



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/001

Région de la capitale nationale

Modélisation et prévision de l'exposition des écosystèmes aux médicaments administrés dans la nourriture rejetés par les exploitations de pisciculture marine : Un premier aperçu

F.H. Page¹, M.P.A. O'Flaherty-Sproul¹, S.P. Haigh¹, B.D. Chang¹, D.K.H. Wong¹,
et M.J. Beattie²

¹Pêches et Océans Canada
Station biologique de St Andrews
125, promenade Marine Science
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 0E4

²157, rue Water, 3^e étage
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 3V9

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46924-9 N° cat. Fs70-5/2023-001F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Page, F.H., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Haigh, S.P., Chang, B.D., Wong, D.K.H., et Beattie, M.J. 2023. Modélisation et prévision de l'exposition des écosystèmes aux médicaments administrés dans la nourriture rejetés par les exploitations de pisciculture marine : Un premier aperçu. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/001. iv + 54 p.

Also available in English :

Page, F.H., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Haigh, S.P., Chang, B.D., Wong, D.K.H., and Beattie, M.J. 2023. Modelling and Predicting Ecosystem Exposure to In-Feed Drugs Discharged from Marine Fish Farm Operations: An Initial Perspective. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/001. iv + 48 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
RENSEIGNEMENTS DE BASE.....	1
MÉTHODES DE TRAITEMENT ADMINISTRÉ PAR VOIE ALIMENTAIRE.....	2
PROCESSUS EN CAS D'EXPOSITION	3
CONTEXTE DE LA MODÉLISATION	8
ÉLÉMENTS CONCEPTUELS	8
Répartition du principe actif.....	9
Vitesses de chute des aliments et des fèces	13
Caractéristiques du milieu récepteur.....	18
Détails du traitement	20
Processus après le dépôt.....	20
EXAMEN DES MODÈLES	21
SENSIBILITÉS DES MODÈLES	27
MODELES POUR UNE APPLICATION PRATIQUE POTENTIELLE	31
Zone d'exposition potentielle (ZEP)	31
Modèle de dépôt fondé sur Okubo.....	31
Répartition.....	35
APPLICABILITÉ DES MODELES À LA SITUATION CANADIENNE.....	37
DISCUSSION.....	37
SOMMAIRE ET CONCLUSIONS	43
LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	45
GESTION	45
RECHERCHE	45
RECOMMANDATIONS.....	45
GESTION	45
RECHERCHE	46
REMERCIEMENTS	46
RÉFÉRENCES CITÉES	46

RÉSUMÉ

Le présent document porte sur la modélisation du rejet des principes actifs des médicaments administrés par voie alimentaire dans les exploitations de pisciculture marine en parcs en filet au Canada. Il donne un aperçu du contexte et des processus conceptuels à modéliser et de certains problèmes de modélisation, et présente un examen des efforts de modélisation menés jusqu'à présent ainsi qu'une description de quelques modèles simples qui pourraient être utilisés.

En général, la modélisation des rejets et des dépôts de médicaments administrés par voie alimentaire en est à ses débuts. Peu de modèles ont été mis au point spécialement pour prédire le dépôt benthique des médicaments administrés par voie alimentaire, et leur complexité varie. Les résultats des modèles sont sensibles aux paramètres d'entrée, notamment les détails du traitement, les conditions hydrographiques, les spécificités de la répartition des médicaments, ainsi que les vitesses de chute et la période des rejets. Nombre de ces paramètres sont mal compris, difficiles à mesurer et donc mal quantifiés. Ainsi, il est encore difficile de déterminer la quantification des incertitudes et des sensibilités des résultats des modèles.

De nombreux modèles ont été élaborés pour prédire le dépôt des déchets organiques produits par les exploitations de pisciculture marine en parcs en filet. Malgré les similitudes qui existent entre les hypothèses sous-jacentes de ces modèles et celles concernant les médicaments administrés par voie alimentaire, il n'est pas forcément simple ou facile de les adapter à la modélisation du dépôt des médicaments administrés par voie alimentaire. Il est particulièrement important d'inclure les spécificités de la répartition des médicaments, qui est nécessaire pour modéliser correctement la dynamique du dépôt des médicaments administrés par voie alimentaire; il n'est probablement pas approprié d'appliquer de simples facteurs de conversion entre le dépôt de déchets organiques et le dépôt de médicaments administrés par voie alimentaire, car le rapport entre le carbone et le médicament dans les matières fécales rejetées varie dans le temps.

Il faut définir les objectifs de la modélisation avant de sélectionner un modèle et d'évaluer s'il est adéquat et suffisant. Une fois que les modèles ont été sélectionnés ou élaborés, il faut les valider avant de les utiliser. En général, les modèles existants de dépôt des médicaments administrés par voie alimentaire n'ont pas été étalonnés ou validés de manière approfondie. Parmi les quelques validations qui ont été effectuées, on constate dans la documentation que, quelle que soit leur complexité, les modèles existants donnent, au mieux, une estimation de l'ordre de grandeur des concentrations de médicaments dans le fond marin.

Malgré les incertitudes entourant leur précision et leur validité, les modèles peuvent être utiles pour appuyer les processus décisionnels réglementaires. Le choix du modèle dépend des objectifs du décideur. Il n'est pas possible d'estimer la précision et l'exactitude du modèle avant d'avoir vérifié et validé le modèle choisi. D'après les études de validation existantes, les modèles disponibles ne peuvent produire que des estimations de l'ordre de grandeur des dépôts de médicaments administrés par voie alimentaire. Pour l'instant, des modèles simples peuvent suffire pour l'aide à la décision. Ce sentiment pourrait changer à mesure que la science caractérisera mieux les intrants et les processus des modèles et mènera davantage d'études de validation.

INTRODUCTION

Le gouvernement du Canada souhaitant améliorer la réglementation de l'utilisation des pesticides et des médicaments par l'industrie aquacole canadienne, la Direction générale de la gestion de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé, avec Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada, des avis scientifiques sur plusieurs aspects de l'utilisation des produits chimiques par l'industrie. Les avis demandés portent sur plusieurs domaines : le potentiel d'exposition environnementale aux produits chimiques, la possibilité d'estimer ou de modéliser ces expositions et impacts, ainsi que la possibilité d'échantillonner et de surveiller les expositions et les impacts. Ce document de recherche contribue à cette série d'avis.

Le présent document constitue une première étude de la nature des rejets de médicaments administrés par voie alimentaire et un examen des modèles publiés, et présente quelques nouveaux modèles préliminaires qui ont été élaborés pour décrire et prédire les caractéristiques et les dimensions des rejets et leurs domaines d'exposition. Les propriétés chimiques, le comportement, la toxicité et les seuils des médicaments utilisés dans les opérations aquacoles marines ont été résumés et examinés dans d'autres documents (Burridge et Holmes 2023; Chang *et al.* 2022; Hamoutene *et al.* 2023). L'objectif de ce document est de donner un aperçu des approches et des modèles utilisés pour prédire les domaines d'exposition potentiels et les impacts environnementaux des médicaments rejetés à la suite des traitements administrés par voie alimentaire dans les parcs en filet des exploitations de pisciculture marine. La modélisation des traitements aux pesticides fait l'objet d'un document distinct (Page *et al.* 2023).

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Plusieurs catégories de produits chimiques sont utilisées dans les exploitations aquacoles, notamment les pesticides, les médicaments, les agents antiparasitaires, les désinfectants, les pigments, les vitamines et les minéraux (Falconer et Hartnett 1993; Burridge *et al.* 2010; Samuelsen *et al.* 2015; Bloodworth *et al.* 2019; Rico *et al.* 2019; Beattie et Bridger 2023; Burridge et Holmes 2023). Les poissons confinés dans les parcs en filet ouverts sont parfois confrontés à des parasites et à des agents pathogènes. Ces problèmes peuvent entraîner l'utilisation de médicaments et de pesticides pour lutter contre les parasites et les agents pathogènes et pour traiter les symptômes présentés par les poissons. Le présent document porte sur les médicaments administrés par voie alimentaire. Bien que les traitements médicamenteux ne soient pas forcément nocifs pour les poissons d'élevage, lorsqu'ils sont rejetés, ils peuvent nuire aux organismes non ciblés et s'accumuler dans l'environnement récepteur (Haya *et al.* 2005; Rico *et al.* 2019; Burridge et Holmes 2023; Hamoutene *et al.* 2023).

Le milieu marin est peu ou pas exposé naturellement aux médicaments utilisés par l'industrie aquacole. D'autres activités anthropiques peuvent aussi conduire à des expositions, comme les viviers à homards (l'oxytétracycline peut être utilisée pour traiter la gaffkémie chez les homards), les installations côtières de déchets municipaux dotées seulement de systèmes de traitement secondaire, le ruissellement agricole (exposition à l'ivermectine) et les eaux usées non traitées provenant des fosses septiques des établissements de soins de longue durée ou des hôpitaux côtiers. Une exposition résultant de l'utilisation de médicaments dans les exploitations aquacoles peut susciter un certain degré de réaction dans l'écosystème. Les changements de l'écosystème dus à l'exposition aux médicaments ne sont pas toujours détectables, car ils peuvent être masqués par des modifications dues à d'autres agents de stress, naturels et artificiels.

Diverses entités, dont les organismes de réglementation de l'environnement, les Premières Nations, les citoyens concernés, divers intervenants et l'industrie d'aquaculture, sont préoccupées par le potentiel de dommages réels ou perçus causés à l'environnement et à l'écosystème. Les organismes de réglementation souhaitent également être en mesure de prévoir le potentiel d'exposition de l'environnement et des écosystèmes et les conséquences de l'introduction de médicaments dans l'environnement dans le cadre des activités opérationnelles de la pisciculture. Ces prévisions peuvent être utilisées pour éviter et atténuer les expositions potentielles et les conséquences préoccupantes. Les résultats des prédictions peuvent également aider à interpréter les conséquences observées dont on pourrait penser qu'elles résultent d'une exposition à un rejet de médicaments en aquaculture. Le présent document expose les principes et concepts de base qui sous-tendent les efforts visant à modéliser les expositions associées aux médicaments administrés par voie alimentaire.

MÉTHODES DE TRAITEMENT ADMINISTRÉ PAR VOIE ALIMENTAIRE

Les médicaments peuvent être administrés aux poissons par voie orale ou par injection; dans les parcs en filet, la plupart des médicaments sont administrés aux poissons par voie orale sous la forme d'additifs aux aliments. Un fabricant d'aliments pour animaux prépare l'aliment médicamenteux, soit en le mélangeant à l'aliment, soit en enrobant les granulés d'aliments avec une solution du médicament. Comme les poissons peuvent présenter des taux d'alimentation réduits lorsqu'ils reçoivent des aliments médicamenteux (Rigos *et al.* 1999), il est possible de modifier les pratiques d'alimentation avant ou pendant le régime de traitement afin d'augmenter l'ingestion et de réduire le gaspillage des aliments médicamenteux. L'aliment médicamenteux est administré de la manière habituelle. Parfois, les poissons sont nourris avec des aliments médicamenteux pendant quelques jours, puis sans aliments médicamenteux pendant quelques jours, et ensuite à nouveau avec des aliments médicamenteux pendant quelques jours supplémentaires. L'activité d'alimentation est souvent surveillée par vidéo et peut être interrompue lorsque l'on commence à détecter des aliments près du fond des parcs en filet.

Les quantités de médicament administrées sont fondées sur les estimations de la biomasse des poissons dans un parc donné au moment du traitement et sur la dose cible (Beattie et Bridger 2023). Généralement, les poissons sont nourris avec des aliments médicamenteux à un taux quotidien basé sur leur poids corporel; par exemple, le taux d'alimentation suggéré pour les traitements avec Slice® est de 0,5 % de la biomasse du poisson par jour, mais il peut varier de 0,25 à 4 % (MSD Animal Health 2012). La quantité totale de médicament par unité de masse d'aliment varie en fonction du médicament et du taux d'alimentation. Par exemple, pour un taux d'alimentation de 1 %, la quantité de principe actif par tonne métrique d'aliments peut varier de 5 g à 7,5 kg (tableau 1). Au Canada, les médicaments sont prescrits par un vétérinaire qui peut autoriser des écarts par rapport à la posologie et au régime de traitement indiqués sur l'étiquette, ce qui peut avoir une incidence sur la durée du traitement, la quantité de principe actif dans l'aliment et la quantité totale de médicament utilisée (Beattie et Bridger 2023).

Tableau 1. Ingrédients médicamenteux approuvés pour le saumon au Canada (ACIA 2020).

Produit	Principe actif	Dosage du principe actif dans le traitement (mg · kg ⁻¹ · j ⁻¹)	Quantité de principe actif dans l'aliment (g · kg ⁻¹)*	Schéma thérapeutique (j)
Slice® Prémélange médicamenteux à 0,2 % (ACIA 2020; MSD Animal Health 2012)	Benzoate d'émamectine (0,2 %)	5 x 10 ⁻³	5 x 10 ⁻³	7
Aquaflor® Prémélange médicamenteux à 50 % (ACIA 2020)	Florfenicol	10	1	10
Tribrissen™ poudre à 40 % (ACIA 2020)	Sulfadiazine	25	2,5	7-10
	Triméthoprime	5	0,5	
Terramycin-Aqua© Prémélange médicamenteux de dihydrate d'oxytétracycline (ACIA 2020)	Chlorhydrate d'oxytétracycline	75	7,5	10
Romet® 30 Prémélange médicamenteux (ACIA 2020)	Sulfadiméthoxine	15	1,5	10
	Ormétoprime	15	1,5	

*Fondé sur un taux d'alimentation de 1 %.

PROCESSUS EN CAS D'EXPOSITION

Après avoir été ingéré par le poisson, le médicament parcourt plusieurs voies de passage métaboliques avant que le composé d'origine non métabolisé ne soit finalement rejeté dans l'environnement (figure 1). La quantité totale de médicament rejetée dans l'environnement dépendra principalement de la quantité administrée. Les détails de la manière et du moment où le principe actif pénètre dans l'environnement dépendent de la manière dont le médicament est réparti entre les déchets d'alimentation, l'expulsion et l'excrétion. Le type de rejet influe à son tour sur la distance de transport des médicaments et sur leur dispersion dans le milieu ambiant.

Le cheminement des rejets de médicaments commence par l'administration d'aliments médicamenteux dans un parc en filet. La plupart, mais pas la totalité, de ces aliments sont ingérés par les poissons. La partie qui n'est pas ingérée, c'est-à-dire les déchets d'alimentation, coule sur le fond marin. Pendant la descente, les granulés de nourriture peuvent gonfler, se désintégrer ou être consommés par d'autres organismes sauvages. Pour les aliments ingérés, une partie du médicament est absorbée par le poisson et le reste est excrété. Le médicament absorbé est métabolisé par des processus physiologiques et, finalement, le poisson expulse et excrète le composé d'origine et ses métabolites. Le parcours du médicament dans le poisson, de l'ingestion à l'excrétion, est communément appelé pharmacocinétique. Chacune des voies de rejet, c'est-à-dire les déchets d'alimentation, l'expulsion (fèces) et l'excrétion, donne lieu à différentes zones d'exposition qui peuvent se chevaucher.

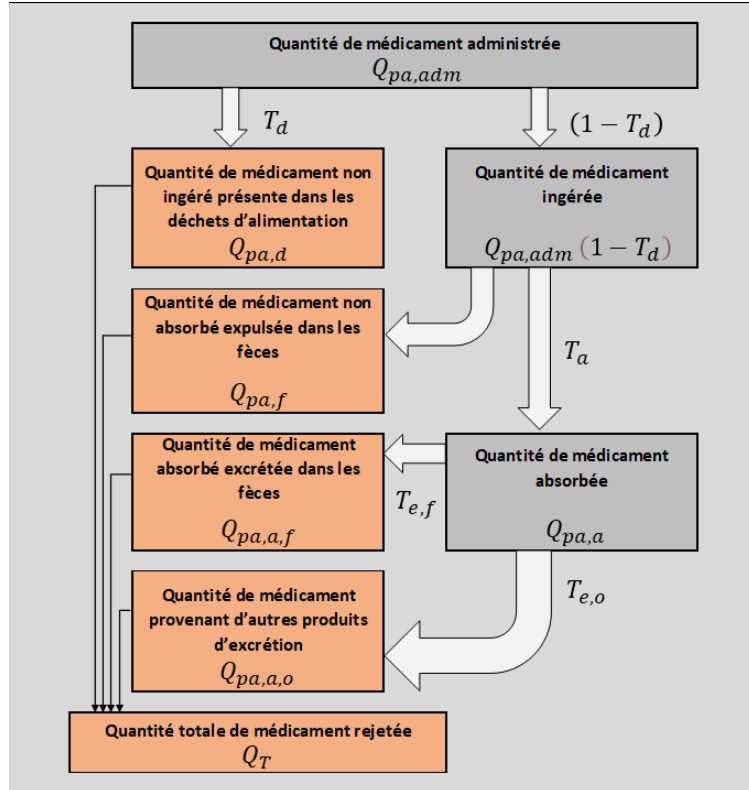


Figure 1. Diagramme des voies de répartition.

Les vitesses de chute des déchets d'alimentation et des excréments sont l'un des principaux facteurs déterminant la taille de la zone d'exposition benthique associée à l'administration de médicaments dans l'alimentation (Chamberlain et Stucchi 2007; Bannister *et al.* 2016). La zone d'exposition associée aux déchets d'alimentation devrait être la plus petite; en effet, les granulés de déchets d'alimentation ont les vitesses de chute les plus grandes (tableau 2), ce qui entraîne les plus petites distances de transport (tableau 3) et la plus petite dispersion des particules pendant la chute (Cromey *et al.* 2002). La taille de cette zone sera plus importante dans les régions caractérisées par des eaux plus profondes ou des vitesses du courant plus fortes. Pendant la phase de dépôt et une fois que les déchets d'alimentation sont sur le fond marin, les organismes sauvages peuvent en ingérer une partie et donc influencer la concentration et la répartition du médicament.

La zone d'exposition associée aux fèces produites après l'ingestion d'aliments médicamenteux est plus grande que celle associée aux déchets d'alimentation et contient une plus grande quantité de médicament. Il est communément admis que la composition fécale (Tlustý *et al.* 2000) et les vitesses de chute (tableau 2) varient en fonction de la composition de l'aliment, notamment du type de médicament, qui peut avoir un impact sur sa digestibilité (Toften et Jobling 1997), de l'espèce et de la taille du poisson, de sa santé et des conditions environnementales (Chamberlain et Stucchi 2007; Reid *et al.* 2009), mais il existe peu de mesures permettant de quantifier ces facteurs pour les vitesses de chute. En général, la vitesse de chute des boulettes fécales est inférieure à celle des déchets d'alimentation et supérieure à celle des produits d'excrétion. Par conséquent, la durée pendant laquelle les médicaments peuvent être transportés et dispersés par les courants dans les eaux réceptrices est probablement plus longue que pour les déchets d'alimentation et moins longue que pour les produits d'excrétion, bien que le comportement des boues fécales puisse être plus proche de

celui des produits d'excrétion des poissons que de celui des boulettes fécales qui coulent. Comme dans le cas des déchets d'alimentation, les organismes sauvages peuvent ingérer une partie des déchets fécaux qui se déposent ou sont déposés et ainsi influencer la concentration et la répartition du médicament.

Tableau 2. Vitesses de chute estimées pour les aliments et les excréments des salmonidés. Les données concernent le saumon en mer, sauf aux endroits où un * indique la truite en eau douce. Les plages sont les valeurs minimales et maximales (sauf indication contraire). Les cases laissées en blanc ("-") indiquent que les données n'étaient pas disponibles. Les données relatives aux fèces avant 2009 sont résumées dans Reid et al. (2009).

Type de particule	Vitesse de chute ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)			Source des données
	Moyenne \pm écart-type	Médiane	Plage de valeurs	
Aliments	-	-	9–15	Gowen et Bradbury (1987)
	5,5 \pm 1,0 à 15,5 \pm 1,3 (plage de l'écart-type : 0,7–2,4)	-	-	Findlay et Watling (1994)
	10	-	-	Panchang et al. (1997)
	8	7	2–12	Elberizon et Kelly (1998)*
	5,15 \pm 0,31 à 14,91 \pm 0,91 (plage de l'écart-type : 0,25–1,80)	-	-	Chen et al. (1999a)
	10,8 \pm 2,7 (moyenne générale)	-	~ 6 à ~ 17 (moyennes de l'ensemble de données)	Cromey et al. (2002)
	10,5 \pm 1,36 à 20,1 \pm 0,81 (plage de l'écart-type : 0,81–2,79)	-	-	Sutherland et al. (2006)
	8,67 \pm 2,12 et 9,87 \pm 1,30	7,6–10,9	3,9–12,4	Moccia et al. (2007)*
	5,5 \pm 1,7 à 10,3 \pm 1,0 (plage de l'écart-type : 0,9–2,1)	-	-	Moccia et Bevan (2010)*
	5,6 \pm 1,0 à 17,0 \pm 2,9 (plage de l'écart-type : 0,5–2,9)	-	-	Skøien et al. (2016)
Fèces	2,0	-	-	Findlay et Watling (1994)
	3,2	-	70 % entre 2–4	Panchang et al. (1997)

Type de particule	Vitesse de chute ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)			Source des données
	Moyenne \pm écart-type	Médiane	Plage de valeurs	
	2,9 \pm 1,0 (fraction >2 000 μm); 1,5 \pm 1,0 (fraction >500 μm)	3,1 1,4	-	Elberizon et Kelly (1998)*
	5,3 \pm 0,8 à 6,6 \pm 1,3 (plage de l'écart-type : 0,8–2,0)	-	-	Chen <i>et al.</i> (1999b)
	-	0,7	-	Wong et Piedrahita (2000)*
	3,2 \pm 1,1	-	1,5 – 6,3	Cromey <i>et al.</i> (2002)
	5,1 \pm 1,1 à 6,4 \pm 1,4 (plage de l'écart-type : 0,8–1,4)	-	3,7–9,2	Chen <i>et al.</i> (2003)
	2,7–3,9	-	-	Ogunkoya <i>et al.</i> (2006)*
	5,2	4,4–5,8	2,8–8,1	Moccia <i>et al.</i> (2007)*
	3,97 \pm 0,20 à 7,58 \pm 0,48 (plage de l'écart-type : 0,09–0,48)	-	50 % de la masse >5,9	Moccia et Bevan (2010)*
	-	-	58–78 % de la masse entre 5 et 10; 8,5–10 % de la masse ≤ 1	Bannister <i>et al.</i> (2016)

Tableau 3. Distances de déplacement estimées (arrondies au mètre le plus proche) pour les aliments et les fèces de saumon. Les types de particules indiquent la plage des vitesses de chute représentant les aliments (5 à 15 cm·s⁻¹) et les fèces (1 à 10 cm·s⁻¹).

