



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 2023/002

Région de la capitale nationale

Modélisation et prévision de l'exposition de l'écosystème aux pesticides de bain rejetés par les exploitations piscicoles marines : Une première perspective

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

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

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46926-3 N° cat. Fs70-5/2023-002F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English:

Page, F.H., Haigh, S.P., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Wong, D.K.H., and Chang, B.D. 2023.
*Modelling and Predicting Ecosystem Exposure to Bath Pesticides Discharged from Marine
Fish Farm Operations: An Initial Perspective. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.
2023/002. iv + 73 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES DE TRAITEMENT.....	1
UTILISATION DES BÂCHES	1
Concentrations de traitement et quantités de pesticide	2
Rejet dans l'environnement récepteur	3
Transport et dispersion dans l'environnement récepteur	3
BATEAUX VIVIERS	4
Concentrations et quantités de pesticide pour le traitement	4
Rejet dans l'environnement récepteur	5
Transport et dispersion dans l'environnement récepteur	5
APERÇU DES MESURES SUR LE TERRAIN	5
CONTEXTE DE LA MODELISATION.....	7
COMPOSANTES GÉNÉRIQUES DES MODÈLES	8
Méthodes de traitement	9
Propriétés et comportement des produits chimiques	10
Caractéristiques de l'environnement récepteur.....	12
Conséquences de l'exposition : Seuils ou normes de qualité environnementale.....	14
VALIDATION DES MODÈLES	15
EXAMEN DES MODÈLES EXISTANTS	15
Modèles de rejets par les traitements avec bâches	17
Modèles de rejets après les traitements dans des bateaux viviers	26
NOUVEAUX MODÈLES POUR UNE APPLICATION PRATIQUE POTENTIELLE	31
Traitements avec bâches	31
Bateaux viviers	48
PRÉVISION DES CONSÉQUENCES DE L'EXPOSITION AUX PESTICIDES	66
APPLICABILITÉ DES MODÈLES D'EXPOSITION À LA SITUATION CANADIENNE	66
DISCUSSION.....	66
RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS.....	69
LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	71
RECOMMANDATIONS.....	72
REMERCIEMENTS	73
REFERENCES CITÉES	74
ANNEXE – DIRECTIVES DE LA SEPA.....	80

RÉSUMÉ

Le présent document traite des modèles servant à prévoir les rejets des principes actifs chimiques associés aux traitements pesticides par bain utilisés dans les exploitations piscicoles avec cages en filet. Le document présente un aperçu du contexte et des processus conceptuels connexes que l'on désire modéliser, les défis de la modélisation, une revue des efforts de modélisation à ce jour, et une description de quelques modèles simples. En règle générale, la modélisation des rejets et de la dispersion des pesticides de bain en est encore à ses débuts. Il y a eu peu d'efforts de modélisation, et peu de modèles ont été étalonnés ou validés en profondeur. En outre, peu de modèles ont été intégrés dans les pratiques de gestion des pesticides.

La complexité des modèles varie, allant des modèles s'appuyant sur de nombreuses hypothèses simplificatrices, par exemple un courant constant, à des modèles qui utilisent des représentations plus réalistes, comme des courants variant dans le temps et dans l'espace. De manière générale, les résultats des modèles fondés sur les courants constants dans l'espace peuvent ne pas être représentatifs lorsque les distances de déplacement sont supérieures à 500 m. Ceci est un problème, car les rejets de pesticide de bain se déplacent souvent sur des distances supérieures à 500 m. Les modèles hydrodynamiques offrent une solution potentielle. Cependant, leur mise en œuvre et leur utilisation exigent beaucoup de ressources et les prévisions ne sont que des représentations imparfaites des situations réelles. Néanmoins, leur utilisation devrait être envisagée lorsque les distances de déplacement prévues dépassent 500 m.

Tous les modèles comportent des incertitudes et des sensibilités. De manière générale, les modèles qui prévoient l'exposition aux pesticides de bain n'ont pas été étudiés et quantifiés en profondeur, notamment pour ce qui est de leur sensibilité aux particularités et à la résolution hydrographiques, aux conditions initiales particulières de l'exploitation et au comportement des principes actifs. Les modèles prédictifs, qu'il s'agisse de modèles prévisionnels ou rétrospectifs, sont tributaires de la validité des hypothèses concernant les conditions futures et passées, et comme celles-ci sont souvent mal connues, tout résultat d'un modèle doit être interprété avec prudence et tenir compte des incertitudes. L'étalonnage et la validation des modèles présentent des défis en raison des difficultés à réaliser des observations spatiales et temporelles étendues pour les rejets de plusieurs sites d'exploitation et selon plusieurs scénarios de traitement.

Malgré les incertitudes, les modèles peuvent être utiles pour la prise de décisions réglementaires. Le choix du modèle dépend des besoins des décideurs, et l'interprétation des résultats du modèle nécessite des règles de décision clairement définies. Pour faire des recommandations précises concernant le choix des modèles, il est nécessaire de classifier les besoins de gestion, d'évaluer plus en détail les incertitudes et les sensibilités des modèles, et de vérifier et valider les modèles choisis.

INTRODUCTION

Le gouvernement du Canada désire améliorer la réglementation de l'utilisation des pesticides et des médicaments par l'industrie piscicole canadienne. À cette fin, la Direction de la gestion de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada (MPO), en collaboration avec Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada, a demandé des avis scientifiques concernant plusieurs aspects de l'utilisation des produits chimiques par l'industrie, le potentiel d'exposition environnementale aux produits chimiques, la possibilité d'estimer ou de modéliser ces expositions et ces effets, et enfin la possibilité d'échantillonner et de surveiller ces expositions et ces effets. Le présent document de recherche contribue à cet ensemble d'avis.

Nous décrivons d'abord la nature des rejets de pesticide de bain, nous examinons les modèles publiés et nous présentons certains des nouveaux modèles préliminaires qui ont été élaborés pour décrire et prévoir les caractéristiques et les dimensions des rejets et leurs domaines d'exposition associés. Les propriétés chimiques, le comportement, la toxicité et les seuils des pesticides utilisés dans les opérations d'aquaculture marine ont été résumés et examinés dans d'autres documents (Burridge et Holmes 2023; Chang *et al.* 2022; Hamoutene *et al.* 2023). Notre objectif est de présenter une vue d'ensemble des approches et des modèles utilisés pour prévoir les domaines d'exposition potentiels et les effets environnementaux associés aux pesticides rejetés à la suite des traitements par bain par les exploitations piscicoles marines. La modélisation des traitements par voie alimentaire est couverte dans un document séparé (Page *et al.* 2023).

MÉTHODES DE TRAITEMENT

Le traitement antiparasitaire des poissons consiste à les immerger pendant une période prédéterminée dans un bain d'eau contenant le pesticide. Les bains sont de deux types : ouverts et fermés. Les bains fermés consistent à utiliser une cage en filet bâchée ou un bateau vivier. Les bains ouverts consistent à installer une jupe autour d'une cage en filet. Bien que la mise en place d'une jupe soit plus facile, il y a généralement une perte de pesticide par le fond de la jupe, et on doit donc utiliser une plus grande quantité de pesticide pour atteindre les concentrations cibles dans le bain (Wells *et al.* 1990). Dans le présent document, nous n'examinons pas l'utilisation des jupes. Au Canada, cette méthode d'administration des pesticides n'est pas privilégiée (Santé Canada 2017) et, pour autant que nous le sachions, elle est très rarement, voire jamais utilisée, à l'heure actuelle.

UTILISATION DES BÂCHES

L'utilisation des bâches a été observée et décrite par plusieurs auteurs, notamment Wells *et al.* (1990), Ernst *et al.* (2001, 2014), Page *et al.* (2015) et Beattie et Bridger (2023). L'utilisation d'une bâche consiste à relever l'anneau de pesée inférieur d'une cage en filet jusqu'à 3 à 4 m sous la surface de l'eau, et à entourer le filet relevé d'une bâche imperméable à l'écoulement de l'eau. Une quantité de pesticide de bain concentré est alors ajoutée par pompage, pulvérisation ou déversement dans ce volume bâché. On suppose généralement que le pesticide est bien dissous et mélangé dans la solution mère préparée, puis mélangé de manière homogène dans tout le volume du bain, bien que ce ne soit pas toujours le cas (Page *et al.* 2015). Les poissons peuvent nager librement dans le bain de pesticide pendant une période prédéterminée. Cette durée dépend du pesticide, de l'état et du comportement des poissons, ainsi que de la teneur en oxygène et de la température de l'eau dans le bain. Habituellement, on injecte de l'oxygène dans l'eau du bain pendant le traitement afin de réduire l'appauvrissement en oxygène dans le

volume de bain. À la fin de la période de traitement, la bâche est retirée et l'anneau de pesée du filet est replacé à sa profondeur initiale. Dès que la bâche est retirée, l'eau du bain contenant le pesticide commence à sortir de la cage, emportée par le flux d'eau ambiant. Il en résulte un panache d'eau de bain qui se déplace avec les courants et les turbulences des eaux réceptrices et qui est dilué par celles-ci.

La procédure de traitement ci-dessus n'est pas précise. Elle comporte des incertitudes quant aux quantités de pesticide ajoutées au bain et à la concentration de pesticide dans le bain. Ces incertitudes sont liées en partie à la difficulté d'estimer le volume d'eau contenu dans la bâche, de préparer une solution mère appropriée de pesticide et à garantir que le pesticide est entièrement dissous et mélangé dans tout le volume de bain.

Concentrations de traitement et quantités de pesticide

Volume du bain : On calcule le volume de l'eau du bain en supposant que le bain est confiné dans une forme quelconque et en estimant les dimensions de cette forme. Dans le cas d'un traitement avec bâches, on suppose généralement que la forme est un cylindre ou un cylindre conique et on calcule son volume d'après le périmètre de la cage, la profondeur à laquelle les bords du filet ont été relevés et la profondeur estimée au milieu du filet relevé. En raison des distorsions causées par les courants d'eau, la forme réelle du système de confinement du bain correspond rarement à la forme supposée. Ces distorsions augmentent généralement avec la vitesse du courant, et c'est pourquoi les traitements par bain avec bâches sont généralement effectués lorsque la vitesse du courant est faible. La forme de la cage en surface et la profondeur à laquelle les bords extérieurs de la cage sont relevés sont relativement bien connues, mais l'affaissement central du filet et la profondeur du fond de la bâche le sont moins bien. Par conséquent, la forme du fond et les dimensions de la profondeur à l'intérieur du volume de traitement ne sont pas bien connues. On doit également ajuster le volume intérieur estimé du bain pour tenir compte du volume occupé par les poissons, et cet ajustement comporte des incertitudes dues à la taille, à la forme et au nombre de poissons à l'intérieur du volume du bain. Les estimations du volume d'eau à l'intérieur d'une bâche sont donc imprécises et on a calculé qu'elles variaient d'un facteur de deux ou plus pour une cage en filet typique (Page et al. 2005). Cette incertitude est plus grande que l'incertitude associée aux volumes de bain dans les bateaux viviers (que nous décrivons ci-dessous).

Solution mère : La solution mère est un concentré du pesticide préparé dans un volume limité d'eau qui contient la quantité totale de pesticide à ajouter au volume du bain. On prépare la solution en estimant la quantité nécessaire de principe actif pesticide pour atteindre une concentration cible précise dans le volume du bain. La quantité réelle de principe actif dans la solution mère dépend du degré de dissolution ou de mélange du pesticide dans le volume de la solution mère. La préparation de la solution mère de pesticide varie selon les pesticides et les traitements. Dans le cas des traitements par bain avec bâches, la solution mère est mélangée manuellement ou mécaniquement avant d'être injectée dans tout le bain de traitement. La force et la durée du mélange influent sur le degré de dissolution et de mélange du pesticide dans le milieu de mélange. La dissolution et le mélange sont souvent incomplets, de sorte que la quantité de pesticide injectée dans le volume de traitement peut ne pas fournir la concentration de traitement recommandée.

Mélange dans le bain : Il est difficile d'obtenir un mélange complet du pesticide dans le bain avec bâches et la concentration du pesticide dans le volume du bain est sujette à une variation spatiale et temporelle considérable dans l'ensemble du volume du bain. La solution mère de pesticide peut être introduite dans le volume du bain par un ou plusieurs tuyaux perforés tendus à travers le bain, par un dispositif de distribution ou de diffusion placé dans le bain, ou encore être déversée directement dans l'eau. On présume que l'eau du bain est mélangée par le

mouvement des poissons (Chacon-Torres *et al.* 1988) et par le flux d'air ou d'oxygène injecté dans l'eau de traitement. On n'obtient pas toujours un mélange rapide et complet du volume de traitement. Selon des observations empiriques, le temps de mélange de l'eau dans le volume de traitement est du même ordre de grandeur que la durée du traitement (Page *et al.* 2015).

Mesure : Outre les incertitudes susmentionnées, il est difficile d'obtenir une mesure représentative de la concentration de pesticides dans le volume du bain. Les échantillons d'eau sont généralement prélevés sur le périmètre extérieur du volume du bain et lorsque le volume n'est pas bien mélangé, les mesures peuvent ne pas être représentatives de la concentration moyenne ou ne pas tenir compte de la variation de la concentration dans tout le volume du bain. Cela entrave la capacité d'ajuster les concentrations aux valeurs cibles souhaitées. Les mesures des concentrations de pesticides dans les volumes de bain avant le rejet semblent indiquer que les concentrations dans le bain varient considérablement. Par exemple, Wells *et al.* (1990) ont constaté que la concentration initiale dans les volumes de bain avec bâches variait entre les traitements par un facteur de six, la fourchette étant de 0,55 à 3,4 fois la concentration cible.

Rejet dans l'environnement récepteur

Lorsque le traitement par bain avec bâches est terminé, l'eau du bain est rejetée dans les eaux réceptrices ambiantes. Le processus de rejet est très variable, car il dépend du flux d'eau ambiant traversant la cage traitée. Ce flux varie en raison de plusieurs facteurs, notamment la vitesse de l'eau ambiante, le maillage du filet des cages, le degré d'encrassement biologique des mailles, la taille des cages ainsi que la position des cages traitées par rapport aux cages adjacentes. L'encrassement biologique entraîne une réduction de l'ouverture des mailles des filets, généralement mesurées en pourcentage d'occlusion de l'ouverture du filet, ce qui a un effet sur le flux à travers et autour des cages (Guenther *et al.* 2010). Les mesures du rejet par les cages en filet semblent indiquer que le temps de rejet peut varier de quelques minutes à quelques heures (Page *et al.* 2015).

Transport et dispersion dans l'environnement récepteur

Lorsque l'eau de bain est rejetée par les cages en filet, elle est transportée et diluée par les mouvements de l'eau ambiante. À des distances égales à plusieurs fois l'échelle de l'exploitation, les mouvements de l'eau ambiante sont influencés par la présence de l'infrastructure des cages (Wu *et al.* 2014), et ces effets sont rarement bien connus de manière quantitative. En outre, les courants ambiants et les processus de dispersion changent constamment dans l'espace et le temps et eux aussi sont souvent mal connus.

Au fur et à mesure que le pesticide est transporté et dispersé, il peut également être soumis à des processus chimiques de décomposition, de transformation et d'adsorption qui se combinent pour réduire la concentration en dessous du seuil de toxicité. Ces considérations sont traitées à la section Comportement chimique du présent rapport et sont importantes pour estimer les effets toxiques potentiels.

La combinaison des points susmentionnés rend difficile l'estimation de l'exposition potentielle associée au rejet de pesticides à la suite des traitements par bain avec bâches. Il est difficile de formuler et de paramétrer les processus dans les modèles d'exposition, et par conséquent, les modèles sont basés sur des processus simplifiés. Tous les processus et simplifications s'accompagnent d'incertitudes importantes, et par conséquent les estimations de l'exposition présentent un degré d'incertitude inconnu.

BATEAUX VIVIERS

La méthode de traitement dans un bateau vivier a été décrite par Page *et al.* (2015) et Beattie et Bridger (2023). Le traitement dans un bateau vivier consiste à remplir d'eau de mer ambiante un vivier, de forme et de volume fixes. L'eau contenue dans le vivier constitue le volume du bain et les poissons à traiter par le pesticide de bain sont pompés dans le vivier depuis une section fermée en poche d'une cage maintenue à côté du bateau vivier. On peut laisser les poissons s'acclimater à l'eau du bain pendant un certain temps avant d'y introduire le pesticide. Une quantité de pesticide de bain concentré est ajoutée à un petit volume d'eau contenu dans une chambre de mélange mécanique, puis mélangée pendant un certain temps. La solution mère de pesticide est ensuite pompée et dispersée dans tout le volume du bain par le système de recirculation mécanique du vivier pour produire un bain de traitement homogène (Page *et al.* 2015). Comme pour le traitement avec bâches, le temps de traitement varie selon le type de pesticide, l'état et le comportement des poissons, ainsi que la teneur en oxygène et la température de l'eau du bain. À la fin du temps de traitement, l'eau du bain est vidée à l'extérieur du vivier dans les eaux réceptrices, l'eau du vivier étant remplacée par l'eau ambiante. Une fois l'eau de traitement expulsée, les poissons sont maintenus dans le vivier pendant un certain temps pour leur permettre de se remettre du traitement avant d'être pompés hors du vivier et de retourner dans une cage en filet. La procédure de traitement dans un bateau vivier comporte moins d'incertitudes, elle est plus reproductible, et on a davantage de chances d'atteindre la concentration de traitement cible qu'avec le traitement au moyen de bâches.

Concentrations et quantités de pesticide pour le traitement

Volume du bain : À la différence du traitement avec bâches, le volume d'eau dans le bain est bien connu et reproductible. La forme et les dimensions du bain sont mesurées avec précision et sont constantes. Comme pour le traitement avec bâches, on doit également ajuster le volume du bain pour tenir compte du volume occupé par les poissons et cet ajustement comporte des incertitudes quant à la taille, la forme et le nombre de poissons dans le volume du bain. Néanmoins, les estimations de volume sont précises par rapport aux estimations calculées pour le traitement avec bâches.

Solution mère : La solution mère est fabriquée dans une chambre de mélange mécanique. Le pesticide formulé est ajouté au volume d'eau dans la chambre de mélange et le mélange mécanique permet au pesticide de se dissoudre complètement et de se disperser dans tout le volume de mélange, de sorte que la solution mère est homogène. Ce procédé permet de réaliser des solutions mères avec des concentrations répétables de pesticide.

Mélange du bain : À la différence du traitement avec bâches, l'eau du bain dans le vivier est bien mélangée. Le mélange est produit par la recirculation continue de l'eau du bain et ne dépend pas de l'activité des poissons. Des observations empiriques ont démontré que le temps nécessaire pour mélanger l'eau dans le volume de traitement est bien inférieur à la durée du traitement. Par conséquent, la concentration de pesticide est raisonnablement homogène dans tout le volume du bain et pendant toute la durée du traitement.

Concentration cible : À la différence du traitement avec bâches, la concentration cible est plus facile à atteindre, car le volume du bain est connu, le pesticide peut être entièrement dissous dans le volume de la chambre de mélange et l'eau du bain est bien mélangée en un court laps de temps.

Mesure : On mesure généralement la concentration dans le volume du bain en prélevant des échantillons d'eau par une trappe donnant accès au vivier. Il est difficile d'obtenir des échantillons de plusieurs endroits à l'intérieur du vivier, car celui-ci est un lieu fermé. Toutefois,

des études avec colorant ont montré que l'eau à l'intérieur du vivier est raisonnablement bien mélangée, de sorte que les échantillons prélevés par la trappe sont généralement représentatifs de la concentration de pesticides dans tout le volume du bain (Page *et al.* 2015). La possibilité de surveiller la concentration de pesticides dans le volume du bain permet aux applicateurs de pesticides d'ajuster la concentration aux valeurs cibles souhaitées.

Rejet dans l'environnement récepteur

Le rejet de l'eau du bain, et donc du pesticide, dans le milieu récepteur consiste à vider l'eau du vivier et à la rejeter dans l'eau ambiante.

Vidange : Pour vider le volume du bain de pesticide contenu dans le vivier de traitement, on pompe l'eau hors du vivier à un débit contrôlé, mais parfois mal connu, et on pompe l'eau ambiante dans le vivier au même débit. L'eau présente dans le vivier à tout moment pendant la vidange est donc une combinaison d'eau ambiante et d'eau de bain qui est continuellement mélangée par les pompes de recirculation. Il en résulte en peu de temps une réduction exponentielle de la concentration de pesticide à l'intérieur du vivier (Page *et al.* 2015), et donc de la concentration de pesticide qui est rejetée du vivier dans l'environnement récepteur. La durée du rejet ou le temps de vidange est généralement d'environ 20 à 30 minutes (Page *et al.* 2015). Pendant ce temps, la concentration de pesticides dans le rejet n'est pas surveillée.

Transport et dispersion dans l'environnement récepteur

Lorsque l'eau de bain est vidée hors du vivier, le pesticide est entraîné par pompage dans les tuyaux de la coque du navire, puis rejeté dans les eaux réceptrices à l'extrémité du tuyau. Cela produit un jet initial d'eau de bain qui se transforme en un panache lorsque le jet se fond dans l'eau ambiante. Le pesticide contenu dans le jet expulsé est initialement dilué par la dynamique de mélange du jet, puis dilué davantage par la turbulence de l'eau ambiante. La trajectoire du jet et du panache subséquent dépend initialement de la dynamique du jet et ensuite de l'advection de l'eau ambiante. À la fin de la période de rejet, le panache devient une zone dont les caractéristiques continuent d'évoluer.

Les facteurs susmentionnés entraînent une dilution plus rapide qu'avec le traitement avec bâches, et les caractéristiques du rejet, par exemple la durée, le débit et la quantité, sont moins variables lors du traitement dans un bateau vivier. Dans un bateau vivier, la dilution du pesticide se produit en trois phases : le pesticide est d'abord dilué dans le vivier en raison du mélange de l'eau ambiante et de l'eau de bain par les pompes de recirculation du vivier; ensuite, l'eau de bain déjà diluée l'est encore plus dans les eaux réceptrices en raison de la dynamique d'entraînement du jet expulsé; enfin, le pesticide est dilué par la turbulence ambiante dans les eaux réceptrices. Dans cette dernière étape, les caractéristiques des rejets par les bateaux viviers sont sujettes aux mêmes sources de variabilité que pour les rejets après un traitement avec bâches.

Au fur et à mesure que le pesticide est transporté et dispersé, il peut également être soumis à des processus chimiques de décomposition, de transformation et d'absorption qui se combinent pour réduire la concentration en dessous du seuil de toxicité. Ces aspects sont traités à la section Comportement chimique du présent rapport et sont importants pour estimer les effets toxiques potentiels.

APERÇU DES MESURES SUR LE TERRAIN

Il est essentiel de mesurer sur le terrain divers paramètres (vidange, transport et dispersion des pesticides rejetés par les traitements par bain) pour développer des capacités prévisionnelles précises des taux de dilution des pesticides et des domaines d'exposition, et pour évaluer les

effets environnementaux. Malheureusement, il existe relativement peu de rapports documentant le transport et la dispersion des pesticides de bain et la plupart d'entre eux concernent le traitement par bain avec bâches et/ou avec jupes (Wells et al. 1990; Dobson et Tack 1991; Ernst et al. 2001, 2014; Corner et al. 2008). Quelques études récentes ont porté sur les rejets par les bateaux viviers (Page et al. 2005; Ernst et al. 2014). La plupart des observations ont été faites dans des lochs en Écosse (Wells et al. 1990; Davies et al. 1991; Dobson et Tack 1991; Turrell 1994) et dans l'environnement macrotidal de la baie de Fundy, dans l'est du Canada (Ernst et al. 2001, 2014; Page et al. 2015).

Il ressort ce qui suit de ces études.

- Il est plus difficile d'atteindre les concentrations cibles de pesticide avec le traitement avec bâches et jupes qu'avec le traitement dans un bateau vivier et, par conséquent, les concentrations de pesticides au moment du rejet sont plus variables dans le premier type de traitement que dans le second.
- L'absorption de pesticides pendant le traitement peut réduire la concentration de pesticides dans le volume de traitement.
- Le traitement dans un bateau vivier produit moins de pesticides totaux et des concentrations de pesticides plus faibles dans le milieu récepteur que le traitement avec bâches, et les concentrations dans le milieu récepteur diffèrent d'un ordre de grandeur par rapport aux concentrations subséquentes au traitement avec bâches.
- La trajectoire et la dilution des panaches de rejet subséquents à un traitement avec bâches et jupes suivent les courants du milieu récepteur dès que la jupe ou la bâche est retirée. Ces trajectoires et ces taux de dilution sont très variables; la longueur des trajets varie de quelques mètres à plusieurs kilomètres et les taux de dilution varient de plusieurs ordres de grandeur.
- La trajectoire et la dilution des rejets d'un bateau vivier sont initialement dominées par la dynamique du jet expulsé et, par conséquent, leurs dimensions et leur direction sont plus consistantes. Lorsque le jet a perdu sa quantité de mouvement, le panache est dilué et transporté par la circulation de l'eau ambiante, ce qui entraîne des longueurs de trajectoire et des taux de dilution plus variables.
- Après le rejet, le temps et la distance pendant lesquels un pesticide est détecté dépendent de la méthode d'application, des taux d'advection et de la dispersion dans l'environnement récepteur, de la concentration du pesticide dans le volume du bain au moment du rejet, du comportement du pesticide, de la limite de détection du produit chimique et de la technique d'analyse chimique.
- Les rejets à la suite d'un traitement avec bâches et jupes dans les zones à faible courant ne s'éloignent pas des points de rejet aussi rapidement que dans les zones à fort courant. Cela signifie que la distance parcourue par le pesticide rejeté pendant une période donnée est moindre dans les zones à faible courant que dans les zones à fort courant.
- Les distances parcourues par les pesticides ou leurs produits de substitution (colorants) rejetés après un traitement par bain varient de quelques mètres à quelques kilomètres, selon les observations.
- Indépendamment de la méthode de traitement, on a observé que les concentrations de pesticides et de leurs produits de substitution (colorants) se diluent sur 1 à 3 ordres de grandeur entre quelques minutes et quelques heures. La dilution est plus rapide avec les traitements dans les bateaux viviers qu'avec les traitements avec bâches.

CONTEXTE DE LA MODELISATION

Les modèles prévisionnels du transport et de la dispersion des pesticides à la suite des traitements par bain varient en complexité (Henderson *et al.* 2001). À une extrémité du spectre, nous avons des modèles comportant de nombreuses hypothèses simplificatrices et pouvant être mis en œuvre assez facilement. À l'autre extrémité du spectre, on trouve des modèles complexes s'appuyant sur des données plus détaillées et dont la mise en œuvre demande plus de temps et d'effort. Entre les deux, on trouve une gamme de modèles dont la complexité et la difficulté de mise en œuvre varient.

Les objectifs des modèles sont multiples et le choix du modèle dépendra du but de la modélisation et de la manière dont les résultats modélisés seront utilisés (Henderson *et al.* 2001). En général, les modèles tentent d'estimer un profil d'exposition pour un organisme ou un endroit. Le profil d'exposition peut consister en une série chronologique ou une séquence temporelle de concentrations chimiques à proximité immédiate d'un organisme ou d'un habitat à un endroit donné.

