.
- 1251 Desforges, J.-P.W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., et Dietz, R. 2016. « Immunotoxic effects of
 1252 environmental pollutants in marine mammals ». *Environ. Int.* **86** : 126–139. doi :
 1253 10.1016/j.envint.2015.10.007.
- 1254 Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas,
 1255 N.A., et Paquin, P.R. 1991. « Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic
 1256 chemicals using equilibrium partitioning ». *Environ. Toxicol. Chem.* **10**(12) : 1541–1583.
- 1257 Dunning, J.B. 1993. « CRC handbook of avian masses ». *CRC Press*, Boca Raton, Floride.
- 1258 Emmerich, C.H., et Harris, C.M. 2019. « Minimum information and quality standards for conducting, reporting, and
 1259 organizing in vitro research ». Dans : Bespalov, A., Michel, M., et Steckler, T. Cham: Springer, 257, p. 177–
 1260 196.
- 1261 Fair, P.A., et Houde, M. 2023. « Chapter 3.2.5 – Environmental endocrine-disrupting chemicals and their effects in
 1262 marine mammals ». Dans : *Environmental Contaminants and Endocrine Health*. Sous la direction de O.
 1263 Carnevali et G. Hardiman. Elsevier Inc., Academic Press. p. 283–306. doi : 10.1016/B978-0-12-824464-
 1264 7.00017-9.
- 1265 Gobas, F.A.P.C., de Wolf, W., Verbruggen, E., Plotzke, K., et Burkhard, L., 2009. « Revisiting bioaccumulation
 1266 criteria for POPs and PBT assessments ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **5** : 624–637.
 1267 https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1897/IEAM_2008-089.1.
- 1268 Gobas, F.A.P.C., et Arnot, J. 2010. « Food web bioaccumulation model for polychlorinated biphenyls in San Francisco
 1269 Bay, California, USA ». *Environ. Toxicol. Chem.* **29** : 1385–1395.