Type de particule	Alimentation	Fèces	Vitesse de chute (cm·s ⁻¹)	Profondeur de l'eau (m)	Temps de descente (min.)	Vitesse de l'eau (cm·s ⁻¹)					
						5	10	15	20	40	80
						1	10	10	17	50	100
25	42	125	250	375	500			1 000	2 000		
50	83	250	500	750	1 000			2 000	4 000		
100	167	500	1 000	1 500	2 000			4 000	8 000		
200	333	1 000	2 000	3 000	4 000			8 000	16 000		
5	10	3	10	20	30		40	80	160		
	25	8	25	50	75		100	200	400		
	50	17	50	100	150		200	400	800		
	100	33	100	200	300		400	800	1 600		
	200	67	200	400	600		800	1 600	3 200		
10	10	2	5	10	15		20	40	80		
	25	4	13	25	38		50	100	200		
	50	8	25	50	75		100	200	400		
	100	17	50	100	150		200	400	800		
	200	33	100	200	300		400	800	1 600		
15	10	1	3	7	10	13	27	53			
	25	3	8	17	25	33	67	133			
	50	6	17	33	50	67	133	267			
	100	11	33	67	100	133	267	533			
	200	22	67	133	200	267	533	1 067			

La plus grande zone d'exposition est celle associée aux produits d'excrétion qui ne coulent pas et restent dans la colonne d'eau pendant généralement beaucoup plus longtemps que le temps nécessaire aux déchets d'alimentation et aux fèces pour couler au fond. Ces produits d'excrétion sont donc ceux qui sont transportés sur la plus grande distance depuis le point de rejet. Le domaine d'exposition résultant de cette voie est dans une large mesure une zone d'exposition pélagique.

Les modèles de zones d'exposition doivent refléter les différentes voies de rejet et les différents comportements des produits rejetés, c'est-à-dire les produits qui coulent et ceux qui ne coulent pas au fond. En général, les modèles d'exposition benthique n'incluent pas le lessivage.

Cependant, le lessivage du médicament dans la colonne d'eau peut être important : il produit une exposition pélagique (Rigos *et al.* 1999; Fais *et al.* 2017; Barreto *et al.* 2018) et réduit le niveau de la zone d'exposition benthique. Les facteurs susceptibles d'influencer le lessivage sont le type d'aliment, les propriétés chimiques du médicament, la méthode d'incorporation du médicament dans l'aliment (Duis *et al.* 1995; Rigos *et al.* 1999), les conditions environnementales et le temps de descente.

CONTEXTE DE LA MODÉLISATION

ÉLÉMENTS CONCEPTUELS

Les modèles d'exposition aux médicaments cherchent à estimer l'échelle (superficie, longueur, largeur), l'emplacement, la concentration et la persistance d'un médicament dans l'environnement. Les modèles d'exposition aux médicaments rejetés comprennent quatre éléments fondamentaux :

1. une estimation de la répartition (c'est-à-dire des proportions de déchets d'alimentation et de fèces, des vitesses de chute et des durées de rejet) et de la charge (c'est-à-dire de la quantité totale de principe actif du médicament associée à chaque partie qui est rejetée);
2. le transport, la dispersion et le dépôt du principe actif qui est rejeté de chacune des parties ci-dessus;
3. la persistance du dépôt après le dépôt;
4. les conséquences découlant de l'exposition.

Ces éléments sont reconnus depuis le début de la modélisation de l'exposition et ont été réitérés par de nombreux auteurs (Findlay et Watling 1994; Gowen *et al.* 1994; Silvert 1994).

La taille, l'emplacement et l'intensité précis de l'exposition varient en fonction de nombreux facteurs, notamment le lieu et la durée du rejet, l'hydrographie, la profondeur de l'eau, le type de médicament, la méthode d'administration du médicament, l'état de santé du poisson, la taille du poisson et la densité d'empeisonnement, la persistance après le dépôt, y compris la remise en suspension et la décomposition chimique, ainsi que la configuration de l'exploitation. Les détails des domaines d'exposition associés à l'administration du médicament devraient donc être propres au site et au traitement. Le degré de résolution nécessaire des estimations de l'exposition dépend des objectifs pour lesquels les estimations sont établies.

Tous ces facteurs contribuent à l'estimation de l'ampleur et de l'intensité de l'exposition environnementale aux médicaments rejetés. Nombre de ces facteurs sont mal compris et mal quantifiés, et la plupart varient considérablement dans l'espace et le temps. Plusieurs sont définis plus loin dans le présent document. La nécessité de prendre en compte l'ensemble des facteurs et des voies d'exposition pour chaque produit chimique et chaque site dépend des caractéristiques particulières du produit chimique, du site et des objectifs de gestion, y compris la norme de qualité de l'environnement (NQE). Ainsi, l'estimation des domaines d'exposition doit inclure une première évaluation de l'ampleur de l'exposition potentielle, que la gestion et les décideurs doivent ensuite prendre en compte afin de déterminer si des profils d'exposition plus précis sont souhaités ou nécessaires.

Pendant l'alimentation, les aliments médicamenteux coulent dans l'eau du parc en filet où, idéalement, ils sont en grande partie consommés par les poissons d'élevage. Les aliments non consommés passent à travers les mailles du filet en tant que déchets d'alimentation et continuent de couler vers le fond marin. Les aliments consommés sont transformés par le poisson, une certaine proportion du médicament étant absorbée par le poisson et la partie non

absorbée étant rejetée dans l'environnement avec les fèces. Une partie des déchets d'alimentation peut être consommée par des organismes sauvages (Dempster *et al.* 2009). Les détails de la partie absorbée du médicament dépendent du médicament utilisé. Le médicament peut se dissiper (Horsberg 2003; Lam *et al.* 2020) ou se transformer à l'intérieur du poisson (Horsberg *et al.* 1996; Kim-Kang *et al.* 2004) et être expulsé dans l'environnement sous forme de composé d'origine ou de métabolites. La partie absorbée sera évacuée par le poisson; les proportions exactes de la manière dont le médicament absorbé est expulsé ou excrété sont mal caractérisées et dépendent du médicament. Ces concepts sont décrits de façon plus précise dans les prochaines sections.

Répartition du principe actif

Une répartition représente les voies d'entrée dans l'environnement normalement empruntées par un principe actif (p.a.). La meilleure manière de représenter les répartitions est un organigramme dont les branches indiquent la quantité d'une substance qui passe d'une étape à la suivante (figure 1). L'objectif est de déterminer comment chaque proportion d'une substance dans une voie donnée est rejetée dans l'environnement. Les répartitions rejetées dans l'environnement sont les déchets d'alimentation, les fèces (expulsion) et l'urine (excrétion); une autre inclut le transfert dans l'environnement à travers les branchies. Les répartitions ne tiennent pas compte de la transformation en métabolites, ni de la perte de substance active due à la mortalité ou à la récolte.

Le rejet associé à chaque voie de répartition dépend de la spécification des coefficients de répartition, c'est-à-dire des proportions du médicament qui sont absorbées, expulsées et excrétées. La quantité de médicament dans chaque voie de rejet est déterminée par une série de calculs correspondant aux étapes du diagramme de répartition (figure 1). Tout d'abord, on calcule la quantité de médicament administrée au poisson, $Q_{pa,adm}$, selon la formule

$$Q_{pa,adm} = B \cdot A_{taux} \cdot C_{pa} \quad (1)$$

où

B est la biomasse des poissons dans le parc en filet,

A_{taux} est le taux d'alimentation exprimé en fraction de biomasse des poissons par jour et

C_{pa} est la concentration du principe actif dans l'aliment, exprimée en masse de principe actif par unité de masse de l'aliment médicamenteux.

La quantité de médicament rejetée sous forme de déchets d'alimentation, $Q_{pa,d}$, est donnée par la formule

$$Q_{pa,d} = Q_{pa,adm} \cdot T_d \quad (2)$$

où T_d est le taux de perte d'aliments, exprimé en tant que ratio des aliments non consommés.

La quantité de médicament immédiatement rejetée dans les fèces (c'est-à-dire non digérée), $Q_{pa,f}$, est donnée par la formule

$$Q_{pa,f} = Q_{pa,adm} \cdot (1 - T_d) \cdot (1 - T_a), \quad (3)$$

où T_a est le taux d'absorption du médicament, exprimé comme la fraction du médicament ingéré qui est absorbée et passe par le tube digestif dans le poisson.

Enfin, la quantité de médicament absorbée par le poisson, $Q_{pa,a}$, est donnée par la formule

$$Q_{pa,a} = Q_{pa,adm} \cdot (1 - T_d) \cdot T_a \quad (4)$$

La quantité absorbée est rejetée lentement au fil du temps dans la bile, $Q_{ai,a,f}$, (qui est excrétée dans les fèces) et dans d'autres produits d'excrétion, c'est-à-dire l'urine et le mucus, et par transfert à travers les branchies, $Q_{pa,a,o}$:

$$Q_{pa,a,f} = Q_{pa,a} \cdot T_{e,f} \quad (5)$$

et

$$Q_{pa,a,o} = Q_{pa,a} \cdot T_{e,o} \quad (6)$$

où $T_{e,f}$ et $T_{e,o}$ sont les proportions du médicament absorbé qui sont rejetées dans les fèces et les autres produits d'excrétion, respectivement. Si le médicament s'accumule dans le poisson, $T_{e,f} + T_{e,o} < 1$. En outre, la répartition entre $Q_{pa,a,f}$ et $Q_{pa,a,o}$ varie selon les médicaments et, pour de nombreux médicaments, on suppose que la totalité du médicament est excrétée dans les fèces, c'est-à-dire $T_{e,o} = 0$. La quantité totale de médicament rejetée dans l'environnement, Q_T , est la somme des différents rejets (figure 1). Dans les équations ci-dessus, les valeurs des coefficients de répartition, T_d , T_a , $T_{e,f}$ et $T_{e,o}$, dépendent de plusieurs facteurs, notamment : le médicament, l'espèce de poisson, l'état de santé du poisson, la voie métabolique du médicament et la température de l'eau. Malheureusement, ces facteurs peuvent être variables et sont généralement peu étudiés, et les prédictions du modèle sont sensibles aux valeurs des paramètres.

Tous les rejets ci-dessus se produisent sur des échelles de temps variables. Le rejet des déchets d'alimentation a lieu pendant l'alimentation et le temps de chute qui s'ensuit, ce qui donne une échelle de temps totale de quelques minutes à plusieurs heures selon la profondeur de l'eau. En général, les aliments médicamenteux sont administrés dans les parcs en filet une fois par jour (Beattie et Bridger 2023). Le rejet des matières fécales est plus compliqué à déterminer. Des études ont montré que la défécation chez les salmonidés peut se produire de 6 à 48 heures après l'alimentation et qu'elle est influencée par de nombreux facteurs, notamment la température de l'eau, la taille du poisson, le type d'alimentation et le temps écoulé depuis la dernière alimentation; il peut y avoir une variabilité considérable d'un poisson à l'autre (Grove *et al.* 1978; Storebakken *et al.* 1999; Aas *et al.* 2017; Aas *et al.* 2020) et, peut-être, entre les populations de poissons. On a également observé que l'alimentation peut stimuler la défécation (Chen *et al.* 2003). On ignore les détails des rejets fécaux, c'est-à-dire si les matières fécales sont rejetées de manière continue ou par impulsions, mais ils peuvent avoir un impact sur la répartition des matières fécales sur le fond marin. Ces études sous-entendent que le temps de rejet de l'excrétion fécale du médicament non absorbé se produit sur des échelles de temps allant de quelques heures à plusieurs jours et est décalé par rapport à l'évacuation des aliments. Le médicament absorbé sera rejeté plus lentement au fil du temps, avec des échelles de temps allant de quelques jours à plusieurs mois; les détails de la dépendance temporelle du rejet dépendent du médicament administré ainsi que des facteurs influençant l'expulsion fécale de la partie non absorbée. Par exemple, le benzoate d'émamectine est principalement rejeté dans les fèces (Sevatdal *et al.* 2005), avec une demi-vie d'excrétion, t_e , estimée à 36 jours (SEPA 2005). Une fois que le médicament a été rejeté dans l'environnement, il se décompose de manière exponentielle avec une demi-vie correspondante, t_d .

Les valeurs des coefficients de répartition déterminent les emplacements où les rejets de médicaments se déposent. Chamberlain et Stucchi (2007) ont illustré ce phénomène dans le contexte du carbone. Ils ont utilisé DEPOMOD (Cromey *et al.* 2002) pour simuler le dépôt des rejets d'aliments et de matières fécales et ont montré que les contributions relatives de chacun au dépôt total sur le fond variaient en fonction de la distance par rapport au site du rejet; le dépôt dans le champ proche était dominé par les rejets de déchets d'alimentation qui coulent relativement rapidement et le dépôt dans le champ lointain, par les rejets de matières fécales qui coulent relativement lentement. Dans les scénarios qu'ils ont modélisés, le dépôt dans un rayon de 60 m environ de l'emplacement du rejet était composé de 50 à 80 % de déchets d'alimentation, tandis qu'à plus de 100 m du lieu du rejet, le dépôt se composait de plus de 90 % de déchets fécaux (Chamberlain et Stucchi 2007). La zone située entre 60 et 100 m était une zone de transition dans laquelle la dominance passait des contributions des déchets d'alimentation à celles de l'expulsion des matières fécales. Le même concept s'applique aux médicaments, mais les distributions précises seront différentes, car les coefficients de répartition d'un médicament diffèrent de ceux du carbone. Pour le diagramme des voies de répartition présenté à la figure 1, des valeurs représentatives des paramètres pour un médicament à faible absorption, un médicament à forte absorption et, à titre de comparaison, le carbone sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4. Valeurs représentatives des paramètres pour un médicament à faible absorption et un médicament à forte absorption, ainsi que celles utilisées pour le benzoate d'émamectine dans le modèle de répartition décrit à la section Répartition, pour le diagramme des voies de répartition présenté sur la figure 1. Les valeurs pour le carbone sont également indiquées à titre de comparaison. La quantité de médicament administrée, $Q_{pa,adm}$, n'est pas nécessairement représentative des valeurs réelles.

Scénario	T_d	T_a	$T_{e,f}$	$T_{e,o}$	$Q_{pa,adm}$ (g)	$Q_{pa,d}$ (g)	$Q_{pa,adm} \cdot$ $(1 - T_d)$ (g)	$Q_{pa,f}$ (g)	$Q_{pa,a}$ (g)	$Q_{pa,a,f}$ (g)	$Q_{pa,o}$ (g)
Médicaments											
Faible absorption	0,05	0,20	1,0	0,0	9,947	0,497	9,450	7,560	1,890	1,890	0,0
Forte absorption	0,05	0,80	1,0	0,0	9,947	0,497	9,450	1,890	7,560	7,560	0,0
Benzoate d'émamectine	0,05	0,90	1,0	0,0	7,957	0,398	7,560	0,756	6,804	6,804	0,0
Carbone											
Carbone	0,05	0,85	0,0	0,0	99 500	5 000	94 500	14 200	80 000	0,0	0,0

Des recherches antérieures ont montré que la quantité d'aliments médicamenteux qui n'est pas consommée par les poissons, c'est-à-dire les déchets d'alimentation, sont un facteur majeur influençant l'intensité de l'exposition (Cromey et Black 2005). Les taux d'ingestion et de perte d'aliments sont difficiles à mesurer (Gowen *et al.* 1994) et ne sont pas bien connus. Les spécifications de ces paramètres reposent donc sur des estimations approximatives et des hypothèses éclairées (Cromey et Black 2005). Chamberlain et Stucchi (2007) ont résumé la

documentation sur les taux de perte d'aliments et ont remarqué qu'il existe peu de quantifications de ce paramètre. Les premières estimations de la proportion non ingérée de nourriture donnée aux poissons varient de 1 à 40 %, la plage la plus souvent indiquée étant de 5 à 15 % (Findlay et Watling 1994; Chen *et al.* 1999 et les références qu'il contient). Finlay et Watling (1994) ont estimé que la perte était de 11 % pour une exploitation et de 5 % pour une autre dans le Maine; ils ont toutefois noté qu'un chiffre de 5 % ou moins était probablement typique dans le Maine au moment de leur étude. Selon Gowen et Bradbury (1987), 80 % des aliments non médicamenteux offerts étaient consommés et 20 % étaient perdus; cependant, cette estimation concernait probablement les aliments semi-humides, qui sont rarement utilisés aujourd'hui. L'amélioration des formulations des aliments au fil des ans, les systèmes d'alimentation automatisés et l'incorporation d'équipements de surveillance in situ, tels que des systèmes de caméras installés au fond de chaque parc en filet, ont permis de réduire la quantité d'aliments perdus. Selon les hypothèses actuelles, 95 % ou plus des aliments non médicamenteux offerts sont généralement consommés. Par exemple, au début des années 2000, l'industrie de la Colombie-Britannique, au Canada, supposait que son taux de perte était de 5 % ou moins (Chamberlain et Stucchi 2007). L'Agence écossaise de protection de l'environnement (SEPA) recommande d'utiliser un taux de perte d'aliments de 3 % pour modéliser les rejets de solides organiques et de médicaments administrés par voie alimentaire dans les exploitations aquacoles (SEPA 2019). Un taux de perte alimentaire de 3 % est couramment utilisé à des fins réglementaires, par exemple en Écosse (SEPA 2019) et au Canada (gouvernement du Canada 2014), de même que dans les études de recherche (Corner *et al.* 2006; Chang *et al.* 2012; Keeley *et al.* 2013), et les valeurs estimées peuvent aller de moins de 1 % (Cairney et Morrissey 2011) à 5 % ou plus (Brooks et Mahnken 2003; Chamberlain et Stucchi 2007; Gjørseter *et al.* 2008, cité dans Skøien *et al.* 2016; Riera *et al.* 2017). En ce qui concerne les aliments médicamenteux, les taux de perte sont en grande partie inconnus; on suppose généralement qu'ils sont similaires à ceux des aliments non médicamenteux, mais ils peuvent différer en pratique.

Les quantités et les taux de dépôt devraient varier proportionnellement à la variation de la perte d'aliments, c'est-à-dire qu'une augmentation de 150 % du taux de perte d'aliments entraîne une variation de 150 % de la quantité et du taux de dépôt et qu'une réduction de 50 % du taux de perte se traduit par une réduction de 50 % de la quantité et du taux de dépôt. C'est ce qu'ont constaté Chamberlain et Stucchi (2007), qui ont examiné la sensibilité des prédictions de DEPOMOD aux variations des taux de perte d'aliments. Ils ont comparé les taux de dépôt prédits en utilisant des taux de perte d'aliments de 5 %, 10 % et 15 %. Les taux de dépôt prédits avec les taux de perte de 5 % et 15 % étaient respectivement 0,5 et 1,5 fois ceux du taux de perte de 10 %.

Le poisson n'absorbe qu'une fraction du principe actif (a.i.) du médicament présent dans les aliments et les médicaments qu'il consomme. La quantité restante est expulsée dans les fèces. La fraction absorbée est excrétée dans les fèces, soit sous sa forme initiale, soit sous forme de métabolites. Les coefficients d'absorption des médicaments ingérés varient d'environ 10–20 % à 80–90 % (Kemper 2008) et dépendent de l'action dynamique spécifique (associée au type de régime alimentaire, à la taille du repas, à la température de l'eau, à l'oxygène dissous disponible et à la taille ou à l'espèce du poisson); voir Beattie et Bridger (2023) et les références qui y figurent. Les produits et les taux d'excrétion varient également selon les médicaments et l'action dynamique spécifique. Le tableau 4 donne des exemples de la répartition des principes actifs pour un médicament fortement absorbé et un médicament faiblement absorbé.

En résumé, la quantité de médicament déposée sur le fond marin par chaque voie de rejet dépend de plusieurs paramètres; en outre, les valeurs réelles de ces paramètres ne sont pas bien connues et ne sont probablement pas constantes. Par conséquent, les prédictions des

dépôts sont sensibles aux hypothèses formulées lors de la sélection des valeurs des paramètres. En utilisant les coefficients de répartition pour la faible absorption donnés dans le tableau 4, on peut s'attendre à trois zones de dépôt qui se chevauchent : une zone de champ proche dominée par les déchets d'alimentation, une zone de champ moyen dominée par les fèces et une zone de champ éloigné dominée par l'excrétion d'urine. Les distances associées à la zone de champ proche dépendront des vitesses de chute des déchets d'alimentation. La zone de champ moyen dépendra des vitesses de chute des fèces. La zone de champ lointain sera constituée des rejets floculés et remis en suspension. La zone d'impact totale prévue dépendra des vitesses du courant, ainsi que de la norme de qualité de l'environnement du médicament rejeté. Il sera important de mieux comprendre les vitesses de chute pour prédire avec précision ces zones.

Vitesses de chute des aliments et des fèces

Les extraits des modèles d'exposition sont très sensibles aux hypothèses posées sur les vitesses de chute des aliments et des fèces (Magill *et al.* 2006; Reid *et al.* 2009); il faut donc caractériser avec précision les vitesses de chute des particules pour obtenir des prédictions exactes des domaines d'exposition (Magill *et al.* 2006). Malheureusement, il est difficile de caractériser ces vitesses de chute; malgré plusieurs tentatives (tableau 2), le nombre de mesures reste relativement faible (Magill *et al.* 2006; Reid *et al.* 2009).

Aliments pour poissons

Les granulés d'aliments pour poissons sont fabriqués de manière à ce que chaque type de granulé ait une taille, une forme et une composition constantes. On considère que les vitesses de chute pour des types de granulés donnés ont généralement une distribution normale (Chen *et al.* 1999a; Cromey *et al.* 2002; Skøien *et al.* 2016). Les vitesses de chute moyennes mesurées des granulés d'alimentation des salmonidés varient de 5 à 20 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, avec des écarts-types de 0,25 à 2,9 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (tableau 2). Les écarts-types augmentent avec les vitesses de chute moyennes (Chen *et al.* 1999a; Skøien *et al.* 2016); cependant, ce n'était pas le cas dans l'étude de Sutherland et ses collaborateurs (2006).

La vitesse de chute moyenne augmente avec la taille (c'est-à-dire le diamètre) des granulés (Chen *et al.* 1999a; Cromey *et al.* 2002; Sutherland *et al.* 2006; Skøien *et al.* 2016). Cependant, Elberizon et Kelly (1998) et Findlay et Watling (1994) ont indiqué que la taille des granulés n'était pas un bon prédicteur de la vitesse de chute, bien que les deux études aient relevé que les vitesses de chute ont généralement tendance à augmenter avec la taille des granulés; dans les deux études, des différences de forme des granulés ou de fabricants des granulés testés peuvent avoir joué un rôle. Les granulés donnés aux grands poissons sont plus gros et couleront donc plus vite que les petits granulés distribués aux petits poissons. Les granulés d'alimentation destinés aux poissons de taille précommerciale coulent environ deux fois plus vite que ceux destinés aux saumoneaux.

Comme prévu, les vitesses de chute des granulés d'aliments sont plus rapides pour les granulés de même taille, mais plus denses (Skøien *et al.* 2016). La densité, et donc les vitesses de chute, des granulés d'aliments peuvent dépendre de leur composition. Ogunkoya et ses collaborateurs (2006) ont constaté que les granulés contenant de la farine de soja et un cocktail d'enzymes tombaient moins vite que les granulés ne renfermant pas ces compléments. Chen et ses collaborateurs (1999a) ont comparé des granulés standard (20 à 24 % d'huile) et des granulés très énergétiques (28 à 30 % d'huile) de même taille proposés par deux fabricants d'aliments différents, Ewos et Trouw. Pour les granulés Ewos de 6 mm, les vitesses de chute étaient similaires dans les deux formulations, mais pour les granulés Ewos de 10 mm, elles

étaient plus rapides pour les granulés standard, tandis que les granulés Trouw de 6 mm coulaient plus rapidement que les granulés très énergétiques.