Une évaluation préalable du potentiel d'exposition et des effets ne requiert pas un modèle aussi détaillé ou précis que pour un scénario pour lequel on a déjà établi qu'il est nécessaire d'obtenir des prévisions détaillées et précises, à haute résolution spatiale et temporelle. À ce stade, il convient également de noter que des modèles plus complexes ne sont pas nécessairement plus précis. La complexité accrue exige souvent plus de connaissances de la part de l'utilisateur, plus d'hypothèses et plus de choix concernant les particularités du modèle, notamment la valeur des paramètres, les relations fonctionnelles et les méthodes numériques. Le modèle devra probablement être étalonné et validé plus à fond afin de l'adapter aux conditions particulières étudiées, avant qu'on ait suffisamment confiance dans les résultats du modèle pour les juger utiles. L'utilisation d'un modèle dans une région donnée ne signifie pas nécessairement que son utilisation ailleurs ou pour un nouvel ensemble de conditions donnera des résultats de qualité similaire et sera adéquate pour le nouvel objectif (Henderson *et al.* 2001). Ceci est vrai, quelle que soit la complexité du modèle. De même, rien ne garantit que les résultats d'un modèle plus complexe offriront une perspective sensiblement différente et donneront lieu à des décisions ou des conseils sensiblement différents. Cela est particulièrement vrai si on a choisi avec soin le modèle d'évaluation préliminaire. Par conséquent, le choix d'une stratégie de modélisation dépendra de plusieurs facteurs importants entre lesquels il faudra faire un compromis : l'effort nécessaire pour la mise en œuvre des différents modèles, les différences de précision, le temps disponible pour générer les résultats du modèle, et l'influence des résultats sur les clients ou les publics cibles, y compris leur capacité et leur volonté d'accepter les résultats de modèles qu'ils peuvent ne pas comprendre ou avec lesquels ils ne se sentent pas à l'aise. Bon nombre de ces considérations ont été relevées par le passé et sont maintenant reconnues et acceptées. Les récents cadres réglementaires annoncés pour l'Écosse par la Scottish Environment Protection Agency (Agence écossaise de protection de l'environnement, SEPA) exigent plus de rigueur dans le choix, l'étalonnage et la validation des modèles utilisés aux fins de réglementation et d'implantation des sites de pisciculture en Écosse (SEPA 2019a). Cependant, comme l'ont indiqué plusieurs auteurs par le passé, cette approche peut s'avérer prohibitive en matière de coût et de main-d'œuvre pour la gestion quotidienne, et les délais d'exécution peuvent être trop longs pour les besoins de gestion à court terme (Gillibrand et Turrell 1999).

Outre les considérations générales ci-dessus, il convient de reconnaître qu'il est difficile d'estimer le profil d'exposition des organismes marins pélagiques et benthiques aux substances chimiques rejetées par les exploitations piscicoles avec cages en filet. Les processus de transport et de dispersion autour des élevages piscicoles sont généralement assez complexes, en ce sens qu'ils sont variables dans le temps et dans l'espace aux échelles pertinentes de

temps et d'espace : de quelques minutes à quelques heures, et de quelques mètres à quelques kilomètres (Wu *et al.* 2014; Page *et al.* 2015). Ces variations dépendent de nombreux facteurs et processus qui ne sont pas toujours bien compris. En outre, l'ampleur de ces variations n'est souvent pas bien connue pour des scénarios et des emplacements piscicoles précis. Outre les mécanismes de transport et de dispersion, les processus associés à l'administration et au rejet de produits chimiques diffèrent entre les exploitations, les applicateurs, les méthodes de traitement et les produits chimiques utilisés. Il faut déployer des efforts considérables pour comprendre suffisamment ces variations afin de pouvoir les inclure de manière adéquate et quantitative dans les estimations de l'exposition aux produits chimiques et les estimations ultérieures des effets ou des conséquences. Par conséquent, le développement et l'utilisation de modèles relativement simples sont souvent une nécessité pragmatique, et on sous-estime souvent le degré d'effort requis pour élaborer et mettre en œuvre des modèles détaillés crédibles.

Les mérites des modèles relativement simples pour estimer et prévoir l'effet de l'aquaculture sur l'environnement ont été mis de l'avant depuis un certain temps déjà (Gowen et Bradbury 1987; Turrell 1994; Silvert et Sowles 1996). La plupart du temps, les résultats des modèles simples devraient être considérés comme des estimations de premier ordre des concentrations chimiques et/ou des zones d'exposition et d'effet (Gillibrand et Turrell 1997). En raison de leurs nombreuses hypothèses simplificatrices, ces modèles décrivent dans leurs grandes lignes seulement la situation modélisée. Par conséquent, leur exécution est rapide et ils fournissent une évaluation préliminaire initiale utile pour comprendre et prévoir l'exposition et les effets. Les modèles ne fournissent pas d'estimations spatiales et temporelles précises de l'exposition et de l'effet ni d'estimations précises de l'exposition résultant de rejets de produits chimiques spécifiques (Gillibrand et Turrell 1997). Souvent, les processus d'évaluation des risques commencent par des estimations simples et prudentes de l'exposition et des effets, et progressent vers des estimations plus complexes si nécessaire (Metcalf *et al.* 2009; SEPA 2019b).

La description des modèles ci-dessus est basée sur notre propre expérience récente et sur l'examen de la littérature. De plus, elle est corroborée par les observations déjà formulées par Henderson *et al.* (2001). Il est intéressant de noter que les perspectives n'ont pas changé de manière importante au cours des 20 dernières années et que ces considérations générales doivent toujours être prises en compte dans l'élaboration et l'application des modèles de rejet, de transport et de dispersion des pesticides. La représentativité et la crédibilité des modèles dépendent du choix des simplifications appropriées pour le scénario modélisé, et du degré d'étalonnage et de validation des modèles pour la situation d'intérêt (Turrell et Gillibrand 1992). Lorsqu'ils ont été obtenus correctement et qu'ils sont comparés de manière appropriée, les résultats des modèles simples devraient correspondre aux résultats des modèles plus détaillés. Lorsqu'ils intègrent des normes de qualité environnementale appropriée ou sont combinés à celles-ci, ces modèles fournissent une perspective initiale utile sur laquelle peuvent se fonder les mesures de gestion et les recherches futures. Toutefois, il y a lieu de noter que lorsqu'on utilise un modèle, on doit s'assurer que les conditions prévalentes dans la région d'application sont compatibles avec les hypothèses sous-jacentes du modèle.

COMPOSANTES GENERIQUES DES MODELES

Les modèles d'exposition comportent plusieurs composantes génériques, entre autres :

- les méthodes de traitement;
- les propriétés et le comportement du produit chimique;
- les caractéristiques de l'environnement récepteur;

-
- les conséquences de l'exposition.

Méthodes de traitement

Les diverses méthodes de traitement ont été décrites à la section Méthodes de traitement du présent document. Deux types de traitement par bain sont utilisés au Canada, à savoir le traitement avec bâches et le traitement dans un bateau vivier (Beattie et Bridger 2023). On utilise des modèles quelque peu différents pour chaque méthode de traitement. La méthode de traitement définit les conditions initiales du rejet. Ces conditions définissent les caractéristiques suivantes du rejet :

- la taille;
- la quantité de mouvement;
- la concentration;
- la quantité totale;
- l'emplacement;
- le moment;
- le débit;
- la durée.

Taille : La taille initiale d'un traitement par bain avec bâches est définie par la forme et les dimensions de la cage qui est bâchée. Une cage circulaire typique a un diamètre de l'ordre de quelques dizaines de mètres (de 28 à 48 m pour des cages, ce qui donne une circonférence de 90 et 150 m, respectivement), avec une profondeur initiale d'environ 4 m. L'échelle initiale d'un rejet par un bateau vivier correspond au diamètre du tuyau de rejet (~ 0,5 m).

Quantité de mouvement : L'eau rejetée après un traitement avec bâches ne possède aucune quantité de mouvement, tandis que l'eau de traitement rejetée par un bateau vivier possède une quantité de mouvement, car l'eau est activement pompée du bateau vers l'environnement récepteur.

Concentration : La concentration initiale du pesticide dans le rejet dépend de la concentration de traitement cible et est similaire pour les deux types de traitement (bâche et bateau vivier). La concentration cible varie selon le pesticide et la température de l'eau (Beattie et Bridger 2023). Pour un traitement avec bâches, la concentration dans l'eau rejetée peut s'éloigner de la concentration cible en raison des incertitudes associées à la taille et au volume du traitement par bain et en raison de l'absence de mélange du pesticide dans le bain (Page *et al.* 2015). Dans les deux types de traitements (bâche et bateau vivier), la concentration dans le rejet peut différer de la concentration cible en raison de l'absorption du produit chimique par les poissons (Corner *et al.* 2008), de la réaction du produit chimique avec les matières organiques, et de la présence d'autres substances dans l'eau du bain (voir la Section Propriétés et comportement des produits chimiques).

Plusieurs pesticides de bain ont été utilisés au fil des ans en pisciculture (Beattie et Bridger 2023). Au moment de la rédaction du présent document, seuls trois produits étaient homologués au Canada pour être utilisés comme pesticides de bain dans les piscicultures avec cages en filet (Santé Canada 2016, 2017; Beattie et Bridger 2023). Les principes actifs de ces produits sont le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos. Les produits en question comprennent Interlox® Paramove® 50 (peroxyde d'hydrogène), Aquaparox 50 (peroxyde d'hydrogène) et Salmosan Vet® 50 % p/p (azaméthiphos) (Beattie et Bridger 2023; Wong *et al.*

2021). Les concentrations cibles pour les traitements par bain utilisant le peroxyde d'hydrogène sont de 1 200 à 1 800 mg p.a. L⁻¹ (Solvay Chemicals Inc. 2018; Alpha Chemical Ltd. 2019), et les concentrations cibles d'azaméthiphos sont de 20 g de Salmosan Vet (~ 10 g p.a.) pour 100 m³ d'eau pour le traitement avec bâches, et de 80 à 105 m³ d'eau pour le traitement dans un bateau vivier (Benchmark Animal Health Ltd. 2018).

Quantité : La quantité totale de pesticide rejeté est plus importante pour les traitements avec bâches, car le volume du bain est un ordre de grandeur plus grand avec ces traitements qu'avec les traitements dans un bateau vivier. Par exemple, une cage d'une circonférence de 100 m avec bâches mises en poche sur une profondeur de 4 mètres contient un volume d'eau d'environ 3 200 m³, tandis que le volume d'eau dans un bateau vivier dans le Canada atlantique est d'environ 330 m³ (Page *et al.* 2015). Ces différences dans le volume d'eau dépendent évidemment de la taille des viviers utilisés sur les bateaux.

Emplacement : L'emplacement du rejet diffère pour chaque site d'exploitation, d'une cage à l'autre sur un même site et également selon l'emplacement d'amarrage du bateau vivier pendant le rejet. Dans l'est du Canada, le bateau vivier effectue un rejet lorsqu'il est amarré à une cage : en général, les bateaux viviers ne s'éloignent pas de l'exploitation pour se rendre à un lieu de rejet.

Moment : Le moment des rejets est variable et dépend des besoins et des calendriers de traitement, ainsi que des conditions météorologiques et océanographiques (Beattie et Bridger 2023).

Débit : Le débit de rejet est beaucoup plus important dans le cas des bateaux viviers qu'avec les cages bâchées. Cela s'explique par le fait que l'eau rejetée par les bateaux viviers est pompée hors du vivier, ce qui lui procure donc une quantité de mouvement initiale (Page *et al.* 2015). Le débit de rejet pour un traitement avec bâches correspond au flux d'eau ambiant qui traverse la cage sans la bâche.

Durée : La durée du rejet varie selon les méthodes de traitement et les conditions ambiantes. La durée d'un rejet type par un bateau vivier est de 20 à 30 minutes, alors qu'elle peut varier de moins de 10 minutes à environ 3 heures pour un traitement avec bâches (Page *et al.* 2015).

Propriétés et comportement des produits chimiques

Les propriétés et le comportement d'un produit chimique, en l'occurrence un pesticide de bain, influent sur de nombreux aspects de l'exposition potentielle des organismes et des habitats non ciblés, et sur l'exposition potentielle entraînant des conséquences ou des effets. Les facteurs influant sur l'exposition potentielle comprennent la capacité du produit chimique à se dissoudre dans les eaux réceptrices et à se lier aux particules en suspension, à persister dans les sédiments s'il est déposé sur le fond marin, à se dégrader, à se décomposer en d'autres composés chimiques, à se bioaccumuler et à être excrété ou évacué après métabolisation. Le mode d'action du produit chimique sur les organismes ciblés et non ciblés influera également sur la probabilité qu'il y ait des conséquences ou des effets. Dans cette section, nous résumons certains des processus importants qui affectent les estimations de l'exposition. Les détails du modèle d'action et de toxicité des produits chimiques, ainsi que des renseignements supplémentaires, sont présentés dans Burridge et Holmes (2023), Hamoutene *et al.* (2023), et Wong *et al.* (2021).

Partage dans l'eau et les sédiments

Un comportement important d'un produit chimique est sa tendance à rester dans la phase aqueuse, c'est-à-dire l'eau de mer, ou à se lier à la matière organique, p. ex. les particules. Une indication de ce potentiel est donnée par le logarithme du coefficient de partage octanol/eau

(log K_{oe}) d'un produit chimique (Hermens *et al.* 2013). Lorsque ce coefficient a une faible valeur, le produit chimique est hautement miscible avec l'eau et il est peu probable qu'il se lie aux particules organiques, tandis que s'il a une valeur élevée, le produit chimique est susceptible de se lier aux matières organiques présentes dans l'eau et les sédiments et il ne sera donc pas dissous dans l'eau, mais il pourrait tout de même être lié à de petites particules. Un log K_{oe} inférieur à 3 est souvent utilisé comme une indication que le composé ne se liera pas de manière significative aux matières organiques (Cole *et al.* 1999). Il convient de noter que les valeurs de log K_{oe} sont calculées sur la base de données générées en utilisant le principe actif pur dans des conditions de laboratoire contrôlées (Hermens *et al.* 2013). L'utilisation du produit formulé sur le terrain peut entraîner des comportements inattendus et le log K_{oe} n'est donc pas toujours une indication précise du comportement d'un produit chimique, par exemple comme l'oxytétracycline (Brooks *et al.* 2008).

Les deux produits chimiques homologués en vue de leur utilisation par l'industrie aquacole canadienne pour le traitement par bain des poissons contre le pou de mer dans les cages en filet, c'est-à-dire le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos, ont de faibles coefficients de partage octanol/eau. Les valeurs publiées de log K_{oe} pour le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos sont de -1,57 et 1,05, respectivement (Munn *et al.* 2003; Haya *et al.* 2005; Santé Canada 2016, 2017; Burrige et Holmes 2023; Wong *et al.* 2021). Le comportement indiqué par la valeur log K_{oe} pour l'azaméthiphos est appuyé par des analyses d'échantillons d'eau prélevée dans l'eau de bain rejetée à la suite d'un traitement par bain commercial. L'eau a été séparée en fractions particulaires et dissoutes par filtration et l'analyse a indiqué que le rapport entre l'azaméthiphos présent dans l'eau et les particules était de 100:1 (Ernst *et al.* 2014). Le peroxyde d'hydrogène réagit avec les matières organiques dissoutes et en suspension, mais ne se lie pas à elles (Santé Canada 2016).

Étant donné que les pesticides de bain, comme ceux dont l'utilisation est actuellement homologuée au Canada, sont très solubles dans l'eau, on peut présumer dans les modèles d'exposition à ces pesticides qu'ils resteront dans la colonne d'eau et qu'on peut les modéliser comme des scalaires passifs plutôt que comme des particules qui coulent, p. ex. comme l'ont fait Falconer et Hartnett (1993), Gillibrand et Turrell (1999), et Page *et al.* (2015). Toutefois, cette hypothèse doit être évaluée pour chaque produit chimique. Pour les produits chimiques qui se lient aux particules dans la colonne d'eau en raison de leur log K_{oe} élevé, les modèles devraient en tenir compte, par exemple comme l'ont fait Willis *et al.* (2005) pour la cyperméthrine.

Décomposition

Un autre comportement important des produits chimiques est leur vitesse de décomposition dans l'eau et les produits de décomposition qui en résultent. Dans l'eau, le peroxyde d'hydrogène se décompose en eau et en oxygène (Haya *et al.* 2005). Les estimations de la demi-vie du peroxyde d'hydrogène dans l'eau varient de 50 h à 28 jours, cette demi-vie dépendant de nombreux facteurs, dont la température, la présence de matières organiques, l'aération, l'agitation et la formulation (Munn *et al.* 2003; Haya *et al.* 2005; Lyons *et al.* 2014). Par exemple, on a constaté que 21 % et 54 % du peroxyde d'hydrogène s'étaient décomposés dans l'eau de mer après 7 jours à des températures de 4 et 15 °C, respectivement (Haya *et al.* 2005). Ces pourcentages augmentaient à 45 % et 67 % lorsque l'eau était aérée ou agitée (Haya *et al.* 2005) et pouvaient augmenter encore plus dans des conditions de terrain (Haya *et al.* 2005). Lyons *et al.* (2014) ont suivi la dégradation d'Interox® Paramove® 50 (une formulation de peroxyde d'hydrogène) dans l'eau de mer dans des conditions de laboratoire et ont constaté que la demi-vie variait de 14 à 28 jours. Comme l'ont noté Haya *et al.* (2005), ces durées obtenues en laboratoire peuvent être des surestimations de la demi-vie *in situ*.

Le temps de décomposition généralement rapporté pour l'azaméthiphos est de 8,9 jours (Haya *et al.* 2005; Wong *et al.* 2021) et le produit chimique est décomposé en quatre produits non toxiques par une combinaison d'hydrolyse, de photolyse et d'activité microbienne (Santé Canada 2017; Benchmark Animal Health Ltd. 2019). Ce temps de décomposition est long par rapport aux échelles de temps (de quelques minutes à quelques heures) de la dispersion turbulente associée aux rejets à la suite des traitements avec bâches et dans les bateaux viviers (voir la section APERÇU DES MESURES SUR LE TERRAIN). Par conséquent, aux fins de la modélisation de l'exposition à des concentrations aiguës, la décomposition chimique n'est généralement pas incluse dans les facteurs pris en compte dans le modèle. Cependant, les modèles d'exposition chronique doivent inclure les taux de décomposition, car ces modèles tentent d'estimer les profils d'exposition sur des échelles de temps de plusieurs jours, quelques semaines ou plus.

Caractéristiques de l'environnement récepteur

En plus de ce qui précède, l'exposition d'un organisme ou d'une zone à un pesticide de bain rejeté dépend des caractéristiques du milieu récepteur. Ces caractéristiques comprennent entre autres :

- les taux de dispersion horizontale et verticale;
- les taux d'advection horizontale et verticale;
- la profondeur de l'eau;
- la température et la salinité de l'eau;
- les particules en suspension;
- la pénétration de la lumière.

Taux de dispersion : Le taux de dispersion influe sur la rapidité avec laquelle le pesticide se dilue et couvre une superficie croissante. Les taux de dispersion dans l'océan augmentent avec la taille du panache (Okubo 1968, 1974). Malgré cela, de nombreux modèles supposent un taux de diffusion constant (Falconer et Hartnett 1993; Gillibrand et Turrell 1997, 1999; Willis *et al.* 2005). Cependant, les estimations des taux de dispersion sont très variables et couvrent au moins un ordre de grandeur (Lewis 1997). Elles varient à la fois dans le temps et l'espace en fonction de la variation spatiale de la turbulence locale et du cisaillement dans le champ d'écoulement. Dans les zones côtières, les taux de dispersion horizontale sont généralement supérieurs d'au moins un ordre de grandeur par rapport aux taux de dispersion verticale (Lewis 1997). Les valeurs typiques sont d'environ $1 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ pour la dispersion horizontale et de $0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ pour la dispersion verticale (Lewis 1997). Par exemple, Davies *et al.* (1991) ont utilisé un modèle gaussien de diffusion et ont trouvé qu'un taux de diffusion horizontale de $2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ correspondait le mieux à leurs observations limitées. Les modélisateurs devraient tester la sensibilité de leurs modèles aux valeurs des taux de dispersion et comparer leurs modèles aux taux de dispersion observés. Cependant, cela n'est pas souvent fait, car les observations sont coûteuses et difficiles à réaliser.

Taux d'advection : La vitesse et la direction des courants d'eau locaux déterminent l'endroit où un panache est transporté, le temps qu'il met pour y arriver et le chemin qu'il emprunte. Les courants varient sur des échelles spatiales de quelques dizaines de mètres à quelques kilomètres et sur des échelles temporelles de quelques minutes à quelques années. Il peut y avoir des changements importants dans la direction du courant, y compris une inversion complète dans les régions dominées par les marées. Il est important de prévoir ces courants pour estimer les expositions aiguës dans les zones où les courants varient de manière

importante dans l'espace et/ou dans le temps. Des modèles hydrodynamiques à haute résolution (de l'ordre de 10 m à l'horizontale et de 1 m à la verticale) sont nécessaires pour obtenir des estimations des courants variant dans le temps et dans l'espace à ces échelles. Ces modèles doivent être forcés par les conditions appropriées de l'atmosphère et de l'eau, qui varient dans le temps et dans l'espace, à la frontière avec la haute mer. En outre, on devrait étalonner et valider les modèles à l'aide d'observations multiples et chronologiques des courants locaux et du niveau de la mer, ainsi que des trajectoires de dérive, avant de les utiliser pour estimer le transport et la dispersion des rejets. La SEPA a récemment indiqué que les modèles d'exposition doivent répondre à ces exigences (SEPA 2019b).

La configuration de l'exploitation piscicole (nombre, taille, forme et disposition des cages), l'emplacement et la proximité des cages entre elles dans l'exploitation, la taille des mailles des filets des cages et leur degré d'encrassement biologique influent également sur la vitesse et la direction des courants en champ proche (dans un rayon correspondant à plusieurs fois l'échelle de longueur du réseau de cages) (Gansel *et al.* 2012a, 2012b; Turner *et al.* 2015). Les détails de ces influences sont extrêmement difficiles à simuler et à prévoir lorsque les cages sont stationnaires, et encore plus lorsqu'elles se déplacent et changent de forme en réponse aux forces qui agissent sur elles. Par conséquent, ces processus sont souvent des inconnues dans les scénarios de rejet spécifiques et sont donc laissés de côté dans les modèles d'exposition existants, même si l'on s'attend à ce qu'ils représentent un degré d'incertitude important dans le comportement des panaches en champ proche, et donc dans les estimations de l'exposition.

Profondeur de l'eau : Le littoral local et la bathymétrie exercent une forte influence sur la circulation de l'eau en champ proche et lointain (p. ex. Bowden 1983) et limitent l'étendue de la croissance horizontale et verticale d'un panache de rejet. Dans les zones où l'amplitude des marées représente une partie importante de la profondeur de l'eau, les changements de la profondeur de l'eau sur les échelles de temps des marées doivent également être pris en compte. Les modèles relativement simples supposent souvent que la profondeur de l'eau est constante à la fois dans le temps et dans l'espace, alors que les modèles hydrodynamiques à haute résolution nécessitent une bathymétrie à haute résolution pour modéliser correctement la vitesse et la direction du courant.

Température et salinité de l'eau : La température de l'eau réceptrice peut influencer sur le comportement du pesticide rejeté, notamment son taux de décomposition. Dans le cas d'Interox® Paramove® 50, une étude de trois heures en laboratoire a montré que le taux de décomposition variait de moins de 3 % sur une plage de températures de 15° (Lyons *et al.* 2014). La température peut également influencer sur la sensibilité et la réponse des organismes à l'exposition aux substances chimiques. Généralement, la toxicité augmente avec la température, bien qu'il y ait des exceptions. Par exemple, la toxicité des pyréthriinoïdes diminue avec la température (Delorenzo 2015). La salinité est également susceptible d'exercer une certaine influence, bien que cet effet soit peu étudié. La masse volumique de l'eau dépend de la température et de la salinité. Si la masse volumique de l'eau rejetée diffère grandement de celle de l'eau réceptrice, cette différence a un effet sur l'advection et la dispersion du rejet, jusqu'à ce que les deux eaux soient suffisamment mélangées pour égaliser les masses volumiques. On suppose généralement que ces facteurs n'exercent qu'une influence mineure sur les estimations de l'exposition. Par conséquent, les modèles supposent généralement que la masse volumique de l'eau rejetée est la même que celle des eaux réceptrices. Cependant, la validité de cette hypothèse n'a pas été vérifiée.

Particules en suspension : Les particules en suspension offrent des surfaces sur lesquelles les produits chimiques rejetés peuvent s'adsorber ou avec lesquelles ils peuvent réagir. Ces réactions peuvent à leur tour modifier la concentration et le comportement du pesticide rejeté.

Les pesticides de bain homologués au Canada (Paramove® 50, Aquaparox 50 et Salmosan®) ont de faibles valeurs log K_{oe} pour les principes actifs (peroxyde d'hydrogène et azaméthiphos, respectivement) et ne devraient pas se lier aux particules organiques en suspension (Santé Canada 2016, 2017). Par conséquent, les processus de décantation ne devraient pas modifier les concentrations.

Des études ont indiqué que la présence de matières organiques dissoutes et en suspension, de plancton marin et de bactéries influe sur la décomposition du peroxyde d'hydrogène. Pour le peroxyde d'hydrogène présent à l'état naturel, la vitesse de décomposition diminuait dans les échantillons d'eau de mer filtrée (Petasne et Zika 1997), tandis que pour Paramove®50, la formulation utilisée pour combattre le pou du poisson, le comportement inverse a été observé (Lyons *et al.* 2014).

Pénétration de la lumière : La lumière peut influencer sur la décomposition de certains pesticides (Petasne et Zika 1997; Santé Canada 2016, 2017) et pour ces produits chimiques, il peut s'avérer nécessaire de tenir compte de l'intensité et de la pénétration en profondeur de la lumière aux longueurs d'onde pertinentes. Cependant, l'intensité de la lumière solaire diminue rapidement avec la profondeur dans l'océan et la photolyse ne devrait donc pas être un processus de décomposition important pour les pesticides qui sont mélangés dans la couche de surface (Petasne et Zika 1997). À notre connaissance, les modèles utilisés à ce jour n'ont pas tenu compte de ce processus potentiel ou ont supposé qu'il était inclus dans les estimations globales du taux de décomposition.

Conséquences de l'exposition : Seuils ou normes de qualité environnementale

Dans la section précédente, nous avons décrit les processus et les conditions qui influent sur le rejet, le transport et la dispersion d'un pesticide rejeté. Un autre aspect important est le seuil environnemental d'intérêt.

Idéalement, un seuil ou une norme de qualité environnementale (NQE) définit à la fois la concentration seuil et le temps seuil requis pour que la réponse toxique soit déclenchée. Les seuils des NQE sont généralement obtenus par des études en laboratoire dans lesquelles les organismes sont exposés à une série de concentrations constantes dans le temps, pendant des périodes déterminées. Les expositions *in situ* sont toutefois des combinaisons complexes de variations temporelles de la concentration, ce qui donne différentes durées d'exposition à diverses concentrations. On peut s'attendre à ce qu'il y ait des effets toxiques lorsqu'au moins une séquence d'exposition, dans le profil d'exposition *in situ*, est caractérisée par des concentrations supérieures aux concentrations seuils des NQE pendant le temps nécessaire pour qu'une réponse toxique soit déclenchée. Les effets sont plus difficiles à estimer lorsque le profil d'exposition ne présente pas une telle séquence, mais peut être supérieur à la concentration NQE pour plusieurs événements d'exposition de plus courte durée. Dans un tel cas, le profil d'exposition est inconnu ou ne peut être prévu. Il serait alors imprudent de conclure que si la séquence d'événements supérieurs aux NQE ne se produit pas, il n'y aura pas de conséquence. Une approche prudente consiste à supposer que toute durée d'exposition, aussi courte soit-elle, peut entraîner des effets toxiques. Cette approche est cohérente avec les données toxicologiques qui semblent indiquer que les concentrations seuils des NQE pour les effets aigus peuvent être indépendantes de la durée d'exposition (Hamoutene *et al.* 2023).

Les principaux objectifs de nombreux modèles sont donc les suivants :

- estimer le temps nécessaire pour diluer un pesticide rejeté jusqu'à ce qu'il atteigne une concentration inférieure à un seuil;
- estimer la superficie exposée aux concentrations de rejet supérieures à la valeur seuil;

-
- estimer les emplacements exposés au rejet, en particulier les lieux exposés à des concentrations de rejet qui dépassent des valeurs seuils précises;
 - estimer la durée de ces expositions;
 - utiliser les valeurs seuils prescrites et les expositions estimées pour déduire les effets toxiques;
 - estimer la quantité de pesticide pouvant être utilisée pour garantir que les expositions restent en dessous d'un seuil spécifié, p. ex. comme le fait la SEPA (2008).