- 1270 Gouvernement du Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement : Règlement sur la persistance*
 1271 *et la bioaccumulation*. C.P. 2000–348, 23 mars 2000. DORS/2000-107. Partie II de la Gazette du Canada,
 1272 vol. 134, no 7, p. 607–612. Ottawa, Ontario. [https://publications.gc.ca/gazette/archives/p2/2000/2000-03-](https://publications.gc.ca/gazette/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf)
 1273 [29/pdf/g2-13407.pdf](https://publications.gc.ca/gazette/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf).
- 1274 Gouvernement du Canada. 2013. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : document d'orientation*
 1275 *sur l'évaluation du risque écotoxicologique, module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques*
 1276 *de référence propres à un site*. Ottawa, Ontario.
 1277 https://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En14-92-2-2013-fra.pdf.
- 1278 Gulland, F., Hall, A.J., Ylitalo, G.M., Colegrove, K.M., Norris, T., Duignan, P.J., Halaska, B., Acevedo Whitehouse,
 1279 K., Lowenstine, L.J., Deming, A.C., et Rowles, T.K., 2020. « Persistent contaminants and herpesvirus
 1280 OtHV1 are positively associated with cancer in wild California sea lions (*Zalophus californianus*) ». *Front.*
 1281 *Mar. Sci.* **7** : 602565. doi :/10.3389/fmars.2020.602565.
- 1282 Helle, E., Olsson, M., et Jensen, S. 1976. « DDT and PCB levels and reproduction in ringed seal from the Bothnian
 1283 Bay ». *Ambio* **5** : 188–189.
- 1284 Hickie, B.E., Cadieux, M.A., Riehl, K.N., Gregory, D.B., Alava, J.J., et Fair, P.A. 2013. « Modeling PCB
 1285 bioaccumulation in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): Estimating a dietary threshold
 1286 concentration ». *Environ. Sci. Technol.* **2103**(47) : 12314–12324.
- 1287 Hickie, B.E., Kingsley, M.C.S., Hodson, P.V., Muir, D.C.G., Béland, P., et Mackay, D. 2000. « A modelling-based
 1288 perspective on the past, present, and future polychlorinated biphenyl contamination of the St. Lawrence
 1289 beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population ». *Fish. Aquat. Sci.* **57** : 101–112.
- 1290 Hickie, B.E., Muir, D.C.G., Addison, R.F., et Hoekstra, P.F. 2005. « Development and application of bioaccumulation
 1291 models to assess persistent organic pollutant temporal trends in Arctic ringed seal (*Phoca hispida*)
 1292 populations ». *Sci. Total. Environ.* **351–352** : 413–426.
- 1293 Hickie, B.E., Ross, P.S., Macdonald, R.W., et Ford, J.K.B. 2007. « Killer whales (*Orcinus orca*) face protracted health
 1294 risks associated with lifetime exposure to PCBs ». *Environ. Sci. Technol.* **41** : 6613–6619.
- 1295 Kidd, K.A., Burkhard, L.P., Babut, M., Borgå, K., Muir, D.C., Perceval, O., Ruedel, H., Woodburn, K., et Embry,
 1296 M.R. 2019. « Practical advice for selecting or determining trophic magnification factors for application under
 1297 the European Union Water Framework Directive ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **15**(2) : 266–277.
- 1298 Lachmuth, C.L., Alava, J.J., Hickie, B.E., Johannessen, S.C., Macdonald, R.W., Ford, J.K.B., Ellis, G.M., Gobas,
 1299 F.A.P.C., et Ross, P.S. 2010. « Ocean disposal in resident killer whale (*Orcinus orca*) critical habitat: Science
 1300 in support of risk management ». *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/116.
- 1301 Lee, K., Alava, J.J., Cottrell, P., Cottrell, L., Grace, R., Zysk, I., et Raverty, S. 2023. « Emerging contaminants and
 1302 new POPs (PFAS and HBCDD) in endangered southern resident and Bigg's (transient) killer whales (*Orcinus*
 1303 *orca*): In utero maternal transfer and pollution management implications ». *Environmental Science &*
 1304 *Technology* **57**(1) : 360–374. doi : 10.1021/acs.est.2c04126.
- 1305 McLachlan, M.S. 1994. « Model of the fate of hydrophobic contaminants in cows ». *Environ Sci Technol.* **28** : 2407–
 1306 2414.
- 1307 McTavish, K., Alava, J.J., Brown, T., Crossland, M., Dangerfield, N., Hickie, B., Ross, P.S., et Tillmanns, A. 2024.
 1308 « A framework for the derivation of environmental quality guidelines that protect apex marine mammals
 1309 from persistent organic pollutants (POPs) ». *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3582.
- 1310 Mos, L., Cameron, M., Jeffries, S.J., Koop, B.F., et Ross, P.S. 2010. « Risk-based analysis of PCB toxicity in harbour
 1311 seals ». *Integr. Environ. Assess. Manag.* **6** : 631–640.
- 1312 MPO (Pêches et Océans Canada). 2018. *Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord*
 1313 *et du sud au Canada* [Proposé]. *Loi sur les espèces en péril*, série de programmes de rétablissement et Pêches
 1314 et Océans Canada, Ottawa.
- 1315 Myatt, G.J., Ahlberg, E., Akahori, Y., Allen, D., Amberg, A., Anger, L.T., Aptula, A., Auerbach, S., Beilke, L.,
 1316 Bellion, P., et Benigni, R. 2018. « In silico toxicology protocols ». *Regul. Toxicol. Pharmacol.* **96** : 1–17.
- 1317 Newman, S.J., et Smith, S.A. 2006. « Marine mammal neoplasia: A review ». *Vet. Pathol.* **43**(6) : 863–880.