La température et la salinité de l'eau peuvent également influencer sur la vitesse de chute des aliments. Chen et ses collaborateurs (1999a) ont constaté des vitesses de chute plus rapides à 10 °C qu'à 20 °C pour la plupart des types de granulés testés (contrairement aux attentes, puisque l'eau est plus dense à 10 °C qu'à 20 °C); pour leur part, Elberizon et Kelly (1998) ont remarqué une certaine augmentation des vitesses de chute avec la hausse des températures (2, 10 et 13 °C), sans que les différences soient statistiquement significatives. L'étude de Chen et ses collaborateurs (1999a) a également montré que les vitesses de chute étaient significativement plus rapides à une salinité de 20 usp qu'à 33 usp, comme on pouvait s'y attendre, puisque l'eau de mer très saline est plus dense.

Bien que les granulés d'aliments absorbent l'eau avec le temps lorsqu'ils sont immergés, les vitesses de chute se sont avérées les mêmes, du moins pour des durées d'immersion initiales allant jusqu'à 15 minutes dans l'étude de Chen et ses collaborateurs (1999a). Ensuite, les vitesses de chute diminuent probablement lorsque la densité des granulés se rapproche de celle de l'eau. La durée de chute des aliments va d'environ une minute à une heure (tableau 3). Selon les données fournies dans Stewart et Grant (2002), les changements de masse sont faibles sur ces échelles de temps et l'hypothèse d'une vitesse de chute constante pour une particule d'alimentation donnée est donc raisonnable.

Les mesures de la vitesse de chute des granulés d'aliments ne sont pas forcément représentatives de ce qui sort d'un parc en filet puisque les granulés d'aliments peuvent être brisés et désagrégés par les poissons pendant qu'ils mangent, les déplacements des poissons et les courants de l'eau lorsqu'ils tombent dans l'eau à l'intérieur du parc en filet; cela peut entraîner un biais dans les hypothèses sur les vitesses de chute des granulés d'aliments en faveur des granulés intacts, plus gros, qui coulent plus rapidement. À notre connaissance, il n'existe pas d'informations permettant de quantifier la plupart de ces processus. Il existe certaines données sur la friabilité des granulés. Chen et ses collaborateurs (1999a) ont constaté que la friabilité était plus grande dans les granulés plus gros (pour les granulés d'un diamètre de 2 à 14 mm). Dans une étude sur les aliments pour poissons égyptiens (granulés de 1 à 3 mm de diamètre), Khater et ses collaborateurs (2014) ont également observé que les granulés plus grands étaient moins durables que les petits. Cependant, selon Stewart et Grant (2002), les granulés plus petits destinés au saumon (6,5 mm de diamètre) s'érodaient plus rapidement dans une citerne antirotis que les granulés plus grands (12 mm de diamètre). Khater et ses collaborateurs (2014) ont aussi découvert que la durabilité des granulés diminuait à mesure que la teneur en protéines augmentait.

Fèces des poissons

Les excréments des poissons présentent de multiples caractéristiques (taille, forme et densité) et sont généralement classés comme boulettes, filaments de mucus ou boues. La proportion relative de ces formes varie probablement, n'a pas été bien quantifiée et il est possible que les boulettes ne constituent pas la majorité de la production fécale (Findlay et Watling 1994). De plus, une partie des boulettes de fèces bien formées sera probablement décomposée et désagrégée en particules plus petites par le mouvement des poissons, la turbulence de l'eau et le contact avec les mailles du filet pendant leur chute dans le parc en filet (Gowen et Bradbury 1987; Findlay et Watling 1994; Magill *et al.* 2006; Reid *et al.* 2009). Les caractéristiques peuvent encore changer en raison de la désagrégation pendant le temps de chute jusqu'au fond. Les vitesses de chute des fèces de poisson dépendent du type d'excréments. Il est plus difficile de mesurer les vitesses de chute des fèces des poissons que celles des aliments pour poissons; il faut en effet recueillir les excréments dans le tube digestif des poissons, dans les filets ou dans

des pièges déployés in situ dans ou sous les réservoirs à poissons, les parcs en filet ou sous les exploitations aquacoles.

En général, les mesures sont déterminées en fonction de boulettes fécales bien formées (Magill *et al.* 2006). Les vitesses de chute mesurées pour les fèces de poisson sont généralement plus faibles et plus variables que celles des aliments pour poissons; elles n'ont pas toujours une distribution normale et peuvent plutôt présenter une asymétrie positive (ou à droite); elles augmentent avec la taille des boulettes; et peuvent dépendre ou non de la taille du poisson (Chen *et al.* 2003; Magill *et al.* 2006; Moccia *et al.* 2007; Moccia et Bevan 2010; Bannister *et al.* 2016). Les vitesses de chute moyennes mesurées des fèces de saumon bien formées vont de 1,5 à 7,58 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, avec des écarts-types de 0,09 à 2,0 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (tableau 2). Ainsi, les vitesses de chute des boulettes fécales varient d'environ 10 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, la plupart des valeurs mesurées se situant entre 2 et 10 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (Reid *et al.* 2009; Bannister *et al.* 2016). Les mesures ci-dessus ne s'appliquent pas aux filaments de mucus fécal et aux boues, qui ont des vitesses de chute beaucoup plus faibles et se comportent davantage comme des particules passives. De ce fait, l'utilisation des vitesses de chute des fèces mentionnées précédemment peut ne pas produire le spectre complet de dispersion et de propagation de la substance rejetée. L'importance relative des filaments de mucus fécal reste incertaine, car les résultats des études ne sont pas concluants. Elberizon et Kelly (1998) ont déterminé que 40 % des particules fécales de saumoneaux recueillies avaient une échelle de longueur de moins de 0,5 mm; les vitesses de chute de ces particules n'ont pas été mesurées, mais on peut supposer qu'elles sont lentes (Elberizon et Kelly 1998). Bannister et ses collaborateurs (2016) ont constaté que plus de 58 % de la fraction massique des matières fécales de saumon atlantique collectées se déposaient à des vitesses supérieures à 5 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, mais la masse et les vitesses de chute des particules dont l'échelle de longueur est inférieure à 0,5 mm n'ont pas été mesurées. Moccia et Bevan (2010) ont remarqué que plus de 75 % de la masse fécale de truites arc-en-ciel recueillie se déposait à des vitesses supérieures à 5 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, mais la taille minimale des particules n'était pas indiquée.

Floculants

Les particules plus petites de poussière alimentaire et de matières fécales, c'est-à-dire celles dont l'échelle de longueur est inférieure à 1 cm, pourraient former des floccs (Magill *et al.* 2006) qui peuvent couler à des vitesses de moins de 0,1 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (Magill *et al.* 2006), seront plus lents à se déposer et seront transportés horizontalement par les courants sur de plus longues distances que les aliments ou les boulettes fécales. L'intensité du dépôt associé aux floccs sera faible puisque seule une petite proportion du principe actif administré sera rejetée sous forme de fines. Toutefois, bien que l'intensité puisse être faible, le potentiel de toxicité doit tenir compte des normes de qualité de l'environnement pertinentes, car un dépôt de faible intensité associé à un médicament très toxique peut produire un dépôt toxique.

Conséquences pour les modèles

Les modèles de dépôt des rejets des exploitations aquacoles doivent représenter et paramétrer correctement les processus contrôlant le dépôt (Chamberlain et Stucchi 2007). Les modèles sont sensibles aux hypothèses posées sur les vitesses de chute des aliments et des fèces (Magill *et al.* 2006; Reid *et al.* 2009; Bannister *et al.* 2016) et aux hypothèses concernant la distribution massique des vitesses de chute, c'est-à-dire la proportion de la production fécale associée aux fèces de tailles et de vitesses de chute précises.

Compte tenu des incertitudes associées aux vitesses de chute des aliments et des fèces et de l'absence de quantification de la production de matières fécales en fonction de la vitesse de chute, les estimations du modèle d'exposition doivent être interprétées avec prudence et comme étant biaisées en faveur des boulettes d'aliments et fécales bien formées. Selon certains auteurs, il n'est peut-être pas raisonnable de modéliser avec précision le transport, la

dispersion, la propagation et le dépôt des fèces de poisson à partir de la perspective bien définie de la vitesse de chute des particules, en raison du degré d'incertitude (Findlay et Watling 1994; Silvert 1994). Pour le moins, les estimations du domaine et de l'intensité de l'exposition doivent inclure des analyses de sensibilité et des énoncés de l'incertitude concernant les hypothèses formulées sur les vitesses de chute. Les estimations les plus solides à l'heure actuelle sont peut-être celles associées aux limites supérieures et inférieures des vitesses de chute, car elles sont moins sensibles aux hypothèses sur la distribution des vitesses de chute. Ces estimations des limites, cependant, n'indiquent pas les détails de l'étendue et de l'intensité de l'exposition à l'intérieur des limites. Il serait utile de déterminer l'importance potentielle de l'estimation des domaines et des intensités de l'exposition associés aux parties mal caractérisées du spectre de dépôt des particules, afin de pouvoir adopter des points de vue plus éclairés sur l'importance de cet aspect pour le processus décisionnel.

La vitesse de chute combinée à la profondeur de l'eau détermine le temps nécessaire pour qu'une particule atteigne le fond. On peut estimer la distance horizontale sur laquelle une particule sera transportée en utilisant ce temps de chute et la vitesse du courant horizontal de l'eau. La plage des distances de déplacement prédites est grande en raison de la variabilité des vitesses de chute, pour une profondeur et une vitesse horizontale de l'eau données. Par exemple, en utilisant la plage des valeurs de chute du tableau 3, une profondeur de 25 m et une vitesse de l'eau de $20 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, les distances maximales et minimales estimées parcourues par une boulette de déchets d'alimentation et une particule fécale peuvent différer par des facteurs de 3 (c'est-à-dire de 33 à 100 m) et de 10 (c'est-à-dire de 50 à 500 m), respectivement. La variation des vitesses de chute influence la dispersion autour des distances moyennes de transport. Pour une plage typique de profondeurs et de vitesses de l'eau, les distances de transport peuvent aller de quelques mètres en eaux peu profondes à quelques dizaines de kilomètres en eaux profondes (tableau 3). Le biais absolu sera plus important pour les exploitations situées dans des zones où la vitesse du courant ambiant est plus rapide et la profondeur de l'eau plus grande, et le biais peut être plus important pour les estimations de l'exposition fécale que pour l'exposition alimentaire. Les estimations de l'exposition fondées sur l'hypothèse de vitesses de chute moyennes donnent des estimations de l'exposition qui diffèrent de celles basées sur les distributions des vitesses de chute (Magill *et al.* 2006).

En l'absence de mesures, certains auteurs ont utilisé la loi de Stokes pour estimer les vitesses de chute des aliments et des fèces (Cubillo *et al.* 2016). Cependant, il est généralement admis que la loi de Stokes est un mauvais indicateur des vitesses de chute des aliments pour poissons et des matières fécales; le nombre de Reynolds ne convient pas pour la loi de Stokes et les vitesses de chute des aliments pour poissons (Chen *et al.* 1999a) sont pour la plupart trop rapides (c'est-à-dire des vitesses de chute supérieures à $\sim 1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) pour que la loi de Stokes puisse s'appliquer (Chen *et al.* 2003).

Les modèles les plus simples et les plus anciens supposent des vitesses de chute uniques pour les particules des granulés d'aliments et les fèces. Les modèles ultérieurs supposent une distribution des vitesses de chute. L'hypothèse la plus courante de distribution pour les déchets d'alimentation et les particules fécales est une distribution normale avec une moyenne et un écart-type spécifiés de la vitesse de chute, constants pour toutes les tailles de poissons et dans le temps. L'hypothèse d'une distribution normale peut être raisonnable pour les granulés d'aliments, mais les preuves empiriques commencent à indiquer qu'une distribution asymétrique à droite pourrait être plus appropriée pour les fèces de poisson (section Fèces des poissons), c'est-à-dire que les distributions des vitesses de chute mesurées tendent vers des vitesses de chute plus rapides et que cette distribution est indépendante de la taille du poisson. Pour une moyenne et un écart-type donnés, les modèles supposant une valeur unique ou une distribution normale des vitesses de chute des matières fécales risquent de donner une estimation inexacte

du taux de dépôt par rapport aux modèles utilisant des distributions non normales (Bannister *et al.* 2016).

Les variations de la taille, de la densité et de la vitesse de chute des granulés d'aliments et des fèces peuvent entraîner une dispersion horizontale des déchets, même en l'absence de turbulence de l'eau et de courants horizontaux, du fait du mouvement horizontal induit par la forme des particules lorsqu'elles se déplacent dans l'eau. Une étude a démontré cet effet pour les granulés d'aliments pour poissons (Skøien *et al.* 2016), mais aucune étude similaire n'a été menée pour les fèces. La dispersion induite est faible et ne devrait pas avoir d'importance pratique majeure dans la plupart des situations in situ, car les courants horizontaux et la turbulence sont rarement nuls dans les zones de pisciculture.

En tenant compte de l'advection horizontale et de la turbulence de fond, les extrants d'exposition estimés par les modèles de transport et de dispersion peuvent beaucoup varier lorsqu'on utilise la même hydrodynamique, mais des distributions différentes de la vitesse de chute. De nombreux efforts de modélisation utilisant une distribution normale pour les fèces de saumon ont supposé une moyenne de $3,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ et un écart-type de $1,1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. C'est la spécification utilisée par Cromey et ses collaborateurs (2002) dans le modèle DEPOMOD et d'autres efforts de modélisation ont souvent adopté ces valeurs. Cette hypothèse peut soit sous-estimer (Moccia *et al.* 2007; Moccia et Bevan 2010; Bannister *et al.* 2016), soit surestimer (Elberizon et Kelly 1998) les vitesses de chute des matières fécales, ce qui donne des estimations inexactes de l'étendue et de l'intensité des zones de dépôt.

Le degré d'imprécision dépend des spécifications exactes des distributions. Malheureusement, on connaît rarement la distribution de la chute des fèces in situ ou des vitesses de chute; elle est susceptible de varier selon les types d'aliments et l'état de santé des poissons, et elle peut évoluer au fur et à mesure que les régimes alimentaires et les efficacités de la croissance des poissons changent. L'utilisation de vitesses de chute minimales et maximales appropriées à chaque site fournit des limites pour les extrants du modèle.

Si l'on utilise des plages des vitesses de chute pour les aliments et les fèces des saumons, les profondeurs de l'eau et les vitesses du courant horizontal, les distances estimées pour la chute des aliments et des excréments peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur, de moins de 10 m à plus de 10 km (tableau 3). La plage pour un site donné pourrait être plus petite, puisque la profondeur de l'eau locale et la vitesse du courant ne couvrent probablement pas tout l'éventail des possibilités. Par exemple, le déplacement horizontal varie de 50 à 1 000 m pour une exploitation située à une profondeur de l'eau de 50 m et soumise à un courant de $0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. La différence entre l'utilisation des valeurs centrales des tendances des paramètres et les valeurs extrêmes est moindre; l'estimation utilisant les valeurs centrales des tendances surestime la distance minimale parcourue et sous-estime la distance maximale. Lorsqu'on utilise une distribution de fréquence des vitesses de chute, les distances prédites sont sensibles au choix de la distribution. Par exemple, la comparaison des distances parcourues par les fèces estimées à l'aide d'une distribution de fréquence mesurée des vitesses de chute des fèces et d'une distribution normale des vitesses de chute avec une moyenne et un écart-type de $3,2$ et $1,1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, respectivement, a produit des répartitions spatiales différentes des dépôts, à la fois à proximité et loin du point de rejet (Bannister *et al.* 2016).

En résumé, les vitesses de chute des particules in situ rejetées par l'aquaculture en parcs en filet ne sont pas et ne seront pas connues avec précision dans la plupart des situations; elles ne peuvent être connues qu'à un ordre de grandeur près. Cette situation risque de perdurer pendant un certain temps en raison des difficultés rencontrées pour mesurer les vitesses de chute in situ et de l'impossibilité de caractériser ces vitesses pour les nombreuses conditions d'élevage et océanographiques différentes dans lesquelles l'aquaculture en parcs en filet est

pratiquée. Du fait des incertitudes, les modèles devront poser des hypothèses sur les distributions des vitesses de chute et les valeurs de leurs paramètres. Une approche prudente de premier ordre qui utilise les limites inférieures et supérieures de paramètres tels que les vitesses de chute, les profondeurs de l'eau et les vitesses de l'eau fournit des limites inférieures et supérieures des étendues et des intensités d'exposition qui peuvent être utiles aux décideurs.

Caractéristiques du milieu récepteur

Une fois qu'une substance est rejetée, de nombreux aspects du milieu récepteur peuvent influencer le dépôt. Les trois plus importants sur le plan des conséquences sont abordés dans cette section : la profondeur de l'eau, l'advection et la dispersion. La profondeur de l'eau est la distance entre la surface de l'eau et le fond marin et change dans l'espace et dans le temps. L'advection est le transport physique dû au mouvement de l'eau. La dispersion se produit lorsque l'eau contenant une substance se mélange à l'eau qui n'en contient pas; cela a pour effet de répandre la substance et d'en réduire la concentration (dilution).

Les principaux extrants d'intérêt sont la répartition et la concentration des substances rejetées sur le fond marin par rapport au point d'origine du rejet. Pour calculer les emplacements finaux des substances rejetées, on calcule généralement les trajectoires individuelles de particules représentatives. Le calcul de ces trajectoires utilise les courants (advection), les vitesses de chute, les profondeurs de l'eau et la dispersion. L'emplacement et la propagation des substances rejetées sur le fond marin sont déterminés à partir des points d'extrémité de ces trajectoires.

Pour les traitements médicamenteux administrés par voie alimentaire, le nombre de rejets est relativement faible (de l'ordre de 1 à 10 par parc en filet) et pour chaque rejet, le groupe de granulés ou de fèces libérés est transporté par le courant pendant le temps où ces particules coulent vers le fond et dilué par les processus de dispersion qui ont lieu pendant sa trajectoire. Les processus d'advection sont très importants pour déterminer l'emplacement du dépôt. Les processus d'advection et de dispersion déterminent la propagation, la dilution et donc la concentration du médicament rejeté sur le fond marin. Ainsi, la répartition cumulative du médicament sur le fond marin dépend des détails de l'hydrodynamique qui se produisent pendant les multiples distributions d'aliment d'un traitement complet. Il faut également tenir compte des particularités de tous les parcs en filet dans lesquels un traitement est administré et qui sont situés au même endroit dans l'exploitation pour calculer la répartition cumulative des médicaments sur le fond marin.

Profondeur de l'eau

La plupart des premiers modèles supposaient une profondeur constante, alors qu'il est bien connu que les profondeurs de l'eau peuvent être très variables à proximité d'une exploitation aquacole, tout comme dans la zone de transport et de propagation associée à un site. Bien que certains modèles améliorés incluent la variation spatiale de la profondeur de l'eau, la plupart n'intègrent pas l'effet de cette variation sur les courants.

Seuls les modèles hydrographiques quadridimensionnels de circulation de l'eau sont capables d'inclure les variations spatiales de la profondeur et de la vitesse de l'eau aux échelles pertinentes pour le transport et la propagation des médicaments provenant des exploitations aquacoles; pour atteindre ce potentiel, les modèles doivent avoir des résolutions verticales et horizontales de l'ordre de 1 et 10 m, respectivement, et des résolutions temporelles de quelques minutes. Pour parvenir à ces résolutions, il faut des ressources considérables (temps, puissance de calcul, modélisateurs qualifiés et plusieurs années de travail); ces ressources ne sont généralement pas disponibles pour être appliquées à la plupart des sites aquacoles. Par

conséquent, il faut encore se fier à des modèles plus simples pour la plupart des considérations relatives à la pisciculture.

Advection

Les courants horizontaux dans le voisinage général des exploitations de pisciculture marine en parcs en filet vont généralement de 0 à moins de $100 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$; les vitesses moyennes des courants sont généralement inférieures à $50 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, les courants moyens typiques étant de l'ordre de $5 \text{ à } 25 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Les vitesses maximales du courant se situent généralement dans un facteur de 5 par rapport à la vitesse moyenne.

La présence de parcs en filet et de réseaux de parcs en filet a un effet important sur les vitesses et les directions du courant en aval des parcs en filet à des profondeurs similaires à celles occupées par les filets (Helsley et Kim 2005). Ces effets persistent sur des distances allant jusqu'à 10 fois le diamètre du parc (Helsley et Kim 2005). Par exemple, si un parc en filet a un diamètre de 30 m, sa présence influence la vitesse du courant sur des distances allant jusqu'à 300 m en aval du parc. Si l'échelle de longueur d'un réseau de parcs en filet perpendiculaire à l'écoulement est de 200 m, la vitesse et la direction du courant sont touchées sur des distances allant jusqu'à 2 000 m en aval de l'exploitation. La plupart des modèles de transport des rejets des exploitations aquacoles ne prennent pas en compte l'influence des parcs en filet, qui peut être importante. L'ajout de l'effet des parcs en filet au modèle hydrodynamique FVCOM a modifié les vitesses à l'intérieur, autour et en dessous de l'exploitation aquacole (Wu *et al.* 2014), ce qui pourrait changer l'advection et donc le dépôt dans la zone autour des parcs en filet.

On suppose généralement que les vitesses verticales de l'eau sont faibles et elles ne sont pas incluses dans les modèles d'estimation de l'exposition aux rejets de l'aquaculture. Bien que de nombreux courantomètres soient capables de collecter les vitesses verticales du courant, ce n'est pas une pratique fréquente. Les modèles hydrodynamiques tridimensionnels sont capables de calculer les vitesses verticales du courant, mais ils ne sont souvent pas bien validés. Bien que les vitesses verticales soient généralement faibles (moins de $1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) par rapport aux vitesses horizontales ($10 \text{ à } 100 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$), elles sont potentiellement assez importantes pour modifier la vitesse de chute des fèces des saumons plus petits.

En général, les valeurs des composantes advectives de la modélisation des dépôts sont tirées des enregistrements d'un courantomètre. Ces enregistrements sont normalement collectés sur une période de 30 à 90 jours et ne comprennent que la composante horizontale. Une hypothèse inhérente suppose que les enregistrements collectés sont représentatifs des vitesses du courant au site de l'exploitation. De nombreuses zones peuvent présenter des variations spatiales et temporelles qui génèrent des vitesses de courant parfois plusieurs fois supérieures à celles des données recueillies pendant une période d'observation. Ces variations introduisent une source supplémentaire d'incertitude qui pourrait avoir un impact sur les distances de déplacement de l'ordre d'un facteur de deux.

Dispersion

La dispersion est complexe et les taux dépendent de nombreux facteurs : le cisaillement dynamique de l'eau (c'est-à-dire les variations spatiales de la vitesse de l'eau), la turbulence (c'est-à-dire les variations à petite échelle de la vitesse de l'eau), l'infrastructure du parc en filet et la stratification. Pour l'estimation de l'exposition aux médicaments administrés par voie alimentaire, il résulte de ce qui précède que les modèles doivent au moins paramétrer suffisamment les processus de dispersion pendant les périodes de traitement, y compris l'influence des parcs en filet sur les débits de champ proche. Dans l'océan, les taux de dispersion horizontale sont généralement supérieurs d'un ou deux ordres de grandeur aux taux

de dispersion verticale et les taux de dispersion verticale sont souvent négligés dans la modélisation de la dispersion des particules de déchets d'alimentation et de matières fécales rejetées.