Burridge et Holmes (2023) et Hamoutene *et al.* (2023) ont passé en revue les seuils et les normes de qualité environnementale.

VALIDATION DES MODELES

La validation d'un modèle présente plusieurs défis. La principale considération est de savoir si le modèle offre les processus, les paramétrages et les extrants nécessaires à la représentation requise. Par exemple, les anciens modèles peuvent ne pas incorporer de manière adéquate les méthodes de traitement modernes. Un autre défi est la nécessité de comparer les résultats du modèle aux observations. Cette étape est cruciale, car c'est la seule façon d'évaluer la performance du modèle. Idéalement, tous les modèles devraient être validés de manière adéquate avant d'être utilisés (Turrell et Gillibrand 1992; Falconer et Hartnett 1993; Gillibrand et Turrell 1997). La validation devrait couvrir toutes les données applicables, y compris celles obtenues dans d'autres pays. L'ampleur de la validation dépend de l'objectif du modèle. Par exemple, si le modèle est conçu pour mieux comprendre son comportement et sa stabilité, il n'est pas nécessaire de procéder à son étalonnage et à sa validation à l'aide de données obtenues sur le terrain. Cependant, si on envisageait d'utiliser les résultats du modèle pour la prise de décisions, le modèle devrait être validé à l'aide d'observations faites sur le terrain, et pertinentes pour le type et le domaine d'application du modèle.

En règle générale, les études de dispersion sont réalisées à l'aide de traceurs, par exemple des colorants ou des dériveurs de surface, notamment pour estimer les taux de dispersion (Okubo 1971, 1974; Bowden 1983; Lewis 1997). Pour la majorité des modèles de pesticide, on présume que les taux de dispersion ont des valeurs types, comme l'ont fait Turrell (1994), Turrell et Gillibrand (1995) et Gillibrand et Turrell (1997). Il est important de valider cette hypothèse, car on suppose dans les modèles que la dispersion des traceurs imite celle des pesticides, et cela doit donc être fait pour chaque formulation de pesticide. Peu d'études ont été réalisées pour vérifier cette hypothèse (Ernst *et al.* 2001, 2014; Page *et al.* 2015). Dans ces études, on a mélangé un colorant fluorescent (rhodamine ou fluorescéine) à un pesticide (azaméthiphos, deltaméthrine ou cyperméthrine). Le mélange était ensuite introduit dans des cages à poissons bâchées. Des échantillons d'eau ont été prélevés à l'intérieur et à l'extérieur du panache de colorant visible à différents moments après le retrait de la bâche. Les concentrations de pesticide et de colorant ont été déterminées pour chaque échantillon d'eau et des relations statistiquement significatives ont été constatées entre les concentrations de pesticide et de colorant. Il y aurait lieu d'étudier plus à fond les détails et le caractère universel de ces relations.

EXAMEN DES MODELES EXISTANTS

Les modèles d'exposition associés aux rejets de pesticide de bain par les exploitations aquacoles ont cherché surtout à estimer la dilution de la substance toxique, l'étendue (dans le temps et dans l'espace) de l'exposition, ainsi que le lieu et la durée de l'exposition. Peu de modèles ont été conçus pour prévoir directement les conséquences de l'exposition. Ils

comparent plutôt les concentrations prévues aux concentrations seuils des NQE établies empiriquement.

Les modèles sont une représentation de la réalité et estiment les processus qui présentent un intérêt ou sont jugés importants (Turrell et Gillibrand 1992). La façon dont un modèle donné représente une situation particulière dépend des hypothèses formulées par le modèle et du caractère raisonnable de ces hypothèses pour la situation en question. En règle générale, les hypothèses formulées dépendent de la question à laquelle le modèle tente de répondre.

Les modèles que nous examinons dans le présent document tiennent compte de la dilution et du transport des pesticides rejetés à la suite des traitements par bain en aquaculture.

L'hypothèse sous-jacente est que le rejet de pesticides produit un panache contenant le pesticide de traitement, et ce panache change de taille, de forme, d'emplacement et de concentration avec le temps. Ces caractéristiques du panache peuvent être utilisées pour déterminer les caractéristiques suivantes de l'exposition : son étendue spatiale, son emplacement et sa durée. Les modèles estiment généralement un sous-ensemble de ces caractéristiques, mais les modèles plus complexes sont en mesure de prévoir toutes ces caractéristiques. Le choix du modèle devrait tenir compte des données requises.

Taille du panache de rejet

La taille du panache de rejet s'exprime en termes de variables qui évoluent dans le temps, soit la superficie et le volume occupés par le panache. Elle est déterminée par les caractéristiques du type de rejet (bâche ou bateau vivier), la décomposition chimique, la dispersion et l'advection dans le milieu récepteur. La détermination de la taille dépend de la définition d'une concentration seuil qui marque la limite du panache. Ce seuil est souvent censé être la concentration NQE aiguë ou chronique.

Forme du panache de rejet

La forme du panache de rejet dépend de la méthode de rejet et de l'environnement récepteur. Cette forme est souvent irrégulière et elle s'étire et s'infléchit en fonction de la bathymétrie, du littoral et du cisaillement des courants locaux.

Emplacement du panache de rejet

L'emplacement du rejet initial dépend de l'emplacement de la cage qui a été traitée ou de l'emplacement du bateau vivier au moment du rejet. L'emplacement du panache résultant varie dans le temps et dépend des processus de dispersion, de décomposition chimique et d'advection dans le milieu récepteur.

Concentration dans le panache de rejet

La concentration du pesticide rejeté diminue avec le temps. Le taux de dilution est contrôlé par les processus de dispersion et de décomposition chimique opérant dans l'environnement récepteur. On paramètre généralement la dilution sous forme de processus de dispersion dans deux ou trois dimensions, dans lequel le taux de dispersion est constant dans le temps et dans l'espace, variable dans le temps, mais constant dans l'espace, ou encore est fonction de la taille du panache. La concentration diminue également en raison de la décomposition des substances. On suppose généralement qu'il s'agit d'un processus exponentiel qui est exprimé en « temps de réponse e » (c'est-à-dire le temps requis pour que la concentration rejetée diminue d'un facteur de e^{-1} (~ 36 %) de sa concentration initiale) ou de demi-vie (c'est-à-dire le temps requis pour que la concentration diminue jusqu'à 50 % de la concentration avant le rejet).

Étendue spatiale de l'exposition

L'étendue spatiale de l'exposition est la superficie totale (en unité de longueur au carré), exposée tout au long de l'évolution temporelle du panache jusqu'au moment où toutes les concentrations dans celui-ci sont inférieures à une concentration seuil donnée, par exemple une NQE.

Lieu de l'exposition

Le lieu de l'exposition est l'ensemble complet de tous les emplacements du panache de rejet depuis le début de celui-ci jusqu'au moment où toutes les concentrations dans le panache sont inférieures à une concentration seuil donnée, par exemple une NQE.

Durée de l'exposition

La durée de l'exposition à un endroit donné est le temps pendant lequel cet endroit est exposé à des concentrations supérieures à un seuil donné.

Modèles de rejets par les traitements avec bâches

Il est surprenant de constater qu'il y ait relativement peu d'études dans la littérature concernant la modélisation et la prévision de l'exposition de l'écosystème ou de l'environnement aux pesticides de bain rejetés par les exploitations piscicoles. C'est assurément le cas au Canada, où seuls quelques efforts de modélisation ont été réalisés (MPO 2013; Page et al. 2015). Nous passons ici en revue les modèles existants dans la littérature. Une liste des modèles examinés, de leurs hypothèses de départ et de leurs variables de sortie est présentée dans le Tableau 1 et le Tableau 2.

Certains des premiers modèles ont été élaborés en Écosse où, à l'époque, les sites aquacoles se trouvaient dans des lochs. Les modèles utilisaient des données propres aux lochs, notamment le volume du loch et le temps de vidange. Turrell (1990) a conçu un modèle pour prévoir la concentration moyenne annuelle due aux traitements dans toutes les exploitations dans un système de lochs. Gillibrand et Turrell (1997) ont élaboré un modèle simple pour calculer la quantité de dichlorvos pouvant être utilisée annuellement sans dépasser la NQE moyenne annuelle. Comme ces modèles supposent que les exploitations aquacoles se trouvent dans les lochs écossais, ils ne sont pas nécessairement valables pour de nombreuses exploitations situées dans les eaux canadiennes en raison des conditions hydrographiques différentes. De plus, ces modèles sont utiles seulement s'il existe une réglementation limitant la quantité de pesticides utilisée annuelle.

Un autre modèle simple est décrit par Metcalfe *et al.* (2009) qui ont calculé les concentrations prévues dans l'environnement (CPE) qui se produiraient dans les eaux de surface au-delà de la zone de traitement. La CPE est simplement le rapport entre la masse du pesticide appliqué et le volume d'eau dans lequel la dilution a lieu. Le volume est censé être un cercle centré sur la cage où le traitement a lieu et s'étendant sur une certaine distance latérale au-delà de la cage dans toutes les directions. Cette distance est fixée d'après la taille déterminée au préalable de la zone de mélange. À la verticale, la zone de mélange s'étend jusqu'au fond, à moins que la profondeur de la couche mélangée en surface soit connue. Ce modèle est utile là où les autorités ont mis en place une réglementation précisant qu'il ne doit pas y avoir de conditions toxiques à l'extérieur de la zone de mélange. L'application réussie de ce modèle nécessite une réglementation locale qui précise à la fois l'étendue de la zone de mélange autorisée et la concentration critique à laquelle la CPE calculée peut être comparée. Ce modèle peut aider les exploitants de pisciculture à déterminer si un traitement donné est conforme à la réglementation

et peut être utilisé pour les scénarios de traitement de plusieurs cages. Ce modèle pourrait n'avoir qu'une valeur limitée pour les conditions prévalentes au Canada.

Les modèles décrits ci-dessus ne tiennent pas compte de la nature temporelle d'un panache de pesticide provenant d'un traitement, c'est-à-dire que le panache croît en taille en raison de la dispersion et donc que la concentration de pesticide diminue. La forme du rejet change en raison des courants locaux et de la bathymétrie, et comme l'emplacement du rejet se déplace en raison des conditions de courant local, et ces modèles ne peuvent donc pas prévoir de façon détaillée, dans le temps et dans l'espace, les caractéristiques d'exposition aux pesticides. Dans un modèle simple comme celui décrit par Metcalfe *et al.* (2009), la zone d'intérêt est un cercle centré sur la cage (ou l'exploitation). Dans ce cas, la distance latérale au-delà du bord de la cage est la distance parcourue par le panache avant que la concentration de pesticide ne diminue sous une certaine valeur critique. Cette distance est le produit de la vitesse de courant représentative et du temps nécessaire pour que la concentration à l'intérieur du panache diminue jusqu'au niveau critique. Nous appellerons cette zone prévue par le modèle « zone d'exposition potentielle » (ZEP). Bien que ce modèle soit simple à mettre en œuvre, il tient compte à la fois des conditions du courant local et des propriétés de décomposition du pesticide utilisé dans le traitement. La ZEP correspond à une zone qui englobe le lieu de l'exposition. Il convient de souligner que toutes les parties de la ZEP ne seront pas exposées, mais si on utilise une vitesse de courant appropriée, toutes les parties exposées se trouveront dans la ZEP. Nous traiterons du choix de la vitesse de courant appropriée dans la section traitant des modèles basés sur la ZEP.

En raison des exigences réglementaires, l'Écosse a consacré beaucoup de temps et d'effort, au cours des années 1990, à l'élaboration de modèles prévisionnels de la dispersion des pesticides utilisés dans le traitement contre le pou du poisson dans les exploitations salmonicoles avec cages en filet (Turrell 1990, 1994; Gillibrand et Turrell 1997, 1999). Ces modèles ont été conçus comme des outils de gestion. Ils simulent des scénarios de traitement possibles et déterminent si les concentrations résultantes dépassent les NQE adoptées et, si c'est le cas, sur quelle superficie. Au fil du temps, les modèles se sont complexifiés, mais tous reposent sur les mêmes hypothèses. Lorsqu'une cage de poissons est traitée à l'aide d'un pesticide, ce dernier est rejeté dans les eaux réceptrices ambiantes, ce qui crée un panache de pesticide. Les concentrations à l'intérieur du panache sont calculées à l'aide d'une équation de diffusion gaussienne bidimensionnelle qui inclut la décomposition du pesticide. Le panache est soumis au mécanisme d'advection horizontale, d'après les conditions du courant local spécifiées. La version finale du modèle (Gillibrand et Turrell 1999) permet de modéliser trois types différents d'emplacements (loch, canal ou eau libre) et tient compte de la présence des limites côtières dans le calcul de la concentration dans le panache. Les traitements multiples sont autorisés et les panaches résultants sont soumis au mécanisme d'advection due à un courant variant en fonction des marées. Le modèle permet le chevauchement spatial et temporel des panaches de rejet et calcule la concentration totale variant dans le temps, à chaque emplacement.

La SEPA (2008) a mis au point un tableur (BathAuto) basé sur deux modèles pour évaluer l'utilisation des pesticides dans les traitements par bain pour combattre le pou du poisson. Le premier modèle était un modèle simplifié à court terme élaboré pour aider à évaluer les effets aigus potentiels des produits chimiques qui couvrent plus d'un cycle de marée pour se disperser jusqu'à des concentrations non toxiques. Ce modèle a été élaboré pour des simulations d'une durée maximale de six heures. Le panache est représenté par une ellipse qui croît avec le temps. Le panache croît dans la direction longitudinale à un taux déterminé par le courant moyen au site de l'exploitation et latéralement à un taux déterminé par un coefficient de dispersion. Ce modèle n'est valable que pour déterminer la concentration à partir d'un seul point

de traitement. Pour simuler les rejets sur une période plus grande et pour plusieurs traitements, on doit utiliser le modèle plus complexe de Gillibrand et Turrell (1999).

Tableau 1. Résumé des variables d'entrée pour le traitement avec bâches

Modèle	Courant	Bathymétrie	Littoral	Dilution	Propriétés chimiques
Diffusion du panache (Turrell 1990)	Non	Non (couche de surface mélangée)	Non	Constante	Non
Diffusion dans le loch (Turrell 1990, 1994)	Vélocité de vidange résiduelle	Non (couche de surface mélangée)	Loch idéalisé	Constante	Décomposition
Moyenne annuelle (Turrell 1990)	Non	Non (couche de surface mélangée)	Loch idéalisé	Non	Non
Concentration du traceur (Falconer et Hartnett 1993)	Variation 2D dans l'espace et le temps	Variation spatiale	Représentation réaliste	Constante	Décomposition
Gillibrand et Turrell (1999)	Mesure unique, marées M2 + courant résiduel constant	Non (couche de surface mélangée)	Domaine idéalisé	Constante	Décomposition
Suivi des particules (SAMS 2005; Willis <i>et al.</i> 2005)	Mesure unique établie à partir des observations	Variation spatiale	Représentation réaliste	Constante	Le pesticide adhère aux particules organiques qui coulent.
Metcalfe <i>et al.</i> (2009)	Non	Valeur unique	Non	Calculée pour une superficie fixe	Non
Modèle basé sur la relation Okubo (Page <i>et al.</i> 2015)	Mesure unique, courantomètre	Valeur unique	Non	Dépendant de l'échelle (Okubo)	Non
Suivi des particules (Page <i>et al.</i> 2015)	Variation spatiale et temporelle	Variation spatiale	Représentation réaliste	Constante	Non

Modèle	Courant	Bathymétrie	Littoral	Dilution	Propriétés chimiques
ZEP (zone d'exposition potentielle)	Vitesse unique	Valeur unique	Non	Temps de dilution jusqu'à une valeur seuil*	Temps de décomposition jusqu'à une valeur seuil*

* L'échelle de temps utilisée pour calculer la ZEP est la plus faible valeur entre le temps de dilution et le temps de décomposition.

Le modèle BathAuto (SEPA 2008) est utile pour prévoir l'évolution temporelle des concentrations de pesticides qui se produisent dans un scénario de traitement donné pour une exploitation particulière. On peut certes l'utiliser comme outil de gestion pour aider à concevoir des régimes de traitement qui maintiennent les concentrations résultantes en dessous des NQE. L'utilisateur devrait cependant garder à l'esprit que les modèles sous-jacents comportent de nombreuses hypothèses simplificatrices. L'utilisateur peut indiquer le type de domaine spatial (loch, canal ou détroit) que le modèle représente sous forme de domaines rectangulaires idéalisés. Les côtes compliquées ou la bathymétrie ne sont pas prises en compte. En outre, le courant ne varie pas dans l'espace et on présume que le panache a la forme d'une ellipse. Ces deux hypothèses aboutissent à des représentations probablement inexactes de l'emplacement et de la forme du panache au fur et à mesure de son évolution dans le temps. Ainsi, ces modèles ne peuvent pas prévoir les zones exactes qui peuvent être exposées. Ils prévoient seulement le niveau et la taille de l'exposition, et l'ampleur du déplacement à partir de la source. La précision des prévisions varie en fonction de la pertinence et du degré de simplification.

Tableau 2. Résumé des variables de sortie pour le traitement avec bâches

Modèle	Temps	Taille	Emplacement	Concentration
Diffusion du panache (Turrell 1990)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Non	Concentration dans le panache
Diffusion dans le loch (Turrell 1990, 1994)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Répartition x-y de la concentration	Concentration dans le panache
Moyenne annuelle (Turrell 1990)	Non	Non	Moyenne pour l'ensemble du loch	Concentration moyenne annuelle
Modèle de concentration du traceur (Falconer et Hartnett 1993)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Emplacement du panache	Concentration dans le panache
Gillibrand et Turrell (1999)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Emplacement du panache dans un domaine idéalisé	Concentration dans le panache
Metcalfe et al. (2009)	Non	Non	Non	Concentration moyenne sur une superficie donnée
Suivi des particules (SAMS 2005, Willis et al. 2005)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Emplacement du panache	Concentration dans le panache
Modèle basé sur la relation d'Okubo (Page et al. 2015)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Emplacement du panache	Concentration dans le panache
Modèle de suivi des particules (Page et al. 2015)	Résultat variant avec le temps	Taille du panache	Emplacement du panache	Concentration dans le panache
ZEP (zone d'exposition potentielle)	Non	Non	Couverture potentielle du panache	Non

Une variante du modèle de Gillibrand et Turrell (1999) a été adoptée par Page *et al.* (2015). Les deux modèles prévoient l'évolution temporelle de la concentration du pesticide dans le panache, mais Page *et al.* (2015) utilisent la relation d'Okubo (Okubo 1974) pour déterminer l'augmentation de la taille du panache dans le temps. L'advection du panache est calculée à l'aide de données sur la vitesse du courant recueillies sur le terrain. Les observations sur le terrain de l'emplacement du panache ont été réalisées en mélangeant un colorant avec un pesticide lors du traitement par bain dans une exploitation commerciale et en suivant l'évolution de la taille et de la position du panache. Le modèle a été comparé aux observations à l'aide de données recueillies par plusieurs courantomètres individuels pendant et après le rejet du

pesticide à divers endroits à proximité des exploitations. Les comparaisons ont montré que dans l'heure qui a suivi le rejet, la taille du panache avait augmenté plus rapidement que ce que prévoit la relation d'Okubo, puis a ensuite suivi cette même relation. Les différences entre les observations et les prévisions ont été attribuées à l'influence des infrastructures piscicoles qui n'ont pas été prises en compte dans le modèle. En outre, on a déterminé que les emplacements prévus du panache dépendaient des données mesurées par les courantomètres et utilisées pour calculer l'advection, ce qui fait que les emplacements prévus diffèrent souvent des emplacements observés. Ce résultat est important, car la plupart des modèles simples utilisent des mesures du courant obtenues en un seul endroit. Les résultats de Page et al. (2015) indiquent que les modèles simples ne sont pas des prédicteurs fiables de l'emplacement exact d'un panache de pesticide, bien qu'ils donnent souvent une estimation raisonnable de la distance parcourue par les pesticides au cours des premières heures après le rejet. On ne devrait donc pas utiliser les modèles simples pour déterminer la trajectoire exacte d'un panache de pesticide. Cette limitation ne réduit pas la valeur des modèles simples. S'ils sont correctement validés, ces modèles sont utiles pour calculer les concentrations résultant des traitements. On peut également les employer pour déterminer l'étendue probable du déplacement du panache si ces déplacements dépassent les distances réglementaires des zones de mélange lorsque de telles distances réglementaires existent.

Une autre approche pour prévoir la dispersion d'un panache de pesticide consiste à utiliser un modèle de suivi des particules (SEPA 2013). Un tel modèle a été utilisé par Turrell et Gillibrand (1995) pour modéliser la dispersion et la descente dans l'eau de la cyperméthrine. Black *et al.* (2005) et Willis *et al.* (2005) ont également utilisé un modèle de suivi des particules pour simuler la dispersion de la cyperméthrine. Dans ces modèles, l'advection des particules a été calculée à partir des courants estimés à l'aide de courantomètres et du déplacement des dériveurs de surface. Le champ de courant est présumé être spatialement homogène et les coefficients de diffusion horizontale sont déterminés à partir des données des dériveurs de surface. Pour simuler la décantation de la cyperméthrine, Willis *et al.* (2005) ont ajouté une vitesse de décantation verticale de telle sorte que toutes les particules se déposent sur le fond en six heures.

Il est parfois nécessaire d'utiliser des modèles plus complexes. Cependant, l'élaboration et l'utilisation de modèles compliqués nécessitent beaucoup plus de ressources et d'expertise, et ces exigences vont souvent au-delà des objectifs, des capacités ou des aptitudes des organismes de réglementation, de l'industrie, des parties intéressées ou des chercheurs. Il est souvent préférable de développer et d'utiliser ces modèles après que les modèles simples ont indiqué qu'une prévision ou une estimation plus détaillée et précise est nécessaire. La SEPA (2019a) a récemment publié de nouvelles lignes directrices en matière de modélisation, dont nous présentons un aperçu en annexe. Elle a adopté le point de vue selon lequel un modèle plus compliqué est nécessaire pour la délivrance de permis de rejet de pesticides après des traitements par bain, à moins que le demandeur puisse démontrer que le modèle simple de la SEPA, BathAuto, convient.

La SEPA (2013) fournit un aperçu général de la modélisation des rejets en zones côtières. Bien que le rapport ne traite pas expressément de l'aquaculture et ne décrive pas de modèle particulier en détail, il donne un aperçu des enjeux qui doivent être pris en compte lors de l'élaboration et/ou du choix d'un modèle. Il s'agit notamment de la durée du processus à modéliser, du domaine dans lequel l'événement a lieu, de la dimensionnalité requise pour capturer adéquatement les processus et de la grille requise. Trois types de modèles sont présentés : les modèles hydrodynamiques, les modèles de qualité de l'eau et les modèles de suivi des particules. L'élaboration des modèles hydrodynamiques nécessite beaucoup d'effort et de temps pour une zone donnée, mais les fichiers de sortie peuvent être utilisés pour fournir

des champs de courant, de température et de salinité pour les modèles de suivi des particules et les modèles de la qualité de l'eau.

Le domaine dans lequel les modèles complexes existants diffèrent le plus des modèles simples est probablement l'utilisation d'un modèle hydrodynamique pour assurer une résolution spatiale et temporelle plus grande du courant et du régime hydrographique à proximité des exploitations piscicoles. Les données hydrodynamiques utilisées dans un modèle simple sont l'un des facteurs qui ont un effet sur la précision des résultats de ces modèles. Souvent, on utilise les valeurs de courant provenant d'une seule source, obtenues durant une brève période. On obtient généralement ces données en déployant un courantomètre sur le site aquacole pendant une période d'environ un mois. Il a été démontré que les données sur l'emplacement du courantomètre peuvent influencer sur les détails des résultats du modèle (Chang *et al.* 2014; Page *et al.* 2015). En outre, les courants sont généralement sujets à des changements saisonniers qui ne sont pas pris en compte si leurs données sont enregistrées sur une courte période.

Un des avantages des modèles hydrodynamiques est leur capacité de prévoir la variabilité spatiale et temporelle des courants. Falconer et Harnett (1993) ont été les premiers à utiliser un modèle hydrodynamique afin d'estimer le traitement antiparasitaire dans les cages en filet en aquaculture. Ils ont couplé un modèle hydrodynamique bidimensionnel à un modèle de concentration pour évaluer l'advection et la dispersion des pesticides utilisés par l'industrie aquacole en Irlande. Depuis, les modèles hydrodynamiques et la puissance de calcul ont connu des progrès importants. Les modèles hydrodynamiques modernes peuvent inclure des variations temporelles et spatiales dans le forçage des limites du modèle, y compris le flux de chaleur de surface, la pression barométrique et la vitesse du vent fournies par les modèles météorologiques, les rejets d'eau douce par plusieurs cours d'eau, ainsi que les conditions marines en milieu ouvert, notamment le niveau, la vitesse, la température et la salinité de l'eau. Les modèles utilisent des mailles structurées et non structurées, les mailles non structurées étant particulièrement bien adaptées à la modélisation des eaux côtières dans lesquelles les sites aquacoles sont souvent situés, car elles permettent de représenter les lignes côtières et la bathymétrie complexe et offrent une résolution élevée pour obtenir une grille discrète uniquement dans les régions d'intérêt. Grâce aux ordinateurs rapides et à la possibilité d'exécuter les modèles en parallèle, on peut maintenant employer des modèles avec des résolutions de grille plus élevées et couvrant de plus longues périodes. Lorsqu'elles sont suffisamment étalonnées et validées pour le domaine spatial et temporel d'intérêt, ces améliorations permettent une prévision plus complète des courants qui transportent et dispersent les médicaments et les pesticides rejetés par les cages en filet des piscicultures. Les modèles récents utilisés pour simuler les processus qui se produisent en raison de la présence de piscicultures avec cages comprennent entre autres ce qui suit : POM (Doglioli *et al.* 2004), MOHID (Moreno Navas *et al.* 2011), SUNTANS (Venayagamoorthy *et al.* 2011), FVCOM (Wu *et al.* 2014; Foreman *et al.* 2015; Page *et al.* 2015), POLCOM (Salama *et al.* 2013) et MIKE 3 FM (Payandeh *et al.* 2015).

Il existe deux méthodes pour modéliser le transport et la dispersion des pesticides de bain rejetés par les sites aquacoles : 1) les modèles basés sur des équations de conservation; et 2) les modèles de suivi des particules. Les deux méthodes nécessitent un modèle hydrodynamique sous-jacent et peuvent être couplées (en ligne) ou découplées (hors ligne) avec le modèle sous-jacent.

La première méthode a été utilisée par Falconer et Hartnett (1993). Ils ont résolu une équation de concentration qui était couplée avec les champs de courant obtenus avec un modèle hydrodynamique. Cette méthode présente l'avantage de calculer directement la concentration du contaminant rejeté. Elle comprend cependant quelques inconvénients. Pour chaque scénario de traitement différent, une nouvelle exécution du modèle est nécessaire, ce qui peut s'avérer

coûteux en matière de calcul et de temps. On peut résoudre ce problème en utilisant un modèle de concentration séparé, ou hors ligne, comme l'ont fait Wu *et al.* (1999). De plus, comme l'a noté Suh (2006), les modèles de concentration peuvent donner des résultats erronés près du site de rejet. Néanmoins, la solution numérique de l'équation a été utilisée avec succès dans des études portant sur des enjeux aquacoles comme la qualité de l'eau (Wu *et al.* 1999), l'effet des piscicultures sur l'eutrophisation à l'aide de modèles couplés hydrodynamiques, chimiques et biologiques (Skogen *et al.* 2009), l'effet de la traînée de la cage sur le panache de traceur (Venayagamoorthy *et al.* 2011) et la charge polluante basée sur le temps de séjour (Payandeh *et al.* 2015). Bien que nous ne sachions pas s'il existe des études récentes utilisant la méthode de concentration couplée à un modèle hydrodynamique pour étudier le devenir des pesticides de bain rejetés par les exploitations aquacoles, certaines études modernes montrent que cette approche offre un certain potentiel. Par exemple, le modèle POM a été couplé à un modèle écotoxicologique hors ligne pour estimer la dispersion du bisphénol A dans la baie de Tokyo (Kim *et al.* 2004).