- 1318 NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 1993. *Registry of toxic effects of chemical substances*.
1319 6^e éd. Rockville, Maryland.
- 1320 Okonski, A.I., MacDonald, D.B., Potter, K., et Bonnell, M. 2021. « Deriving predicted no-effect concentrations
1321 (PNECs) using a novel assessment factor method ». *Hum. Ecol. Risk Assess.* **27**(6) : 1613–1635.
- 1322 Randhawa, N., Gulland, F., Ylitalo, G.M., DeLong, R., et Mazet, J.A. 2015. « Sentinel California sea lions provide
1323 insight into legacy organochlorine exposure trends and their association with cancer and infectious disease ». *One Health* **1** : 37–43.
1324
- 1325 Rao, A., Sanchez, M., Sutherland, D., et P. Lilley. 2019. *Water Quality Assessment and Updated Objectives for*
1326 *Burrard Inlet: Introduction*. Préparé pour la Nation Tsleil-Waututh et la province de la Colombie-
1327 Britannique.
- 1328 Raverty, S., St. Leger, J.S., Noren, D.P., Burek Huntington, K.B., Rotstein, D.S., Gulland, F.M.D., Ford, J.K.B.,
1329 Hanson, M., Lambourn, D.M., Huggins, J., Delaney, M.A., Spaven, L., Rowles, T., Batte, L., Cottrell, P.,
1330 Ellis, G., Goldstein, T., Terio, K., Duffield, D., Rice, J., et Gaydos, J.K. 2020. « Pathology findings and
1331 correlation with body condition index in stranded killer whales (*Orcinus orca*) in the Northeastern Pacific
1332 and Hawaii from 2004 to 2013 ». *PLoS One* **15** : e0242505.
- 1333 Ross, P., De Swart, R., Addison, R., Van Loveren, H., Vos, J. et Osterhaus, A. 1996. « Contaminant-induced
1334 immunotoxicity in harbour seals: wildlife at risk? » *Toxicology* **112** : 157–169. doi : 10.1016/0300-
1335 483x(96)03396-3.
- 1336 Ross, P.S. 2000. « Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment ». *Hum. Ecol. Risk Assess.* **6** : 29–46.
- 1337 Ross, P.S., et Birnbaum, L.S. 2003. « Integrated human and ecological risk assessment: A case study of persistent
1338 organic pollutants (POPs) in humans and wildlife ». *Hum. Ecol. Risk Assess.* **9**(1) : 303–324.
- 1339 Sample, B., et Arenal, C. 1999. « Allometric models for interspecies extrapolation of wildlife toxicity data ». *Bull.*
1340 *Environ. Contam. Toxicol.* **62** : 653–663. doi : 10.1007/s001289900924.
- 1341 Santé Canada. 2021b. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : valeurs toxicologiques*
1342 *de référence (VTR), version 3.0*. [https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/sc-hc/H129-108-
1343 2021-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/sc-hc/H129-108-2021-fra.pdf).
- 1344 Santé Canada. 2021a. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation*
1345 *quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 3.0*.
1346 https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/sc-hc/H129-114-2021-fra.pdf.
- 1347 Société canadienne du cancer. (n.d.) *Vue d'ensemble des statistiques sur le cancer*.
1348 <https://cancer.ca/fr/research/cancer-statistics/cancer-statistics-at-a-glance>.
- 1349 Stedeford, T., Hsu, C.H., Zhao, Q.J., Dourson, M.L., et Banasik, M. 2007. « The application of non-default uncertainty
1350 factors in the US EPA's Integrated Risk Information System (IRIS). Part I: UF (L), UF (S), and “other
1351 uncertainty factors” ». *J. Environ. Sci. Health. Part C, Environmental Carcinogenesis & Ecotoxicology*
1352 *Reviews*, **25**(3) : 245–279. doi : 10.1080/10590500701569430.
- 1353 US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2000. *Methodology for deriving ambient water quality*
1354 *criteria for the protection of human health (2000)*. Washington, DC. Rapport définitif, octobre 2000. EPA-
1355 822-B-00-004.
- 1356 US EPA. 2002. *A review of the reference dose and reference concentration processes*. Préparé pour le Risk
1357 Assessment Forum. Washington, DC. Rapport définitif, décembre 2002. EPA/630/P-02/002F.
- 1358 US EPA. 2014. *Guidance for applying quantitative data to develop data-derived extrapolation factors for interspecies*
1359 *and intraspecies extrapolation*. Risk Assessment Forum, Office of the Science Advisor, Washington, DC.
1360 EPA/100/R-14/002.
- 1361 US EPA. n.d. *Regional screening levels (RSLs)*. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls>.