Généralement, les modèles simples de dispersion sont bidimensionnels et supposent une distribution normale de la concentration avec des taux de dispersion qui sont soit constants, c'est-à-dire de Fickian (Lewis 1997), soit fonction de la taille de la parcelle, c'est-à-dire d'Okubo (1971). Le modèle de Fickian permet des taux de dispersion différents dans les directions orthogonales, mais ceux-ci ne varient pas dans l'espace ni dans le temps. Pour sa part, la relation d'Okubo inclut la variation temporelle du taux de dispersion et se fonde sur une superficie de parcelle circulaire équivalente. L'une des hypothèses de ces modèles est que la substance rejetée se comporte comme un traceur passif. À notre connaissance, cela n'a pas été confirmé pour la dispersion des déchets d'alimentation et des fèces, bien que dans de la modélisation de ces particules, ces relations soient supposées s'appliquer et souvent utilisées, par exemple dans Cromey *et al.* (2002). Pour les déchets d'alimentation et les fèces, il peut y avoir une dispersion supplémentaire en raison de la forme de la particule et du mouvement généré lorsqu'elle coule dans la colonne d'eau (Skøien *et al.* 2016).

La présence des parcs en filet et des infrastructures des exploitations a un impact sur la dispersion initiale d'un rejet, mais les études de terrain ont montré qu'une fois qu'une parcelle a franchi les infrastructures de l'exploitation, sa taille évolue selon la relation d'Okubo (Page *et al.* 2015). Les représentations de la concentration dans la parcelle issues de modèles de dispersion simples supposent une distribution lisse et peuvent ne pas représenter la variabilité des distributions généralement observées dans une parcelle.

Détails du traitement

Les détails du traitement comprennent les aspects de l'administration de l'aliment médicamenteux, c'est-à-dire le principe actif, le nombre de repas et leur moment, les emplacements (plusieurs parcs en filet) et la quantité de principe actif administrée par repas. Ces détails sont importants pour prévoir le dépôt des fèces et des déchets d'alimentation. Les spécificités du moment et de l'emplacement du traitement auront un impact sur l'emplacement du dépôt sur le fond marin en raison des variations spatio-temporelles de l'hydrographie. Par exemple, les particules rejetées à différents moments atterriront à différents endroits en raison des changements des courants. De même, le type et la quantité du principe actif administré sont nécessaires pour prédire la concentration du principe actif sur le fond marin.

Bien que les détails du traitement soient probablement les mieux caractérisés de toutes les composantes et qu'ils puissent être connus à l'avance, la modélisation de l'emplacement exact du dépôt à partir d'un scénario de traitement donné nécessite de pouvoir prévoir les courants avec précision, car ils ont un impact substantiel sur le devenir du dépôt. [Les modèles de prévision disponibles pour les eaux côtières canadiennes](#) fournissent des prévisions sur 48 heures. Non seulement ces données ne sont pas suffisantes pour le régime de traitement typique de 7 à 10 jours pour les médicaments dont l'utilisation est approuvée au Canada (tableau 1), mais les résolutions de grille ne sont généralement pas suffisantes pour résoudre adéquatement les courants dans les zones où l'aquaculture est pratiquée.

Processus après le dépôt

Comme pour les autres processus et paramètres, les modèles d'exposition doivent inclure les processus touchant la dégradation, la remise en suspension et la redistribution des particules après leur dépôt initial. Pour que les modèles soient efficaces, les processus inclus et leurs paramétrages doivent être adéquats (Chamberlain et Stucchi 2007). Les quatre processus

après le dépôt étudiés sont la remise en suspension, le lessivage, la décomposition et la consommation par les organismes sauvages.

La remise en suspension et le dépôt ultérieur sont des processus par lesquels les substances déposées sont érodées par le fond, transportées et redéposées à un autre endroit. Ces processus peuvent se produire lorsque la contrainte de cisaillement du fond atteint des valeurs critiques; les valeurs critiques de la contrainte de cisaillement dépendent de la texture des sédiments marins et des caractéristiques du dépôt (Law *et al.* 2016). On a déterminé que ces processus ont un impact très important sur la concentration des substances déposées. Par exemple, on sait que les prévisions par le modèle DEPOMOD des taux de dépôt du carbone sont très sensibles à la remise en suspension; lorsque le module de remise en suspension du modèle est activé, les dépôts de carbone sont souvent transportés hors du domaine du modèle (Chamberlain et Stucchi 2007; Chang *et al.* 2012); c'est en raison de cette sensibilité qu'il est généralement admis qu'il ne faudrait pas activer le module de remise en suspension tant qu'il n'a pas été mis à jour et réévalué.

Le lessivage est un processus qui fait passer les constituants solubles d'une substance porteuse dans un liquide. Le lessivage des ingrédients médicamenteux contenus dans les aliments et les fèces des poissons n'est pas bien documenté. Cependant, les résultats d'expériences visant à estimer le lessivage du carbone et de l'azote ont montré que jusqu'à 22 % du carbone et 26 % de l'azote des fèces sont lessivés dans les 5 minutes qui suivent le rejet des fèces dans l'environnement et que le lessivage persiste pendant environ 4 heures après le rejet (Chen *et al.* 2003).

La décomposition est la réduction in situ de la concentration d'une substance et le taux de décomposition est exprimé sous forme de demi-vie. La demi-vie est le temps mis par une substance pour perdre la moitié de sa quantité initiale. Pour réduire une substance à moins de 1 % de sa quantité initiale, il faut sept demi-vies. Si le temps de décomposition est de 30 jours, il faudra 210 jours pour réduire la quantité rejetée à moins de 1 %. Les temps de décomposition dépendent également du milieu environnant et les études expérimentales en laboratoire ne sont pas forcément représentatives des conditions d'une substance déposée. La compréhension des différents temps de décomposition in situ de chaque substance rejetée peut modifier les prévisions des impacts à long terme.

La quantité de nourriture et de fèces consommée par les organismes sauvages a été reconnue comme un processus potentiel qui contribue à l'estimation de la quantité de matière qui se dépose et reste sur le fond marin (Gowen et Bradbury 1987; Cromey et Black 2005). Malheureusement, on connaît mal l'importance relative de ce processus et peu ou pas d'informations sont disponibles pour quantifier ce taux de perte (Hevia *et al.* 1996).

EXAMEN DES MODÈLES

Il existe relativement peu de documentation sur la modélisation et la prédiction de l'exposition des écosystèmes benthiques ou de l'environnement aux médicaments administrés par voie alimentaire aux poissons dans les exploitations aquacoles, car ce domaine de modélisation n'en est qu'à ses débuts (Rico *et al.* 2019). Le modèle DEPOMOD (SEPA 2005) a été largement utilisé par l'industrie aquacole écossaise pour évaluer l'impact benthique des médicaments administrés par voie alimentaire et pour assurer le respect des normes environnementales. Au Canada, quelques efforts ont été menés pour modéliser l'exposition des composantes de l'écosystème aux pesticides de bain (Page *et al.* 2015), mais aucun n'a tenté de modéliser l'exposition aux médicaments administrés par voie alimentaire. Gowen et Bradbury (1987) ont élaboré les premiers modèles de prévision de l'exposition à la charge organique benthique et des impacts de celle-ci. Ces modèles constituent la base des modèles de dépôt modernes

(Black *et al.* 2016; Falconer *et al.* 2016). Bien que les modèles de dépôt organique benthique ne soient pas axés sur les médicaments vétérinaires, ils présentent un certain intérêt puisqu'ils traitent du dépôt de déchets d'alimentation et de fèces qui contiennent le principe actif du médicament. L'examen qui suit vise à résumer le développement des capacités de modélisation liées aux modèles de dépôt organique benthique et de déterminer les hypothèses posées pour chaque modèle.

L'hypothèse sous-jacente de tous les modèles de dépôt est que la distance, d , parcourue par l'agent modélisé, par exemple le carbone ou le médicament, peut être estimée comme suit :

$$d = ut + R \quad (7)$$

où u est la vitesse de l'eau et peut inclure l'effet de la dispersion turbulente, t est le temps nécessaire pour que le médicament se dépose sur le fond marin, et R est la remobilisation ultérieure. La remobilisation comprend les processus par lesquels le matériau déposé se déplace une fois déposé sur le fond marin, par exemple, la remise en suspension et le déplacement dû à l'ingestion par des organismes sauvages. Tous les modèles utilisent une variante de (7). Les modèles de dépôt sont devenus plus complexes à mesure que la puissance des ordinateurs a augmenté et que l'on connaît mieux les processus et les valeurs des paramètres pertinents. Les modèles initiaux étaient relativement simples et supposaient que les paramètres et les variables étaient constants. Les modèles plus récents incluent la variation de nombreux paramètres et variables. Par exemple, les modèles peuvent inclure une variation spatiale et temporelle de la position initiale des particules et des champs d'advection et de turbulence, ainsi que des variations des vitesses de chute, du fait de la spécification des distributions de leurs fréquences. Ils peuvent également intégrer une remobilisation constante, variable dans l'espace et dans le temps ou à médiation physique, chimique et biologique. Pour le dépôt des médicaments, les modèles d'intensité de l'exposition peuvent également inclure la décomposition et le lessivage des médicaments.

Les modèles estimant l'échelle, c'est-à-dire la superficie couverte et l'emplacement de l'exposition benthique aux principes actifs, appliquent l'équation ci-dessus au domaine spatial et temporel définissant le rejet. L'intensité du dépôt est déterminée par la mise à l'échelle du profil spatial de la distribution en fonction de la quantité de principe actif du médicament qui a été administrée. On estime la persistance du principe actif déposé en appliquant les taux de dégradation, de remise en suspension et de remobilisation au dépôt initial. Pour estimer la variation temporelle des expositions, on répète ce qui précède pour plusieurs rejets et on additionne les résultats dans le temps pour chaque zone de dépôt.

Le modèle de Hagino était l'un des premiers modèles de rejet de déchets provenant des exploitations aquacoles au Japon. L'article original (Hagino 1977, cité dans Gowen *et al.* 1994) est en japonais, mais un résumé de son modèle est donné dans Gowen *et al.* (1994). Ce modèle utilisait des estimations de la vitesse moyenne et du sens des courants et une distribution de probabilité normale des vitesses de chute mesurées pour les particules de déchets rejetées. Le modèle a produit des résultats qui se comparent favorablement aux observations sur le terrain (Gowen *et al.* 1994).

Dans un autre effort antérieur, Gowen et Bradbury (1987) ont modélisé la zone et l'intensité de l'impact environnemental associé au dépôt de granulés d'aliment et de fèces de poissons provenant de l'aquaculture. Ce modèle, connu sous le nom de modèle de Gowen, est une variante de (7). Les processus de remobilisation sont ignorés, c'est-à-dire $R = 0$, et le temps, t , pour que le médicament soit déposé sur le fond marin est une fonction de la vitesse de chute (W_s) des particules rejetées et de la profondeur de l'eau (H) à proximité de l'emplacement du rejet.

$$t = \frac{H}{W_s} \quad (8)$$

En utilisant la formule (8), l'équation (7) devient

$$d = \frac{uH}{W_s} \quad (9)$$

Les mises en œuvre du modèle de Gowen vont de simple à complexe. Les modèles simples ont tendance à utiliser des valeurs de paramètres constantes et à produire des extrants limités, mais potentiellement utiles (Silvert et Sowles 1996; Chang *et al.* 2012). Les comparaisons entre les extrants des modèles simples et les mesures de l'impact benthique ont révélé une concordance raisonnable (Hevia *et al.* 1996). Ces modèles relativement simples sont également suffisants pour indiquer que l'exposition en champ proche est dominée par les flux associés aux granulés d'aliment et l'exposition en champ lointain, par les flux associés aux fèces (Gowen et Bradbury 1987). Le modèle permettant de dériver des zones d'impact circulaires autour des parcs en filet de certaines fermes salmonicoles du sud-ouest du Nouveau-Brunswick (Chang *et al.* 2012) est un exemple d'application simple du modèle de Gowen. On a utilisé l'équation (9) pour estimer la dispersion horizontale, avec H égale à la profondeur moyenne de l'eau sur chaque site, u égale aux vitesses médiane et maximale du courant à mi-profondeur pendant les déploiements de courantomètres (au moins 35 jours) et W_s égale à 11,0 et 3,2 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les déchets d'alimentation et les fèces, respectivement (les valeurs par défaut dans DEPOMOD; voir ci-après). Les zones d'exposition prévues ont été illustrées à l'aide d'un logiciel SIG. Les zones combinées de tous les parcs en filet d'une exploitation produisent la zone d'impact globale de l'exploitation.

Depuis leur élaboration, on a reconnu que les modèles simples posent de nombreuses hypothèses raisonnables ou non dans une circonstance donnée. On a donc tenté d'améliorer les modèles simples. L'élaboration ultérieure du modèle de Gowen s'est concentrée sur l'amélioration de la représentation des paramètres d'entrée, tels que l'inclusion de plusieurs emplacements de rejet des particules; la mise en œuvre de la variation spatiale de la profondeur de l'eau, l'utilisation des variations spatiales (verticales et horizontales) et temporelles, mesurées ou déduites, du courant; l'utilisation de plages de vitesses de chute des particules; et l'inclusion de la dynamique de la remise en suspension (Gowen et Bradbury 1987; Silvert 1992; Gowen *et al.* 1994; Hevia *et al.* 1996; Gillibrand et Turrell 1997; Cromey *et al.* 2002; Stucchi *et al.* 2005; Black *et al.* 2016). Ces améliorations ont été associées à la capacité accrue d'enregistrer des séries chronologiques des courants à une ou plusieurs profondeurs. Les variations spatiales des courants ont été inférées de relations relativement simples.

Gowen et ses collaborateurs (1989) ont modifié le modèle de Gowen en incorporant la variabilité temporelle des courants à l'aide des vitesses de courant horaires moyennes de l'emplacement d'un courantomètre à une profondeur donnée. Hunter et ses collaborateurs (2006) ont utilisé un modèle simple de dispersion des déchets pour prédire les zones d'impact des fermes salmonicoles en Écosse en utilisant les vitesses et les sens des courants, mesurés à intervalles réguliers. Hevia et ses collaborateurs (1996) ont inclus la variation spatiale de la profondeur de l'eau et du courant en supposant une relation de puissance qui dépend de la profondeur pour la variation verticale du courant. Le modèle de Fox (Gowen *et al.* 1994) reposait sur un modèle de rejets d'eaux usées de l'EPA des États-Unis et utilisait une série chronologique de la vitesse et du sens du courant, enregistrés à une seule profondeur, une variation spatiale de la profondeur de l'eau, différentes tailles et vitesses de chute des particules, ainsi que la décomposition du carbone après le dépôt. Gillibrand et ses

collaborateurs (2002) ont modifié le modèle de Gowen dans le but d'évaluer l'impact cumulatif de toutes les fermes dans un loch écossais, puis d'évaluer tous les lochs de mer écossais où la pisciculture était pratiquée. Comme les données des courantomètres n'étaient pas disponibles pour tous les sites des exploitations, ce modèle a estimé les vitesses moyennes des courants à chaque site, à partir des amplitudes calculées des courants de marée, mais en incluant la diffusion turbulente. Stucchi et ses collaborateurs (2005) ont utilisé un concept similaire à celui décrit dans Gillibrand *et al.* (2002), mais ont utilisé des vitesses du courant mesurées. Silvert (1992, 1994) a inclus des estimations des vitesses de chute des aliments et des fèces et un modèle de croissance des poissons pour estimer les rejets d'aliments et de fèces.

Récemment, des modèles plus sophistiqués ont vu le jour. Ils sont présentés ci-après et utilisent les données des courantomètres comme champ de vitesse d'entrée et possèdent des caractéristiques supplémentaires telles que la remise en suspension, c'est-à-dire $R \neq 0$ dans (7), et les effets du mouvement des parcs en filet.

DEPOMOD, un modèle disponible dans le commerce et élaboré à l'origine pour être utilisé dans les fermes salmiconiques écossaises (Cromey *et al.* 2002), est le modèle de dépôt benthique le plus publié et le plus utilisé pour la salmoniculture (Keeley *et al.* 2013). DEPOMOD comprend des modules permettant d'estimer la production de déchets. La version 2 de ce modèle est utilisée depuis 2000. Le modèle utilise des profondeurs de l'eau détaillées, ainsi que les dimensions et les positions des parcs en filet des fermes. Il applique le suivi lagrangien des particules utilisant la vitesse du courant à partir d'un seul emplacement pour calculer le mouvement des déchets d'alimentation et des fèces avant qu'ils ne se déposent sur le fond de la mer. Le module de suivi des particules nécessite plusieurs intrants : le taux d'alimentation par parc en filet; les taux de perte alimentaire; la digestibilité des aliments, leur teneur en carbone et leur teneur en eau; la teneur en carbone des fèces; les vitesses de chute des particules de déchets (aliments et fèces), sous forme de valeurs uniques ou de distributions normales; et les données sur la vitesse du courant à un seul emplacement. Le modèle comprend également un module de remise en suspension.

Des variantes du modèle DEPOMOD ont été élaborées en vue d'une utilisation avec d'autres espèces et zones géographiques. Le modèle CODMOD (Cromey *et al.* 2009) a été mis au point pour l'élevage de la morue et le modèle MERAMOD (Cromey *et al.* 2012), pour l'élevage de la daurade et du bar en Méditerranée. Cromey et ses collaborateurs (2002) ont noté certaines mises en garde concernant l'utilisation de DEPOMOD. Le modèle ne convient pas aux sites où la profondeur de l'eau présente une forte pente, ni aux sites contenant des sédiments grossiers susceptibles d'être remis en suspension par les vagues et le vent. Le modèle ne tient pas compte du mouvement des parcs en filet ni de la variabilité spatiale (horizontale) des courants.

Les organismes de réglementation ont utilisé le modèle DEPOMOD pour prédire les impacts benthiques des projets de fermes salmiconiques en Écosse (SEPA 2005) et dans de nombreuses autres zones de pisciculture dans le monde (MPO 2005). Au Canada, il a été employé en Colombie-Britannique (Chamberlain *et al.* 2005) et dans le Canada atlantique (MPO 2009, 2011, 2012, 2013, 2014). Il convient de noter que dans son rapport (2014) sur les impacts de la salmoniculture sur la côte sud de l'île de Terre-Neuve, le MPO a suggéré que DEPOMOD pourrait ne pas être approprié pour les sites à fond dur comme ceux de cette région, comme l'avaient noté les développeurs du modèle (Cromey *et al.* 2002). DEPOMOD constitue également la base du module benthique du logiciel [AquaModel](#) (O'Brien *et al.* 2011), qui a été appliqué à diverses zones et espèces piscicoles dans le monde. Un autre modèle disponible dans le commerce est ORGANIX (Cubillo *et al.* 2016).

DEPOMOD prédit également les concentrations de médicaments administrés par voie alimentaire déposés; son utilisation est autorisée par l'Agence écossaise de protection de

l'environnement (SEPA) et il est largement appliqué en Écosse depuis 2005. Au moment de son élaboration, l'utilisation de deux médicaments administrés par voie alimentaire était autorisée : le benzoate d'émamectine et le téflubenzuron. La quantité prévue de médicament déposée sur le fond marin est calculée à partir des prévisions des dépôts d'aliments et de fèces et de la quantité de médicament contenue dans les matières déposées. Les concentrations prévues sont comparées aux normes environnementales fixées par la SEPA. Puisque DEPOMOD fournit des prédictions en masse par superficie et que les normes environnementales sont données en masse de produit chimique par masse de sédiment, on applique une relation de conversion qui suppose que les matières sont déposées sur une profondeur de 5 cm des sédiments et que la densité des sédiments est constante. Les résultats sont utilisés dans le processus d'approbation de l'utilisation des médicaments administrés par voie alimentaire de la SEPA (SEPA 2005).

Une nouvelle version de DEPOMOD, NewDEPOMOD (SAMS 2020), a récemment été mise au point (la version 1.1 a été publiée en avril 2018). NewDEPOMOD comprend : un processus de remise en suspension amélioré; une interface utilisateur repensée utilisant de nouveaux formats de fichiers pour les profondeurs de l'eau, le débit et les rejets; des prédictions améliorées aux sites exposés; une interface utilisateur simple pour générer des modèles de fermes à l'aide de scénarios standard; et la production d'estimations prudentes de la capacité de rétention des sites proposés qui peuvent être ajustées à l'aide des données collectées une fois qu'une ferme commence à fonctionner (Black *et al.* 2016). NewDEPOMOD peut utiliser les données sur le courant recueillies par des courantomètres déployés, mais a également la capacité d'utiliser des données sur le courant à variabilité spatiale provenant d'un modèle hydrodynamique. Les directives pour l'utilisation de NewDEPOMOD en Écosse se trouvent dans SEPA (2019); voir également Black *et al.* (2016).

Malgré les nombreuses améliorations offertes par le modèle, The Scottish Association for Marine Science (Black *et al.* 2016) a indiqué dans son rapport final sur NewDEPOMOD « qu'il n'est pas possible de considérer qu'une configuration unique de paramètres fournit de manière décisive de bons ajustements, spatialement exacts, aux données empiriques sur tous les sites. Ces expériences ont montré que le modèle peut produire des ampleurs de l'impact approximativement « correctes » (par rapport aux données empiriques), mais pas les positions précises de ces impacts sur le fond marin. »

Deux autres modèles utilisent les données des courantomètres comme intrants : un modèle fondé sur le SIG, mis au point par Corner et ses collaborateurs (2006) et le modèle KK3D (Jusup *et al.* 2007). Bien qu'ils ne soient pas aussi largement utilisés que DEPOMOD, ils présentent quelques fonctions intéressantes. Corner et ses collaborateurs (2006) ont élaboré un modèle comprenant un module de dispersion développé dans l'environnement IDRISI32 du SIG. Les intrants du modèle sont similaires à ceux de DEPOMOD : profondeurs de l'eau détaillées (à partir de cartes marines); dimensions et emplacements des parcs en filet; taux d'alimentation par parc en filet; teneur en carbone et en eau des aliments; taux de perte alimentaire; et vitesses de chute des aliments et des fèces. Pour la nourriture et les fèces, les vitesses de chute ont été choisies aléatoirement à partir d'une distribution normale présumée avec une moyenne et un écart-type spécifiés. Ce modèle intégrait également les effets du mouvement des parcs en filet. Ce modèle fondé sur le SIG a ensuite évolué pour devenir le modèle CAPOT (Cage Aquaculture Particulate Output Transport) (Falconer *et al.* 2016).

Le modèle KK3D (Jusup *et al.* 2007) associe les données sur la vitesse du courant à un modèle lagrangien de suivi des particules pour prédire la charge benthique en carbone des exploitations aquacoles. Il repose sur des équations différentielles stochastiques du transport des particules conformes à l'équation semi-empirique d'advection/diffusion, appliquées aux données sur la vitesse du courant mesurée. Le modèle n'inclut pas la remise en suspension, mais détermine la

probabilité qu'une particule déposée reste immobile sur le fond marin ou se déplace à nouveau. Il peut également être utilisé pour examiner les effets de la profondeur variable. Le modèle KK3D est utilisé pour les évaluations de l'impact environnemental des exploitations aquacoles en Croatie (Jusup *et al.* 2007).