Une autre approche a été adaptée par (Page *et al.* 2015) qui ont mis en œuvre le modèle hydrodynamique FVCOM (Chen *et al.* 2003, 2006) pour la région du sud-ouest du Nouveau-Brunswick au Canada, et ils ont utilisé ses résultats comme intrants dans un modèle de suivi des particules pour estimer le transport et la dispersion des pesticides utilisés pour traiter les piscicultures contre le pou du poisson. L'enveloppe d'exposition prévue par le modèle, lorsque les particules étaient rejetées à toutes les phases de la marée, couvrait la majeure partie des zones exposées par le colorant rejeté à des phases précises de la marée. Cette approche évite les problèmes de concentrations erronées près du site de rejet (Suh 2006), permet une paramétrisation indépendante de la dispersion et évite ainsi les problèmes associés à la diffusion par méthode numérique. Comme le modèle de suivi des particules est un module distinct du modèle hydrodynamique, une fois que les résultats du modèle hydrodynamique sont disponibles, il est facile d'exécuter plusieurs scénarios. Cela réduit les besoins en ressources informatiques, car le modèle de suivi des particules nécessite généralement moins de puissance de calcul et de mémoire que le modèle hydrodynamique. Cependant, il y a un inconvénient : la concentration de pesticide n'est pas un résultat direct du modèle de suivi des particules, mais il faut la calculer en divisant le domaine du modèle en éléments de grille et en calculant le nombre de particules dans chaque élément. Les concentrations calculées sont sensibles à la fois à la taille des éléments de la grille et au nombre de particules utilisées. Pour obtenir des résultats précis, on peut devoir utiliser un grand nombre de particules et de petits éléments de grille. En plus de l'étude de Page *et al.* (2015), des modèles de suivi des particules ont été utilisés pour modéliser la dispersion, depuis les piscicultures, des déchets organiques (Doglioli *et al.* 2004), des agents pathogènes (Page *et al.* 2005; Foreman *et al.* 2015) et des parasites tels que le pou du poisson (Salama *et al.* 2013). Moreno Navas *et al.* (2011) ont également utilisé un modèle de suivi des particules pour examiner l'advection de traceurs passifs provenant d'une pisciculture et ils ont préconisé l'importation des résultats fournis par les modèles hydrodynamiques dans un système SIG pour soutenir la prise de décisions en aquaculture.

Moreno Navas *et al.* (2011) ont suggéré que l'importation des résultats d'un modèle hydrodynamique dans un système SIG pour soutenir la prise de décisions en aquaculture soulève plusieurs points importants. L'un des principaux inconvénients de l'utilisation des résultats des modèles hydrodynamiques dans la prise de décisions est la quantité importante de ressources nécessaires, tant en matière de main-d'œuvre que de puissance de calcul, pour exécuter, étalonner et valider un modèle pour une région donnée. Les modèles hydrodynamiques ne peuvent pas être configurés et appliqués rapidement. Ainsi, les résultats des modèles hydrodynamiques ne peuvent être utilisés pour une prise de décisions rapide que s'ils existent déjà. Il n'est pas pratique de mettre en œuvre de tels modèles sur les courtes

échelles de temps (quelques jours à quelques mois) souvent requises par les décideurs. De plus, même si un modèle hydrodynamique existe, il doit être évalué avant d'être utilisé comme outil par les décideurs. Lors de la validation de leur utilisation du modèle FVCOM pour le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, Page *et al.* (2015) ont constaté que le modèle ne prévoyait pas toujours correctement la phase des courants et que les résultats du modèle pour les rejets individuels de pesticides ne représentaient pas toujours le comportement du panache de colorant observé, illustrant ainsi l'importance de la validation du modèle. Enfin, si les résultats d'un modèle hydrodynamique sont nécessaires pour la prise de décisions en aquaculture, il faudra probablement utiliser des modèles conçus expressément pour l'aquaculture. En raison des échelles relativement petites (10 m à 100 m) associées à la modélisation des exploitations piscicoles, des modèles à haute résolution spatiale à proximité de ces exploitations seront probablement requis. En outre, il peut être nécessaire d'incorporer les effets de l'infrastructure de l'exploitation piscicole dans le modèle. Fredriksson *et al.* (2006) ont mesuré les courants sur le site d'une exploitation à Eastport, dans le Maine, aux États-Unis, et ont constaté une réduction de la vitesse des courants près de la surface à l'intérieur du site d'exploitation, réduction qui dépendait de la taille des filets des cages et de l'importance de l'encrassement biologique. Des études de modélisation ont également montré que la présence des exploitations piscicoles a un effet sur la dynamique de l'écoulement local. Une étude bidimensionnelle utilisant le modèle SUNTANS (Fringer *et al.* 2006) a été menée par Venayagamoorthy *et al.* (2011). Le comportement du panache provenant d'une source ponctuelle continue de polluants placée à l'intérieur de la cage a été examiné. On a réalisé des simulations d'une part sans aucune traînée supplémentaire due à la présence de la cage, et d'autre part avec l'ajout de la traînée de la cage. On a constaté que la présence des cages augmentait la propagation du panache de polluants, ainsi que la diffusivité latérale par un facteur de 3 à 5 par rapport au cas sans traînée de la cage. Cette augmentation correspond aux résultats de dispersion du colorant obtenus par Page *et al.* (2015). Wu *et al.* (2014) ont exécuté le modèle FVCOM en trois dimensions avec la traînée de cage ajoutée aux équations de la quantité de mouvement pour examiner l'effet de la présence d'une exploitation piscicole sur les courants locaux. Les observations et le modèle ont montré que la vitesse dans la couche de surface où se trouve l'exploitation piscicole est plus lente qu'en dessous de celle-ci. Les résultats du modèle indiquent également que la présence de l'exploitation piscicole peut modifier de manière appréciable le champ de courant local autour du site de l'exploitation. La comparaison entre les résultats du modèle et les observations montre que les amplitudes et les phases prévues du courant de marée sont améliorées lorsqu'on inclut dans le modèle la résistance au frottement due à la cage.

En conclusion, les modèles hydrodynamiques sont des outils puissants qui peuvent prévoir les courants variant dans l'espace et dans le temps à proximité des exploitations aquacoles. L'utilisation de modèles hydrodynamiques pour prévoir le devenir des pesticides de bain rejetés à la suite d'un traitement antiparasitaire dans les exploitations nécessite le recours à des modèles supplémentaires pour suivre l'évolution du produit rejeté. Deux approches ont été utilisées : d'une part la résolution d'une équation de concentration, et d'autre part le suivi des particules. Ces deux méthodes ont été utilisées pour étudier des problèmes en aquaculture, notamment la qualité de l'eau, l'effet de la résistance des cages sur le flux, la propagation des maladies et la dispersion des poux du poisson. Cependant, hormis les études de Falconer et Hartnett (1993) et de Page *et al.* (2015), nous n'avons pas connaissance de l'application de ces méthodes pour modéliser le rejet de pesticides par les piscicultures. Comme l'ont souligné Rico *et al.* (2019), il existe de nombreux modèles qui pourraient être adaptés à cette application, notamment des modèles de qualité de l'eau et des modèles intégrés de population et d'écosystème pour prévoir les risques pour les organismes non ciblés. Rico *et al.* (2019)

ajoutent que ces modèles devraient non seulement être modifiés, mais aussi faire l'objet d'une évaluation pour les différents agents et environnements dans lesquels ils seraient appliqués.

En ce qui concerne l'aspect pratique de l'utilisation de modèles hydrodynamiques pour la prise de décisions, le temps et l'effort requis pour développer ces modèles limitent leur utilité pour une prise de décisions rapide. L'exception, bien sûr, est qu'il existe déjà des modèles hydrodynamiques validés pour la zone d'intérêt. Dans le cas des modèles existants, une fois qu'ils sont validés, ils pourraient fournir des données supplémentaires importantes pour les décisions de nature réglementaire (Henderson *et al.* 2001). L'utilisation limitée des modèles hydrodynamiques pour la prise de décisions rapide n'enlève rien à leur utilité. Ces modèles peuvent jouer un rôle important dans le processus décisionnel. Les modèles correctement validés peuvent être utilisés pour aider à évaluer l'utilité de modèles simples plus pratiques. Cela devrait être fait pour un ensemble de régions représentatives de la vaste plage de conditions que connaissent les exploitations aquacoles au Canada. De plus, les modèles hydrodynamiques peuvent aider à évaluer l'influence des variations spatiales et temporelles des courants et leurs conséquences en matière d'effets, aspects qui sont particulièrement importants pour évaluer les effets en champ lointain. Les modèles simples utilisent les conditions locales du courant, généralement à partir d'un seul endroit, qui sont peu susceptibles d'être valables à grandes distances. En résumé, les modèles hydrodynamiques et les modèles connexes de transport et de diffusion des pesticides peuvent être extrêmement utiles, à la condition toutefois que l'on reconnaisse que leur élaboration demande du temps et des efforts et que des études sur le terrain sont nécessaires pour valider les modèles et évaluer l'incertitude rattachée aux résultats.

Modèles de rejets après les traitements dans des bateaux viviers

Contrairement au traitement des cages avec bâches, les caractéristiques initiales du panache de rejet par un bateau vivier sont contrôlées par une dynamique différente. Ce rejet dans le milieu ambiant constitue une intrusion d'un fluide dans un autre, et cette intrusion se fond aux champs ambiants d'écoulement et de concentration.

Les intrusions d'un fluide dans un autre se produisent fréquemment en raison de processus naturels et anthropiques et ont fait l'objet de nombreuses études en mécanique des fluides. Les intrusions sont classées en fonction de leurs caractéristiques (Cushman-Roisin 2018), comme il est décrit dans le Tableau 3. Bien que le rejet de l'eau du bain de traitement par un bateau vivier ait une durée finie, la période de rejet est suffisamment longue pour qu'un jet s'établisse, comme l'ont observé Page *et al.* (2015). Pour cette raison, nous examinons la dynamique et la modélisation des jets et nous décrivons leur applicabilité aux rejets par les bateaux viviers.

Tableau 3. Types d'intrusions. Reproduction du tableau 9.1 de Cushman-Roisin (2018)

	Injection continue	Injection intermittente
Quantité de mouvement seulement	Jet	Bouffée
Poussée hydrostatique seulement	Panache	Effet thermique
Quantité de mouvement et poussée hydrostatique	Jet flottant ou panache forcé	Bouffée flottante

Modèles de jets

Contexte

Un jet se produit lorsqu'une source continue de fluide (eau ou air) possédant une certaine quantité de mouvement sort d'un orifice relativement étroit pour pénétrer dans une masse de fluide plus importante. Un exemple familier est le rejet d'eaux usées dans une rivière (Cushman-Roisin 2018). Le comportement d'un jet peut être divisé en trois régimes : champ proche, champ intermédiaire, champ lointain. La dynamique en champ proche est régie par la configuration du rejet, c'est-à-dire le diamètre de l'orifice, le débit du rejet et la différence de masse volumique entre le jet et le milieu récepteur. Dans le champ proche, les échelles de temps sont typiquement de l'ordre de quelques minutes, et les échelles de longueur sont de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines de mètres (Zhao *et al.* 2011). Dans le champ lointain, le comportement du fluide rejeté est dominé par les conditions d'écoulement ambiantes. Le champ intermédiaire est la zone de transition entre le champ proche et le champ lointain. Lorsque les flux ambiants sont forts, on néglige souvent les processus dans le champ intermédiaire, car ils sont beaucoup moins importants que les processus en champ lointain (Zhao *et al.* 2011). Habituellement, en dynamique des jets, on emploie différents modèles pour les régimes de champ proche et de champ lointain, en raison des différentes échelles et des processus importants de la dynamique des fluides (Morelissen *et al.* 2013).

Zhao *et al.* (2011) présentent une bonne description des types de modèles disponibles pour le rejet et la dispersion des sources de pollution en mer, et discutent des forces et des limites de ces modèles. Quatre grandes techniques de modélisation sont présentées : les solutions analytiques et empiriques, les méthodes numériques de résolution directe des équations d'advection-diffusion, les modèles de suivi des particules par marche aléatoire, et les méthodes des intégrales de type jet.

La dynamique des jets est régie par un système d'équations différentielles partielles non linéaires. Afin d'obtenir des solutions analytiques aux équations, on doit formuler des hypothèses simplificatrices, à savoir les conditions d'équilibre. Il a été démontré qu'un modèle simple de bateau vivier qui combinait les solutions en régime permanent avec une concentration qui décroît dans le rejet de manière exponentielle donnait une bonne approximation de la concentration dans l'axe principal d'un jet expulsé par un bateau vivier (Page *et al.* 2015).

Les solutions empiriques sont principalement calculées pour le champ proche. Elles ont l'avantage d'être faciles à appliquer. L'inconvénient est que les solutions empiriques concernent des configurations particulières et leur applicabilité pourrait être limitée.

Il existe de nombreux modèles de circulation océanique, des modèles commerciaux ou à code source libre, qui sont utilisés activement pour de nombreuses applications. Ces modèles résolvent numériquement les équations régissant la dynamique des fluides (c'est-à-dire les équations de Navier-Stokes, les équations de conservation de la masse et les équations de conservation de l'énergie) appliquées à la dynamique des océans. Ces modèles utilisent différents schémas numériques et leur capacité de résoudre un problème donné dépend à la fois des caractéristiques du modèle et de l'expertise disponible pour l'exécuter. La plupart des modèles océaniques sont en mesure de résoudre l'équation d'advection-diffusion d'un soluté ou d'un traceur général. Ces modèles se sont avérés efficaces pour modéliser le mouvement d'un panache de traceur (Chen *et al.* 2008). Cependant, en raison des petites échelles spatiales à proximité d'une source de jet, il n'est pas pratique d'utiliser des modèles de circulation océanique pour calculer directement les solutions en champ proche d'un jet. Dans le cas d'un tuyau de rejet d'un diamètre de 0,5 m, ce qui est typique sur les bateaux viviers utilisés dans les eaux canadiennes, une résolution spatiale d'environ 0,25 m serait nécessaire pour modéliser un

tel jet. Cette résolution devrait être appliquée sur les échelles de longueur d'un jet typique, soit 200 m par 500 m, ce qui donnerait, pour un maillage triangulaire non structuré, environ 1 600 000 nœuds et 3 200 000 éléments, avec un pas temporel d'environ 0,01 seconde. L'exécution de ce modèle pour une simulation de 2 heures prendrait plus de 24 heures en utilisant 1 000 cœurs de processeur.

Les modèles de suivi des particules par marche aléatoire sont une autre méthode pouvant remplacer la solution numérique directe de l'équation de concentration décrite ci-dessus. Cette méthode lagrangienne permet de calculer la position des particules en advectant chaque particule dans un champ de courant donné avec ajout d'une diffusion simulée par marche aléatoire. En général, les champs de courant sont issus d'un modèle de circulation océanique et varient dans l'espace et dans le temps. On calcule les concentrations en divisant le domaine en cellules de grille et en calculant le nombre de particules dans chaque cellule. L'un des inconvénients de cette méthode est la difficulté de calculer avec précision les concentrations lorsque les particules se dispersent. Pour qu'un modèle de suivi des particules soit adapté à la modélisation de la dynamique des jets en champ proche, on doit inclure la quantité de mouvement du jet dans le modèle de suivi des particules lui-même, ce qui n'est généralement pas le cas des modèles standards de suivi des particules, ou dans le modèle hydrodynamique sous-jacent utilisé pour advecter les particules.

Les modèles de jets par intégrales sont basés sur le principe que les jets entièrement développés présentent des solutions autosimilaires qui peuvent être approximées au premier ordre par des profils gaussiens (Jirka 2004). Inspirés par le principe d'autosimilarité, les modèles de jets par intégrales utilisent cette approximation pour préciser les fonctions de distribution du jet pour la vitesse axiale, la densité et la concentration. La théorie de la couche limite est utilisée pour simplifier les équations de Navier-Stokes (Agrawal et Prasad 2003) et tous les termes des équations sont intégrés dans le plan de la section transversale (Jirka 2004). Les solutions des modèles de jets par intégrales se sont comparées favorablement aux expériences de laboratoire (Zhao *et al.* 2011), mais leur application à des écoulements turbulents plus complexes, où il est difficile d'attribuer des formes de profil, peut être limitée (Agrawal et Prasad 2003).

Progiciels de modélisation

Plusieurs progiciels de modélisation ont été mis au point pour simuler la dynamique des jets et les concentrations des scalaires rejetés avec les jets possédant une quantité de mouvement. Pour la plupart, ces progiciels utilisent les méthodes mentionnées ci-dessus, c'est-à-dire des solutions analytiques, des solutions empiriques, des modèles de jets par intégrales ou une combinaison de ces méthodes (Zhao *et al.* 2011). Les progiciels les plus connus sont Visual Plumes (United States Environmental Protection Agency 2018), CorMix (MixZon Inc 2019) et VisJet (The University of Hong Kong 2017). Ces modèles sont utilisables à la fois pour les jets et les panaches. Ils prévoient la dilution, la trajectoire et d'autres propriétés associées aux rejets. Bien que les progiciels décrits ici puissent prévoir l'évolution du panache en champ lointain, les littoraux complexes et la variation spatio-temporelle des courants ne sont pas pris en compte. Leur force réside plutôt dans les prévisions en champ proche.

Visual Plumes a été développé par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis et est disponible gratuitement. Visual Plumes est une suite de modèles permettant de simuler des panaches immergés simples et fusionnés dans un écoulement ambiant arbitrairement stratifié. Les rejets de surface flottants peuvent également être modélisés. Le modèle approprié à utiliser dépend de la catégorie d'écoulement. Bien que Visual Plumes ne détermine pas le modèle à utiliser, il offre des recommandations quant au modèle qui convient le mieux à une catégorie de débit donnée. Les modèles peuvent être exécutés consécutivement pour permettre la

comparaison des résultats. Visual Plumes comprend également un module permettant de simuler le comportement en champ lointain. Il s'agit d'une application informatique basée sur Windows, mais qui ne fonctionne pas avec les versions ultérieures à Windows XP. Sa dernière version date d'août 2001 (USEPA 2018). Selon nous, ce modèle n'est pas utile pour simuler les rejets par les bateaux viviers, car il n'est plus maintenu et il est limité à une utilisation avec Windows XP.

CorMix est un progiciel commercial largement utilisé. Il s'agit d'un progiciel conçu pour l'analyse, la prévision et la conception des rejets de polluants, et il met l'accent sur la dilution dans la zone de mélange initiale. Bien que l'accent soit mis sur les prévisions en champ proche, il prévoit le comportement du rejet en champ lointain. CorMix a été élaboré expressément pour évaluer les effets environnementaux et pour la gestion à des fins réglementaires. Comme Visual Plumes, CorMix est une suite de quatre modèles de simulation hydrodynamique pour différentes catégories d'écoulement. Contrairement à Visual Plumes, l'utilisateur ne précise pas le modèle à employer, car CorMix dispose d'un système à base de règles qui sélectionne le modèle approprié pour simuler une interaction débit-environnement donnée. Le développement de ce système à base de règles a été motivé par la mauvaise application généralisée des modèles de panaches de l'EPA (Doneker et Jirka 2017).

VisJet est une interface conviviale pour le modèle lagrangien de mélange de jets JETLAG. Le modèle informatique JETLAG est décrit dans Lee et Chu (2003) et a été mis au point pour évaluer l'effet environnemental, la conception des émissaires et la surveillance post-exploitation. VisJet est un outil de visualisation prédictive des écoulements qui modélise l'évolution et l'interaction de multiples jets flottants se déversant à des angles variables dans un courant de marée ambiant.

La force des progiciels de modélisation décrits ci-dessus réside dans leur capacité de prévoir l'écoulement en champ proche. Les prévisions en champ lointain ne tiennent pas compte de la complexité du littoral ambiant et des champs de courant variant dans le temps et dans l'espace, auxquels l'évolution en champ lointain du panache de rejet par un bateau vivier est sensible. Pour cette raison, nous ne pensons pas que ces modèles offrent des solutions autonomes au problème de la modélisation des rejets par les bateaux viviers. Idéalement, un modèle devrait prendre en compte à la fois les complexités des solutions en champ proche et en champ lointain. Les progiciels de modélisation ci-dessus offrent une solution pour le problème en champ proche. Les modèles hydrodynamiques avec concentration du traceur ou suivi des particules peuvent traiter le problème en champ lointain. Il est crucial de disposer d'un modèle qui intègre ces deux types d'approches pour prévoir de manière adéquate l'évolution temporelle et spatiale d'un panache produit par le rejet de l'eau de traitement par un bateau vivier.

Modèles intégrés

Comme nous l'avons mentionné précédemment, la simulation des rejets par les bateaux viviers nécessite la prise en compte de la dynamique du jet et de la dynamique ambiante. Les modèles décrits ci-dessus peuvent être classés en modèles de champ proche (solutions empiriques et analytiques et méthodes des jets par intégrales) et en modèles de champ lointain (solutions numériques des équations d'advection-diffusion et modèles de suivi des particules). Comme le champ proche et le champ lointain possèdent des mécanismes de dispersion différents (Zhao *et al.* 2011), un modèle qui intègre les deux processus s'avère nécessaire pour modéliser correctement l'évolution complète d'un jet. Il existe des modèles spécifiques bien développés utilisés pour simuler le rejet d'un fluide dans l'océan. Zhao *et al.* (2011) décrivent deux modèles utilisés par l'industrie pétrolière pour simuler les rejets d'eau produite : DREAM (Reed et Hetland 2002) et PROTEUS. Bien que ces modèles puissent ne pas être applicables aux rejets par les bateaux viviers, nous les décrivons ici, car ils illustrent le fonctionnement des modèles

intégrés. DREAM et PROTEUS sont tous deux basés sur la méthode de suivi des particules par marche aléatoire et tiennent compte des différentes dynamiques des champs proche et lointain. Les implémentations particulières de ces modèles diffèrent cependant de manière importante.

Le modèle DREAM (Dose-Related Exposure Assessment Model) a été mis au point en Norvège par [SINTEF](#) (, site consulté le 22 août 2019). Il s'agit d'un modèle tridimensionnel à composantes multiples qui simule le transport, l'exposition et la dose de polluants et évalue l'effet environnemental. Le modèle est basé sur le suivi lagrangien des particules et comprend des composantes de champ proche et de champ lointain. Pour le champ proche, un modèle de panache lagrangien est utilisé. Pour le champ lointain, chaque particule représente un nuage gaussien de produits chimiques. Un nuage donné est advecté au moyen des courants fournis. À l'horizontale, la diffusion est modélisée au moyen de la relation empirique d'Okubo (1974). Les concentrations sont calculées en additionnant les contributions de chaque nuage (Reed et Hetland 2002).

Le modèle PROTEUS a été élaboré au Royaume-Uni par BMT pour appuyer les évaluations des risques environnementaux liés aux rejets d'eau produite et de déchets de forage. PROTEUS est construit sur un ensemble de modules spécialisés décrivant des processus environnementaux spécifiques. Le modèle prévoit notamment la dispersion turbulente des jets et des panaches (Sabeur et Tyler 2004). Le module représente la matière comme un ensemble de particules fondamentales. Dans un modèle de suivi des particules, on utilise la turbulence hydrodynamique ambiante pour advecter et disperser les particules. Une méthode de marche aléatoire étendue a été appliquée pour modéliser la diffusion turbulente (Zhao et al. 2011). Les particules subissent trois étapes de turbulence : un mouvement initial de type jet dominé par la quantité de mouvement, un mouvement de type panache dominé par la perte de quantité de mouvement et la poussée hydrostatique, et enfin un mouvement de type panache avec dispersion turbulente ambiante (Sabeur et al. 2000). Les trois types de turbulence modélisent les champs proche, moyen et lointain.

Les modèles DREAM et PROTEUS ont été largement utilisés en Europe (Zhao et al. 2011). Les deux modèles incluent différentes dynamiques trouvées dans les champs proches et lointains d'un panache de rejet et ont été élaborés expressément pour simuler un rejet d'eau extraite. Bien qu'ils puissent être utiles pour modéliser les rejets par les bateaux viviers, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer leur pertinence.

Morelissen et al. (2013) décrivent une approche avec un champ d'application plus large. Des modèles distincts sont utilisés pour les champs proche et lointain : le modèle commercial de jets en champ proche CORMIX (Doneker et Jirka 2017) et le modèle de circulation océanique à code source ouvert Delft3D-Flow (Deltares 2014). Ces modèles sont couplés en un seul système qui gère l'interaction aux frontières entre les deux solutions. Une stratégie similaire, mais plus simple a été adoptée par Inan (2019) pour modéliser la dilution d'un polluant à partir d'un système d'exutoires en mer. Une approche en deux étapes a été utilisée. En premier lieu, on a utilisé CORMIX pour prévoir les concentrations en champ proche. Ensuite, HYDROTAM-3D, un modèle hydrodynamique 3D doté d'un module de transport de la pollution, a été initialisé avec les concentrations de pollution en champ proche et on l'a utilisé pour déterminer la solution en champ lointain. Le modèle hydrodynamique commercial MIKE 3 Flow Model FM (DHI 2017) a intégré un modèle de jets par intégrales en champ proche directement dans le modèle hydrodynamique de champ lointain. Cela permet de calculer simultanément les solutions en champ proche et en champ lointain. JetLag, le modèle sous-jacent au progiciel VisJet décrit ci-dessus, a également été couplé à un modèle tridimensionnel de circulation en eau peu profonde pour prévoir le mélange et le transport en champ intermédiaire (Choi et Lee 2007; Choi et al. 2016).

Application aux bateaux viviers

À notre connaissance, les seuls efforts réalisés pour modéliser le rejet de pesticides par un bateau vivier sont ceux de Page *et al.* (2015). Deux modèles ont été examinés. On a observé que près de l'orifice de rejet, le panache de colorant résultant se comportait comme un jet en régime permanent dans un fluide au repos. On a proposé de modifier comme suit la solution du jet en régime permanent : la concentration dans l'axe central diminue exponentiellement à mesure que le colorant dans le bateau vivier est dilué pendant la période de rejet. La comparaison avec les résultats de travaux de terrain limités a indiqué qu'il s'agit d'une première approximation raisonnable. Il faut cependant noter que ce modèle n'est valable qu'en champ proche. Une autre approche a été étudiée, dans laquelle les résultats d'un modèle FVCOM ont été utilisés pour amorcer un modèle de suivi des particules. Comme la dynamique du jet en champ proche n'était pas incluse dans ce modèle, la dispersion initiale du panache de colorant a été sous-estimée. En outre, les détails du panache observé n'étaient pas toujours bien reproduits. Les auteurs n'ont pas considéré ce résultat comme une réfutation de leur approche, mais plutôt comme une incitation à affiner le modèle hydrodynamique sous-jacent. En particulier, les effets de l'infrastructure de l'exploitation piscicole doivent être inclus, surtout lorsque le rejet du bateau vivier interagit avec l'exploitation. De plus, une résolution plus élevée près de l'exploitation piscicole est nécessaire pour mieux résoudre les conditions locales d'écoulement. Le travail de Page *et al.* (2015) a illustré la complexité de la modélisation des rejets par les bateaux viviers et la nécessité d'utiliser un modèle approprié qui tient compte de tous les processus en cause et relie les solutions de champ proche et de champ lointain.