1362 ANNEXES

1363

1364 Annexe A – Compilation et évaluation des données sur la toxicité

1365

1366 Compte tenu de la rareté des données relatives aux mammifères marins et de la volonté de protéger
1367 les individus très vulnérables, les paramètres d'effet ne se limitent pas aux paramètres de survie,
1368 de reproduction et de croissance traditionnellement utilisés pour élaborer des recommandations.
1369 Tous les paramètres d'effet sont acceptés s'il existe des preuves scientifiques établissant un lien
1370 entre le paramètre et un résultat néfaste chez une espèce de mammifère. Les effets néfastes peuvent
1371 être les suivants :

1372

- 1373 • Toxicité systémique (p. ex., pour le foie, les reins ou le système général);
- 1374 • Neurotoxicité mise en évidence par des différences de comportement ou des pathologies
1375 cérébrales;
- 1376 • Reprotoxicité entraînant des effets sur la fertilité ou la capacité de reproduction;
- 1377 • Toxicité endocrinienne affectant des organes tels que la glande thyroïde ou les
1378 concentrations circulantes d'hormones telles que l'œstrogène, la testostérone ou les
1379 hormones thyroïdiennes;
- 1380 • Toxicité développementale, y compris les effets sur le développement du fœtus ou les effets
1381 systémiques maternels qui interfèrent avec le développement;
- 1382 • Immunotoxicité affectant les organes du système immunitaire tels que la rate et le thymus,
1383 ou troubles généraux de la fonction immunitaire.

1384

1385 Les paramètres d'effet acceptables comprennent les paramètres omiques s'ils sont ancrés dans une
1386 voie associée aux effets toxiques. Une voie associée aux effets toxiques comprend trois éléments
1387 principaux : un événement moléculaire déclencheur au cours duquel la substance interagit avec la
1388 biochimie de l'organisme; un ou plusieurs événements clés au cours desquels l'altération de la
1389 biochimie entraîne une altération du fonctionnement de la cellule, du tissu ou de l'organe; et un
1390 résultat indésirable identifié susceptible d'entraver la croissance, la reproduction et la survie d'un
1391 organisme. L'utilisation des voies associées aux effets toxiques est une approche émergente, et la
1392 plupart des voies sont encore en cours de développement. Il n'est pas nécessaire d'établir
1393 fermement chacun des événements clés de la voie associée aux effets toxiques, mais plutôt de noter
1394 que la documentation scientifique a établi une forte probabilité que la voie se produise.

1395

1396 Toutes les études utilisées pour l'élaboration d'une recommandation doivent être évaluées afin de
1397 s'assurer que des pratiques acceptables en matière de laboratoire, de terrain ou de calcul ont été
1398 utilisées dans la conception et l'exécution de l'étude. L'exception concerne les études déjà
1399 examinées et incluses dans la base de données de l'ATSDR ou évaluées par Santé Canada ou la
1400 US EPA, qui peuvent être automatiquement incluses sans examen supplémentaire.

1401

1402 La contamination, le procédé d'échantillonnage, la conservation de l'échantillon, le stockage, la
1403 préconcentration et la filtration peuvent être des sources d'erreurs, ce qui rend complexe la tâche
1404 d'obtenir la précision et l'exactitude. Une étude approfondie des données (technique et fiabilité)
1405 doit être réalisée avant de considérer les concentrations mesurées comme des valeurs acceptables
1406 pour l'élaboration d'une recommandation (CCME, 2007).

1407 Bien que l'évaluation des données sur la toxicité doive suivre un format de base avec certaines
1408 exigences, un jugement scientifique est souvent nécessaire pour la classification des études. Il n'est
1409 pas obligatoire que les études toxicologiques suivent des protocoles de conception standard;
1410 cependant, les données doivent être appropriées en ce qui concerne la substance en question. Les
1411 procédures d'essai non standard peuvent produire des résultats utilisables et devraient être évaluées
1412 au cas par cas pour inclusion dans l'ensemble de données. Étant donné que les protocoles standard
1413 pour les essais de toxicité peuvent devenir obsolètes et qu'ils ne sont pas toujours disponibles ou
1414 respectés, la qualité des données publiées est très variable.

1415
1416 Afin de garantir une évaluation scientifique cohérente pour chaque substance, les questions
1417 suivantes doivent être utilisées pour évaluer la qualité de chaque étude pour les approches
1418 expérimentales énumérées ici.