Un problème majeur des modèles utilisant des données sur le courant mesuré est qu'il s'agit généralement des données d'un seul emplacement et qu'ils ne tiennent donc pas compte de la variabilité spatiale horizontale des vitesses du courant. En utilisant les données de différents enregistrements de courantomètres provenant du même site, Chang et ses collaborateurs (2012) ont constaté que la zone d'exposition était relativement insensible à l'ensemble de données utilisé et que les estimations détaillées des zones de dépôt correspondaient aux estimations simples, bien que la distribution du dépôt de carbone organique varie avec l'utilisation de différents enregistrements de courantomètres. Cela montre que les modèles fondés sur les données sur le courant provenant d'un seul emplacement peuvent donner des estimations utiles de l'ordre de grandeur, mais que si l'on a besoin de davantage de détails, il peut être nécessaire d'intégrer la variabilité spatiale du courant dans le modèle. On peut mesurer la variabilité verticale à l'aide d'un profileur de courant à effet Doppler ou en déployant des courantomètres à différentes profondeurs au même emplacement. Cependant, pour bien mesurer la variabilité horizontale, il faut généralement déployer des courantomètres à plusieurs endroits simultanément, ce qui n'est souvent pas faisable. Pour surmonter ce problème, en particulier lorsque les données disponibles sur la vitesse du courant sont limitées, il est possible d'utiliser les résultats d'un modèle hydrodynamique, qui peut prédire les variations de la vitesse sur toute la zone où les particules devraient se répandre.

Plusieurs efforts de modélisation ont incorporé les extrants de modèles hydrodynamiques de circulation de l'eau dans le but d'améliorer la résolution spatiale et temporelle des informations sur les courants utilisées pour estimer les zones d'exposition. Ces efforts ont grandement bénéficié des améliorations apportées à la disponibilité et à l'accessibilité de la puissance informatique depuis une dizaine d'années. Les modèles de circulation, en particulier les modèles entièrement baroclines avec forçage par les intrants atmosphériques, océanographiques et du ruissellement fluvial variables dans l'espace et dans le temps, sont maintenant capables d'estimer les courants à des échelles spatiales et temporelles appropriées pour la tâche d'estimation du transport, de la dispersion, de la propagation et du dépôt des rejets des exploitations aquacoles, c'est-à-dire à des résolutions horizontales de l'ordre de 10 m, des résolutions verticales de l'ordre de 1 m et des résolutions temporelles de l'ordre de quelques minutes (Nudds *et al.* 2020), mais la mise en œuvre à ces échelles n'est pas encore facilement disponible.

De nombreux modèles de circulation ont été utilisés pour prédire le dépôt benthique d'une exploitation aquacole. La stratégie typique consiste à appliquer un modèle hydrodynamique pour prédire le champ de courant variable dans le temps et l'espace et un modèle de suivi des particules qui utilise les courants pour prédire le mouvement des déchets d'alimentation et des fèces rejetés par l'exploitation aquacole. Plusieurs modèles ont été développés spécialement pour l'aquaculture : un modèle pour l'élevage du thon au Japon (Kishi *et al.* 1994), le modèle AWATS (Aquaculture Waste Transport Simulator), élaboré par Dudley et ses collaborateurs (2000) et le modèle MAMS (Modular Aquaculture Modelling System), mis au point par Carswell et Chandler (2001). Quelques études ont également utilisé des modèles existants qui ne sont pas nécessairement propres à l'aquaculture. Doglioli et ses collaborateurs (2004) ont utilisé le modèle couplé [POM](#) (Princeton Ocean Model)-LAMP3D (un modèle de suivi des particules). Tironi et ses collaborateurs (2010) ont appliqué les modules d'hydrodynamique et de suivi des particules du système de modélisation de l'eau [MOHID](#), à code source ouvert, pour prévoir le dépôt de déchets provenant de fermes salmonicoles au Chili. Ali et ses collaborateurs (2011)

ont élaboré un modèle de dépôt benthique en utilisant le modèle océanique de Bergen (BOM) avec un modèle de suivi des particules. Un modèle de champ lointain (pour un loch ou une baie) a été développé par Symonds (2011) à partir de [Delft3D](#). Bannister et ses collaborateurs (2016) ont couplé le système de modèle océanique régional ([ROMS](#)), un modèle de circulation 3D, avec un modèle de diffusion lagrangien pour prédire la propagation des particules de déchets d'une ferme salmonicole dans un fjord norvégien. Broch et ses collaborateurs (2017) ont utilisé un système de modèle hydrodynamique-écologique 3D, [SINMOD](#), pour simuler les vitesses du courant et le modèle [DREAM](#) (Dose-related Risk and Effects Assessment Model), un modèle de suivi de particules lagrangien 3D fondé sur un modèle élaboré à l'origine pour prédire les impacts des boues de forage, pour simuler les distributions des particules de déchets provenant d'exploitations aquacoles en Norvège. Le modèle NewDEPOMOD a la capacité de saisir et d'utiliser des champs de courant générés par un modèle hydrodynamique (SAMS 2021).

Bien que l'on pense généralement que ces modèles produisent des estimations plus représentatives de la variation spatiale des courants que les enregistrements des courantomètres, il faut veiller à valider les résultats des modèles dans la zone d'intérêt. Pour modéliser avec précision la circulation à proximité des exploitations aquacoles, les modèles hydrodynamiques auront besoin d'une grille à haute résolution en raison des petites échelles des fermes. De plus, il faudra peut-être incorporer les effets de la ferme dans le modèle, car des études de terrain (Fredriksson *et al.* 2006) et des études de modélisation (Helsley et Kim 2005; Venayagamoorthy *et al.* 2011; Wu *et al.* 2014) ont montré que la présence de parcs en filet a un impact sur le sens et la vitesse des courants locaux. La modélisation précise de l'impact des parcs en filet sur le débit environnant est un défi : une résolution de grille de modèle à très petite échelle est nécessaire; la disposition des fermes varie; la résistance associée à la taille des mailles du filet, aux bio-salissures, à la densité d'empeusement et à la taille du parc en filet est variable. En outre, la mesure des courants à proximité des exploitations pose des problèmes techniques, et la collecte des données de validation est donc difficile.

En outre, même avec de bonnes prédictions du champ actuel, il reste difficile de simuler les trajectoires des particules, c'est-à-dire leur transport et leur dispersion, sur de longues périodes, car même de petites erreurs peuvent rapidement s'accumuler pour donner des prédictions inexactes de la trajectoire. Ces erreurs pourraient être moins problématiques pour la dispersion des déchets d'alimentation, qui se déposent relativement rapidement, mais, en fonction des conditions locales du courant et des profondeurs de l'eau, la dispersion des fèces peut être sensible à cette accumulation d'erreurs.

Enfin, même si les modèles sont techniquement suffisants pour estimer l'exposition d'un point de vue physique, la qualité des extrants des modèles dépend de celle des intrants. Les intrants nécessaires pour modéliser avec précision le dépôt des principes actifs des médicaments et l'exposition à ceux-ci comprennent des données d'une résolution suffisante qui forcent la circulation de l'eau à des moments et des emplacements pertinents pour le scénario à modéliser, une spécification exacte des caractéristiques des rejets telles que les moments, les emplacements, les quantités et les fréquences de traitement, et enfin une connaissance suffisante des propriétés chimiques des principes actifs sur le plan de leur comportement environnemental dans les systèmes côtiers marins.

SENSIBILITÉS DES MODÈLES

Jusqu'à présent, peu de modèles ont évalué complètement la sensibilité de leurs extrants aux intrants requis. Pour la plupart des modèles, les efforts ont porté sur l'incorporation de processus supplémentaires et de résolutions plus élevées des processus dans le but d'améliorer leurs estimations de l'exposition et de l'impact des rejets de l'aquaculture.

Cependant, bien que l'inclusion d'un plus grand nombre de processus améliore la crédibilité des modèles, les résultats se situent, au mieux, dans un ordre de grandeur des observations (Black *et al.* 2016).

En fin de compte, les évaluations des modèles nécessitent de comparer les résultats des modèles et les données empiriques. Malheureusement, la collecte de données est relativement coûteuse et ces évaluations ne sont donc pas réalisées aussi souvent qu'elles le devraient. De ce fait, on ignore souvent l'exactitude des extraits du modèle et les utilisateurs peuvent ne pas savoir comment les interpréter et le poids à leur accorder. Il peut s'avérer nécessaire d'affecter des ressources et une expertise importantes pour améliorer la précision des extraits du modèle, en particulier dans le cas d'un modèle hydrodynamique. Par exemple, le doublement de la résolution et de la précision spatiales (c'est-à-dire une grille de 100 m réduite à 50 m) d'un modèle FVCOM se traduit par une augmentation d'un facteur de 8 des calculs nécessaires et donc par une multiplication par huit du coût informatique pour exécuter le modèle. Il semblerait donc prudent de commencer par déterminer la probabilité que cet investissement produise des prédictions nettement meilleures.

Un premier facteur peut aider à indiquer si l'amélioration des estimations du déplacement serait suffisante pour justifier l'effort. Le temps passé par les aliments médicamenteux et les fèces dans la colonne d'eau varie de quelques minutes à quelques heures (tableau 3) et le déplacement est une fonction linéaire de la vitesse du courant (voir l'équation (7)). Par conséquent, la variation en pourcentage du déplacement sera la même que la variation en pourcentage de l'estimation de la vitesse; ainsi, une variation de 50 % du courant entraînera une variation de 50 % de l'estimation du déplacement. Si les changements ne sont pas suffisants pour modifier l'avis, la décision de gestion ou la mesure que les estimations de l'exposition soutenaient, il n'est peut-être alors pas nécessaire d'élaborer des modèles plus détaillés ou plus précis.

De nombreux paramètres et processus sont importants pour estimer l'exposition des composantes de l'écosystème aux rejets de pesticides et de médicaments administrés par voie alimentaire : la profondeur de l'eau, le taux de perte d'aliments, la remise en suspension après le dépôt, les courants, les vitesses de chute, la répartition chimique et la décomposition chimique. Les modèles simples peuvent n'inclure qu'un sous-ensemble de ces processus. Par exemple, la remise en suspension et la décomposition ne sont généralement pas incluses dans les modèles simples (Gowen et Bradbury 1987; Gowen *et al.* 1994; Hevia *et al.* 1996; Gillibrand et Turrell 1997). Même lorsqu'ils sont inclus, nombre de ces processus et paramétrages restent mal définis et, par conséquent, les modèles sont encore associés à un degré élevé d'incertitude (Gillibrand *et al.* 2002).

Les estimations des profondeurs de l'eau dans les zones de pisciculture sont souvent nécessaires sur des échelles horizontales de l'ordre de 10 m. Les technologies bathymétriques modernes telles que les systèmes de sondage acoustique multifaisceaux sont capables de résoudre les échelles horizontales aux résolutions souhaitées. Toutefois, les données disponibles actuellement ne couvrent pas nécessairement toutes les zones d'intérêt.

Les estimations des vitesses de chute des particules sont encore relativement rares et les modèles d'exposition sont connus pour être sensibles aux hypothèses sur ces vitesses et à leurs paramétrages (Bannister *et al.* 2016).

Les résultats des modèles sont sensibles aux hypothèses posées sur la remise en suspension (Cromey *et al.* 2002; Chang *et al.* 2012; Chang *et al.* 2014). La remise en suspension dépend de nombreux facteurs, dont la vitesse du courant, le type de fond et les propriétés des matières déposées. Les valeurs critiques de la contrainte de cisaillement dépendent du type de fond et des propriétés des matières déposées; les résultats du modèle sont donc sensibles à la qualité

de leur paramétrage. En outre, les processus de remise en suspension fonctionnent sur des échelles de temps de quelques minutes. Ainsi, les modèles qui incluent des processus de remise en suspension doivent envisager d'utiliser des courants estimés sur de courtes échelles de temps puisque les courants dont la moyenne est calculée sur plusieurs jours, semaines et mois n'ont pas la variabilité à court terme nécessaire pour permettre d'estimer la remise en suspension (Findlay et Watling 1994). De plus, dans certaines zones, la remise en suspension peut être dominée par la dynamique des vagues et des courants associée aux tempêtes. Des mesures ne permettent pas toujours de refléter ces événements.

L'exactitude des résultats des modèles de dépôt dépend de celle des données sur les courants locaux. Les modèles simples utilisent souvent les courants mesurés à un seul endroit. Les courants peuvent varier considérablement dans le temps et l'espace. Bien que la variation verticale du champ de courant soit généralement incluse, la variation horizontale n'est pas souvent prise en compte, ce qui peut avoir un impact significatif sur la précision des prédictions. Aussi, les enregistrements des courantomètres utilisés sont souvent de courte durée, soit environ un enregistrement d'un mois, et ne représentent pas la variabilité saisonnière du champ de courant. Ces simplifications peuvent omettre des événements et des structures qui influencent fortement les estimations de l'exposition (Gowen *et al.* 1994).

Il est possible d'estimer l'incertitude associée aux extrants des modèles simples si les valeurs d'entrée sont considérées comme des valeurs moyennes ou des valeurs typiques pour un scénario précis. Il est possible d'estimer les limites supérieures ou inférieures d'une prédiction du déplacement à partir de celles de la vitesse de l'eau (U_{min} , et U_{max}) et du temps de chute (T_{min} , et T_{max}), qui dépend des valeurs supérieures et inférieures de la profondeur de l'eau et de la vitesse de chute. Ces valeurs supérieures et inférieures peuvent être représentées comme des multiplicateurs des valeurs moyennes (c'est-à-dire $U_{min} = \alpha_l \bar{U}$, $U_{max} = \alpha_u \bar{U}$, $T_{min} = \beta_l \bar{T}$ et $T_{max} = \beta_u \bar{T}$), de sorte que la limite inférieure est estimée selon la formule $D_l = U_{min} T_{min} = \alpha_l \bar{U} \beta_l \bar{T} = \alpha_l \beta_l \bar{U} \bar{T}$ et la limite supérieure sous la forme $D_u = U_{max} T_{max} = \alpha_u \bar{U} \beta_u \bar{T} = \alpha_u \beta_u \bar{U} \bar{T}$. L'estimation de la plage du déplacement est donnée par $D_u - D_l$ et celle des limites du déplacement par $D_l < \bar{D} < D_u$.

À titre d'exemple, si $\bar{U} = 0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, $\alpha_l = 0,1$ et $\alpha_u = 10$ alors U_{min} , est $0,01 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ et U_{max} , est $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; ces valeurs ne sont pas déraisonnables pour un courant dans une zone macrotidale. De plus, si $\bar{T} = 1\,000 \text{ s}$, $\beta_l = 0,3$, $\beta_u = 5$, alors $T_{min} = 300 \text{ s}$ et $T_{max} = 5\,000 \text{ s}$. Le déplacement moyen, \bar{D} , est de 100 m , les limites inférieure et supérieure étant respectivement $D_l = 3 \text{ m}$ et $D_u = 5\,000 \text{ m}$, et la plage du déplacement est d'environ $5\,000 \text{ m}$. Les extrêmes ci-dessus du temps de chute peuvent résulter de différentes combinaisons des profondeurs et des vitesses de chute, par exemple une profondeur de l'eau de 50 m qui est typique pour les exploitations aquacoles côtières, une vitesse de chute intermédiaire de $5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, une vitesse de chute des particules relativement élevée de $15 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (pour les déchets d'alimentation) et une vitesse de chute relativement faible de $1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (pour les fèces).

Les calculs ci-dessus montrent que la variabilité autour d'une estimation du déplacement est potentiellement très grande et que les estimations du déplacement fondées sur des valeurs moyennes ou typiques peuvent sous-estimer d'un ordre de grandeur le déplacement maximal potentiel.

On pourrait obtenir des estimations plus précises en utilisant les résultats d'un modèle hydrodynamique étalonné et validé. L'utilisation des courants prédits par un modèle hydrodynamique présente des avantages, dans le sens où ils varient dans l'espace et dans le temps et où ils peuvent être exécutés sur des périodes qui tiennent compte des variations saisonnières. L'application de modèles hydrodynamiques pour prévoir le dépôt peut fournir des estimations détaillées de l'empreinte et des concentrations (voir les références dans la section

EXAMEN DES MODÈLES). Lorsqu'on utilise des modèles de circulation pour déterminer les champs de courant locaux, il est important d'évaluer l'exactitude des estimations par le modèle de la variation spatiale de l'ampleur, du sens et de la phase du courant (Page *et al.* 2015). Il est essentiel que les variations temporelles et spatiales soient simulées avec précision si l'on veut que la modélisation du transport, de la dispersion et des trajectoires correspondantes des substances rejetées soit exacte. Malheureusement, il est difficile d'évaluer l'exactitude des variations spatiales. Le déploiement de courantomètres à de nombreux emplacements dans le domaine spatial et temporel d'intérêt est encore coûteux et essentiellement peu pratique. La collecte de profils de courant verticaux le long de transects horizontaux placés stratégiquement en installant des courantomètres acoustiques et des systèmes d'enregistrement GPS sur des navires ou des véhicules télécommandés est une approche permettant d'améliorer l'évaluation des modèles de circulation aux échelles pertinentes pour les exploitations aquacoles. L'utilisation de bouées dérivantes suivies par GPS devient également plus rentable et on commence à y recourir pour évaluer les modèles de trajectoire (Page *et al.* 2015; Nudds *et al.* 2020). Bien que le colorant reste un traceur efficace, il n'est pas souvent utilisé en raison de la difficulté à suivre et à mesurer les concentrations de colorant sur les échelles spatiales et temporelles d'intérêt. La collecte de données à partir de bouées dérivantes et de colorants pose des problèmes pratiques dans de nombreux scénarios de rejets et il n'est pas pratique de suivre les flaques de colorant sur de longues périodes. Les comparaisons entre les trajectoires des bouées dérivantes et les profils de dispersion des colorants indiquent que les modèles bien étalonnés peuvent fonctionner raisonnablement bien sur de courtes périodes, mais que les écarts par rapport aux observations augmentent rapidement au-delà de quelques heures (Page *et al.* 2015; Nudds *et al.* 2020).

Même avec un modèle hydrodynamique bien étalonné, il faut être prudent pour interpréter les résultats, car l'exactitude des extrants du modèle n'est pas toujours connue. En outre, comme pour les modèles simples, l'omission de processus peut influencer la qualité de représentation de la réalité par le modèle. Il est connu que la présence de parcs en filet et de réseaux de parcs en filet a des effets sur la vitesse et le sens du courant, à l'intérieur et autour de l'exploitation aquacole (Fredriksson *et al.* 2006; Venayagamoorthy *et al.* 2011; Wu *et al.* 2014). Ces effets peuvent persister sur des distances de plusieurs multiples (2 à 10) de l'échelle de longueur du parc en filet et du réseau de parcs en filet (Helsley et Kim 2005). À titre d'exemple d'estimation des échelles de longueur touchées, les effets d'un parc en filet d'un diamètre de 30 m sur la vitesse de l'eau (vitesse et sens du courant) sont ressentis sur des distances de 60 à 300 m en aval du parc. Un réseau de parcs en filet d'une échelle de longueur de 200 m perpendiculairement au débit influence la vitesse du courant sur des distances de 400 m ou plus en aval de la ferme. La plupart des modèles hydrodynamiques ne tiennent pas compte de ces effets. De même, les modèles hydrodynamiques évalués par rapport à des mesures du courant effectuées avant la présence de l'exploitation aquacole et dans un rayon de plusieurs échelles de longueur des parcs en filet ne fournissent pas nécessairement une bonne évaluation de la performance du modèle pour la situation d'intérêt. Cet aspect pourrait être important dans les situations où les particules passent la majorité de leur temps de chute dans l'enveloppe tridimensionnelle de l'eau influencée par la présence des parcs en filet.

En résumé, de meilleures estimations du courant, des profondeurs de l'eau, de la remise en suspension et des vitesses de chute permettent de réduire l'incertitude des estimations de l'exposition ou d'augmenter leur exactitude. Les progrès dans ce sens se sont concentrés sur l'incorporation de la variation spatiale et temporelle de ces trois variables dans les modèles. Pour améliorer la trajectoire projetée, il est tout aussi important d'acquérir des observations d'une résolution (spatiale et temporelle) et d'une exactitude suffisantes, puisqu'elles constituent la base des étalonnages et des évaluations des modèles. Définir la résolution et l'exactitude dont ont besoin les organismes de réglementation, déterminer les approches de modélisation

pouvant satisfaire à ces besoins et déterminer s'il est actuellement rentable d'améliorer les modèles au-delà des besoins prévisibles des organismes de réglementation sont des perspectives qui peuvent aider à déterminer l'adéquation des modèles d'exposition.

MODELES POUR UNE APPLICATION PRATIQUE POTENTIELLE

Zone d'exposition potentielle (ZEP)

Une variante simple du modèle de Gowen peut servir à estimer la zone d'exposition potentielle (ZEP) associée au rejet de médicaments dans l'aquaculture en parcs en filet. Le modèle de ZEP est utilisé pour fournir les limites supérieures sur la zone d'exposition prévue. À cette fin, on utilise les estimations de la vitesse maximale du courant, de la profondeur maximale et des vitesses de chute minimales dans l'équation (9). Le modèle indique que le déplacement associé au rejet d'aliments médicamenteux a une échelle de longueur de l'ordre de 1 à 1 000 m pour une plage de profondeurs de l'eau et de vitesses du courant typiques des sites de pisciculture (tableau 3). Les échelles de longueur du déplacement associées aux fèces sont plus grandes et de l'ordre de 1 à 10 000 m (tableau 3). Il est possible de combiner ces échelles de longueur du déplacement aux dimensions des parcs en filet ou des réseaux de parcs en filet pour produire une estimation de l'ordre de grandeur de la taille d'une zone d'exposition benthique aux aliments médicamenteux. Des calculs similaires ont permis de fixer les dimensions des grilles des modèles utilisées pour fournir des estimations plus détaillées du dépôt de déchets (Hevia *et al.* 1996).

Le modèle de ZEP est un outil utile dans le processus de sélection pour les évaluations de sites. Il convient toutefois de souligner que l'empreinte délimitée par une ZEP englobe les zones réelles d'exposition benthique aux médicaments administrés par voie alimentaire. Cela ne signifie pas que toutes les régions situées dans la ZEP seront exposées. S'il existe des zones potentiellement préoccupantes dans une ZEP calculée, un modèle plus sophistiqué peut être nécessaire pour évaluer l'impact potentiel.

La zone d'exposition potentielle représente le domaine spatial de précaution à l'intérieur duquel le dépôt du médicament rejeté aura lieu. On calcule la limite de la ZEP comme étant la vitesse horizontale maximale de l'eau multipliée par le temps maximal nécessaire pour que le type de particule rejeté se dépose sur le fond marin. La ZEP ne tient pas compte du sens du courant, ni des distributions de fréquence des vitesses du courant ou des vitesses de chute des particules. La ZEP ne fournit pas une estimation exacte de la zone de dépôt réelle et ne doit donc pas être utilisée pour estimer la concentration du dépôt.