Même si un modèle approprié est élaboré pour les rejets par les bateaux viviers, c'est-à-dire un modèle qui inclut la dynamique des jets fusionnés avec les processus ambiants de transport et de dispersion, la modélisation précise des rejets par les bateaux viviers demeure un défi. Plusieurs variables inconnues ont un effet sur le devenir d'un rejet provenant d'un bateau vivier. En ce qui concerne les rejets eux-mêmes, le débit de rejet exact est souvent inconnu et peut varier non seulement entre les bateaux viviers, mais aussi entre les rejets par un même bateau (Page *et al.* 2015). En outre, les moments et les emplacements des rejets varient et sont imprévisibles. Les sites d'élevage sont traités en fonction des besoins et il n'y a aucun moyen de connaître *a priori* les conditions d'écoulement au moment du rejet. De plus, au moment de la rédaction du présent document, lorsque les bateaux viviers dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick rejettent les eaux de traitement, ils sont ancrés contre la cage à poissons traitée. Les rejets se produisent de chaque côté du bateau vivier, généralement un rejet dans la direction opposée à la cage et un autre dans la cage elle-même. La présence des cages à poissons et des infrastructures connexes a des effets sur les conditions locales d'écoulement et peut ralentir considérablement la dispersion du pesticide de traitement. Ces défis soulèvent une question importante concernant la faisabilité de modéliser avec précision l'évolution temporelle et spatiale des rejets par un bateau vivier.

NOUVEAUX MODELES POUR UNE APPLICATION PRATIQUE POTENTIELLE

Traitements avec bâches

Modèles basés sur la relation d'Okubo

Un modèle relativement simple du transport et de la dispersion des pesticides utilisés dans les traitements avec bâches a été décrit par Page *et al.* (2015). Le modèle suppose que la taille du panache de rejet augmente avec le temps selon la relation initialement suggérée par Okubo (1968, 1971). L'emplacement horizontal du panache change avec le temps en fonction de la vitesse établie du courant, alors que l'étendue verticale augmente avec le temps, en fonction d'un taux constant de dispersion verticale.

La forme initiale d'un rejet provenant d'une cage bâchée traitée correspond à la forme de la cage. La forme change avec le temps. Elle devient plus large, allongée et incurvée, le grand axe du rejet étant aligné avec la direction du courant dominant. Au fur et à mesure que la forme évolue, on peut la considérer comme un panache sinueux. Okubo (1968, 1971) et d'autres (p. ex. Lawrence *et al.* 1995) ont montré que lorsque la distribution spatiale relative de la concentration de colorant dans un panache évoluant librement était transformée en une distribution gaussienne radialement symétrique, la variance de la distribution augmentait avec le temps de manière non linéaire. Page *et al.* (2015) ont montré que l'évolution de la taille d'un rejet après un traitement avec bâche correspondait à cette relation, laquelle était une représentation prudente, c'est-à-dire qu'elle sous-estimait parfois la taille du panache de colorant et de pesticides rejeté par les cages avec bâches.

Le modèle gaussien radial décrivant l'évolution temporelle de la distribution radiale de la concentration est décrit par la relation d'Okubo (Okubo 1968) :

$$C(t, r) = C_{\max}(t)e^{-r^2/\sigma_{rc}^2(t)} \quad (1)$$

où :

- $C(t, r)$ est la concentration de la substance au temps t et à un rayon r ,
- $C_{\max}(t)$ est la concentration maximale de la substance au temps t ,
- r est la distance radiale par rapport au centre du panache,
- $\sigma_{rc}(t)$ est l'écart-type, dépendant du temps, des distances radiales équivalentes.

$C_{\max}(t)$ est défini par Okubo (1968) comme suit :

$$C_{\max}(t) = \frac{M/H(t)}{\pi\sigma_{rc}^2(t)} = \frac{M}{\pi\sigma_{rc}^2(t)H(t)} \quad (2)$$

où

- M est la masse ou la quantité totale de substance dans le panache,
- $H_{\text{mix}}(t)$ est la profondeur à laquelle la substance est répartie au temps t ,

En examinant les données provenant des études de dispersion de colorant, Okubo (1968, 1971) a montré que la dépendance fonctionnelle suivante est appropriée :

$$\sigma_{rc}^2(t) = \alpha t^\beta \quad (3)$$

En exprimant la variance et le temps en centimètres carrés (cm²) et en secondes, respectivement, Okubo (1968) a initialement estimé les valeurs de $\alpha = 0.0108$ et $\beta = 2.34$ en ajustant visuellement les données compilées. Ces valeurs ont été confirmées par Okubo (1971), et mises à jour avec $\alpha = 5.6 \cdot 10^{-6}$ et $\beta = 2.22$ par Lawrence *et al.* (1995), qui ont utilisé davantage de données et ont effectué une analyse de régression. Les valeurs de Lawrence *et al.* (1995) ont été utilisées dans les calculs décrits dans le présent document.

Okubo (1968, 1971) a également défini le diamètre efficace D_e d'un panache, à savoir $D_e = 3\sigma_{rc}$, comme étant le diamètre à l'intérieur duquel 95 % de la substance dispersée est présente lorsqu'on utilise une distribution gaussienne radiale. Le rayon correspondant est $R_e = D_e/2 = 1.5\sigma_{rc}$.

Le rejet par une cage bâchée commence par un panache ayant le diamètre de la cage. L'écart-type associé à la taille initiale du rejet peut donc être estimé comme suit :

$$\sigma_{rc}(t = 0) = D_{filet}/3 \text{ ou } \sigma_{rc} = R_{filet}/1,5 \quad (4)$$

où D_{filet} et R_{filet} sont respectivement le diamètre et le rayon de la cage en filet. Cet écart-type initial peut être substitué dans la relation de puissance d'Okubo, donnée par (3), pour calculer un temps équivalent qui correspond à la variance initiale, c'est-à-dire

$$t_0 = \sqrt[\beta]{\frac{\sigma_{rc}^2(t=0)}{\alpha}} = \left(\frac{\sigma_{rc}^2(t)}{\alpha}\right)^{1/\beta}. \quad (5)$$

L'augmentation de la variance avec le temps après le rejet (t) peut ensuite être calculée comme suit :

$$\sigma_{rc}^2(t) = \alpha(t_0 + t)^\beta. \quad (6)$$

Cela permet de calculer l'augmentation du diamètre du panache comme suit :

$$D_e(t) = 3\sigma_{rc} = 3\sqrt{\sigma_{rc}^2(t)}, \quad (7)$$

L'augmentation de la superficie occupée par le panache est calculée comme suit :

$$A_e = \pi \left(\frac{D_e(t)}{2}\right)^2, \quad (8)$$

et la concentration moyenne à l'intérieur du panache est calculée comme suit :

$$C_{moy} = \frac{M}{A_e H_{mix}(t)}. \quad (9)$$

Dans la présente analyse, nous avons supposé les relations suivantes :

$$H_{mix}(t) = \begin{cases} H_{net} + \sqrt{K_z t} & H_{mix}(t) < H_{max} \\ H_{max} & H_{mix}(t) \geq H_{max} \end{cases} \quad (10)$$

où H_{max} est la profondeur maximale à laquelle le panache peut se mélanger et K_z est le coefficient de diffusivité verticale. Pour un temps donné, le rayon, r_{NQE} , pour lequel la concentration est égale au seuil de la NQE, C_{NQE} , est donné en égalant la concentration, donnée par (1), à la valeur de la concentration NQE et en solutionnant pour le rayon.

$$r_{NQE}(t) = \sqrt{-\sigma_{rc}^2(t) \ln \left[\frac{C_{NQE}}{C_{max}(t)} \right]} \quad (11)$$

La figure 1 présente les dimensions calculées du panache circulaire en utilisant la relation d'Okubo avec les valeurs de Lawrence *et al.* (1995). Sur cette figure, la circonférence initiale de la cage est de 120 m (soit un diamètre de 38,2 m). La figure montre que le diamètre équivalent et la superficie couverte par le pesticide rejeté augmentent avec le temps. La figure 1 (panneau supérieur) montre également que même si la taille du panache augmente indéfiniment (ligne

bleue), on peut considérer que la taille du panache toxique (ligne tiretée) devient nulle lorsque la concentration moyenne C_{moy} atteint la concentration seuil définie.

La figure 2 montre une vue plane de la superficie du panache circulaire équivalent qui augmente avec le temps, une section transversale du panache illustrant la façon dont celui-ci s'élargit à mesure que la concentration moyenne diminue, ainsi que l'évolution de l'étendue verticale du panache avec le temps. La figure 3 illustre la diminution temporelle de la concentration moyenne à l'intérieur du panache et indique le moment où la concentration moyenne devient inférieure à la concentration NQE spécifiée. La concentration moyenne diminue exponentiellement avec le temps, de sorte que la concentration est réduite d'un facteur de 10 (un ordre de grandeur) après $\sim 0,5$ h, d'un facteur de 100 (deux ordres de grandeur) après ~ 2 h et d'un facteur de 1 000 (trois ordres de grandeur) après $\sim 6,5$ h (figure 3). Dans les figures mentionnées dans les paragraphes précédents et suivants, on a fait l'hypothèse d'une dose de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, d'une concentration NQE (C_{NQE}) de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et d'une étendue verticale du panache qui augmente avec le temps à partir d'une profondeur initiale de la cage bâchée de 4 m, jusqu'à une profondeur maximale de 20 m, en utilisant un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ (figure 2). On estime qu'il faut 2,3 h pour que la concentration moyenne diminue de la dose présumée de traitement, soit $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, à la concentration NQE spécifiée de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (figure 3).

La durée de l'exposition à un emplacement donné dépend de la distance par rapport à la source, de la taille du panache lorsqu'il atteint cet endroit, et du temps que met le panache à traverser l'endroit (ce qui à son tour dépend de la taille du panache et de la vitesse du courant). On peut estimer la durée de l'exposition comme étant le diamètre du panache de rejet au moment où il atteint l'emplacement, divisé par la vitesse du courant qui cause l'advection du panache. L'estimation de la durée de l'exposition augmente avec le temps écoulé depuis le début du rejet, car la taille du panache augmente avec le temps. De plus, comme la vitesse du courant détermine le temps requis pour que le panache traverse un point donné, le temps d'exposition diminue lorsque la vitesse du courant augmente (figure 4). Pour une vitesse constante de courant unidirectionnel, la durée de l'exposition augmente avec la distance du rejet, car le panache croît et s'éloigne du rejet simultanément.

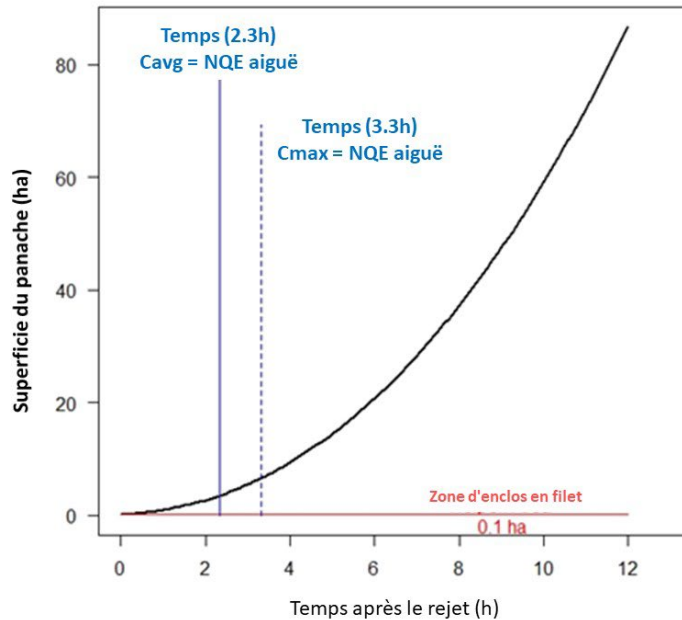
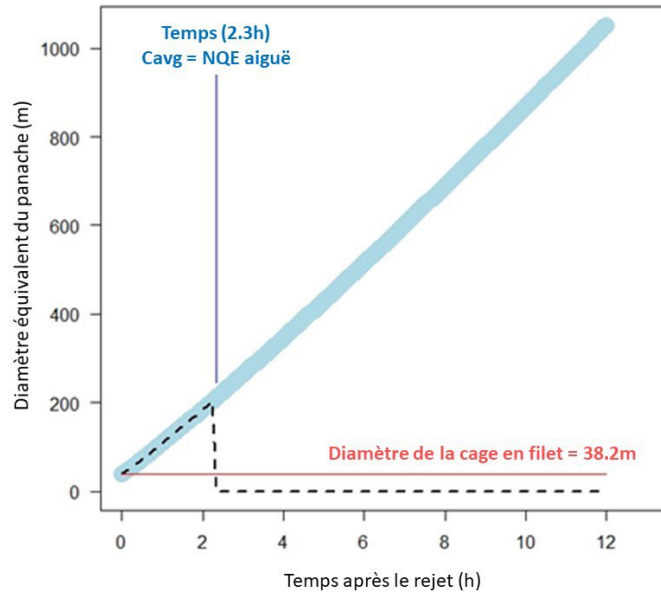


Figure 1. Augmentation du diamètre équivalent (panneau supérieur) et de la superficie équivalente (panneau inférieur) d'un panache de pesticide en dispersion rejeté après le traitement d'une cage bâchée, selon la relation empirique d'Okubo et avec les valeurs des paramètres calculées par Lawrence et al. (1995). La taille du panache dont la concentration moyenne est supérieure à une concentration NQE définie est représentée par la ligne tiretée dans le panneau supérieur. Les résultats ont été obtenus avec le modèle en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

La distance parcourue par le panache est le produit de la vitesse et du temps. Ainsi, plus le courant est rapide, plus la distance parcourue par le centre du panache pendant un temps donné depuis le rejet augmente (figure 5). La distance parcourue varie de zéro à plusieurs kilomètres. En supposant une vitesse de courant de $0,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ou plus, la distance maximale

parcourue pendant le temps requis pour que la concentration moyenne diminue jusqu'à la valeur de la NQE est supérieure à ~ 4 km.

Dans ces calculs, on présume une vitesse de courant constante, un panache circulaire, et un rejet d'une taille constante sur l'échelle de temps d'exposition. Il est peu probable que ces hypothèses demeurent valides pour des périodes supérieures à une heure. Dans les zones où il y a des courants de marée, la vitesse changera tout au long du cycle de la marée et la direction s'inversera lors de la transition entre le flux et le reflux. Cependant, les durées d'exposition estimées sont généralement inférieures à quelques heures. Si la vitesse du courant est considérée comme une vitesse moyenne dans le temps, les estimations de la durée d'exposition sont des approximations utiles de premier ordre.

Ces durées d'exposition seront suffisantes pour provoquer des effets toxiques, selon la durée d'exposition associée à la concentration NQE. La figure 4 montre, à titre comparatif, deux durées d'exposition à la concentration NQE. En supposant que l'exposition à la concentration NQE commence à 0 h, le panache de rejet demeure toxique jusqu'à ce que la concentration moyenne diminue et atteigne la concentration NQE, c'est-à-dire pendant tout le temps de dilution. Lorsqu'on suppose une durée d'exposition à la concentration NQE de 3 h, le panache de rejet n'est pas toxique. Les durées de traitement qui sont toxiques pour les organismes ciblés sont d'environ 30 minutes. Il n'est pas déraisonnable de supposer que ces durées de traitement sont également toxiques pour les organismes non ciblés. La durée d'exposition la plus appropriée à la concentration NQE se situe probablement entre 0 et 3 h, mais sans données supplémentaires, une durée d'exposition de 0 h est une hypothèse prudente.

Les estimations générées par le modèle simple ci-dessus sont sensibles à plusieurs hypothèses, notamment la concentration du pesticide de traitement, la taille de la cage en filet, le taux de mélange vertical, le choix de la concentration NQE et de la durée d'exposition, ainsi que la vitesse constante de l'eau. Avec les hypothèses utilisées ici, le modèle indique que les panaches de certains pesticides peuvent parcourir quelques kilomètres depuis le site de traitement avant d'être dilués jusqu'à des concentrations non toxiques. On peut adapter les estimations à un site particulier en choisissant les valeurs des paramètres convenant le mieux au site et on peut les borner en choisissant des valeurs d'entrée relativement faibles et élevées appropriées à chaque scénario de traitement spécifique. En général, les estimations sont jugées prudentes, car elles sous-estiment probablement la dilution et surestiment les durées et les distances d'exposition. Le modèle prévoit également que pour certaines valeurs non nulles de vitesse de courant et de durée d'exposition aux concentrations NQE, l'exposition à proximité du point de rejet ne sera pas toxique, car les durées d'exposition à cet endroit seront brèves. Nous n'avons pas mené d'étude approfondie sur la relation entre la durée d'exposition à la concentration NQE, la vitesse du courant ambiant et l'exposition toxique. Cependant, les données empiriques indiquent que le panache de pesticide ne se sépare pas rapidement de la cage traitée et donc que les durées d'exposition près de celle-ci sont probablement plus longues que celles qui sont estimées à l'aide du modèle simple.

Le modèle d'Okubo offre une perspective supplémentaire qui tient compte de la distribution radiale de la concentration. Dans ce modèle, la concentration est maximale au centre de la distribution du pesticide, c'est-à-dire là où le rayon est égal à zéro ($r = 0$). Au fur et à mesure que le pesticide se disperse, la largeur du panache augmente comme précédemment, c'est-à-dire selon la relation d'Okubo. La concentration dans les parties centrales du panache diminue avec le temps et le rayon. La concentration dans les parties extérieures de la distribution augmente initialement avec le temps, puis diminue (figure 6).

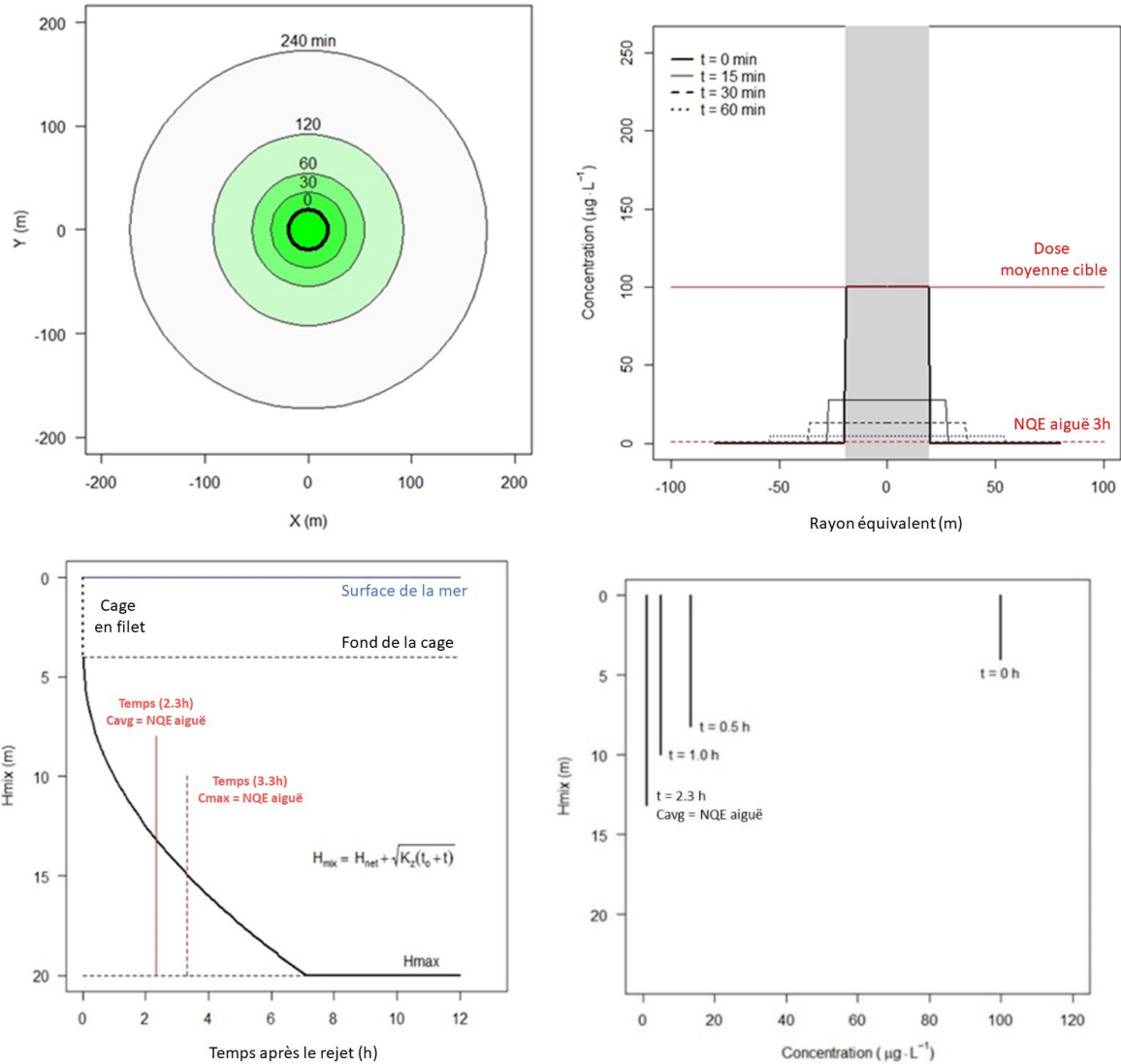


Figure 2. Illustration montrant l'augmentation de la taille horizontale d'un panache circulaire d'Okubo avec le temps (panneau supérieur gauche), la diminution de la concentration moyenne lorsque la largeur du panache augmente (panneau supérieur droit) et l'augmentation temporelle de la profondeur sur laquelle le pesticide rejeté se distribue (panneaux inférieurs). Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$. Le rectangle en gris indique l'emplacement relatif du diamètre de la cage pour un panache stationnaire.

Tout comme dans l'hypothèse de la concentration moyenne, la concentration maximale diminue de manière exponentielle avec le temps. Dans l'exemple illustré, le temps requis pour que la concentration maximale ($100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) passe sous une valeur NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (c'est-à-dire une diminution de concentration de deux ordres de grandeur) est plus long que le temps requis pour que la concentration moyenne diminue sous la même valeur (figure 7). Bien que les temps de dilution diffèrent, ils sont tous deux du même ordre de grandeur. L'estimation du temps de dilution maximal (3,3 h) constitue probablement une limite supérieure de la durée d'exposition, et le temps de dilution moyen (2,3 h) une limite inférieure. Les deux estimations sont prudentes, car elles peuvent sous-estimer le taux initial de dilution (Page *et al.* 2015). Le taux initial peut

être supérieur à celui prédit par la relation d'Okubo (mais pas toujours), car cette dernière ne tient pas compte de l'influence de la traînée du réseau de cages sur la dispersion. Pour la dose et la taille des cages illustrées ici, une estimation pratique raisonnable du temps de dilution serait de 3 h.

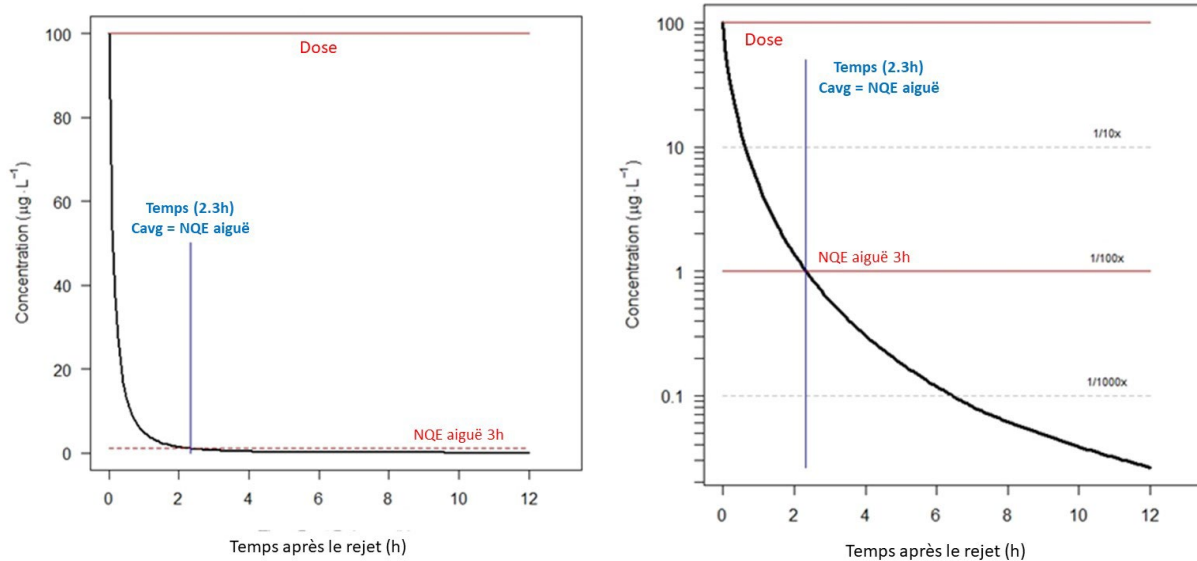


Figure 3. Concentration moyenne de pesticides en fonction du temps, estimée par le modèle basé sur la relation d'Okubo et décrit dans le texte. Le panneau de gauche montre la concentration sur une échelle linéaire et le panneau de droite montre la même concentration sur une échelle logarithmique. La concentration NQE (lignes rouges horizontales) et les temps de dilution jusqu'à la concentration NQE (lignes bleues verticales) sont présentés à titre d'illustration. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

À la différence des résultats utilisant la concentration moyenne, les résultats utilisant une distribution radiale de la concentration montrent que la largeur de la partie du rejet où les concentrations sont supérieures à une concentration NQE spécifiée augmente initialement jusqu'à un maximum, puis diminue jusqu'à zéro (figure 6 et figure 8). Cela s'explique par le fait que les concentrations à l'intérieur des parties latérales du panache sont initialement inférieures à la concentration NQE, mais à mesure que le panache s'étend, les concentrations dans ces parties latérales augmentent et la taille du panache contenant des concentrations supérieures à la concentration NQE augmente elle aussi. Au fur et à mesure que l'étalement se poursuit, les concentrations dans les parties latérales diminuent sous la concentration NQE et la taille du panache diminue jusqu'à ce que la concentration maximale tombe en dessous de la concentration NQE. Ce comportement dépend de la valeur de la concentration NQE et de la taille initiale du panache.

Dans l'hypothèse d'une distribution radiale de la concentration, les durées d'exposition à un endroit donné et à une concentration supérieure à une concentration NQE spécifiée (figure 9) peuvent être considérablement inférieures à celles qui sont estimées en supposant une concentration moyenne dans le panache (figure 4). On peut utiliser le rayon du panache où la concentration est égale à la concentration NQE pour estimer le temps d'exposition. Pour des vitesses de courant comprises entre $0,05$ et $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, la durée d'exposition à un endroit donné est inférieure à 1 h (figure 9). Ces durées d'exposition seront suffisantes pour provoquer des effets toxiques, selon la durée d'exposition associée à la concentration NQE. Tout comme dans

l'approche de la concentration moyenne, les panaches sont considérés comme étant toxiques ou non toxiques lorsque la durée d'exposition à la concentration NQE est présumée être de 0 ou 3 h, respectivement.