1419
1420 Critères pour toutes les études (tirés directement de l'US EPA, 2002) :

- 1421
- 1422 • Quel était l'objectif de l'étude et y a-t-il une hypothèse clairement définie?
 - 1423 • La description du protocole, de l'analyse statistique et des résultats est-elle suffisante pour
1424 permettre une évaluation?
 - 1425 • Les paramètres d'effet appropriés ont-ils été évalués dans le cadre de l'étude? Les
1426 techniques utilisées pour l'évaluation étaient-elles scientifiquement valables?
 - 1427 • Des techniques statistiques appropriées ont-elles été appliquées pour chaque paramètre
1428 d'effet? La puissance de l'étude était-elle suffisante pour détecter les effets?
 - 1429 • L'étude a-t-elle établi des relations dose-réponse (p. ex., dose minimale avec effet nocif
1430 observé [DMENO] ou concentration inhibitrice 10 [CE₁₀])?
 - 1431 • La forme de la courbe dose-réponse correspond-elle à la toxicocinétique connue du
1432 composé à tester?
- 1433

1434 Critères pour les études *in vivo* dose-réponse en laboratoire de n'importe quel mammifère (tirés
1435 directement de l'US EPA, 2002) :

- 1436
- 1437 • L'étude a-t-elle été suffisamment documentée (p. ex., menée conformément aux bonnes
1438 pratiques de laboratoire)?
 - 1439 • Des techniques analytiques appropriées ont-elles été utilisées pour mesurer la stabilité,
1440 l'homogénéité et le niveau réel de la substance d'essai dans l'étude (dans l'eau,
1441 l'alimentation, l'air, etc.)?
 - 1442 • Les niveaux de dose étaient-ils appropriés? Sur quelle base les niveaux de dose ont-ils été
1443 choisis?
 - 1444 • Une méthode appropriée a-t-elle été utilisée pour répartir les animaux dans les groupes de
1445 dosage?
 - 1446 • Une voie et une matrice d'exposition appropriées ont-elles été utilisées?
 - 1447 • La durée de l'exposition était-elle adaptée au modèle d'étude?
 - 1448 • A-t-on envisagé d'éventuelles altérations du métabolisme aux niveaux d'exposition les
1449 plus élevés?
 - 1450 • L'étude démontre-t-elle une relation dose-réponse claire? Des études avec des niveaux de
1451 traitement limités peuvent être envisagées si d'autres études toxicologiques soutiennent le
1452 niveau d'effet.

- 1453 • L'étude indique-t-elle les taux de dosage (en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), la durée d'exposition, la
1454 formulation et la méthode d'administration utilisés? Les taux de dosage estimés sont
1455 acceptables, mais les taux de dosage mesurés sont préférables.
- 1456 • Lors de l'essai, la substance a-t-elle été administrée par voie orale (c.-à-d. dans la
1457 nourriture, dans l'eau ou par gavage)? Les études sur l'exposition alimentaire sont
1458 préférables. Les essais utilisant d'autres méthodes d'administration (par voie cutanée,
1459 respiratoire, intraveineuse, intramusculaire, sous-cutanée ou intrapéritonéale) ne doivent
1460 pas être utilisés à moins que des renseignements complémentaires suffisants sur la
1461 pharmacocinétique (absorption, distribution, métabolisme et excrétion) de la substance ne
1462 soient disponibles et que le dosage n'ait été mesuré.

1463
1464 Critères pour les études *in vitro* (tirés d'Emmerich et Harris, 2019) :

- 1465
- 1466 • La méthodologie comprend-elle toutes les exigences minimales en matière d'information
1467 pour le type d'expérience? S'il n'en existe pas, des informations sont-elles fournies sur le
1468 tampon (p. ex., le milieu de culture cellulaire), les conditions de lyse, la préparation des
1469 échantillons, la manipulation et les durées d'incubation?
 - 1470 • Les sources de tous les matériaux (cellules, anticorps, enzymes, protéines, acides
1471 nucléiques, substances chimiques) sont-elles clairement répertoriées, y compris le
1472 fournisseur, le numéro de catalogue et le numéro de lot?
 - 1473 • Pour les matériaux d'origine non commerciale, les analyses de contrôle de la qualité
1474 nécessaires ont-elles été effectuées pour valider leur identité, leur pureté et leur activité
1475 biologique?
 - 1476 • La source des protéines recombinantes a-t-elle été indiquée? Cela comprend la séquence,
1477 le système d'expression, la purification et l'analyse de la pureté et de la bioactivité.
 - 1478 • Les inhibiteurs et les composés ont-ils fait l'objet d'un examen précis pour identifier les
1479 effets hors cible?
 - 1480 • Les méthodes de purification et de préparation des lignées cellulaires ont-elles été décrites?
 - 1481 • La spécificité et la réactivité croisée des anticorps ont-elles été vérifiées?
 - 1482 • Le modèle d'étude prévoyait-il une réplication et une randomisation adéquates?
 - 1483 • L'analyse statistique a-t-elle été clairement décrite et la taille de l'échantillon et les barres
1484 d'erreur correspondantes ont-elles été indiquées?