Modèle de dépôt fondé sur Okubo

L'une des limites du modèle de ZEP benthique est qu'il ne permet pas de prédire la concentration. Il est possible d'utiliser la relation d'Okubo (Okubo 1971, 1974) pour élaborer un modèle de sélection simple qui complète la ZEP et aide à illustrer l'advection, la dispersion, les emplacements du dépôt sur le fond marin et la concentration dans le dépôt d'un rejet de médicaments administrés par voie alimentaire. Le modèle estime une concentration moyenne associée à un seul événement de rejet à partir d'un seul parc en filet. Il suppose que les particules rejetées sont dispersées horizontalement selon la relation d'Okubo, déplacées horizontalement par une représentation du courant ambiant et déplacées verticalement par la vitesse de chute des particules. Le modèle estime la quantité de principe actif dans les déchets d'alimentation et les fèces rejetés pour chaque événement d'alimentation. La quantité de principe actif dans les déchets d'alimentation est estimée comme étant le produit de la quantité d'aliments ajoutée dans le parc en filet, de la concentration du principe actif dans les aliments et de la proportion d'aliments non ingérés (c'est-à-dire perdus). La quantité de principe actif dans

les fèces est divisée en deux voies de passage : la quantité ingérée multipliée par la proportion non absorbée, et le reste du principe actif qui est supposé absorbé et expulsé ou excrété au fil du temps au fur et à mesure de sa transformation par le poisson. Le modèle permet de spécifier plusieurs heures de rejet correspondant au moment supposé de la journée où les poissons sont nourris. On suppose que le moment des rejets fécaux correspond aux heures d'alimentation, plus un délai qui représente le temps de transformation de la nourriture par le système digestif du poisson (figure 2). Le modèle estime un emplacement et une zone de dépôt distincts pour chaque événement de rejet. Il peut générer une estimation de précaution du dépôt en supposant que la plupart ou la totalité du principe actif ingéré n'est pas absorbée et est donc expulsée dans un seul événement de rejet fécal.

Hypothèses du modèle :

- une profondeur de l'eau constante dans l'espace et dans le temps;
- un courant horizontal ambiant, (U, V) , composé d'un courant moyen constant dans l'espace et dans le temps, $(U_{\text{moy}}, V_{\text{moy}})$ et d'un courant de marée constant dans l'espace et variant dans le temps, $(U_{\text{amp}}, V_{\text{amp}})$, (figure 2);
- un taux de dispersion horizontale qui est donné par le paramétrage indiqué dans Lawrence *et al.* (1995) de la relation de dispersion d'Okubo (1971, 1974);
- une vitesse de chute constante pour chaque type de particule rejeté;
- un rejet instantané des particules contenant le principe actif du médicament;
- une superficie sur laquelle l'aliment médicamenteux est initialement réparti (on suppose généralement que c'est la superficie du parc en filet).

Le déplacement horizontal des rejets est l'intégrale de la vitesse du courant pendant la période entre le rejet et le dépôt sur le fond marin. Le modèle est exécuté séparément pour les déchets d'alimentation et les fèces des poissons.

Ce modèle simple illustre (figure 3) que les rejets provenant d'événements d'alimentation individuels sont transportés à différents emplacements sur le fond marin parce qu'ils sont rejetés dans un régime de courant qui varie dans le temps (figure 2), qu'un certain degré de chevauchement entre les rejets peut se produire et que le dépôt n'a pas toujours lieu sous le parc en filet lorsque le déplacement associé à la vitesse moyenne du courant est plus grand que celui associé au courant de marée. Il montre également que les différentes zones de dépôt sont plus petites que la ZEP.

Heure du rejet de déchets alimentaires et de fèces par rapport à la vitesse du courant

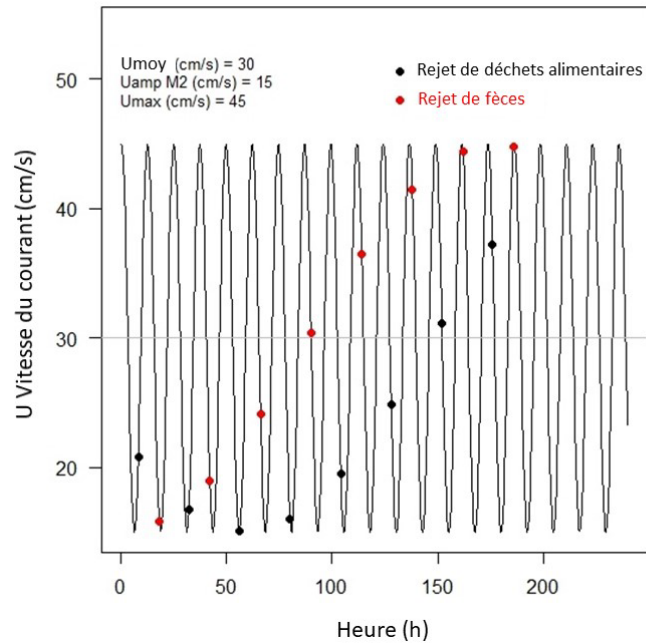
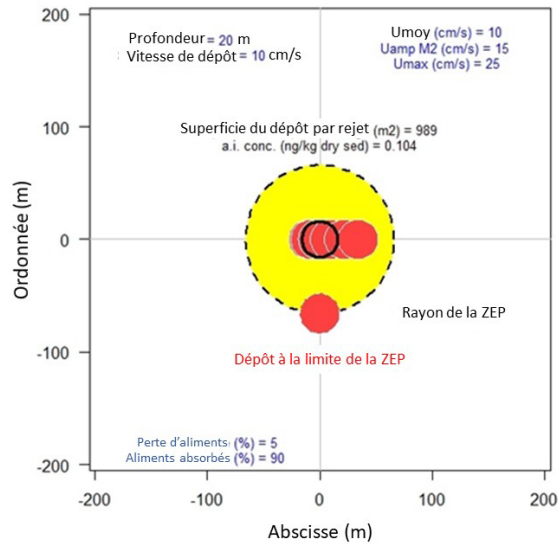


Figure 2. Série chronologique de la composante U du courant (la composante V est présumée égale à 0) et des heures où les déchets d'alimentation et les fèces de poisson sont rejetés pour sept événements de traitement médicamenteux administré par voie alimentaire. $U = U_{moy} + U_{amp} \cos(2\pi t/T_{M2})$, où T_{M2} est la période de la marée M_2 . À des fins d'illustration, les événements d'alimentation sont espacés de 24 heures et le rejet fécal est supposé intervenir 10 heures après chaque événement d'alimentation.

La concentration du principe actif dans les zones de dépôt varie en fonction du temps de chute, qui est déterminé par la profondeur de l'eau et la vitesse de chute des particules, et de la relation d'Okubo. Les estimations de sélection des concentrations maximales pourraient être approximées comme la concentration dans chaque zone de dépôt multipliée par le nombre de chevauchements. On peut estimer un pire scénario de précaution en supposant que tous les rejets se produisent en même temps; cela revient à supposer que tous les rejets sont déposés au même emplacement et sur la même superficie et que tout le principe actif est rejeté en une seule fois. En effet, la concentration peut être estimée comme la concentration du dépôt associée à un événement de rejet, multipliée par le nombre d'événements de rejet. Cette approche est similaire à celle utilisée par Santé Canada dans ses évaluations des pesticides de bain (Santé Canada 2017).

En principe, le modèle peut être étendu pour inclure plusieurs parcs en filet, une répartition normale et symétrique radialement de la concentration, des courants variables dans l'espace, des quantités de rejet propres aux parcs en filet et des heures de rejet. Pour obtenir des estimations pour plusieurs parcs en filet, on combine les extrants des calculs des différents parcs. La meilleure approche consiste peut-être à utiliser un modèle entièrement intégré et le modèle simple pour aider à comprendre, vérifier et interpréter les extrants du modèle plus intégré.

Zones de dépôt des déchets d'alimentation en supposant l'advection et la dispersion d'Okubo Heure d'alimentation (h) = 8,32,56,80,104,128,152,176
a.i. = Anon



Zone(s) de dépôt de matières fécales en supposant l'advection et les temps d'alimentation de dispersion d'Okubo (h) = 18,42,66,90,114,138,162,186
a.i. = Anon

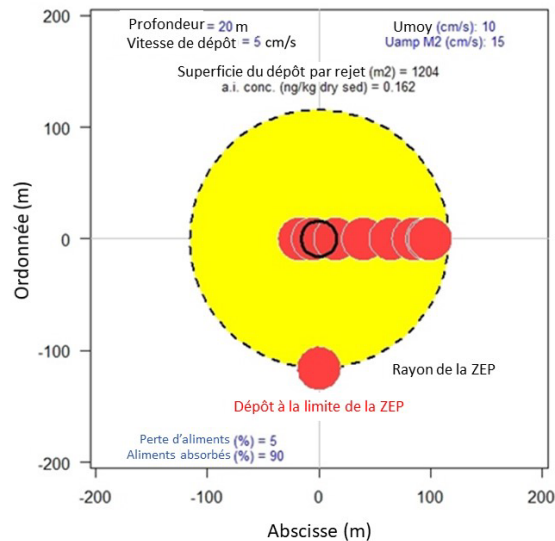


Figure 3. Illustrations montrant les emplacements et les tailles des zones de dépôt sur le fond marin d'un principe actif anonyme (p.a.= Anon.) dans les déchets d'alimentation (en haut) et non absorbé dans les fèces (en bas) rejetés lors de sept événements d'alimentation administrés dans un seul parc en filet (cercle noir central) à des intervalles d'une heure dans un environnement soumis à des marées. Les zones d'exposition potentielle (ZEP) sont indiquées pour chaque type de rejet (cercle noir pointillé). Le cercle de dépôt à cheval sur la limite de la ZEP (en bas de la figure) illustre une zone de dépôt qui serait associée à un rejet translaté horizontalement à la vitesse maximale du courant; ce cercle n'est pas associé aux sept autres cercles. L'emplacement du cercle n'est pas représentatif du sens du dépôt, il sert uniquement à montrer que le centre du dépôt se trouve quelque part sur le contour de la ZEP. Pour les cas présentés dans les graphiques du haut et du bas, les concentrations du principe actif dans tous les cercles rouges d'un graphique sont les mêmes et ne sont pas représentatives d'un principe actif particulier. Les cercles qui se chevauchent indiquent le potentiel de concentrations plus élevées.

Répartition

Pour calculer correctement les concentrations du rejet, il faut connaître les voies de répartition du médicament. Les concepts de la répartition sont discutés dans la section Répartition du principe actif. La quantité totale de médicament dans l'environnement varie avec le temps après le traitement en raison de plusieurs facteurs : l'expulsion, l'excrétion et la transformation métabolique du médicament absorbé, de même que la décomposition continue du médicament et de ses métabolites une fois dans l'environnement. Nous examinons ici la variation temporelle de la quantité de médicament dans chaque répartition pour un scénario de traitement au benzoate d'émamectine. La quantité de médicament dans chaque répartition est calculée à l'aide des équations (1) à (6). Comme le benzoate d'émamectine absorbé est rejeté au fil du temps principalement dans les fèces (Benson *et al.* 2017), nous omettons les contributions par l'urine. Nous supposons également que le benzoate d'émamectine absorbé est excrété continuellement dans les fèces, avec t_e comme demi-vie d'excrétion; en réalité, cette excrétion se produirait probablement de manière sporadique. Une fois sur le fond marin, le benzoate d'émamectine est présumé se décomposer de manière exponentielle avec une demi-vie de t_d . Un schéma du modèle de répartition est présenté sur la figure 1 et les valeurs utilisées sont indiquées dans le tableau 4. Nous avons calculé les résultats en utilisant une densité de peuplement de $20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, un parc en filet circulaire d'un périmètre de 100 m et d'une profondeur de 10 m, une biomasse totale des poissons de 159 155 kg, un taux d'alimentation de 0,5 % et une concentration de benzoate d'émamectine dans l'alimentation de $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nous avons aussi utilisé une demi-vie d'excrétion de 36 jours (SEPA 2005). Nous avons supposé qu'une fois dans l'environnement, le médicament se décompose de manière exponentielle avec une demi-vie de 250 jours (SEPA 2019).

Les résultats du modèle de répartition pour un traitement unique et un régime de traitement sur sept jours sont présentés sur la figure 4. Les déchets d'alimentation sont immédiatement déposés sur le fond marin et commencent à se décomposer. La plus grande partie du médicament rejeté provient du rejet lent du médicament absorbé par les fèces. La quantité de médicament dans l'environnement provenant de cette répartition atteint un maximum 118 jours après le rejet (SEPA 2005). Les concentrations associées à cette voie de passage sont faibles puisque la quantité rejetée à un moment donné est faible. Cependant, le médicament rejeté peut s'accumuler dans le fond marin au fil du temps et produire alors des concentrations préoccupantes. Pour pouvoir évaluer correctement l'impact de la répartition du médicament, nous avons besoin d'un lien avec un modèle de concentration du dépôt qui inclut les taux de dispersion et les vitesses de chute.

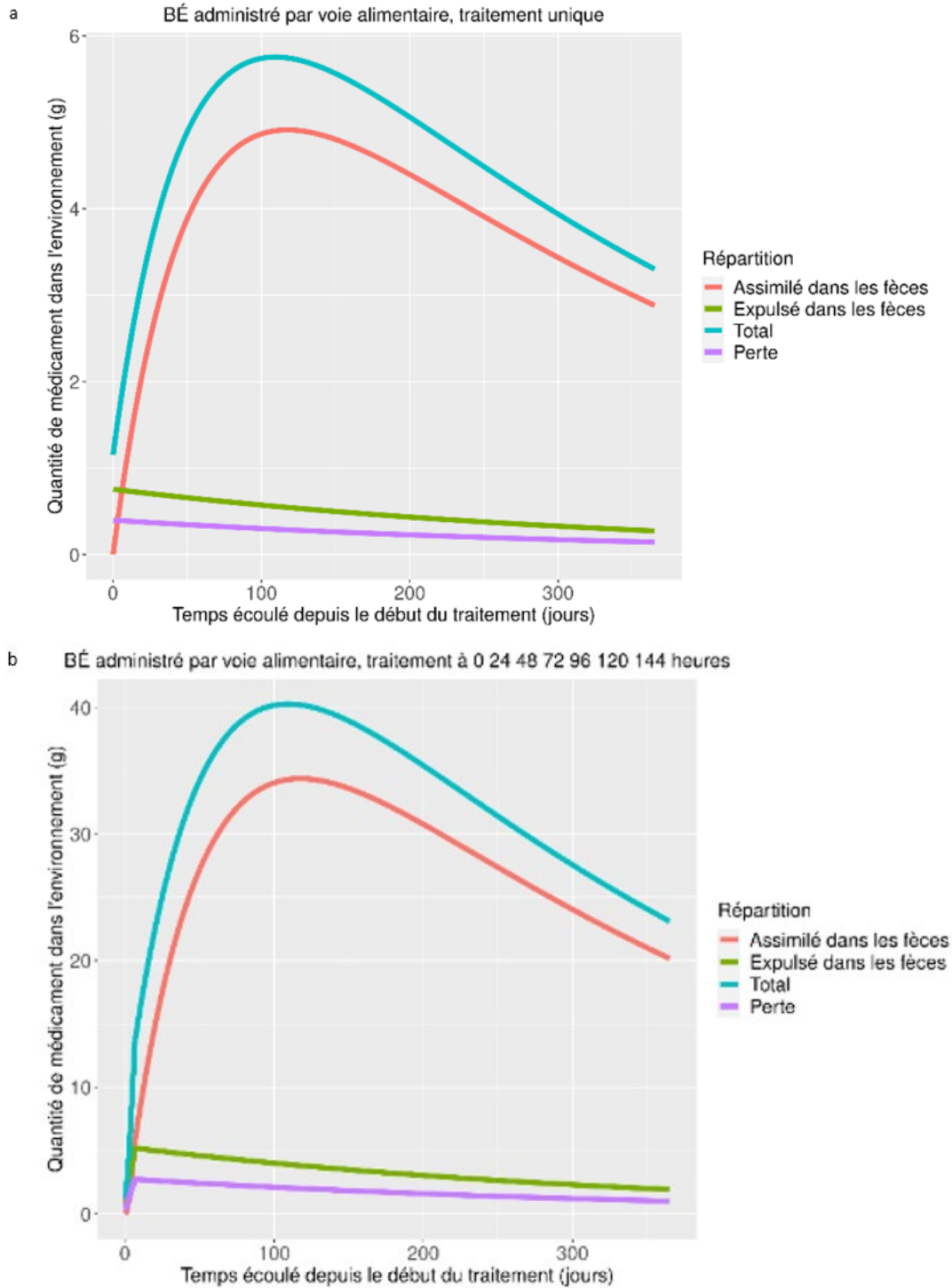


Figure 4. Quantité cumulée de benzoate d'émamectine dans l'environnement dans chaque répartition pour a) une dose de traitement unique et b) sept doses de traitement quotidiennes, en utilisant les valeurs données dans le tableau 4 avec $t_e = 36$ jours et $t_d = 250$ jours.

APPLICABILITÉ DES MODELES À LA SITUATION CANADIENNE

Au Canada, l'aquaculture en parcs en filet est pratiquée dans plusieurs régions et est supervisée par plusieurs ministères provinciaux et fédéraux. Chaque région présente des défis océanographiques, des considérations environnementales et des points de vue culturels uniques, ainsi que des variations dans la réglementation. Bien qu'il existe des points communs entre les régions, le modèle peut plus ou moins se prêter aux priorités d'une région du fait des particularités des différences.

Il existe de nombreux modèles, chacun possédant ses propres forces et faiblesses. Lorsque l'on considère les modèles dans le contexte des conditions hydrographiques, des espèces, des climats et des objectifs variés dans l'ensemble du Canada, il devient évident qu'il n'existe pas de solution unique. Les modèles examinés dans ce document ont été conçus pour répondre à une série de questions, et il n'est pas toujours simple de décider quel modèle répond le mieux à une question précise.

Pour une région qui a besoin d'une prédiction détaillée de l'exposition, on pourrait envisager un modèle hydrodynamique complet. Bien que les modèles hydrodynamiques puissent fournir des informations détaillées à intégrer dans un modèle de dépôt, la mise en œuvre d'un tel modèle dans une nouvelle zone peut être longue et coûteuse. Par conséquent, un modèle de dépôt fondé sur l'hydrodynamique peut être un mauvais choix lorsque la rapidité ou le coût sont des facteurs importants. Dans ce cas, un modèle plus simple, tel que le modèle de ZEP, pourrait être plus approprié. Il peut être utilisé rapidement et nécessite peu d'intrants; cependant, il fournit des informations grossières plutôt que détaillées. De plus, au moment de la rédaction du présent document, les modèles hydrodynamiques n'ont pas encore été mis en œuvre à des échelles appropriées pour toutes les zones du Canada où l'on pratique la pisciculture marine.

DISCUSSION

Le rejet dans l'environnement des substances chimiques provenant de traitements médicamenteux administrés par voie alimentaire suit plusieurs voies. Le produit chimique pénètre dans l'environnement par les déchets d'alimentation, les excréments et l'urine. Les déchets d'alimentation et les fèces finissent par se déposer sur le fond marin, tandis que l'urine reste dans l'eau et aura un impact pélagique. Le présent document n'a porté que sur l'examen de l'état des modèles de prévision de l'impact benthique des produits chimiques rejetés par les médicaments administrés par voie alimentaire, c'est-à-dire les produits chimiques contenus dans les déchets d'alimentation ou les fèces. En général, la plus grande partie du produit chimique du traitement pénètre dans l'environnement par les fèces.

Peu de modèles ont été mis au point spécialement pour prédire le dépôt benthique des médicaments administrés par voie alimentaire, et leur complexité varie. L'Écosse a utilisé le modèle de dépôt de médicaments DEPOMOD (SEPA 2005) à des fins réglementaires et a récemment publié un nouveau règlement exigeant l'utilisation de NewDEPOMOD (SAMS 2020) pour octroyer les licences d'utilisation de médicaments administrés par voie alimentaire (SEPA 2019). Au Canada atlantique, on utilise le modèle de ZEP pour l'examen préalable des demandes de sites.

En revanche, de nombreux modèles de prévision du dépôt des déchets organiques produits par les exploitations de pisciculture marine en parcs en filet (provenant des déchets d'alimentation et des fèces) ont été mis au point. Au Canada, un certain nombre de modèles de dépôt organique ont été utilisés, mais tous n'ont pas été évalués pour toutes les régions et applications. Bon nombre des hypothèses sous-jacentes de ces modèles sont applicables aux modèles pour les médicaments administrés par voie alimentaire. L'une des différences

fondamentales est que la concentration du médicament dans les fèces change au fil du temps. Ainsi, le rapport entre le médicament et le carbone dans les fèces n'est pas constant et il n'est pas approprié d'utiliser simplement un facteur de conversion pour convertir les quantités de dépôt de carbone en quantités de dépôt de médicament. Il faut donc modifier les modèles de dépôt benthique de déchets organiques pour inclure la quantité variable dans le temps du médicament contenu dans les fèces au fur et à mesure de leur rejet.

Les voies associées au dépôt de produits chimiques provenant des traitements médicamenteux administrés par voie alimentaire et leur paramétrage sont souvent complexes et incertains. Les résultats des modèles sont sensibles à la représentation des processus et aux valeurs des paramètres utilisées. En outre, on ignore les valeurs exactes pour le paramétrage et dans la documentation, les estimations peuvent varier considérablement et être contradictoires. Pour des applications en particulier, il faut connaître les extrants et la précision requis, estimer la précision des extrants souhaités du modèle, établir les critères d'évaluation de l'adéquation d'un modèle à l'application, évaluer l'adéquation des modèles disponibles pour chaque scénario envisagé et décider du ou des modèles à utiliser. Malheureusement, la sensibilité des modèles aux variations de leurs paramètres et variables d'entrée et la précision des extrants des modèles ne sont souvent pas estimées ou évaluées. De plus, les extrants et la précision souhaités par les utilisateurs des résultats du modèle ne sont souvent pas spécifiés. Dans un examen récent axé sur les modèles concernant l'exposition aux médicaments vétérinaires et les impacts associés à ceux-ci, on indique que « ...il n'est pas certain que les connaissances scientifiques actuelles ... soient suffisamment développées et rigoureuses pour représenter les conditions pertinentes sur le plan environnemental dans différents systèmes de production aquacole et environnements en Europe » (Rico *et al.* 2019). De plus, Symonds (2011) et Bannister et ses collaborateurs (2016) ont démontré que les extrants du modèle sont sensibles aux paramètres d'entrée tels que les vitesses de chute du rejet et les courants.