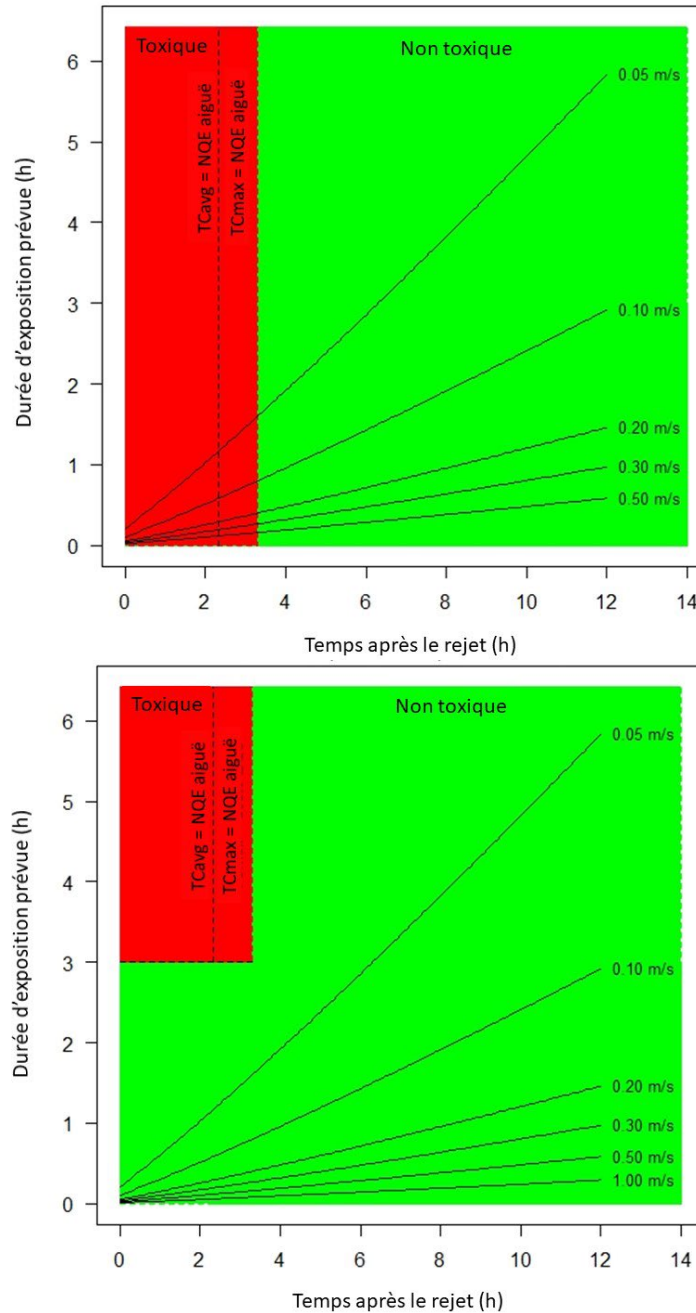


Figure 4. Temps d'exposition en fonction de la vitesse constante de l'eau et du temps écoulé après le début du rejet. La partie en rouge indique que le panache est toxique d'après le temps d'exposition associé à la concentration NQE, et la partie en vert indique que le panache n'est pas toxique. Dans le panneau supérieur, le temps d'exposition associé à la concentration NQE est présumé être de 0 heure. Dans le panneau inférieur, le temps d'exposition associé à la concentration NQE est présumé être de 3 heures. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

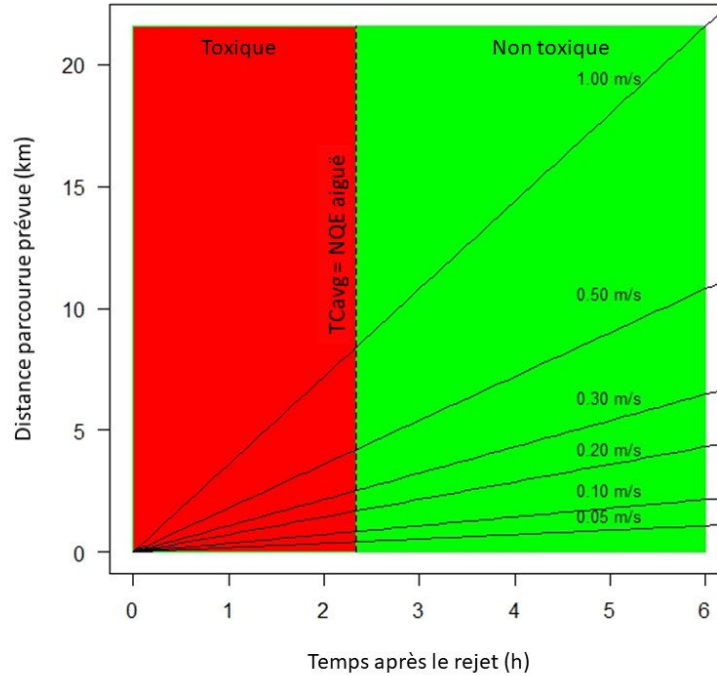


Figure 5. Distance parcourue depuis le lieu de rejet en fonction de la vitesse de l'eau et du temps écoulé depuis le début du rejet. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les deux approches ci-dessus indiquent qu'un point donné est exposé au panache de rejet seulement pendant une partie du temps de dilution, c'est-à-dire le temps entre le rejet et la dilution à la concentration NQE. La durée estimative de l'exposition varie en fonction du modèle de concentration choisi, de la distance par rapport au rejet et de la vitesse du courant ambiant. Il est important de noter que pour les deux modèles, l'extrapolation de leurs conséquences sur le plan toxicologique dépend de la durée d'exposition jugée nécessaire pour générer une concentration toxique.

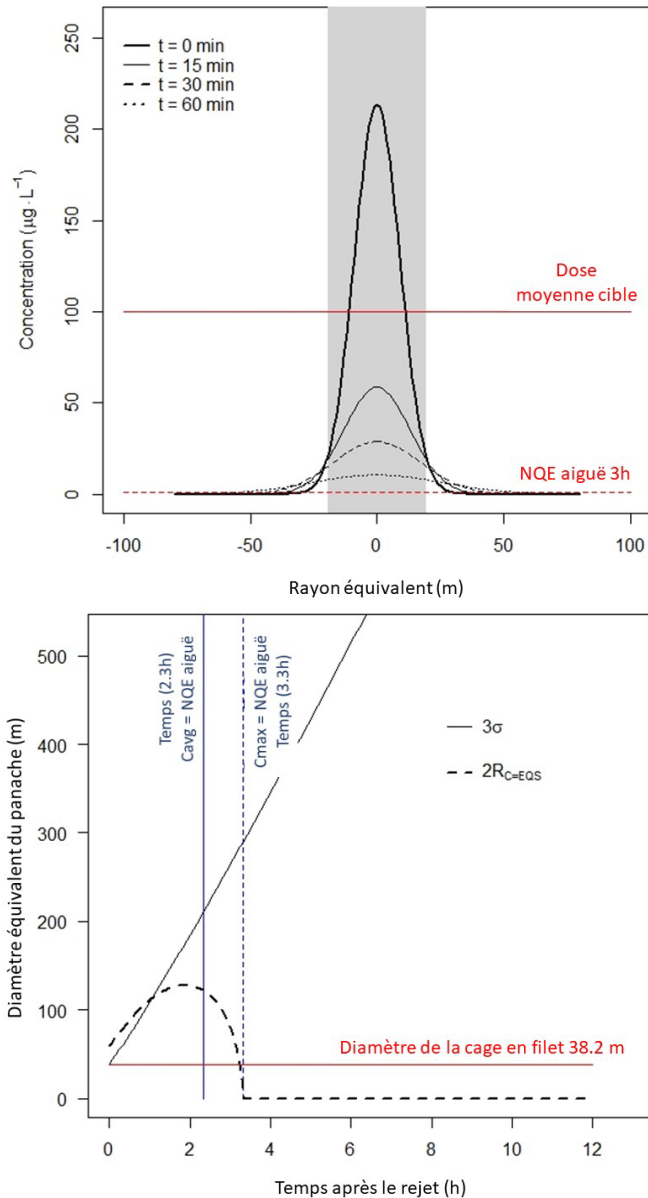


Figure 6. Le panneau supérieur montre la concentration de pesticides en fonction du rayon et du temps, selon l'estimation à l'aide du modèle basé sur la relation d'Okubo, lorsqu'on suppose une distribution radiale gaussienne de la concentration. Le panneau inférieur montre comment le diamètre équivalent du panache de pesticides en cours de dispersion augmente avec le temps dans le cadre du modèle de concentration moyenne sans NQE limite (ligne pleine), ainsi que le diamètre du panache selon une distribution radiale gaussienne de la concentration renfermant des concentrations supérieures à la concentration NQE (ligne tiretée). Le diamètre de la cage en filet est indiqué par la ligne rouge horizontale, et les temps de dilution des concentrations moyenne et maximale jusqu'à la concentration NQE sont indiqués par les lignes bleues verticales). La distribution initiale est définie de telle sorte que 95 % de la quantité totale de pesticide se trouve à l'intérieur du diamètre de la cage à poissons, c'est-à-dire à l'intérieur d'un diamètre (rayon) de trois (un et demi) écarts-types de la distribution normale. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. La partie en gris indique l'emplacement relatif du diamètre de la cage pour un panache stationnaire.

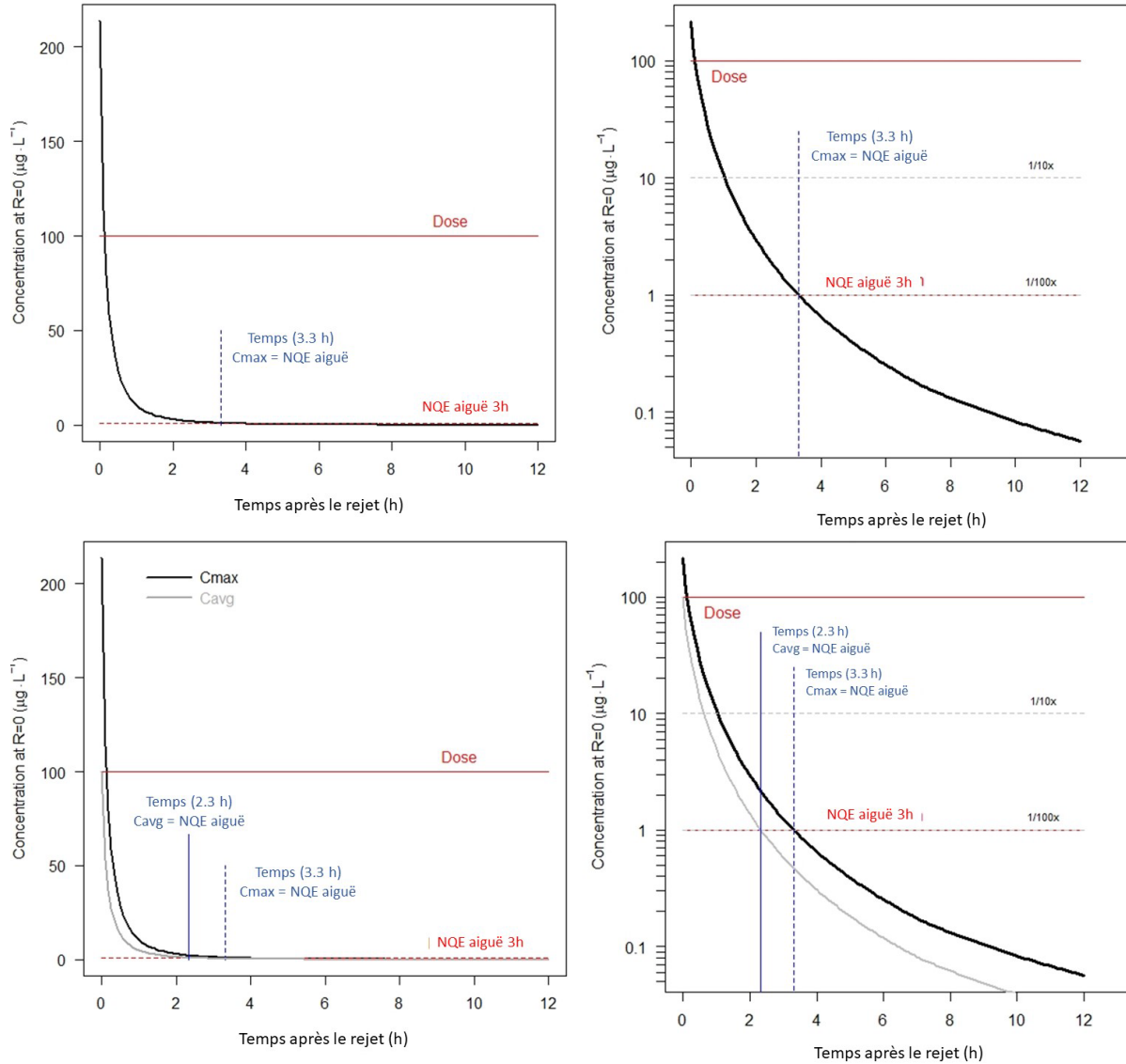


Figure 7. Diminution de la concentration de pesticides avec le passage du temps depuis le rejet. Les panneaux supérieurs montrent la diminution de la concentration maximale telle qu'elle est estimée selon le modèle basé sur la relation d'Okubo, lorsqu'on présume que la concentration suit une distribution radiale gaussienne. Les panneaux inférieurs montrent à la fois la diminution des concentrations maximale et moyenne. Les panneaux de gauche montrent la concentration maximale sur une échelle linéaire et les panneaux de droite montrent la même concentration sur une échelle logarithmique. La concentration NQE (ligne rouge horizontale) et le temps de dilution jusqu'à celle-ci (ligne bleue verticale) sont indiqués à titre d'illustration. La distribution initiale est définie de telle sorte que 95 % de la quantité totale de pesticide se trouve à l'intérieur du diamètre de la cage à poissons, c'est-à-dire dans un diamètre (rayon) de trois (un et demi) écarts-types de la distribution normale. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

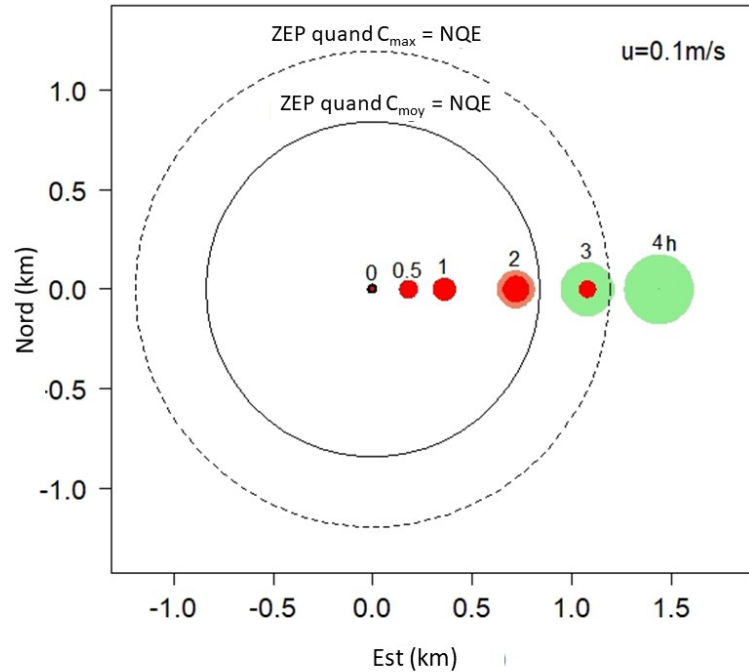


Figure 8. Illustration de l'évolution de la taille des panaches avec le temps et la distance du lieu de rejet. La variance du panache est basée sur la relation d'Okubo (voir l'équation (7)) et la taille du panache est basée sur la valeur de la concentration NQE (voir l'équation (11)). Les cercles colorés représentent les panaches. Le rouge foncé indique que la concentration, basée sur la distribution gaussienne, est supérieure à la concentration NQE, le rouge clair indique que la concentration moyenne est supérieure à la concentration NQE, et le vert indique que la concentration est inférieure à la concentration NQE. Il est à noter que 0,5 h et 1 h après le rejet, la concentration dans l'ensemble du panache est supérieure à la concentration NQE pour les modèles de distribution gaussienne et de concentration moyenne. La taille totale du panache est définie par le diamètre d'Okubo (3 sigmas). Pour un panache donné, la concentration maximale se produit en son centre. À titre de comparaison, la figure montre les ZEP d'après le temps requis pour que la concentration moyenne (cercle noir plein) et la concentration maximale (cercle noir tireté) atteignent la concentration NQE. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

En résumé, l'estimation de l'étendue et de la durée de l'exposition dépend du choix du modèle de concentration, de la concentration NQE et du temps d'exposition requis pour que le panache soit toxique. La relation de base d'Okubo suppose que l'échelle de longueur du panache est le rayon d'un panache dont la superficie est équivalente à la superficie à l'intérieur de la forme irrégulière d'un panache réel et que le rayon est défini comme étant 1,5 fois l'écart-type de la concentration pondérée selon la distance radiale. Dans le modèle simple décrit ci-dessus, on suppose que la quantité totale de pesticide rejeté est contenue dans le rayon d'Okubo et uniformément répartie. Toutefois, en réalité, les concentrations varient à l'intérieur du panache et ce rayon ne correspond généralement pas au rayon où la concentration est égale à la concentration NQE. Par conséquent, pour la concentration distribuée radialement, la taille du panache toxique varie avec la concentration NQE présumée. Lorsque la concentration NQE se trouve à un rayon inférieur (supérieur) au rayon d'Okubo, la zone d'exposition est plus petite (plus grande) et les temps d'exposition sont plus courts (plus grands) que ceux du modèle d'Okubo avec une concentration uniformément distribuée. Cependant, les deux modèles

semblent indiquer que l'exposition des organismes stationnaires à des concentrations de pesticides supérieures à une NQE dure probablement de l'ordre de quelques dizaines de minutes à quelques heures. Les conséquences toxiques prévues se manifesteront ou non selon la durée d'exposition hypothétique requise pour générer les effets. Une hypothèse prudente est que n'importe quelle durée d'exposition à la concentration NQE est suffisante pour entraîner des conséquences toxiques. Bien que la distance parcourue par le panache toxique varie avec la vitesse du courant, la distance parcourue pour des vitesses de courant typiques dans les zones de pisciculture est de l'ordre du kilomètre et l'étendue du panache variera au fur et à mesure qu'il parcourra cette distance. Le modèle d'Okubo moyen peut surestimer la taille du panache de rejet aux distances extrêmes et le modèle d'Okubo gaussien peut en sous-estimer la taille. On peut donc raisonnablement conclure que la taille de la partie toxique des panaches de rejet aux distances extrêmes est de l'ordre de quelques milliers à quelques dizaines de milliers de mètres carrés.

Ce qui précède décrit l'application et le développement ultérieur du modèle de Page *et al.* (2015) basé sur celui d'Okubo. Les modèles donnent un aperçu du comportement d'un panache d'eau de traitement rejetée, de la sensibilité du temps d'exposition par rapport à la façon dont la concentration est distribuée dans le panache, et de l'importance de disposer de bonnes données expérimentales pour sélectionner des concentrations NQE et des durées appropriées. Bien que les modèles puissent être utilisés pour fournir des limites supérieure et inférieure pour la zone d'exposition totale, ils ne fournissent pas, dans leur forme simple présentée ici, d'information sur les lieux d'exposition attendus. Nous examinons ci-dessous certains modèles qui fournissent de telles informations sur les lieux d'exposition.

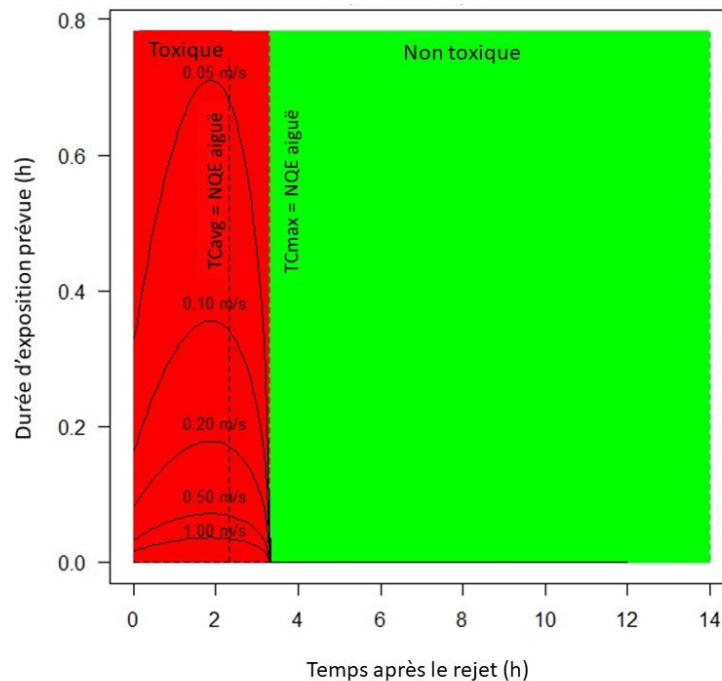


Figure 9. Temps d'exposition à des concentrations supérieures à la concentration NQE associée à l'hypothèse d'une distribution gaussienne de la concentration dans l'eau de bain rejetée en fonction d'une vitesse constante de l'eau et du temps écoulé après le début du rejet. Les résultats du modèle ont été obtenus en présumant une dose de traitement de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une concentration NQE de $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, une profondeur initiale de 4 m, une profondeur maximale de 20 m, et un coefficient de diffusivité verticale $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

Modèle de la zone d'exposition potentielle

Le modèle de la zone d'exposition potentielle (ZEP), décrit à la section Modèles de rejets par les traitements avec bâches, est un modèle simple qui définit la zone d'exposition potentielle comme étant un cercle centré sur le rejet de pesticide dans un rayon déterminé par le temps requis pour que le panache se dilue jusqu'à une certaine valeur seuil. Lorsqu'on applique le modèle ZEP pour déterminer les zones d'exposition potentielle à des produits chimiques toxiques, on doit choisir avec soin la vitesse du courant, comme nous le verrons plus loin et comme l'illustre la figure 10, qui a été générée en utilisant la valeur des courants proches de la surface mesurés par un profileur de courant à effet Doppler (ADCP) à un endroit anonyme et avec un temps de dilution de 2 h (en supposant, pour l'azaméthiphos, une concentration de traitement de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et un seuil de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

L'approche de la ZEP prend en compte plusieurs des caractéristiques importantes d'un panache de rejet : la durée en cause (p. ex. le temps de dilution) et l'emplacement potentiel de l'exposition. Il faut cependant souligner que la direction du courant étant ignorée, toutes les zones exposées devraient se trouver dans la ZEP, mais toutes les zones dans la ZEP ne seront pas exposées. En outre, la ZEP ne permet pas de prévoir les concentrations ou la durée de l'exposition. Néanmoins, elle est utile comme première étape pour un dépistage préliminaire. S'il n'y a rien de préoccupant dans la zone, il n'est pas nécessaire de chercher plus loin.

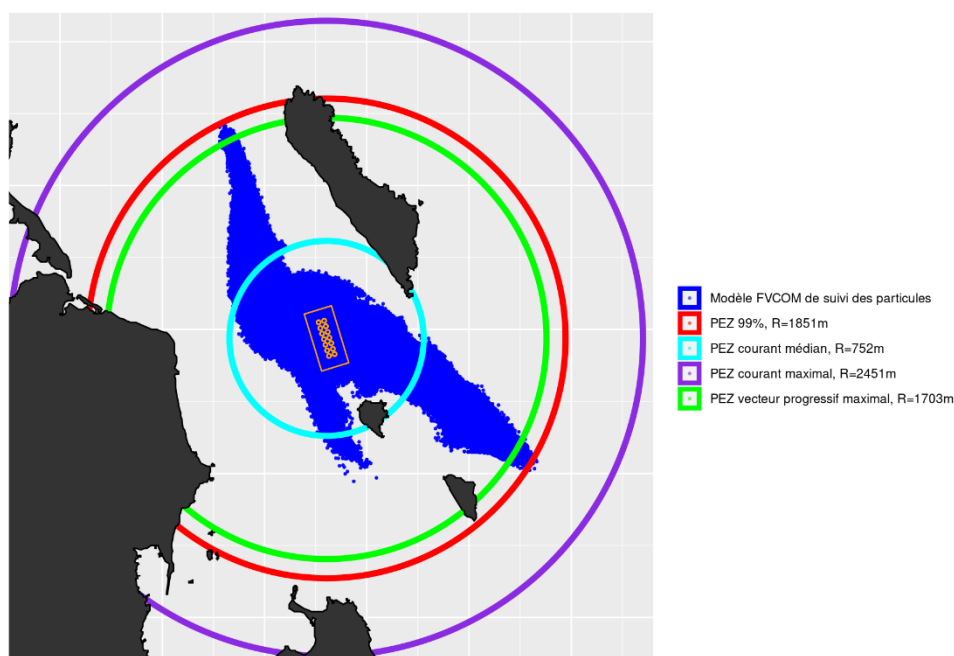


Figure 10. Zones d'exposition estimées pour un pesticide rejeté par une exploitation anonyme (représentée en orange) en utilisant le modèle de la ZEP avec différentes vitesses de courant. Les ZEP ont été calculées d'après les courants de surface proches fournis par un ADCP anonyme et un temps de dilution de 2 heures. Dans cet exemple, le rayon de la ZEP comprend la distance de déplacement et la distance entre le centre du réseau de cages et le bord le plus éloigné des cages. L'image représente également la zone d'exposition pour un modèle de suivi des particules qui a été forcé avec la sortie d'un modèle hydrodynamique (FVCOM).

Tout comme pour les modèles basés sur Okubo, le modèle de la ZEP suppose que le courant est constant dans l'espace et dans le temps, avec une grandeur appropriée. Cette approche est probablement la plus simple, et lorsque la vitesse du courant est fixée à la valeur maximale estimée dans la zone locale, elle est prudente. Toutefois, en raison de la variation temporelle de

la vitesse du courant, la vitesse maximale peut ne pas persister pendant la durée de la période de dilution. L'estimation de la distance parcourue, selon cette approche, donne une indication de l'importance du transport. Cela devrait inciter les spécialistes et les gestionnaires à se demander s'il est raisonnable de supposer que les courants sont homogènes dans le temps et dans l'espace sur cette échelle de longueur, et si l'exposition potentielle des organismes sensibles à l'intérieur de cette échelle de longueur est suffisamment préoccupante. Si c'est le cas, il sera nécessaire d'obtenir des données à plus haute résolution pour que l'on puisse réévaluer les risques d'exposition et revoir les conséquences potentielles.

Nous présentons ci-dessous des exemples de calculs simples. La distribution statistique de la vitesse de l'eau pour une mesure de courant spécifique est illustrée sur la figure 11 (panneau supérieur). Dans cet exemple, la fréquence des vitesses de courant est asymétrique à droite (c'est-à-dire la queue de la distribution s'étend à la droite), la vitesse moyenne est de $8,9 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, la vitesse médiane est de $8,3 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, la vitesse maximale est de $31,9 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ et 99 % des vitesses de courant sont inférieures ou égales à $23,8 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. La distribution statistique de la distance horizontale parcourue (c'est-à-dire la distance de déplacement) sur une période de 2 h, en supposant que le courant est constant dans l'espace et dans le temps, est également représentée sur la figure 11 (panneau central). Tout comme les vitesses de courant, les distances de déplacement sont asymétriques à la droite. Le déplacement moyen est de 644 m, le déplacement médian est de 598 m, le déplacement maximal est de 2 297 m, et 99 % des déplacements sont inférieurs ou égaux à 1 697 m. La distance de déplacement associée à la vitesse maximale est susceptible de différer de la distance réellement parcourue en raison des variations temporelles et spatiales de la vitesse du courant. Une estimation de la distribution statistique des déplacements, calculée comme étant la somme des déplacements individuels associés à chaque mesure de la vitesse réelle et de la durée entre ces mesures pour la période de dilution et pour les rejets débutant à chacune des mesures du courant, prend en compte la variation temporelle de la vitesse du courant. Ces déplacements progressifs sont illustrés sur la figure 11 (panneau du bas) et sont inférieurs à ceux qui sont basés sur les scénarios de courant constant lorsque les valeurs maximales au 99^e centile et moyenne sont prises en compte. Les distances de déplacement progressif sont moins biaisées en raison de la moyenne des vitesses du courant. Le déplacement progressif moyen est toujours de 644 m, le déplacement médian de 599 m, le déplacement maximal de 1 549 m et 99 % des déplacements sont inférieurs ou égaux à 1 341 m. Dans tous les cas, les distances maximales sont de l'ordre de plusieurs kilomètres et 50 % des déplacements sont supérieurs à 0,6 km. Ces statistiques varient en fonction du lieu, ainsi que des valeurs fournies par les courantomètres.