1485
1486 Critères pour les études *in silico* (tirés de Myatt et coll., 2018) :

- 1487
- 1488 • Toutes les étapes et méthodologies ont-elles été documentées de manière transparente, y
1489 compris le logiciel exact utilisé? (Bien qu'elle ne soit pas essentielle, la pratique exemplaire
1490 veut que les chercheurs fournissent les données et le code afin que l'expérience puisse être
1491 reproduite.)
 - 1492 • L'ensemble de données d'entraînement était-il de bonne qualité?
 - 1493 • Le modèle présente-t-il une fiabilité de prédiction élevée?
 - 1494 • La sélection des descripteurs structurels était-elle biologiquement significative?
 - 1495 • La documentation confirme-t-elle les relations entre les descripteurs structurels et les effets
1496 toxicologiques?
 - 1497 • Les résultats ont-ils été expliqués par rapport aux connaissances toxicologiques actuelles?

- 1498 • Les faiblesses de l'approche et les étapes nécessaires à la poursuite de la validation ont-elles été clairement décrites?
- 1499
- 1500
- 1501

1502 **Annexe B – Valeurs d'entrée du modèle basé sur l'individu et estimations des rapports entre la prise alimentaire et le poids corporel**

1503

1504

1505 **Tableau B1 – Paramètres et valeurs d'entrée du modèle basé sur l'individu pour l'épaulard et le béluga**

1506

Paramètres temporels	Épaulard	Béluga
Années de fonctionnement du modèle après le sevrage	68	68
Première année possible de grossesse	15	9
Jour julien de copulation	35	35
Jour julien de naissance	545	455
Jour julien de sevrage	1278	1278
Nombre de jours entre les rapports de sortie standard	60	120
Pourcentage du temps de sevrage pendant lequel le petit est en transition alimentaire	20	20
Multiplicateurs de la prise alimentaire par stade		
Multiplicateur alimentaire pour les jeunes	1,3	1,3
Multiplicateur alimentaire pour les adultes	1,3	1,3
Multiplicateur alimentaire pendant la grossesse	1,3	1,3
Multiplicateur alimentaire pendant la lactation	1,3	1,3
Paramètres des compartiments corporels		
Proportion maximale de lard par rapport au poids corporel	0,29	0,4
Proportion minimale de lard par rapport au poids corporel	0,28	0,4
Proportion de lard fœtal par rapport au poids corporel	0,17	0,17
Proportion de lipides dans le lard chez les femelles	0,4	0,8
Proportion de lipides dans le tronc	0,05	0,05
Rapport entre la masse de soutien et la masse fœtale à terme	1	1,0
Poids de l'utérus de base non gravide	0,05	0,05
Rapport entre la masse placentaire et la masse de soutien	0,25	0,25
Paramètres de croissance des épaulards femelles		
Paramètre de longueur maximale	564	365
Longueur de la valeur B de Gompertz	0,885	0,8805
Longueur de la valeur K de Gompertz	0,27000	0,00044
Paramètre de poids maximal	2703	680
Poids de la valeur B de Gompertz	2,7	2,572