Un modèle ne doit pas être utilisé avant d'avoir été validé pour l'application concernée. À cette fin, il faut collecter des données empiriques auxquelles comparer les résultats des modèles. Pour les modèles de circulation utilisés pour le transport, il faut valider les champs du courant. Comme les courants varient dans l'espace et dans le temps, il est difficile et coûteux de collecter suffisamment de données, à la fois à partir de courantomètres et de bouées dérivantes lagrangiennes, pour comparer les modèles. L'extrait final de ces modèles est la quantité de médicament qui se dépose sur le fond marin; cependant, il existe peu de mesures sur le terrain des concentrations de médicament dans les sédiments, bien qu'une certaine surveillance, résumée dans le tableau 5, ait été effectuée pour le benzoate d'émamectine dans les sédiments à proximité des fermes salmonicoles au Canada, en Écosse, en Norvège et au Chili. Les résultats de ces études sont sensibles aux méthodes utilisées pour recueillir et analyser les échantillons et doivent être interprétés à la lumière des limites de détection (LD) et des limites de quantification (LQ) (tableau 5). De plus, les observations sont collectées à des échelles spatiales de 0,1 m et à des points discrets dans le temps. L'extrait du modèle est souvent une moyenne spatiale et temporelle. Les moyennes sont calculées sur des échelles spatiales de 10 à 100 mètres (la résolution horizontale du modèle) et sur des échelles temporelles d'heures, de jours ou de semaines. Il est donc difficile de déterminer la correspondance entre les extrants du modèle et les observations (SAMS 2005). Au mieux, les comparaisons entre les extrants du modèle et les observations devraient reposer sur des moyennes prises sur des échelles similaires. Dans la plupart des cas, cela signifie qu'il faut calculer la moyenne des données spatiales sur l'échelle spatiale de la résolution du modèle, bien que cela ne soit pas toujours possible. Parmi les quelques validations qui ont été effectuées (SAMS 2005; Black *et al.* 2016; Rico *et al.* 2019), les résultats donnent à penser que les modèles, au mieux, donnent une estimation d'un ordre de grandeur des concentrations de médicaments dans le fond marin,

même lorsque les paramètres d'entrée sont considérés comme représentatifs du scénario étudié.

Les modèles de dépôt environnemental de médicaments administrés par voie alimentaire prédisent généralement les concentrations benthiques du produit chimique. Afin de déduire correctement les implications écologiques des résultats du modèle, il faut comparer la concentration prédite à une norme de qualité de l'environnement précisée. Une stratégie consiste à autoriser une zone d'impact et à spécifier deux concentrations maximales autorisées, l'une à l'intérieur et l'autre à l'extérieur de cette zone. C'est l'approche que l'Écosse a adaptée (SEPA 2005, 2019). Une « zone de mélange » est appliquée à chaque site et définit la superficie sur laquelle certains impacts sont considérés comme acceptables. Les directives récemment révisées de la [SEPA](#) comportent de nouvelles définitions de la zone de mélange et de nouvelles limites de concentration, mais le concept n'a pas changé. Les directives 2019 de la SEPA définissent la zone de mélange comme une zone équivalente à la zone située à moins de 100 mètres des parcs dans toutes les directions. Bien que la zone soit la même que la zone de mélange précédemment définie (SEPA 2005), la définition est plus générale et autorise des zones qui ne sont pas symétriques, ce qui permet de prendre en compte les effets des courants locaux. Deux limites de concentration sont appliquées : une à l'intérieur de la zone de mélange et une à la limite de la zone de mélange et au-delà. Les demandeurs de licences au titre de la réglementation de 2011 sur l'environnement aquatique (activités contrôlées) (Écosse) sont censés utiliser la modélisation (NewDEPOMOD) pour démontrer que les traitements potentiels seront probablement conformes aux normes environnementales (SEPA 2019). Au Canada, la zone réglementée par le *Règlement fédéral sur les activités d'aquaculture* est la zone englobée par l'installation, qui est définie comme la zone située à l'intérieur de la limite marquée par les ancrages de la grille des parcs en filet. Pour l'instant, le Canada n'a pas fixé de limites de concentration dans cette zone pour les médicaments administrés par voie alimentaire.

La manière dont les décideurs utiliseront les modèles dépend des objectifs réglementaires et de l'exactitude et de la précision des modèles disponibles. Pour les modèles suffisamment précis, les décideurs pourraient appliquer les scénarios d'exposition modélisés pour déterminer si les traitements sont acceptables. Lorsque les modèles ne sont pas suffisamment exacts et précis, soit parce que des modèles validés très précis ne sont pas disponibles, soit parce que l'on estime qu'il ne serait ni pratique ni rentable de les élaborer et de les utiliser, il faudra utiliser des modèles plus simples et moins précis. Les modèles moins précis peuvent prendre de nombreuses formes différentes, mais doivent avoir pour point commun de donner des estimations prudentes de l'exposition. Un échantillonnage empirique doit être effectué pour valider les prédictions du modèle et pour établir les caractéristiques réelles de l'exposition. Lorsque des modèles précis sont disponibles, le domaine d'échantillonnage doit être guidé par les prédictions. Lorsque des prédictions précises ne sont pas disponibles, un programme d'échantillonnage plus étendu sera nécessaire pour détecter les domaines et les intensités d'exposition, sinon les décideurs devront décider si le risque d'un certain degré et d'une certaine étendue de l'exposition potentielle dans le domaine d'exposition complet est acceptable.

Notre connaissance des variables et paramètres d'entrée des modèles de médicaments administrés par voie alimentaire varie considérablement. Certaines variables sont bien quantifiées, par exemple les profondeurs de l'eau, mais d'autres sont mal caractérisées, comme les vitesses de chute des fèces. Ainsi, même les résultats des modèles les plus simples peuvent présenter un degré élevé d'incertitude. Ainsi, à l'heure actuelle, les modèles devraient surtout aider à comprendre la dynamique et la sensibilité des extrants des modèles à divers intrants, paramétrages et hypothèses, à orienter les plans d'échantillonnage environnementaux qui permettront d'évaluer les extrants des modèles et d'établir la précision des modèles, ainsi

qu'à établir des régimes réglementaires cohérents avec les réalités prédictives, environnementales et pratiques.

Tableau 5. Données de surveillance du benzoate d'émamectine dans les sédiments à proximité des fermes salmonicoles en mer. Les valeurs concernent le benzoate d'émamectine, sauf DM = métabolite déméthylé. LOD = limite de détection; LOQ = limite de quantification; ND = non détecté; n/a = non disponible; trace = détecté, mais inférieur à la limite de détection.

Source	Emplacement	Stations d'échantillonnage	Dates d'échantillonnage	Durée de l'échantillonnage par rapport à la durée de traitement	LD (ng·g ⁻¹)	LQ (ng·g ⁻¹)	Concentration maximale détectée (ng·g ⁻¹)	Distance maximale (des cages) détectée
Packer et Mallory (2003)	SONB	1 ferme et 3 zones de contrôle	Juin et déc. 2002	Avant et 10 sem. après	400*	S.O.	ND	ND
Packer et Mallory (2004)	SONB	1 ferme et 3 zones de contrôle	Juill.-sept. 2003	Avant et de 1 à 8 sem. après	50*	S.O.	ND	ND
SAMS (2005)	Écosse	1 ferme (0-60 m) et référence (400 m)**	Avr. 2002-janv. 2003	Avant et de 1 à 9 mois après	0,03 en poids sec	1 en poids sec	7,38 en poids sec	Trace à 60 m et stations de référence (400 m)
Telfer <i>et al.</i> (2006)	Écosse	1 ferme : 10-100 m des cages et référence (1 km)	Sept. 1997-sept. 1998	Avant et de 1 à 52 sem. après	0,25 en poids humide	0,50 en poids humide	2,7 en poids humide DM : 2,8 en poids humide	principalement ≤ 25 m, sauf à une station de 100 m (0,62 ng·g ⁻¹ en poids humide); trace dans le floc à 1 000 m DM : 0,52 ng·g ⁻¹ en poids humide à 100 m
Benson <i>et al.</i> (2017) : Données de surveillance de la SEPA	Écosse	Toutes les fermes autorisées : 0, 25, 100 et 150 m des cages	2001-2016	S.O.	S.O.	S.O.	50,2 en poids sec	Moyenne de 1,38 ng·g ⁻¹ en poids sec à 150 m
SEPA (2011)	Écosse	5 fermes (0 m) et 4 références (>500 m)	2009	S.O.	0,08 en poids humide	0,08 en poids humide	1,9-44,0 en poids humide	Moyennes ND à 12,5 ng·g ⁻¹ aux stations de référence (>500 m)
Bloodworth <i>et al.</i> 2019); SEPA (2018)	Écosse	8 fermes : 0 m, en retrait (>100 m) et référence (≥500 m)	Mai-juin 17	S.O.	0,0034 en poids sec 0,002 en poids humide	S.O.	<LD à 7,58 en poids sec	Moyenne de ~0,05 ng·g ⁻¹ aux stations de référence (≥500 m)

Source	Emplacement	Stations d'échantillonnage	Dates d'échantillonnage	Durée de l'échantillonnage par rapport à la durée de traitement	LD (ng·g ⁻¹)	LQ (ng·g ⁻¹)	Concentration maximale détectée (ng·g ⁻¹)	Distance maximale (des cages) détectée
Langford <i>et al.</i> (2014)	Norvège	À proximité de 2 fermes	2008	Mise à jour après 2 mois	2 en poids sec	S.O.	2,4 et 6,5 en poids sec	S.O.
Tucca <i>et al.</i> (2017)	Chili	1 ferme : 0-100 m des cages	Décembre 2010	5 j. après	0,1 en poids sec	S.O.	14,6 en poids sec	9,97 ng·g ⁻¹ ± ET de 1,7 en poids sec à 100 m
Ikonomou et Surridge (2013)	C.-B.	1 ferme : 0-200 m des cages	S.O.	0-4 mois après	0,04 en poids humide DM : 0,031 n poids humide	0,132 en poids humide DM : 0,083 en poids humide	35 en poids humide	S.O.
Hamoutene <i>et al.</i> (2018) : floc	T.-N.-L.	*1 ferme en jachère 0-160 m des cages 1 ferme active : 0-20 m des cages	Sept.-oct. 2016	S.O.	0,00068 en poids sec	S.O.	0,058 en poids sec (jachère) 41,8 en poids sec (active)	S.O.
MPO (données inédites)	SONB	3 fermes : 0-~1 km des cages	De nov. 2017 à janv. 2018	Divers	S.O.	0,21 en poids humide DM : 0,17 en poids humide	2,2-212,9 en poids humide DM : 0,56-69,9 en poids humide	Trace ou faible (0,22-0,61 ng·g ⁻¹ en poids humide) jusqu'à ~1 000 m DM : trace à ~500-1 000 m

* on ne sait pas si ces valeurs correspondent au poids humide ou au poids sec.

** une autre ferme ayant traité avec du benzoate d'émamectine a également été échantillonnée dans ce rapport, mais des traces ou de faibles niveaux de benzoate d'émamectine ont été détectés dans la plupart des échantillons pris avant le traitement et des échantillons de référence; les auteurs ont conclu qu'il y avait peut-être eu une certaine contamination de ces échantillons, et les résultats de cette ferme ont donc été exclus.

SOMMAIRE ET CONCLUSIONS

- La voie d'exposition environnementale aux médicaments administrés par voie alimentaire comprend les déchets d'alimentation, les fèces et l'urine. Les détails de la répartition du principe actif d'un médicament entre les différentes voies dépendent du médicament administré par voie alimentaire.
- Les dépôts dans l'environnement des déchets d'alimentation et des fèces rejetés, ainsi que leurs impacts, sont principalement considérés comme benthiques, tandis que les impacts de l'urine sont surtout considérés comme pélagiques. Ce document ne portait que sur les modèles pour les dépôts benthiques.
- Il existe peu de modèles pour les dépôts de médicaments administrés par voie alimentaire aux poissons dans les exploitations aquacoles.
- Les modèles de dépôt du carbone semblent donner des estimations raisonnables de l'ordre de grandeur de l'échelle du dépôt en champ proche. On ne sait pas si les modèles estiment bien le dépôt en champ lointain. On ignore pour l'instant si la même perspective s'applique aux médicaments.
- Bien que les modèles de dépôt de médicaments administrés par voie alimentaire présentent de nombreuses similitudes avec les modèles de dépôt du carbone, il faut inclure la dynamique de la répartition des médicaments pour pouvoir les appliquer à la modélisation du dépôt de médicaments administrés par voie alimentaire.
- La complexité des modèles varie, allant de prévisions fondées sur des hypothèses simples telles qu'un courant moyen, une profondeur de l'eau constante et des vitesses de chute constantes pour les déchets d'alimentation et les fèces, à des prévisions détaillées reposant sur des profondeurs de l'eau variables dans l'espace et dans le temps, des champs de courant variables dans l'espace et dans le temps et une plage de vitesses de chute.
- Les modèles complexes nécessitent généralement plus d'intrants et d'hypothèses que les modèles moins complexes et, par conséquent, afin d'avoir confiance dans les extraits du modèle, il faut envisager une évaluation et une validation plus approfondies pour chaque application.
- Il faut spécifier les objectifs des extraits du modèle avant de pouvoir évaluer s'ils sont adéquats ou suffisants.
 - Des modèles simples peuvent donner des résultats utiles lorsque les objectifs ne nécessitent qu'une délimitation des zones d'exposition potentielles ou une estimation de l'ordre de grandeur de l'étendue et de l'intensité de l'exposition.
 - Des modèles plus complexes sont nécessaires pour obtenir des extraits à plus haute résolution spatiale et temporelle. Il faut être prudent dans l'interprétation des solutions, car elles ne donnent pas nécessairement de meilleures estimations que les modèles simples.
- Les estimations modélisées du domaine et de l'intensité de l'exposition sont sensibles à de nombreuses hypothèses posées lors de l'élaboration des modèles, notamment :
 - le choix de la distribution et le paramétrage des vitesses de chute des aliments et des fèces des poissons;
 - la spécification de la répartition des produits chimiques entre les déchets d'alimentation, les fèces, l'urine et les échanges branchiaux;

-
- le type de champ de débit utilisé, c'est-à-dire l'enregistrement d'un seul courantomètre ou un champ de débit variable dans l'espace et dans le temps généré par un modèle;
 - les formulations de la remise en suspension mises en œuvre.
 - Les modèles permettent de mieux comprendre la dynamique des processus d'exposition.
 - Les modèles de dépôt des médicaments comportent de nombreuses sources d'incertitude; par exemple, on ne connaît pas bien la proportion relative du médicament qui est rejetée sous forme de déchets d'alimentation, de fèces ou d'urine et les vitesses de chute sont mal caractérisées. Ces incertitudes influencent les détails des extraits des modèles; il s'ensuit que ces extraits doivent être interprétés avec prudence. La meilleure utilisation de leurs résultats est peut-être pour orienter l'échelle de l'intensité et la superficie des dépôts.
 - Tous les modèles doivent être comparés aux données de l'emplacement concerné.
 - Pour calculer les estimations maximales des distances et des zones d'exposition, il est possible d'utiliser les vitesses de chute minimales, les vitesses du courant maximales et les profondeurs de l'eau maximales. Cette approche montre que les médicaments peuvent se répandre sur de très grandes distances (de quelques kilomètres à des dizaines de kilomètres) et zones (de l'ordre de dizaines de kilomètres carrés) à certains endroits.
 - Les modèles complexes nécessitent des données supplémentaires par rapport aux modèles simples, comme des profondeurs de l'eau et des champs de courant variables dans l'espace. Lorsque ces informations ne sont pas disponibles, il faut envisager des modèles simples. Les extraits doivent être interprétés en fonction de l'incertitude des prédictions fournies, c'est-à-dire que les zones d'exposition prédites sont des estimations des ordres de grandeur.
 - Les modèles de pointe ne peuvent résoudre les détails de l'exposition qu'avec une précision qui dépend de celle des variables et des paramètres d'entrée. On ignore souvent les valeurs exactes pour le paramétrage et dans la documentation, les estimations peuvent varier considérablement et être contradictoires. De ce fait, les modèles existants sont d'une précision incertaine, bien que les données probantes limitées indiquent qu'ils ont, au mieux, une exactitude d'un ordre de grandeur.
 - Les décisions de gestion doivent reconnaître les limites d'exactitude des modèles et en tenir compte.
 - La première étape de l'élaboration d'un modèle consiste à établir l'objectif de l'exercice de modélisation. Dans le cas d'un modèle destiné à être utilisé pour orienter la gestion, ces objectifs doivent être définis par une série de communications interactives et itératives entre les gestionnaires et les scientifiques. Les étapes suivantes des efforts de modélisation dépendront des résultats de ces réunions.
 - Une fois que les objectifs de la modélisation ont été établis et que les modèles ont été sélectionnés ou élaborés, il faut valider les modèles avant de les mettre en œuvre.
 - En résumé, en raison des incertitudes dans les intrants et les paramétrages des modèles et du manque de validation des modèles, les modèles complexes actuels ne sont capables de fournir que des estimations de l'ordre de grandeur des dépôts. Des modèles simples sont également capables de donner des estimations de l'ordre de grandeur. Ainsi, pour l'instant, des modèles simples peuvent suffire pour l'aide à la décision. Cela pourrait changer à mesure que la science caractérisera mieux les intrants et les processus des modèles et mènera davantage d'études de validation.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

GESTION

- Les besoins de la gestion ne sont pas clairs en ce qui concerne les modèles.
- Une incertitude entoure le niveau d'exactitude et de précision requis pour les extraits du modèle.
- En général, les seuils environnementaux (par exemple, les seuils concernant la superficie, l'emplacement, la durée et la concentration) n'ont pas été clairement définis.

RECHERCHE

- En ce qui concerne la répartition, les taux d'absorption, d'expulsion et d'excrétion dépendants des produits chimiques sont mal compris et quantifiés.
- Les statistiques des vitesses de chute des matières fécales sont mal quantifiées.
- La variabilité spatiale et temporelle des courants entre les différentes régions où l'aquaculture est pratiquée au Canada n'est pas caractérisée de manière détaillée.
- La sensibilité des extraits des modèles aux variations des intrants est en grande inconnue, en particulier pour les modèles les plus complexes.
- Il existe peu de données sur la variabilité des courants à l'échelle saisonnière et annuelle.
- On ne connaît pas bien la décomposition in situ des médicaments déposés.
- La connaissance des plans de traitement, par exemple la fréquence, le calendrier et la cohérence entre les parcs en filet, est limitée.
- Les modèles existants de dépôt de médicaments administrés par voie alimentaire n'ont pas été validés de manière approfondie à l'échelle mondiale et, de plus, ces modèles n'ont pas été utilisés ou validés pour les régions où l'on pratique l'aquaculture marine des parcs en filet au Canada.

RECOMMANDATIONS

GESTION

- Comblent les lacunes dans les connaissances mentionnées dans la section ci-dessus.
- Il est nécessaire de concilier l'exactitude et la précision des extraits du modèle avec les objectifs de gestion et les délais de réalisation.
- La science doit mieux comprendre les exigences de modélisation aux fins de gestion.
- Les gestionnaires et les scientifiques doivent comprendre l'importance de disposer de modèles étalonnés et validés.
- La gestion doit comprendre les hypothèses et les précisions des modèles afin de pouvoir intégrer correctement les résultats dans ses processus décisionnels.
- En raison des incertitudes associées aux extraits des modèles, les gestionnaires devront continuer à s'appuyer sur des stratégies d'échantillonnage bien conçues et à utiliser les extraits des modèles avec prudence et de manière éclairée.

-
- Il faut s'efforcer de mettre à jour et de communiquer régulièrement les évaluations des modèles et les besoins de la gestion afin d'atteindre et de maintenir un équilibre approprié entre les besoins et l'utilisation.

RECHERCHE

- Comblent les lacunes dans les connaissances mentionnées dans la section ci-dessus.
- Mener un programme de recherche complet comprenant les relevés, la surveillance et la modélisation d'un site d'aquaculture isolé, initialement non contaminé, pendant toute la durée d'un cycle de production. Ce programme de recherche doit chercher à comprendre les sensibilités des formulations du modèle et les sensibilités des extraits du modèle aux valeurs d'entrée.
- Les scientifiques doivent travailler avec les gestionnaires pour sélectionner, affiner ou élaborer un sous-ensemble de modèles opérationnels qui répondent aux besoins de la gestion. Cet effort doit inclure l'évaluation des modèles et les procédures d'étalonnage.
- Évaluer si la relation d'Okubo peut s'appliquer à la modélisation de la dispersion des médicaments administrés par voie alimentaire.
- Obtenir plus de mesures des doses de médicaments du traitement initial.
- Évaluer la sensibilité des variations verticales du courant à l'estimation du déplacement horizontal des particules contenant des médicaments. De nombreux modèles simples supposent une vitesse de l'eau constante verticalement et horizontalement. Il peut être utile d'estimer la variabilité ou l'erreur associée à cette hypothèse, car la plupart des courants à proximité de nombreuses exploitations aquacoles ne sont probablement pas homogènes dans l'espace.
- Générer des modèles hydrodynamiques avec un forçage saisonnier et interannuel pour mieux comprendre la variabilité du courant.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'examineur désigné et les participants à la réunion d'examen du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) pour leurs commentaires constructifs sur le manuscrit.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aas, T.S., Sixten, H.J., Hillestad, M., Sveier, H., Ytrestøyl, T., Hatlen, B., et Åsgård, T. (2017). Measurement of gastrointestinal passage rate in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed dry or soaked feed. *Aquacult. Rep.*, 8, 49-57. doi:10.1016/j.aqrep.2017.10.001.
- Aas, T.S., Ytrestøyl, T., Sixten, H.J., Hillestad, M., Sveier, H., et Åsgård, T. (2020). Physical feed properties affect gastrointestinal passage rate in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquacult. Nutr.*, 00, 1-9. doi:10.1111/anu.13191.
- Ali, A., Thiem, Ø., et Berntsen, J. (2011). Numerical modelling of organic waste dispersion from fjord located fish farms. *Ocean Dyn.*, 61, 977–989. doi:10.1007/s10236-011-0393-8.
- Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., et Asplin, L. (2016). Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES J. Mar. Sci.*, 73(9), 2408-2419. doi:10.1093/icesjms/fsw027.