Les ZEP basées sur les statistiques ci-dessus sont présentées à la figure 10. Il est évident que la taille de la ZEP est sensible à la vitesse utilisée pour estimer la distance de déplacement. Comme il est difficile de déterminer à l'avance la variation spatiale du courant, il n'est pas certain que les estimations de déplacement soient supérieures ou inférieures aux valeurs réelles. Une façon d'incorporer la variation spatiale dans les estimations du transport des pesticides est d'utiliser les estimations des courants variant dans l'espace et dans le temps générées par un modèle de circulation bien étalonné et évalué. Cette méthode est illustrée par les résultats préliminaires d'un modèle FVCOM développé pour la région afin d'estimer la zone d'exposition à l'aide d'un modèle de suivi des particules. Des particules ont été libérées du site aquacole à intervalles d'une heure pendant un cycle de marée, maintenues à la surface et suivies pendant le temps de dilution. La zone d'exposition estimée est présentée sur la figure 10. Bien qu'ils ne soient pas calculés ici, les résultats d'un modèle de suivi des particules peuvent être utilisés pour estimer la variation temporelle de l'emplacement, de la taille et de la concentration d'un panache. Le lecteur devrait cependant prendre garde : même si les prévisions basées sur les résultats du suivi des particules sont plus précises que pour la ZEP, cette précision est incertaine.

À cet endroit, la comparaison entre la ZEP calculée et la zone d'exploitation prévue par le modèle de suivi des particules indique que la valeur seuil au 99^e centile de la vitesse du courant donne une bonne estimation de la ZEP. Toutefois, certains facteurs non pris en compte pourraient avoir un effet sur les deux résultats. Les vitesses du courant dans la ZEP sont tirées des mesures prises pendant environ un mois par un courantomètre. Les variations saisonnières ne sont donc pas prises en compte. Les résultats du suivi des particules sont basés sur les courants d'une période encore plus courte, moins d'un jour. En l'absence d'une validation appropriée du modèle et du suivi modélisé des particules sur des périodes plus longues, il serait prudent, si on utilise l'approche ZEP, d'employer la vitesse maximale du courant.

Les résultats ci-dessus indiquent que l'on devrait effectuer des estimations approfondies de l'exposition s'il y a des organismes, des habitats et des activités humaines sensibles et vulnérables aux pesticides dans un rayon de quelques kilomètres du lieu de rejet. Ces estimations devraient prendre en considération la durée de l'exposition potentielle ainsi que les variations spatiales et temporelles du courant dans un rayon de quelques kilomètres de l'emplacement du courantomètre. En l'absence de renseignements plus détaillés, la vitesse de courant maximale est probablement la valeur la plus appropriée et la plus prudente à utiliser pour estimer le potentiel d'exposition aux pesticides de bain. Les distances d'exposition varieront également en fonction des changements dans les taux de dilution et/ou de décomposition qui sont associés aux incertitudes dans les taux de dilution des pesticides et les seuils d'exposition.

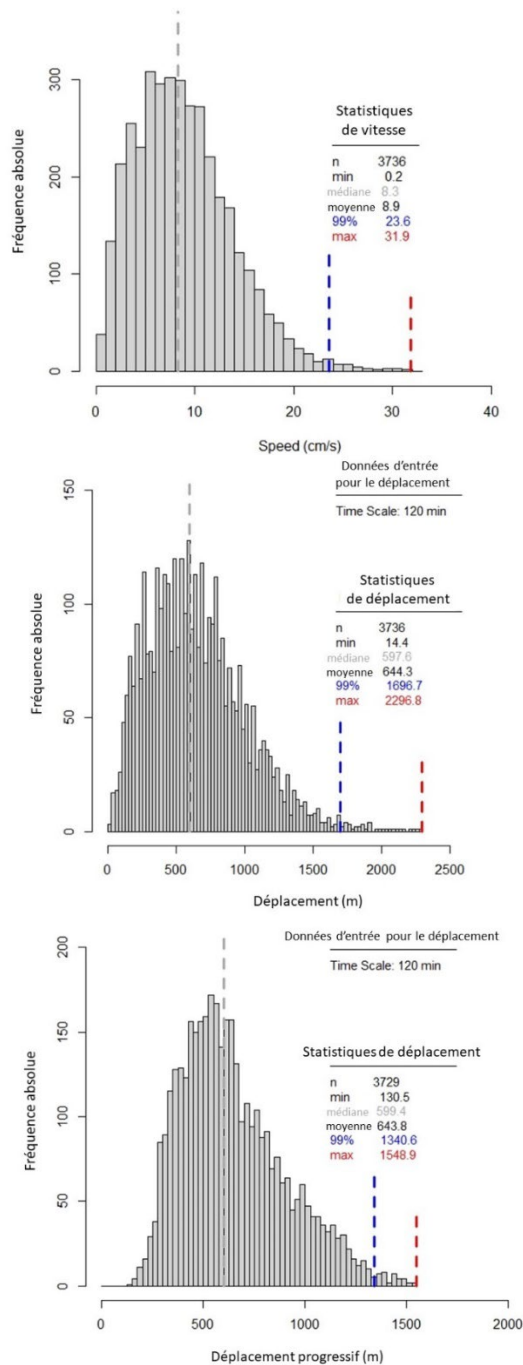


Figure 11. Distribution de densité pour la vitesse du courant (en haut), le déplacement basé sur un temps de dilution de 2 h (au milieu) et le déplacement vectoriel progressif basé sur la vitesse du courant et un temps de dilution de 2 h (en bas). Toutes les figures ont été produites à partir de données obtenues par un courantomètre près de la surface pour un site piscicole anonyme.

Bateaux viviers

Nous sommes conscients des défis que représente la modélisation de l'évolution spatio-temporelle d'un rejet par un bateau vivier. Nous explorons donc quatre modèles simples pouvant être utiles aux gestionnaires, aux organismes de réglementation et aux exploitants. Les

modèles utilisent une combinaison de la solution en champ proche pour un jet turbulent dans un fluide calme et de la formule de dispersion d'Okubo (1974) avec les valeurs actualisées de Lawrence *et al.* (1995). Un jet est entièrement turbulent si son nombre de Reynolds (Re), basé sur la vitesse du panache, la dimension de l'orifice de sortie et la viscosité cinématique du fluide, est supérieur à environ 10^3 (Jirka 2004). Pour calculer le nombre de Reynolds approximatif pour un rejet par un bateau vivier, nous utilisons un débit de rejet $Q = 1\,000\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, un diamètre de tuyau de rejet $d = 0,5\text{ m}$ (Page *et al.* 2015), et une viscosité cinématique $\nu = 13,51 \times 10^{-7}\text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ pour une eau ayant une salinité de $30\text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ et une température de $10\text{ }^\circ\text{C}$ (Nayar *et al.* 2016), ce qui donne $\text{Re} = Ud/\nu \approx 5,2 \times 10^5$, confirmant ainsi la validité de l'hypothèse d'un panache turbulent. L'hypothèse de turbulence est susceptible d'être vraie pour tous les rejets par les bateaux viviers, mais elle devrait être vérifiée selon les paramètres propres à chaque bateau vivier individuel.

Page *et al.* (2015) ont décrit l'application de la solution en régime permanent pour un jet turbulent rond horizontal produit par un bateau vivier dans un environnement stagnant non borné. Nous décrivons ici les détails du modèle de jet turbulent rond horizontal en régime permanent décrit par Lee et Chu (2003), qui est similaire à la dynamique de jet utilisée par Page *et al.* (2015). Il est connu que les jets expulsés dans un fluide calme ont une forme conique avec un rayon de jet donné par

$$R = \beta x, \quad (12)$$

où x est la distance le long de l'axe du jet et R est le rayon du jet. Par convention, le rayon du jet est défini comme étant la distance radiale où la composante en x de la vitesse est égale à u_{max}/e , où u_{max} est la vitesse le long de l'axe du jet. Si le jet contient une substance dissoute, la largeur du profil de concentration (R_c) est habituellement plus grande et peut s'écrire comme suit :

$$R_c = \lambda \beta x. \quad (13)$$

Les constantes β et λ sont déterminées expérimentalement, et nous utilisons les valeurs 0,114 et 1,2 respectivement, comme le suggèrent Lee et Chu (2003). Les profils de vitesse et de concentration sont autosimilaires. À toute distance donnée le long de l'axe du jet, on peut les représenter de façon approximative par des profils gaussiens :

$$u(x, r) = u_{\text{max}} \exp\left(-\frac{r^2}{(\beta x)^2}\right), \quad (14)$$

et

$$C(x, r) = C_{\text{max}} \exp\left(-\frac{r^2}{(\lambda \beta x)^2}\right), \quad (15)$$

où r est la distance radiale par rapport à l'axe et C_{max} est la concentration le long de l'axe du jet. Pour un jet rond, les valeurs u_{max} et C_{max} sont inversement proportionnelles à la distance en aval.

$$u_{\text{max}} = \frac{6,2 d}{x} U; \quad C_{\text{max}} = \frac{5,26 d}{x} C. \quad (16)$$

Dans l'équation (16), d est le diamètre du tuyau, U est la vitesse de rejet et C est la concentration dans l'eau rejetée. On peut calculer la vitesse de rejet à partir du débit du rejet, Q , et du diamètre du tuyau :

$$U = \frac{4Q}{\pi d^2}. \quad (17)$$

Un schéma d'un jet pénétrant dans un fluide au repos est présenté à la figure 2.4 de Lee et Chu (2003). Il convient de noter que les observations en laboratoire montrent qu'il faut environ 10 diamètres de tuyau en aval de la sortie pour que la solution de régime permanent devienne valide (Fischer *et al.* 1979). Pour les bateaux viviers, cette distance est d'environ 5 m, en supposant que le tuyau de rejet a un diamètre de 0,5 m. Dans les modèles décrits ici, nous ignorons cette zone initiale d'établissement et nous supposons que la forme conique est établie immédiatement au point de rejet.

Comme nous sommes intéressés par le jet contenant le pesticide dissous, nous utilisons l'équation (13) pour définir le rayon du jet. Cependant, le rayon défini par l'équation (13) est pour la distance où la valeur de la concentration $1/e$ est donnée sur l'axe. En suivant Cushman-Roisin (2018), nous cherchons à définir la distance (de $r = -R$ à $r = R$) sur laquelle la distribution (15) couvre 95 % de la quantité totale de pesticide. Nous obtenons ainsi le rayon R suivant :

$$R_c = \alpha x + \frac{d}{2}, \quad (18)$$

où $\alpha = \sqrt{2}\lambda\beta$ et l'origine virtuelle, comme le décrit Cushman-Roisin (2018), est prise en compte (voir la figure 12).

Au cours d'un rejet par un bateau vivier, la concentration du pesticide de traitement est continuellement diluée. Page *et al.* (2015) ont montré que la concentration au temps t du rejet, $C(t)$, peut être approximée comme suit :

$$C(t) = C_0 \exp\left(-\frac{Qt}{V}\right), \quad (19)$$

où C_0 est la concentration initiale, Q est le débit de rejet et V est le volume du vivier. Page *et al.* (2015) ont proposé d'approximer la concentration dans le jet expulsé par un bateau vivier si on substitue l'équation (19) dans l'équation (16). L'équation de concentration (15) peut alors s'écrire comme suit :

$$c(x, r, t) = \frac{5,26 d}{x} C_0 \exp\left(-\frac{Qt}{V}\right) \exp\left(-\frac{r^2}{(\lambda\beta x)^2}\right). \quad (20)$$

Les équations (16), (17), (18) et (19) seront utilisées dans les modèles ci-dessous. Ces modèles sont implémentés numériquement en utilisant des pas de temps discrets. Aux fins de comparaison, les modèles sont exécutés pendant la durée des observations sur le terrain avec un pas de temps d'une seconde. La valeur du pas de temps a été choisie arbitrairement et nous ne l'avons pas évaluée pour déterminer sa valeur optimale. Les paramètres utilisés dans ces modèles sont décrits dans le Tableau 4.

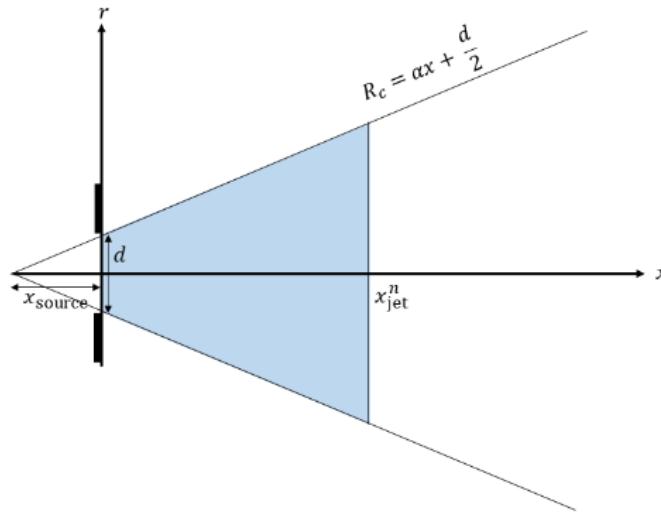


Figure 12. Vue en plan d'un jet rond. La zone ombragée indique la zone utilisée pour déterminer la superficie d'un jet en régime permanent pour $x = x_{jet}^n$.

Tableau 4. Description des paramètres des modèles. Il est à noter que tous les paramètres ne sont pas utilisés dans tous les modèles.

Paramètre	Unité	Description	Modèle
d	m	Diamètre du tuyau de rejet	Utilisé dans les modèles 2, 3 et 4
Q	$m^3 \cdot h^{-1}$	Débit du rejet	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
C_0	$\mu g \cdot L^{-1}$	Concentration initiale	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
C_{NQE}	$\mu g \cdot L^{-1}$	Concentration NQE	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
V	m^3	Volume du vivier	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
Δt	s	Pas de temps du modèle pour l'intégration numérique	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
U_a	$m \cdot s^{-1}$	Vitesse du courant ambiant	Utilisé dans les modèles 3 et 4
t_{jet}	s	Durée du rejet	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
t_{max}	s	Durée de la simulation	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
h_{mix}	m	Profondeur de mélange constante	Utilisé dans le modèle 1
K_z	$m^2 \cdot s^{-1}$	Coefficient de diffusivité verticale	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4
H_{max}	m	Profondeur maximale à laquelle la substance peut se mélanger	Utilisé dans les modèles 1, 2, 3 et 4

Description des modèles

1. *Modèle d'Okubo* : Ce modèle ignore la dynamique du jet et suppose que le panache croît horizontalement selon la relation d'Okubo. Pour obtenir la taille du panache à un moment donné, on détermine d'abord la superficie à partir du volume et de la profondeur du panache d'après le pas de temps précédent, $A = V/D$, où A , V et D sont la superficie, le volume et la profondeur du panache, respectivement. La superficie du panache croît selon la formule d'Okubo avec les paramètres définis par Lawrence et al. (1995). Dans la direction verticale, elle croît selon la relation suivante :

$$D = \max(D_0 + \sqrt{K_z t}, H_{\max}), \quad (21)$$

où $D_0 = h_{\text{mix}}$ est la profondeur initiale du panache, K_z est le coefficient de diffusivité verticale, et H_{\max} est la profondeur maximale à laquelle une substance peut se mélanger. De plus, si le bateau vivier est en train de rejeter l'eau de traitement, un volume de fluide égal à la quantité rejetée depuis le pas de temps précédent, $Q \cdot \Delta t$, est ajouté au volume pour donner le volume total rejeté à ce moment. De même, la valeur $Q \cdot \Delta t/D$ est ajoutée à la superficie horizontale.

2. *Modèle de jet* : Ce modèle utilise la solution de jet en régime permanent décrite par Cushman-Roisin (2018), et par Page *et al.* (2015) pour les rejets par les bateaux viviers. Le modèle suppose que l'intégralité du fluide rejeté prend la forme d'un jet conique. La longueur du jet est calculée numériquement à l'aide de l'équation (16) :

$$x_{\text{jet}}^n = x_{\text{jet}}^{n-1} + \Delta t \frac{6,2d}{x_{\text{jet}}^{n-1}} U \quad (22)$$

où x_{jet}^n est la longueur du jet au pas de temps n . Pendant le rejet, la superficie du jet est supposée être la section d'un triangle (voir la figure 12), donnée par :

$$A^n = R_c (x_{\text{jet}}^n + x_{\text{source}}) - \frac{d}{2} x_{\text{source}} \quad (23)$$

où $x_{\text{source}} = d/(2\alpha)$ et R_c est évalué au point x_{jet}^n à l'aide de l'équation (18). Le jet est présumé être expulsé horizontalement à la surface, et donc le volume du jet correspond à la moitié du segment de cône à un moment donné :

$$V^n = \frac{\pi}{6} \left[R_c^2 (x_{\text{jet}}^n + x_{\text{source}}) - \left(\frac{d}{2} \right)^2 x_{\text{source}} \right]. \quad (24)$$

Si le rayon du jet R_c dépasse la profondeur maximale de mélange H_{\max} , le segment du cône qui dépasse la profondeur de mélange est retiré du volume. Une fois que le bateau vivier a terminé le rejet, c'est-à-dire à $t > t_{\text{jet}}$, le panache résultant continue de croître horizontalement selon la relation d'Okubo pour le coefficient de diffusivité horizontale, et verticalement selon l'équation (21) où la profondeur initiale D_0 est calculée d'après le volume et la superficie du panache à la fin de la période de rejet.

3. *Modèle de bouffées gaussiennes* : La solution du jet en régime permanent décrite par les équations (12) à (16) n'est valable que dans le champ proche où la dynamique du jet est dominée par la configuration du rejet. Elle n'est pas valide lorsque la dynamique des eaux réceptrices domine le comportement. On peut raffiner ce qui précède en définissant un point de transition entre une solution en champ proche (le modèle de jet

décrit ci-dessus) et une solution en champ lointain (croissance des panaches selon la relation d'Okubo). Nous définissons le point de transition comme étant la distance le long de l'axe du jet où la vitesse donnée par (16) est égale à la vitesse du courant ambiant, U_a . Le panache a donc deux composants : une partie qui croît selon la dynamique du jet et une partie qui croît selon la relation d'Okubo. À chaque pas de temps, deux processus se produisent. Tout d'abord, si sa taille n'est pas nulle, la partie « Okubo » du panache croît horizontalement et verticalement comme il est décrit dans le modèle d'Okubo ci-dessus. Ensuite, la longueur du jet est calculée à l'aide de l'équation (22) et la superficie et le volume du jet sont calculés à l'aide des équations (23) et (24). La vitesse de l'axe à la tête du jet est calculée en insérant $x = x_{\text{jet}}^n$ dans l'équation (16). Si cette vitesse est égale à la vitesse ambiante, qui est supposée constante, alors la totalité de la partie jet du panache est incorporée dans la partie Okubo. Au pas de temps suivant, le jet recommence sa croissance jusqu'à ce qu'il atteigne à nouveau le point de transition, moment où l'ensemble du jet est fusionné avec la partie Okubo existante du panache. Dans ce cas, la superficie et le volume du panache du jet sont ajoutés à la superficie et au volume du panache d'Okubo, respectivement, et la nouvelle profondeur du panache d'Okubo est calculée à partir de la superficie et du volume résultants. On peut considérer ce modèle comme représentant une série de bouffées qui croissent selon la dynamique du jet et sont séquentiellement incorporées dans un panache qui croît selon la relation d'Okubo. Ce processus se produit jusqu'à la fin de la période de rejet, alors que toute solution de jet restante est fusionnée avec le panache d'Okubo, et celui-ci continue de croître selon la relation d'Okubo.

4. *Modèle « jet-Okubo »* : Il est possible d'affiner le modèle de bouffées ci-dessus en supposant une transition continue entre les solutions en champ proche et en champ lointain. Comme dans le modèle de bouffées, le panache est composé de deux parties : une qui croît horizontalement et verticalement comme le décrit le modèle d'Okubo ci-dessus, et une autre qui croît selon la dynamique du jet. La partie jet croît initialement selon la solution en régime permanent jusqu'à ce que la vitesse sur l'axe du jet soit égale à la vitesse du courant ambiant. À ce stade, au lieu d'incorporer la totalité de la partie jet dans un panache qui croît selon la relation d'Okubo, seule la partie qui sort de l'extrémité du jet au cours du pas de temps suivant est incorporée dans le panache d'Okubo. La modification de la superficie du panache d'Okubo due au fluide s'écoulant hors du jet, dA , est donnée par :

$$dA = R_c(x^* + \Delta t u^*)(x^* + \Delta t u^* + x_{\text{source}}) - R_c(x^*)(x^* + x_{\text{source}}), \quad (25)$$

où x^* et u^* sont respectivement l'emplacement et la vitesse sur l'axe au point de transition entre le champ proche et le champ lointain modélisés. Théoriquement, la variable u^* est égale à la vitesse du courant ambiant, mais dans la pratique elle peut différer légèrement de cette valeur en raison de la discrétisation numérique. Le changement de volume, dV , du panache d'Okubo est calculé de manière similaire à l'aide de l'équation du volume d'un cône.

La superficie totale du panache est la somme de la superficie du jet et de la superficie du panache d'Okubo. Une fois que le jet a atteint sa taille « terminale », il reste constant jusqu'à la fin du rejet, tandis que la partie en champ lointain augmente en raison de l'éjection du fluide hors du jet et de la diffusion horizontale selon la relation d'Okubo. À la fin de la période de rejet, la partie jet se rétrécit en commençant à l'endroit du rejet jusqu'à ce qu'elle soit entièrement incorporée dans le panache d'Okubo. Dans le modèle, la croissance du panache est calculée selon la séquence suivante : 1) si elle est

différente de zéro, la croissance de la partie Okubo est calculée; 2) la croissance de la partie jet est calculée; 3) si le jet s'écoule dans la partie Okubo, alors dA et dV sont ajoutés à la superficie et au volume de la partie Okubo, respectivement, et une nouvelle profondeur de cette partie du panache est calculée à partir des nouvelles valeurs résultantes.

Pour tous les modèles ci-dessus, la masse totale de pesticide dans le panache à un pas de temps donné est obtenue par l'équation suivante :

$$M^n = M^{n-1} + \Delta t Q C(t), \quad (26)$$

où $C(t)$ est défini par l'équation (19). La concentration moyenne dans le panache à un moment donné est simplement la masse totale de pesticide dans le panache divisée par le volume de celui-ci. Les modèles déterminent à quel moment la concentration moyenne tombe en dessous de la valeur NQE.

Les modèles décrits ci-dessus sont des modèles simples qui s'appuient sur de nombreuses hypothèses et négligent de nombreux paramètres. Nous décrivons certains des aspects les plus importants ci-dessous :

- Aucun des modèles simples ne tient compte de l'emplacement.
- Le modèle d'Okubo suppose une profondeur de mélange initiale, h_{mix} , qui doit être fournie par l'utilisateur. Il revient à celui-ci de déterminer une valeur appropriée. Les résultats peuvent être sensibles à cette valeur.
- Pour la partie Okubo du modèle, la croissance dans la direction verticale est régie par le coefficient de diffusivité verticale, K_z . Ce paramètre doit être déterminé empiriquement et fourni par l'utilisateur.
- Dans tous les modèles, le mélange vertical est limité par une profondeur maximale à laquelle le mélange peut se produire, H_{max} . Ce paramètre doit être déterminé empiriquement et être fourni par l'utilisateur.
- La dynamique des jets utilisée dans ce modèle est celle d'un jet rond en régime permanent se déversant dans un environnement sans limite et sans écoulement.
 - Pour le modèle de rejet par un bateau vivier, on suppose que le jet est expulsé horizontalement à la surface. Pour tenir compte de ce point, la surface de l'eau coupe en deux le jet et seule la partie sous l'eau est prise en compte.
 - Pour les rejets par un bateau vivier, il faut tenir compte de la dynamique des eaux réceptrices qui change à la fois dans l'espace et dans le temps. Dans ce modèle, la vitesse du courant ambiant est présumée être constante et est utilisée pour déterminer la taille du jet.
 - Aucune de ces hypothèses ne tient compte de manière adéquate de la nature complexe d'un jet de surface dans un écoulement ambiant non permanent.
- L'hypothèse selon laquelle le jet du bateau vivier est expulsé horizontalement près de la surface de la mer peut ne pas être représentative de la configuration de rejet par tous les bateaux viviers.
- Pour le modèle de jet utilisé dans les modèles de jet, de bouffées et de jet-Okubo, on suppose que le jet s'établit instantanément en régime permanent sans passer par la zone initiale d'établissement. De plus, le champ intermédiaire, là où se fait la transition entre le

champ proche (c'est-à-dire le modèle de jet en régime permanent) et le champ lointain (c'est-à-dire le modèle d'Okubo), n'est pas pris en compte.

- La transition entre la solution en champ proche et la solution en champ lointain dans les modèles de bouffées et de jet-Okubo se produit lorsque la vitesse du jet sur l'axe est la même que la vitesse du courant ambiant. La direction du vecteur vitesse du courant ambiant n'est pas prise en compte; elle pourrait avoir un effet significatif sur la croissance d'un panache de rejet.

Scénarios d'essai

Les quatre modèles simples décrits ci-dessus ont été exécutés à l'aide des données d'entrée correspondant aux expériences sur le terrain réalisées par Page *et al.* (2015), qui sont présentées dans la figure 13. Pour tous les passages du modèle, on utilise un diamètre de tuyau de rejet de 0,5 m, $K_z = 0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ et $H_{\text{max}} = 20 \text{ m}$. Comme le débit exact du rejet était inconnu, on a utilisé pour chacun des débits de $1\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et $3\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Pendant l'étude sur le terrain, on a déployé des courantomètres sur le fond près du site de rejet par le bateau vivier. Le courant ambiant au moment du rejet a été fixé à la valeur moyenne verticale de ces données au moment du rejet. Bien qu'il soit préférable d'utiliser les valeurs de surface, l'un des enregistrements du courantomètre présentait d'importantes lacunes dans les données près de la surface et donc, par souci de cohérence, on a utilisé dans tous les cas les valeurs moyennes verticales. La figure 14 compare la superficie prévue des panaches, ce dont nous traitons ci-dessous.

Scénario 1 : Le rejet par le bateau vivier a eu lieu le 5 août 2011 entre 13 h 11 et 14 h 6 UTC, ce qui donne une durée de rejet de 55 minutes. Le bateau était arrimé à la cage traitée et l'eau de traitement a été rejetée sur le côté opposé à la cage. Le panache de rejet a été dévié par le courant et a augmenté approximativement dans une direction perpendiculaire au sens du rejet. L'évolution du panache n'a pas été grandement perturbée par la présence des cages à poissons. La figure 13a montre les contours des panaches de colorant, et cette figure présente également l'évolution temporelle de la taille des panaches. L'heure de chaque observation a été prise comme étant le temps médian entre le début et la fin associés de chaque moment de délimitation du panache. La simulation a été exécutée jusqu'à la dernière heure d'observation, soit 14 h 33 UTC, pour une durée totale de simulation de 82 minutes. La comparaison de l'évolution temporelle observée de la superficie du panache par rapport aux superficies prévues est présentée sur la rangée supérieure de la figure 14. Tous les modèles sous-estiment la taille du panache de rejet. Le modèle de bouffées donne la plus petite sous-estimation.

Scénario 2 : Le rejet par le bateau vivier a eu lieu le 5 août 2011, à partir de 15 h 6 UTC. Il convient de noter que la fin de la période de rejet n'est pas indiquée dans Page *et al.* (2015). Ce rejet par le bateau vivier a eu lieu au même endroit que dans le scénario 1, mais le rejet s'est fait de l'autre côté du bateau, directement dans la cage à poissons. Comme l'heure de la fin du rejet n'était pas indiquée, on a utilisé dans le modèle 15 h 55 UTC comme heure où le panache semblait se détacher du bateau vivier, soit une durée présumée de rejet de 49 minutes. La simulation a été effectuée jusqu'au dernier moment d'observation à 16 h 3 m 30 s UTC, soit une durée totale de simulation de 57,5 minutes. La figure 13b présente les contours des panaches de colorant, ainsi que l'évolution temporelle de la taille des panaches. La comparaison de l'évolution temporelle observée de la superficie du rejet avec les superficies prévues est présentée sur la rangée du milieu de la figure 14. Dans ce cas, le modèle de bouffées et le modèle de jet-Okubo surestiment rapidement la taille du panache. Comme le jet est expulsé directement dans la cage à poissons, la dynamique est plus compliquée et on ne voit pas clairement quels mécanismes dominent l'écoulement. On ne s'attend pas à ce que le modèle de

jet avec $Q = 3\,000\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ donne les meilleurs résultats et nous ne recommandons pas de tirer des conclusions de ce scénario, car il y a peu de données pour valider les modèles.