Paramètres de croissance des épaulards femelles (suite)		
Poids de la valeur K de Gompertz	0,00046	0,00044
Paramètres de croissance des épaulards mâles		
Paramètre de longueur maximale	683	416
Longueur de la valeur B de Gompertz	1,08	0,987
Longueur de la valeur K de Gompertz	0,1752	0,000375
Paramètre de poids maximal	5015	995
Poids de la valeur B de Gompertz	3,3	2,895
Poids de la valeur K de Gompertz	0,00046	0,000375
Proportion de lipides dans le lard chez les mâles	0,4	0,8
Multiplicateurs du taux métabolique par stade		
1,5 à 3,0 x métabolisme basal (MB) pour un nouveau-né (lactation)	4	4
1,5 à 3,0 x MB pour la première année	4	4
1,5 à 3,0 x MB pour un jeune	4	4
1,5 à 3,0 x MB pour un adulte (non reproducteur ou mâle)	4	4
1,5 à 3,0 x MB pour une adulte (enceinte)	4	4
1,5 à 3,0 x MB pour une adulte (en lactation)	4	4
Paramètres énergétiques		
kcal·kg ⁻¹ de nourriture	1800	1778
Digestibilité de la nourriture	0,82	0,82
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse de base	9100	9100
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse de lard	9100	9100
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse fœtale ou utérine	9100	9100
kcal·kg ⁻¹ de densité énergétique du lard	8500	8500
Efficacité énergétique de la mobilisation du lard	0,9	0,9
kcal·kg ⁻¹ de densité énergétique du lait	3325	3000
Proportion de lipides dans le lait	0,3	0,27
Digestibilité du lait	0,9	0,9
Efficacité énergétique dans la production de lait	0,9	0,9
Termes relatifs à la cinétique des contaminants		
log K _{oe} pour les substances chimiques	6,8	6,8
Assimilation des toxiques par la nourriture	0,724	0,724
Assimilation des toxiques par le lait	0,9	0,9
Coefficient de partage des toxiques lard-lait	0,490	0,490
Taux de clairance corporelle totale des toxiques chez l'adulte (par jour)	0,00009	0,000055
Taux de clairance corporelle totale des toxiques chez le nouveau-né (par jour)	0,00009	0,000055
Effet du placenta sur le partage mère-fœtus	0,556	0,556

Calcul du contenu énergétique de l'alimentation en kcal·kg⁻¹ du poids humide		
Pourcentage de protéines du poids humide (5600 kcal·kg ⁻¹)		
	20	20
Pourcentage de lipides du poids humide (9400 kcal·kg ⁻¹)	8,0	7,0
Années de grossesse	15, 20, 25, 30, 35, 40	10, 13, 16, 19, 22, 25, 28, 31, 34

Remarques :

Les paramètres et les valeurs d'entrée pour l'épaulard et le béluga dans le tableau B1 sont tirés de Hickie et coll. (2007). L'équation de l'assimilation des toxiques à partir de la nourriture est tirée de McLachlan (1994); l'équation du coefficient de partage des toxiques lard-lait est tirée de Cadieux et coll. (2016); et l'équation de partage de l'effet du placenta sur le partage mère-fœtus est tirée de Desforges et coll. (2012).

1507
1508
1509
1510
1511

1512 **Tableau B2 – Paramètres et valeurs d'entrée du modèle basé sur l'individu pour le**
1513 **phoque annelé**

Paramètres temporels	Phoque annelé
Années de fonctionnement du modèle après le sevrage	25
Première année possible de grossesse	7
Jour julien de naissance (1 ^{er} avril)	90
Jour julien de sevrage et de copulation	130
Jour julien d'implantation (4 août)	215
Jour julien du début de la mue	180
Jour julien de la fin de la mue	210
Nombre de jours entre les rapports de sortie standard	30
Multiplicateurs de la prise alimentaire par stade	
Multiplicateur alimentaire pour les jeunes	1,3
Multiplicateur alimentaire pour les adultes	1,3
Multiplicateur alimentaire pendant la mue	0,7
Multiplicateur alimentaire pendant la lactation	0,6
Paramètres des compartiments corporels	
Proportion maximale de lard par rapport au poids corporel	0,4
Proportion minimale de lard par rapport au poids corporel	0,25
Proportion de lard fœtal par rapport au poids corporel	0,055
Proportion de lipides dans le lard	0,8
Proportion de lipides dans le tronc	0,05
Rapport entre la masse de soutien et la masse fœtale à terme	1,0
Poids de l'utérus de base non gravide	0,05
Rapport entre la masse placentaire et la masse de soutien	0,25
Paramètres de croissance des femelles	
Paramètre de longueur maximale (cm)	126,85
Valeur B de Gompertz	0,3377
Valeur K de Gompertz	0,00032