-
- Barreto, F.M., da Silva, M.R., Braga, P.A.C., Bragotto, A.P.A., Hisano, H., et Reyes, F.G.R. (2018). Evaluation of the leaching of florfenicol from coated medicated fish feed into water. *Environ. Pollut.*, 242, 1245-1252. doi:10.1016/j.envpol.2018.08.017.
- Beattie, M. et Bridger, C.J. 2023. [Examen des procédures de prescription et d'administration des médicaments et des pesticides au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/065. iv + 19 p.
- Benson, V., Aldous, E., et Clementson, A. (2017). [Review of environmental quality standard for emamectin benzoate](#). Report ref. UC12191.03/16653-0. Produced by WRc plc, for the Scottish Environment Protection Agency.
- Black, K.D., Carpenter, T., Berkeley, A., Black, K., et Amos, C. (2016). [Refining sea-bed process models for aquaculture. NewDEPOMOD. Final report, August 2016](#). SAM/004/12. Oban, Argyll, Scotland: SAMS, Centre for Aquaculture. Récupérer le 19 août 2019.
- Bloodworth, J.W., Baptie, M.C., Preedy, K.F., et Best, J. (2019). Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms. *Sci. Total Environ.*, 669, 91-102. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.430.
- Broch, O.J., Daae, R.L., Ellingsen, I.H., Nepstad, R., Bendiksen, E. Å., Reed, J.L., et Senneset, G. (2017). Spatiotemporal dispersal and deposition of fish farm wastes: A model Study from Central Norway. *Front. Mar. Sci.*, 4, 199. doi:10.3389/fmars.2017.00199.
- Brooks, K.M. et Mahnken, C.V.W. (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment: II. Organic wastes. *Fish. Res.*, 62, 255-293. doi:10.1016/S0165-7836(03)00064-X.
- Burridge, L. et Holmes, A. 2023. [Examen actualisé des dangers associés aux pesticides et médicaments utilisés dans le milieu marin par l'industrie piscicole au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/067. iv + 42 p.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., et Bostic, K. (2010). Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture*, 306, 7–23. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.05.020.
- Cairney, D. et Morrissey, D. (2011). [Estimation of feed loss from two salmon cage sites in Queen Charlotte Sound](#). NIWA Client Rep. NEL2011-026. Port Nelson, NZ: National Institute of Water et Atmospheric Research Ltd. Récupérer mars 2021.
- Carswell, L.B. et Chandler, P. (2001). A modular aquaculture modelling system (MAMS) and its application to the Broughton Archipelago, British Columbia (BC). *Trans. Built Environ.*, 58, 65-74.
- CFIA. (2020). [Index of medicating ingredients approved by livestock species](#). (Canadian Food Inspection Agency) Récupérer le 14 septembre, 2020.
- Chamberlain, J. et Stucchi, D. (2007). Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. *Aquaculture*, 272, 296-311. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.08.051.
- Chamberlain, J., Stucchi, D., Lu, L., et Levings, C. (2005). [The suitability of DEPOMOD for use in the management of finfish aquaculture sites, with particular reference to Pacific Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/035. Récupérer January 2018.
- Chang, B.D., Page, F.H., et Hamoutene, D. H. 2022. [Utilisation de médicaments et de pesticides par l'industrie canadienne de l'aquaculture des poissons marins de 2016 à 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. rech. 2021/037. xii + 131 p.
-

-
- Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., et McCurdy, E.P. (2012). [Predicting organic enrichment under marine finfish farms in southwestern New Brunswick, Bay of Fundy: Comparisons of model predictions with results from spatially-intensive sediment sulfide sampling](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/078. iv + 146 p. Récupérer janvier 2018.
- Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., et McCurdy, E.P. (2014). Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations. *Aquacult. Environ. Interact.*, 5, 185-208. doi:10.3354/aei00104.
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., et Telfer, T.C. (1999a). Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feeds and consideration of implications for modelling of waste dispersion through sedimentation. *Aquac. Int.*, 7, 89-100.
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., et Telfer, T.C. (1999b). Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and the implications for modelling of solid waste dispersion. *Aquacult. Res.*, 30, 395-398.
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., Telfer, T.C., et Roy, W.J. (2003). Nutrient leaching and settling rate characteristics of the faeces of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and the implications for modelling of solid waste dispersion. *J. Appl. Ichthyol.*, 19, 114-117.
- Corner, R.A., Brooker, A.J., Telfer, T.C., et Ross, L.G. (2006). A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture*, 258, 299-311. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.03.036.
- Cromey, C.J. et Black, K.D. (2005). Modelling the Impacts of Finfish Aquaculture. (B.T. Hargrave, Ed.) *Hdb. Env. Chem., Vol 5, Part M*, 129-155. doi:10.1007/b136008.
- Cromey, C.J., Nickell, T.D., et Black, K.D. (2002). DEPOMOD – modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.
- Cromey, C.J., Nickell, T.D., Treasurer, J., Black, K.D., et Inall, M. (2009). Modelling the impact of cod (*Gadus morhua* L.) farming in the marine environment – CODMOD. *Aquaculture*, 289, 42-53. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.12.020.
- Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K.D., Kögeler, J., et Karakassis, I. (2012). MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. *Aquacult. Environ. Interact.*, 2, 157-176. doi:10.3354/aei00034.
- Cubillo, A.M., Ferreira, J.G., Robinson, S.M.C., Pearce, C.M., Corner, R.A., et Johansen, J. (2016). Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture - A model analysis. *Aquaculture*, 453, 54-66. doi:10.1016/j.aquaculture.2015.11.031.
- Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., et Bjørn, P.A. (2009). Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: An ecosystem effect. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 385, 1-14. doi:10.3354/meps08050.
- Doglioli, A.M., Magaldi, M.G., Vezzulli, L., et Tucci, S. (2004). Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture*, 231, 215-235.
- Dudley, R.W., Panchang, V.G., et Newell, C.R. (2000). Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187, 319-349.
- Duis, K., Beveridge, M.C.M., et Hammer, C. (1995). Leaching of four different antibacterials from oil- and alginate-coated fish-feed pellets. *Aquacult. Res.*, 26, 549-556.

-
- Elberizon, I.R. et Kelly, L.A. (1998). Empirical measurements of parameters critical to modelling benthic impacts of freshwater salmonid cage aquaculture. *Aquacult. Res.*, 29, 669-677.
- Fais, A.P., Franco, R.S.B., da Silva, A.F.B., de Freitas, O., et Paschoal, J.A.R. (2017). LC-MS/MS methods for sulfadimethoxine and ormetoprim analysis in feed and fish fillet and a leaching study for feed after alternative procedures for the incorporation of drugs. *Food Addit. Contam. Part A*, 34(4), 501-508. doi:10.1080/19440049.2016.1267875.
- Falconer, L., Barillé, L., Dabrowski, T., Garcia-Bueno, N., Gernez, P., Marin, A., Møhlenberg, F., Torres, R., Triantaphylou, G., Tsapakis, M., Tsiaras, K., Wallhead, P., et Telfer, T. (2016). Critical evaluation and suggestion of models. EUH2020 TAPAS Deliverable 5.1. Report, 88p.
- Falconer, R.A. et Hartnett, M. (1993). Mathematical modelling of flow, pesticide and nutrient transport for fish-farm planning and management. *Ocean Coastal Manage.*, 19, 37-57.
- Findlay, R.H. et Watling, L. (1994). [Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos](#). In B.T. Hargrave (Ed.), *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949 (pp. 47-78). Récupérer mars 2021.
- Fredriksson, D.W., DeCew, J.C., et Irish, J.D. (2006). A field study to understand the currents and loads of a near shore finfish farm. *Oceans 2006* (pp. 1563-1571). Boston, MA: The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc. doi:10.1109/OCEANS.2006.306956.
- Gillibrand, P.A. et Turrell, W.R. (1997). Simulating the dispersion and settling of particulate material and associated substances from salmon farms. Aberdeen Marine Laboratory, Report 3/97. Aberdeen, UK: Fisheries Research Services. doi:[10.13140/RG.2.2.10580.50566](#)
- Gillibrand, P.A., Gubbins, M.J., Greathead, C., et Davies, I.M. (2002). [Scottish Executive locational guidelines for fish farming: Predicted levels of nutrient enhancement and benthic impact](#). Scottish Fisheries Research Report Number 63/2002. Aberdeen, UK: Fisheries Research Services, Marine Laboratory. Récupérer janvier 2018.
- Gjørseter, J.H., Otterå, H., Slinde, E., Nedreaas, K., et Ervik, A. (2008). Effekter av spillfôr på marine organismer. *Kyst og Havbruk*, 52–55 (in Norwegian, cited in Skøien et al. 2016).
- Government of Canada. (2014). [Guide to the Pacific Marine Finfish Aquaculture Application](#). Récupérer 12 18, 2020.
- Gowen, R.J. et Bradbury, N.B. (1987). The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 25, 563-575.
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B., et Brown, J.R. (1989). The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. In D. Pauw, N. De Pauw, E. Jaspers, H. Ackefors, et N. Wilkins (Eds.), *Aquaculture - a biotechnology in progress* (pp. 1071-1080). Bredene, Belgium: European Aquaculture Society.
- Gowen, R.J., Smyth, D., et Silvert, W. (1994). Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. In B.T. Hargrave (Ed.), *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949 (pp. 19-30).
- Grove, D.J., Loizides, L.G., et Nott, J. (1978). Satiation amount, frequency of feeding and gastric emptying rate in *Salmo gairdneri*. *J. Fish Biol.*, 12, 507-516.
-

-
- Hagino, S. (1977). Physical properties of the pollutants. In Japanese Society of Scientific Fisheries [ed.], *Senkai Yoshoko to Jika Osen (Shallow-Sea Aquaculture and Self Pollution)*. Suisdan-gaku Shirizu 21 (Fish. Ser. 21) published by Koseisha Koseikaku 134 p. (cited in Gowen et al. 1994).
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burridge, L., Villeneuve, J., et Miller, C. 2023. [Discussion sur les normes de qualité environnementale \(NQE\) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.
- Hamoutene, D., Salvo, F., Egli, S.N., Modir-Rousta, A., Knight, R., Perry, G., Bottaro, C.S., et Dufour, S.C. (2018). Measurement of aquaculture chemotherapeutants in flocculent matter collected at a hard-bottom dominated finfish site on the south coast of Newfoundland (Canada) after 2 years of fallow. *Front. Mar. Sci.*, 5, 228. doi:10.3389/fmars.2018.00228.
- Haya, K., Burridge, L.E., Davies, I.M., et Ervik, A. (2005). A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon. (B.T. Hargrave, Ed.) *Hdb. Env. Chem., Vol 5, Part M*, 305-340. doi:10.1007/b136016.
- Health Canada. (2017). [Azamethiphos: Registration decision RD2017-13](#). Pest Management Regulatory Agency, Health Canada, Ottawa, ON.
- Helsley, C.E. et Kim, J.W. (2005). Mixing downstream of a submerged fish cage: A numerical study. *IEEE J. Oceanic Eng.*, 30(1), 12-19.
- Hevia, M., Rosenthal, H., et Gowen, R.J. (1996). Modelling benthic deposition under fish cages. *J. Appl. Ichthyol*, 12, 71-74.
- Horsberg, T.E. (2003). Aquatic animal medicine. *J. vet. Pharmacol. Therap.*, 26(Suppl 1), 39-42.
- Horsberg, T.E., Hoff, K.A., et Nordmo, R. (1996). Pharmacokinetics of florfenicol and its metabolite florfenicol amine in Atlantic salmon. *J. Aquat. Anim. Health*, 8, 292-301.
- Hunter, D.C., Telfer, T.C., et Ross, L.G. (2006). *Development of a GIS-based tool to assist planning of aquaculture developments. A report to the Scottish Aquaculture Research Forum*. SARF 003 - final report. Stirling, UK: Institute of Aquaculture, University of Stirling.
- Ikonomou, M.G. et Surridge, B.D. (2013). Ultra-trace determination of aquaculture chemotherapeutants and degradation products in environmental matrices by LC-MS/MS. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 93, 183-198.
- Jusup, M., Geček, S., et Legović, T. (2007). Impact of aquacultures on the marine ecosystem: Modelling benthic carbon loading over variable depth. *Ecol. Modelling*, 200, 459-466.
- Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.L., Gibbs, M.T., et Macleod, C.M (2013). Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. *Aquacult. Environ. Interact.*, 3, 275-291.
- Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecol. Indic.*, 8, 1-13.
- Khater, E.G., Bahnasawy, A.H., et Ali, S.A. (2014). Physical and mechanical properties of fish feed pellets. *J. Food Process. Technol.*, 5, 10. doi:10.4172/2157-7110.1000378.
-

-
- Kim-Kang, H., Bova, A., Crouch, L.S., Wislocki, P.G., Robinson, R.A., et Wu, J. (2004). Tissue distribution, metabolism, and residue depletion study in Atlantic Salmon following oral administration of [3H]emamectin benzoate. *J. Agric. Food Chem.*, *52*, 2108-2118.
- Kishi, M.J., Uchiyama, M., et Iwata, Y. (1994). Numerical simulation model for quantitative management of aquaculture. *Ecol. Modell.*, *72*, 21-40.
- Lam, C.T., Rosanowski, S.M., Walker, M., et St-Hilaire, S. (2020). Sea lice exposure to non-lethal levels of emamectin benzoate after treatments: A potential risk factor for drug resistance. *Sci. Rep.*, *10*, 932. doi:10.1038/s41598-020-57594-7.
- Langford, K.H., Øxnevad, S., Schøyen, M., et Thomas, K.V. (2014). Do antiparasitic medicines used in aquaculture pose a risk to the Norwegian aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.*, *48*, 7774-7780.
- Law, B.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., et Zions, V. (2016). Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates. *Aquacult. Environ. Interact.*, *8*, 575-584. doi:10.3354/aei00199.
- Lawrence, G.A., Ashley, K.I., Yonemitsu, N., et Ellis, J.R. (1995). Natural dispersion in a small lake. *Limnol. Oceanogr.*, *40*(8), 1519-1526.
- Lewis, R. (1997). *Dispersion in estuaries and coastal waters*. Chichester, West Sussex, UK: John Wiley et Sons Ltd.
- Magill, S.H., Thetmeyer, H., et Cromey, C.J. (2006). Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture*, *251*, 295-305.
- Moccia, R.D. et Bevan, D.J. (2010). [Physical characteristics of feed and fecal waste from trout aquaculture: Part 2: Settling characteristics and scouring velocity estimates of aquaculture waste to validate "DEPOMOD"](#). Final report submitted to Ontario Sustainable Aquaculture Working Group. Guelph, ON: Aquaculture Centre, University of Guelph. Récupérer le mars 2021.
- Moccia, R., Bevan, D., et Reid, G. (2007). [Composition of feed and fecal waste from commercial trout farms in Ontario: Physical characterization and relationship to dispersion and depositional modelling](#). Final report submitted to Ontario Sustainable Aquaculture Working Group. Guelph, ON: Aquaculture Centre, University of Guelph. Récupérer mars 2021.
- MPO, 2005. [Évaluation de la pisciculture en cages dans le milieu marin](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/034. Récupérer janvier 2018.
- MPO, 2009. [Courants, trajectoires des bouées dérivantes et potentiel de pénétration dans la ZMP de Musquash des particules organiques rejetées dans l'anse Little Musquash](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2009/001. Récupérer janvier 2018.
- MPO, 2011. [Information sur le homard aux alentours de deux sites piscicoles proposés dans la baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse : débarquements, cycle biologique et utilisation de l'habitat](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2011/002. Récupérer janvier 2018.
- MPO, 2012. [Enrichissement organique à proximité de trois sites aquacoles de poissons proposés dans le comté de Shelburne \(Nouvelle-Écosse\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2011/016.. Récupérer janvier 2018.
- MPO, 2013. [Prévisions du modèle DEPOMOD pour un site aquacole à Cheney Head au Nouveau-Brunswick](#). Secr. can. de consult. sci. de MPO. Rép. des Sci. 2012/035. Récupérer janvier 2018.
-

-
- MPO. 2014. [Tendances dans les relevés d'été par navire scientifique dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/017. Récupérer janvier 2018.
- MSD Animal Health. (2012). SLICE® Usage Guidelines. MSD-SSP-007. Whitehouse Station, NJ, USA: Intervet International B.V., a subsidiary of Merck & Co., Inc.
- Nudds, S., Lu, Y., Higginson, S., Haigh, S.P., Paquin, J.-P., O'Flaherty-Sproul, M., Taylor, S., Blanken, H., Marcotte, G., Smith, G.C., Bernier, N.B., MacAulay, P., Wu, Y., Zhai, L., Hu, X., Chanut, J., Dunphy, M., Dupont, F., Greenberg, D., Davidson, F.J.M., et Page, F. (2020). Evaluation of Structured and Unstructured Models for Application in Operational Ocean Forecasting in Nearshore Waters. *J. Mar. Sci. Eng.*, 8, 484. doi:10.3390/jmse8070484.
- O'Brien, F., Kiefer, D., et Rensel, J.E. (2011). [AquaModel: Software for sustainable development of open ocean fish farms](#). Final report to the United States Department of Agriculture: Small Business Innovation Research. Irvine, CA, USA: System Science Applications, Inc.
- Ogunkoya, A.E., Page, G.I., Adewolu, M.A., et Bureau, D.P. (2006). Dietary incorporation of soybean meal and exogenous enzyme cocktail can affect physical characteristics of faecal material egested by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 254, 466-475. doi:10.1016/j.aquaculture.2005.10.032.
- Okubo, A. (1971). Oceanic diffusion diagrams. *Deep Sea Res.*, 18, 789-802.
- Okubo, A. (1974). Some speculations on oceanic diffusion diagrams. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor.*, 167, 77-85.
- Page, F.H., Haigh, S.P., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Wong, D.K.H., et Chang, B.D. 2023. [Modélisation et prévision de l'exposition de l'écosystème aux pesticides de bain rejetés par les exploitations piscicoles marines : Une première perspective](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/002. iv + 80 p.
- Page, F.H., Losier, R., Haigh, S., Bakker, J., Chang, B. D., McCurdy, P., Beattie, M., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Greenberg, D., Ernst, W., Wong, D., et Bartlett, G. (2015). *Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats*. DFO Can Sci Advis Sec Res Doc. 2015/064. xviii+148p.
- Panchang, V., Cheng, G., et Newell, C. (1997). Modeling hydrodynamics and aquaculture waste transport in coastal Maine. *Estuaries*, 20, 14-41.
- Parker, W.R et Mallory, M. (2003). *Sampling for emamectin benzoate in sediments near a salmon aquaculture operation in the Bay of Fundy*. Fredericton, NB: Environment Canada.
- Parker, W.R. et Mallory, M. (2004). *Sampling for emamectin benzoate in sediments near a salmon aquaculture operation at Seeley's Cove, Charlotte County, NB*. Fredericton, NB: Environment Canada.
- Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., et Moccia, R.D. (2009). A review of the biophysical properties of salmonid faeces: Implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Res.*, 40, 257-273.
- Rico, A., Vighi, M., Van den Brink, P.J., ter Horst, M., Macken, A., Lillicrap, A., Falconer, L., et Telfer, T.C. (2019). Use of models for the environmental risk assessment of veterinary medicines in European aquaculture: Current situation and future perspectives. *Rev. Aquacult.*, 11, 969-988. doi:10.1111/raq.12274.
-

-
- Riera, R., Pérez, Ó., Cromey, C., Rodríguez, M., Ramos, E., Álvarez, O., Domínguez, J.; Monterroso, Ó., et Tuya, F. (2017). MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. *Ecol. Modell.*, 361, 122-134. doi:10.1016/j.ecolmodel.2017.08.006.
- Rigos, G., Alexis, M., et Nengas, I. (1999). Leaching, palatability and digestibility of oxytetracycline and oxolinic acid included in diets fed to seabass *Dicentrarchus labrax* L. *Aquacult. Res.*, 30, 841-847.
- SAMS. (2005). Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs. Aberdeen, UK: SAMS (Scottish Association for Marine Science), Plymouth Marine Laboratory, Fisheries Research Services. Récupérer septembre 2019.
- SAMS. (2021). NewDEPOMOD User Guide. SAMS Research Services Limited. SAMS Research Services Limited. Récupérer mars 2021.
- Samuelsen, O.B., Lunestad, B.T., Hannisdal, R., Bannister, R., Olsen, S., Tjensvoll, T., Farestveit, E., et Ervik, A. (2015). Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Sci. Total Environ.*, 508, 115-121.
- SEPA. (2005). [Regulation and monitoring for marine cage fish farming in Scotland](#). Annex H: *Methods for modelling in-feed anti-parasitics and benthic effects*. Edinburgh, UK: SEPA (Scottish Environmental Protection Agency). Récupérer janvier 2018.
- SEPA. (2011). The occurrence of chemicals used in sea louse treatments in sediments adjacent to marine fish farms: Results of screening surveys during 2009. Report: JT000815_JT. SEPA (Scottish Environmental Protection Agency) SW Area, East Kilbride, UK.
- SEPA. (2018). [Fish farm survey report: Evaluation of a new seabed monitoring approach to investigate the impacts of marine cage fish farms](#). SEPA (Scottish Environment Protection Agency). Récupérer septembre 2019.
- SEPA. (2019). [Aquaculture Modelling - Regulatory Modelling Guidance for the Aquaculture Sector](#). Scottish Environment Protection Agency.
- Sevatdal, S., Magnusson, Å., Ingebrigtsen, K., Haldorsen, R., et Horsberg, T.E. (2005). Distribution of emamectin benzoate in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *J. vet. Pharmacol. Therap.*, 28, 101-107.
- Silvert, W. (1992). Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107, 67-79.
- Silvert, W. (1994). [Modelling benthic deposition and impacts of organic matter loading](#). In B.T. Hargrave (Ed.), *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949 (pp. 1-18). Récupérer mars 2021.
- Silvert, W. et Sowles, J.W. (1996). Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.*, 12, 75-81.
- Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., et Alfredsen, J.A. (2016). Intrinsic settling rate and spatial diffusion properties of extruded fish feed pellets. *Aquacult. Eng.*, 74, 30-37. doi:10.1016/j.aquaeng.2016.05.001.
- Stewart, A.R.J. et Grant, J. (2002). Disaggregation rates of extruded salmon feed pellets: Influence of physical and biological variables. *Aquacult. Res.*, 33, 799-810.

-
- Storebakken, T., Kvien, I.S., Shearer, K.D., Grisdale-Helland, B., et Helland, S.J. (1999). Estimation of gastrointestinal evacuation rate in Atlantic salmon (*Salmo salar*) using inert markers and collection of faeces by sieving: Evacuation of diets with fish meal, soybean meal or bacterial meal. *Aquaculture*, 172, 291–299.
- Stucchi, D., Sutherland, T.-A., Levings, C., et Higgs, D. (2005). Near-field depositional model for salmon aquaculture waste. (B.T. Hargrave, Ed.) *Hdb. Env. Chem., Vol 5, Part M*, 157-179. doi:10.1007/b136009.
- Sutherland, T.F., Amos, C.L., Ridley, C., Droppo, I.G., et Petersen, S.A. (2006). The settling behavior and benthic transport of fish feed pellets under steady flows. *Estuaries Coasts*, 29, 810-819.
- Symonds, A.M. (2011). A comparison between far-field and near-field dispersion modelling of fish farm particulate wastes. *Aquacult. Res.*, 42, 73-85.
- Telfer, T.C., Baird, D.J., McHenry, J.G., Stone, J., Sutherland, I., et Wislocki, P. (2006). Environmental effects of the anti-sea lice (Copepoda: Caligidae) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture*, 260, 163-180. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.06.024.
- Tironi, A., Marin, V.H., et Campuzano, F.J. (2010). A management tool for assessing aquaculture environmental impacts in Chilean Patagonian fjords: Integrating hydrodynamic and pellets dispersion models. *Environ. Manage.*, 45, 953-962.
- Tlusty, M.F., Snook, K., Pepper, V.A., et Anderson, M.R. (2000). The potential for soluble and transport loss of particulate aquaculture wastes. *Aquacult. Res.*, 31, 745-755.
- Toften, H. et Jobling, M. (1997). Feed intake and growth of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L., fed diets supplemented with oxytetracycline and squid extract. *Aquacult. Nutr.*, 3, 145-151.
- Tucca, F., Moya, H., Pozo, K., Borghini, F., Focardi, S., et Barra, R. (2017). Occurrence of antiparasitic pesticides in sediments near salmon farms in the northern Chilean Patagonia. *Mar. Pollut. Bull.*, 115, 465-468. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.11.041.
- Venayagamoorthy, S.K., Ku, H., Fringer, O.B., Chiu, A., Naylor, R.L., et Koseff, J.R. (2011). Numerical modeling of aquaculture dissolved waste transport in a coastal embayment. *Environ. Fluid Mech.*, 11, 329-352. doi:10.1007/s10652-011-9209-0.
- Wong, K.B. et Piedrahita, R.H. (2000). Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquacult. Eng.*, 21(4), 233 – 246.
- Wu, Y., Chaffey, J., Law, B., Greenberg, D.A., Drozdowski, A., Page, F., et Haigh, S. (2014). A three-dimensional hydrodynamic model for aquaculture: A case study in the Bay of Fundy. *Aquacult. Environ. Interact.*, 5, 235-248. doi:10.3354/aei00108.