Paramètres de croissance des femelles (suite)	
Pente de la longueur (cm) au poids (kg)	3,2544
Constante entre la longueur (cm) et le poids (kg)	5,0596
Paramètres de croissance des mâles	
Paramètre de longueur maximale (cm)	131,21
Valeur B de Gompertz	0,400
Valeur K de Gompertz	0,0005
Pente de la longueur (cm) au poids (kg)	3,0685
Constante entre la longueur (cm) et le poids (kg)	4,693
Multiplicateurs du taux métabolique par stade	
1,5 à 4,0 x MB pour un nouveau-né (lactation)	1,0
1,5 à 4,0 x MB pour la première année	4,0
Multiplicateurs du taux métabolique par stade (suite)	
1,5 à 4,0 x MB pour un jeune	4,0
1,5 à 4,0 x MB pour un adulte (non reproducteur ou mâle)	4,0
1,5 à 4,0 x MB pour une adulte (enceinte)	4,0
1,5 à 4,0 x MB pour une adulte (en lactation)	4,0
Modificateur du taux métabolique pour la mue	0,8
Paramètres énergétiques	
kcal·kg ⁻¹ de nourriture	1684
Digestibilité de la nourriture	0,82
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse de base	9100
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse de lard	9100
kcal nécessaires pour ajouter 1 kg de masse fœtale ou utérine	9100
kcal·kg ⁻¹ de densité énergétique du lard	8500
Efficacité énergétique de la mobilisation du lard	0,9
kcal·kg ⁻¹ de densité énergétique du lait	4000
Proportion de lipides dans le lait	0,38
Digestibilité du lait	0,9
Efficacité énergétique dans la production de lait	0,9
Termes relatifs à la cinétique des contaminants	
Nom du contaminant dans ce cycle	Essai du K _{oe}
log K _{oe} pour la substance chimique	6,8
Assimilation des toxiques par la nourriture	0,724
Assimilation des toxiques par le lait	0,9
Coefficient de partage des toxiques lard-lait	0,490
Taux de clairance corporelle totale des toxiques chez l'adulte (par jour)	0,000027
Taux de clairance corporelle totale des toxiques chez le nouveau-né	0,000027
Effet du placenta sur le partage mère-fœtus	0,556

Calcul du contenu énergétique de l'alimentation kcal·kg⁻¹ du poids humide	
Pourcentage de protéines du poids humide (5600 kcal·kg ⁻¹)	20
Pourcentage de lipides du poids humide (9400 kcal·kg ⁻¹)	6,0
Années de grossesse	8, 9, 11, 13, 14, 15, 17, 19, 20, 22, 23

1514
1515

Remarque :

Les paramètres et les valeurs d'entrée pour le phoque annelé dans le tableau B2 sont tirés de Hickie et coll. (2005).

ÉBAUCHE POUR EXAMEN SEULEMENT – NE PAS CITER OU COPIER

1516 **Tableau B3 – Rapports entre la prise alimentaire et le poids corporel (pourcentage**
 1517 **du poids corporel par jour) pour cinq sous-groupes de phoques annelés de**
 1518 **l'Arctique, de bélugas et d'épaulards, estimés à l'aide des modèles de**
 1519 **bioaccumulation basés sur les individus**

	Jeunes	Mâles adultes 10 à 60 ans	Femelles adultes		
			Non enceinte	Enceinte	Allaitante
Phoques annelés de l'Arctique	8,8 ± 1,2	7,6 ± 0,3	8,3 ± 0,5	8,5 ± 0,6	10,4 ± 1,8
Bélugas	5,1 ± 0,7	3,5 ± 0,2	3,8 ± 0,1	4,2 ± 0,4	4,8 ± 0,3
Épaulards	3,5 ± 0,8	2,3 ± 0,1	2,7 ± 0,1	2,8 ± 0,1	3,3 ± 0,3

1520 **Remarques :**

1521 On considère que les jeunes sont âgés de 1,2 à 10 ans pour les bélugas et de 1,0 à 15 ans pour les épaulards. Les différences entre
 1522 les deux espèces sont principalement dues aux différences de masse corporelle.