Scénario 3 : Le rejet par le bateau vivier a eu lieu le 17 novembre 2011 entre 14 h 37 et 14 h 59 UTC. Le bateau était arrimé à la cage pendant le traitement et l'eau de traitement a été évacuée par le côté du bateau, en direction opposée de la cage. Le panache de rejet s'est d'abord éloigné du bateau, mais a rapidement été dévié par le courant ambiant vers les cages à poissons. Cela a eu un effet sur la croissance du panache de rejet et a également entravé la capacité des travailleurs sur le terrain à délimiter le contour du rejet. Les données recueillies sur le contour des panaches de colorant sont présentées dans l'image ci-dessous. La figure 13c montre également l'évolution temporelle de la taille du panache. La comparaison de l'évolution temporelle observée de la superficie du rejet, par rapport aux superficies prévues, est illustrée sur la rangée du bas dans la figure 14. La simulation a été réalisée jusqu'à la dernière heure d'observation, soit 15 h 37 UTC, pour une durée totale de simulation de 60 minutes. Dans ce scénario, la période de rejet est relativement courte, soit 22 minutes, par rapport à 55 et 49 minutes pour les scénarios 1 et 2, respectivement. En raison de cette brève durée du rejet, la vitesse du jet sur l'axe n'atteint jamais la vitesse du courant ambiant pendant la période de rejet lorsque le débit de rejet est de $3\,000\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, et donc les résultats des modèles de jet et de bouffées sont identiques.

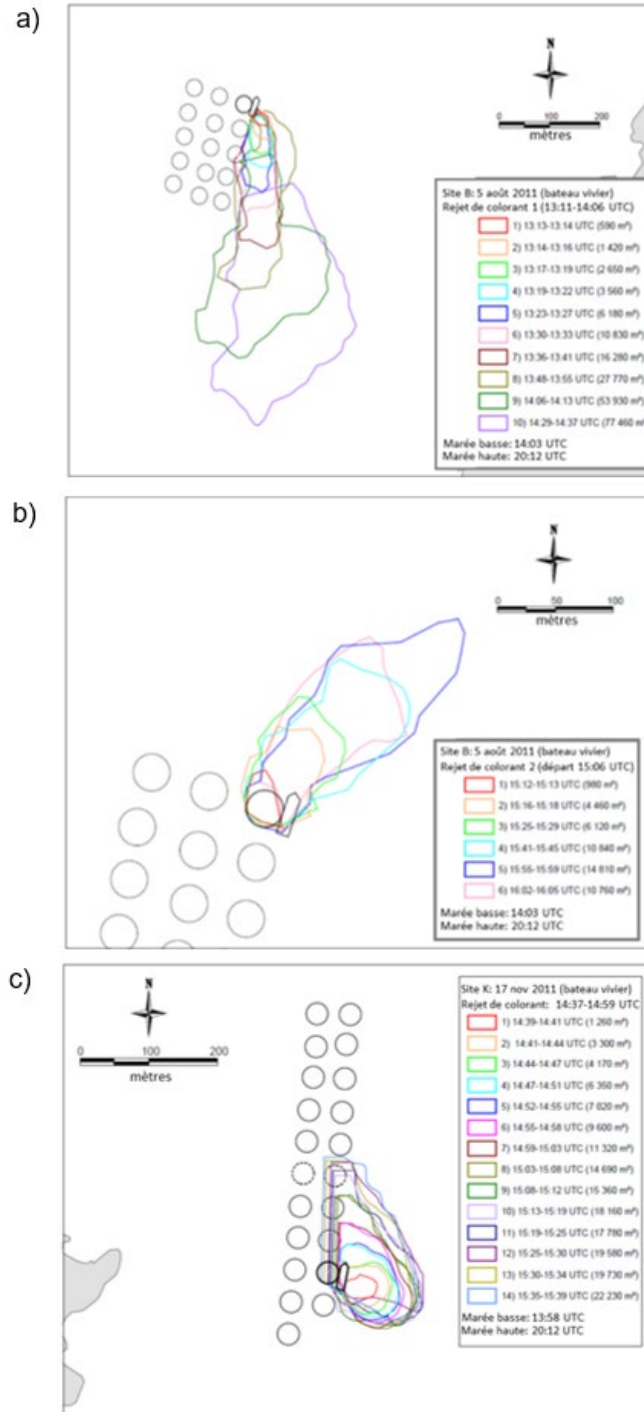


Figure 13. Résultats obtenus sur le terrain pour les scénarios d'essai modèle avec bateau vivier : a) scénario 1 : figure 67 de Page et al. (2015); b) scénario 2 : figure 68 de Page et al. (2015); c) scénario 3 : figure 69 de Page et al. (2015). Les polygones colorés indiquent le contour des panaches de colorant. Le polygone noir indique l'emplacement du bateau vivier au moment du rejet.

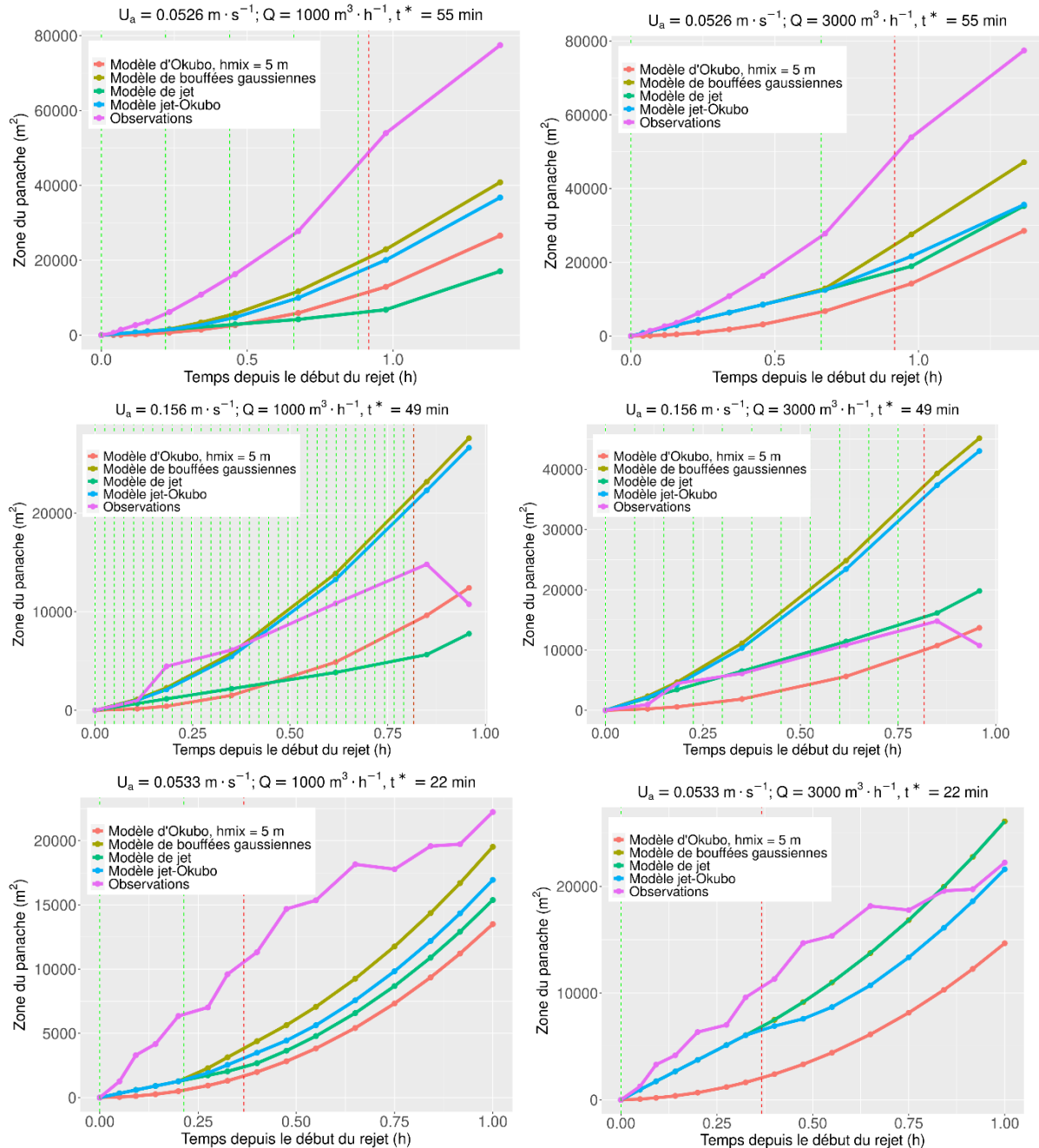


Figure 14. Comparaison des superficies de panache prévues à partir des modèles simples proposés et des observations de Page et al. (2015) pour les scénarios 1 (rangée supérieure), 2 (rangée du milieu) et 3 (rangée du bas). Pour tous les passages des modèles, le diamètre du tuyau, d , est fixé à 0,5 m, le coefficient de diffusivité horizontale, K_z , est de $0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, la concentration initiale dans le bateau vivier est de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, le volume du vivier est de 330 m^3 . U_a est la vitesse des eaux réceptrices et t^* est le temps du rejet. On a utilisé deux débits de rejet pour l'exécution des modèles : $Q = 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (colonne de gauche) et $Q = 3000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (colonne de droite). Les lignes verticales vertes représentent les moments où le jet est converti en un panache d'Okubo dans le modèle de bouffées. Les lignes verticales rouges indiquent la fin du rejet par le bateau vivier.

Discussion des résultats

Il est difficile de tirer des conclusions à partir des résultats des modèles sur la base des données de terrain limitées. À tous les passages, le modèle d'Okubo sous-estime la taille observée du panache. Les résultats des autres modèles dépendent de la vitesse du courant ambiant, du débit de rejet et de la durée du rejet. En outre, les conditions variables dans lesquelles l'eau de traitement a été rejetée lors de l'étude sur le terrain ont eu un effet important sur le comportement du panache. Sur la base des observations limitées sur le terrain, lorsque l'eau de traitement est rejetée loin de la cage et que les courants ambiants sont également dans une direction opposée à la cage, comme dans le scénario 1, le modèle de bouffées ou le modèle de jet-Okubo sont plus appropriés. Lorsque l'eau de traitement est rejetée directement dans une cage à poissons, comme dans le scénario 2, le modèle d'Okubo est probablement un meilleur choix, car il semble que la présence de la cage a un effet amortissant sur la dynamique du jet. Lorsque l'eau de traitement est rejetée loin du réseau de cages puis est ramenée vers les cages par le courant ambiant, le modèle de bouffées ou le modèle de jet-Okubo donnent les meilleurs résultats. Cependant, dans le scénario 1 où le panache de rejet n'interagit pas avec le réseau de cages, tous les modèles sous-estiment la superficie du panache. Comme le réseau de cages entrave la croissance du panache dans le scénario 3, les résultats du modèle sont plus conformes aux observations.

Les résultats présentés ci-dessus indiquent que les modèles simples proposés ici ne fournissent pas d'estimations précises de la superficie d'un panache de rejet. Cependant, il faut noter que les résultats des modèles donnent tous le bon ordre de grandeur, ce qui est probablement le mieux que l'on puisse obtenir avec des modèles aussi simples. Nous pensons que ces modèles peuvent être utiles pour prévoir les concentrations et le temps requis pour atteindre une valeur NQE spécifiée. Les modèles ci-dessus ont tous été exécutés avec une concentration initiale dans le bateau vivier de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, un volume du vivier de 330 m^3 (Page et al. 2015) et une concentration NQE de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les concentrations prévues sont indiquées sur la figure 15. Tous les profils de concentration présentent un comportement similaire, à savoir que la concentration atteint un pic après le premier pas de temps, puis diminue au fur et à mesure que la taille du panache continue de croître et que la concentration dans le vivier est diluée. Le modèle d'Okubo donne les concentrations les plus élevées, ce qui n'est pas surprenant, car il prévoit systématiquement la plus petite superficie. Lorsque les débits sont de $1\,000$ et $3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, les concentrations maximales moyennes sont de $99,92$ et $99,75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement. Les concentrations initiales pour les modèles de jet, de bouffées et de jet-Okubo sont identiques, car au début de la simulation, les modèles sont tous basés sur un comportement de jet. Lorsque les débits de rejet sont de $1\,000$ et $3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, les concentrations maximales moyennes sont respectivement de $80,12$ et $25,31 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Si la vitesse de rejet était plus lente que la vitesse du courant ambiant, le modèle de bouffées et le modèle de jet-Okubo donneraient les mêmes résultats que le modèle d'Okubo, car il n'y aurait pas de partie jet dans les modèles. Les temps requis pour que la concentration atteigne la concentration NQE sont donnés dans le Tableau 5. Avec un débit de rejet plus élevé, on atteint la concentration NQE plus rapidement qu'avec un débit de rejet plus faible, quel que soit le modèle. Le modèle d'Okubo prend le plus de temps pour atteindre la concentration NQE, dans tous les cas. Les temps requis pour atteindre la concentration NQE, pour les autres modèles, dépendent de la vitesse du courant ambiant, du débit de rejet et de la durée du rejet. Une estimation prudente consisterait à utiliser le temps requis pour atteindre la concentration NQE tel que déterminé par le modèle d'Okubo, car il est probablement plus long qu'en réalité, étant donné que le modèle d'Okubo sous-estime constamment la taille des panaches. Malheureusement, il n'y a pas suffisamment de données de terrain pour valider le volume du panache, ce qui influe directement sur les concentrations prévues. De plus, une étude plus approfondie est nécessaire pour établir la relation entre le débit de rejet et le temps requis pour

atteindre la concentration NQE. Il est à noter que les modèles estiment la concentration moyenne et non la concentration maximale.

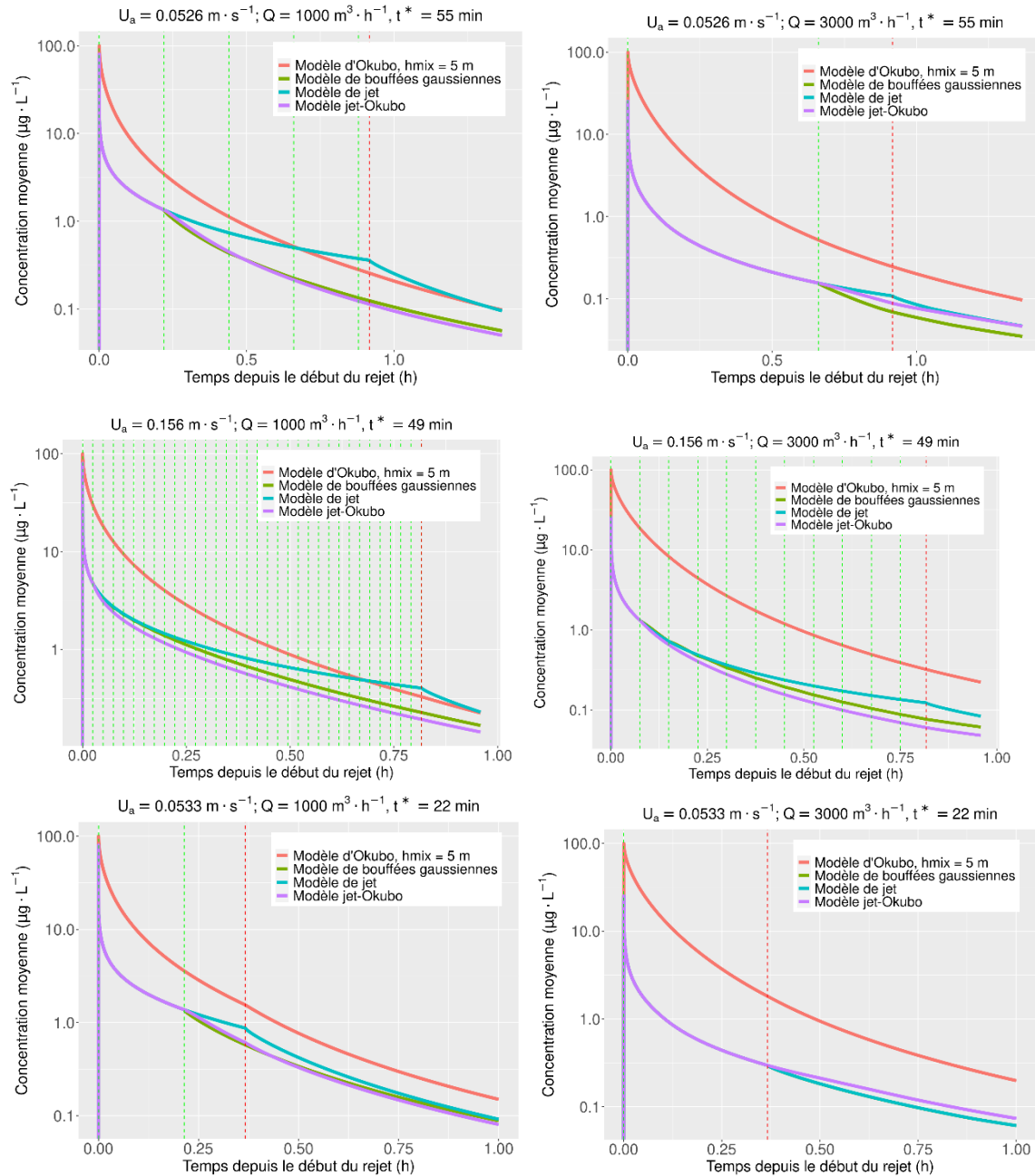


Figure 15. Comparaison des concentrations prévues par les modèles simples proposés en utilisant les paramètres des observations sur le terrain de Page et al. (2015) pour les scénarios 1 (rangée du haut), 2 (rangée du milieu) et 3 (rangée du bas). On notera que les concentrations sont tracées selon une échelle logarithmique. Pour toutes les exécutions des modèles, le diamètre du tuyau, d , est fixé à $0,5 \text{ m}$, le coefficient de diffusivité horizontale, K_z , est de $0,01 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, la concentration initiale dans le vivier est de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, le volume du vivier est de 330 m^3 . U_a est la vitesse des eaux réceptrices et t^* est le temps du rejet. Les modèles ont été exécutés avec deux débits de rejet : $Q = 1\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (colonne de gauche) et $Q = 3\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (colonne de droite). Les lignes verticales vertes désignent les moments où le jet passe du modèle d'Okubo au modèle de bouffées. Les lignes verticales rouges indiquent la fin du rejet par le bateau vivier.

Tableau 5. Temps (arrondi à la minute la plus proche) pour atteindre une concentration NQE de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, en supposant une concentration initiale dans le bateau vivier de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et un volume du vivier de 330 m^3 .

		Scénario 1		Scénario 2		Scénario 3	
		1 000	3 000	1 000	3 000	1 000	3 000
Modèle		Débit du rejet ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$)					
Modèle	Okubo	81	81	*	*	*	*
	Jet	81	56	*	53	58	44
	Bouffées	62	47	*	42	57	44
	Jet-Okubo	58	52	*	36	54	50

* La concentration ne diminuait pas sous le seuil de la concentration NQE pendant la simulation.

Comme les modèles simples décrits ci-dessus sont sensibles aux paramètres d'entrée, nous examinons les effets du débit du rejet et de la vitesse du courant ambiant sur les résultats du modèle jet-Okubo pour le scénario 1. Nous avons choisi ce scénario, car il représente la configuration de rejet la plus simple : loin du réseau de cages dans un courant qui ne ramène pas le panache de rejet vers les cages. Nous avons exécuté le modèle jet-Okubo avec des débits de rejet de $Q = 1\,000$ et $3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ dans un courant ambiant récepteur de $0,01$ et $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Ces conditions représentent des débits de rejet faible et élevé, et des vitesses de courant faible et élevée. La figure 16 présente les valeurs prévues de la superficie du panache, sa profondeur, son volume et la concentration moyenne du produit chimique de traitement.

La figure 16a montre qu'un débit de rejet plus important donne des superficies plus grandes. Pour un diamètre de tuyau donné, qu'on présume ici être de $0,5 \text{ m}$ dans tous les scénarios, la vitesse centrale à un endroit donné sur l'axe du jet est proportionnelle au débit de rejet, selon les équations (16) et (17). En outre, nous tirons de l'équation (22) ce qui suit :

$$\frac{dx_{\text{jet}}}{\Delta t} = \frac{6,2d U}{x_{\text{jet}}}, \quad (27)$$

En supposant que $x_{\text{jet}} = 0$ à $t = 0$, la solution de l'équation (27) donne :

$$x_{\text{jet}} = \sqrt{12,4 d U t}, \quad (28)$$

Par conséquent, lorsque tous les autres paramètres sont égaux, la partie jet du panache est plus grande pour les débits de rejet plus élevés. On observe que lorsque la vitesse du courant ambiant augmente, la taille du panache augmente. Si on utilise une vitesse de courant ambiant plus élevée, la partie jet du panache est plus petite, car la vitesse du jet sur l'axe atteindra la vitesse du courant ambiant plus tôt. Il ressort de ce résultat que la superficie de la partie Okubo du panache croît plus rapidement que la partie jet. Cela permet également d'expliquer les différences entre les superficies prévues par les simulations avec $Q = 1\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, $U_a = 0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (simulation 5c) et $Q = 3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, $U_a = 0,01 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (simulation 5b). Initialement, dans la simulation 5b, le jet croît plus rapidement que dans la simulation 5c, car le débit de rejet est plus élevé. Cependant, comme la vitesse du courant ambiant est plus élevée pour la simulation 5c, la vitesse du jet sur l'axe atteindra la vitesse du courant ambiant plus tôt

(Tableau 6), et donc le panache d'Okubo commence à croître plus tôt et la taille totale du panache dépasse celle de la simulation 5b, comme le montre la figure 16a.

Les résultats pour les profondeurs prévues des panaches sont illustrés sur la figure 16b. Comme le panache ne comporte initialement qu'une partie jet dont la croissance dépend du débit de rejet, l'approfondissement initial du panache est le même pour les simulations avec le même débit de rejet (5a et 5c, et 5b et 5d). La partie jet du panache cesse de croître à t' , c'est-à-dire le moment où la vitesse du jet sur l'axe est égale à la vitesse du courant ambiant et est donnée par :

$$t' = \frac{12,4 Q}{U_a^2 \pi d} \quad (29)$$

(voir le Tableau 6). Ainsi, pour le même débit de rejet, la partie Okubo du panache commence à croître plus tôt pour des vitesses de courant ambiant plus importantes. La profondeur de cette partie du panache est régie par l'équation (21) et dépend de la profondeur initiale D_0 qui est déterminée par la taille de la partie jet lorsque la transition se produit. Ainsi, plus le jet grossit, plus la profondeur initiale est importante (jusqu'à ce que la profondeur maximale h_{mix} soit atteinte). D'après l'équation (18), la longueur du jet à laquelle la profondeur maximale est atteinte est donnée par $x_{\text{jet}} = (2H_{\text{mix}} - d)/2\alpha$, ce qui représente environ 102 m pour les valeurs utilisées ici. En substituant cette valeur dans (28), le temps où la profondeur maximale est atteinte dans la partie jet du modèle est donné par :

$$t = \frac{\pi d}{49,6 Q} \left(\frac{2H_{\text{mix}} - d}{2\alpha} \right)^2 \quad (30)$$

Ce temps est d'environ 20 et 7 minutes pour des débits de rejet de 1 000 et 3 000 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, respectivement. Si on compare ces valeurs avec t' dans le Tableau 6, nous voyons que dans les simulations 5a, b et d, les profondeurs maximales sont atteintes dans la partie jet (il faut noter que puisque le volume du jet est une partie de cône, la profondeur moyenne dans le jet n'atteint jamais le maximum). La valeur modélisée de la profondeur est une combinaison des facteurs ci-dessus : la rapidité avec laquelle la vitesse du jet sur l'axe atteint le courant ambiant et la profondeur à laquelle le jet se développe avant de se jeter dans le panache d'Okubo.

Les volumes prévus sont présentés dans la figure 16c. Le volume du panache est le produit de la superficie du panache et de la profondeur moyenne et est déterminé par le comportement de ces deux variables. Il est clair que les deux simulations avec les valeurs extrêmes (5a et 5d) ont un comportement similaire à celui de la superficie du panache. Les volumes prévus par les deux autres simulations se situent entre ces deux extrêmes.

Les concentrations prévues sont indiquées à la figure 16d. Comme pour les simulations précédentes, les concentrations atteignent un pic dans les premiers pas de temps, à une valeur qui dépend du débit de rejet (Tableau 6). Après cela, elles diminuent rapidement. Les valeurs NQE sont atteintes plus rapidement avec des débits de rejet et des courants ambiants plus élevés.

Tableau 6. Résultats de l'exécution du modèle jet-Okubo pour le scénario 1 en supposant une concentration initiale dans le bateau vivier de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, un volume du vivier de 330 m^3 , et une concentration NQE de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. C_{moy} est la concentration moyenne prévue dans le panache prévu, et t' est le temps où la vitesse du jet sur l'axe est égale à la vitesse du courant ambiant. Le modèle a été exécuté pour des scénarios idéalisés avec $Q = 1\,000$ et $3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ et $U_a = 0,01$ et $0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Tous les autres paramètres sont les mêmes que pour le scénario 1.

Simulation	U_a ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	Q ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$)	t' (min)	x à la taille max. du jet (m)	$\max[C_{moy}]$ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	t_{nqe} (min)
5a	0,01	1 000	365 ⁺	170,188 ⁺⁺	80,12	+
5b	0,01	3 000	1 096 ⁺	294,764 ⁺⁺	25,32	60
5c	0,10	1 000	4	43,877	80,12	63
5d	0,10	3 000	11	131,637	25,32	35

⁺ La vitesse sur l'axe n'atteignait pas la vitesse du courant ambiant pendant le rejet.

⁺⁺ Longueur du jet à la fin de la période de rejet.

⁺ La concentration ne diminuait pas sous le seuil NQE pendant la simulation.

Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, l'application pratique de ces simples modèles de bateaux viviers consiste à prévoir la concentration moyenne. Comme les modèles ont tendance à sous-estimer le panache de rejet, la concentration moyenne est probablement surestimée, ce qui est en accord avec une approche de précaution. Dans le cas de l'exploitation piscicole anonyme décrite à la section précédente sur les traitements avec bâches (figure 11), nous prévoyons le temps requis pour atteindre une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avec une concentration initiale de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En utilisant la vitesse médiane du courant de $8,3 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (figure 11) comme vitesse du courant ambiant, les temps prévus pour atteindre la concentration NQE sont donnés dans le Tableau 7. Il est à noter que le temps prévu le plus long pour atteindre la concentration NQE est environ un dixième du temps pour le traitement avec bâches, d'après les valeurs de la figure 15 et de la figure 16 et en supposant une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui est cohérent avec la valeur utilisée à la section Traitements avec bâches. Dans de nombreuses situations, en particulier si l'évolution du panache de rejet par le vivier n'interagit pas avec l'infrastructure de l'exploitation piscicole, le temps de dilution pour atteindre la concentration NQE est souvent bien inférieur. Il faut souligner que les conclusions présentées ici sont basées sur une seule configuration de bateau vivier. Les modèles devraient être évalués pour qu'on puisse les utiliser avec des bateaux viviers modernes et des protocoles de rejet qui comportent l'utilisation de plus grands viviers, ainsi que des configurations et des débits de rejet variables.

Tableau 7. Temps (arrondis à la minute la plus proche) pour atteindre une concentration NQE de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avec une concentration initiale de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour tous les passages du modèle, le diamètre du tuyau, d , est de $0,5 \text{ m}$, le coefficient de diffusivité horizontale, K_z , est de $0,01 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$, la concentration initiale dans le vivier est de $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, le volume du vivier est de 330 m^3 et la vitesse des eaux réceptrices, U_a , est de $8,3 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

Modèle	$Q = 1\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	$Q = 3\,000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$
Okubo	28	29
Jet	19	6
Bouffées	13	6
Jet-Okubo	13	6

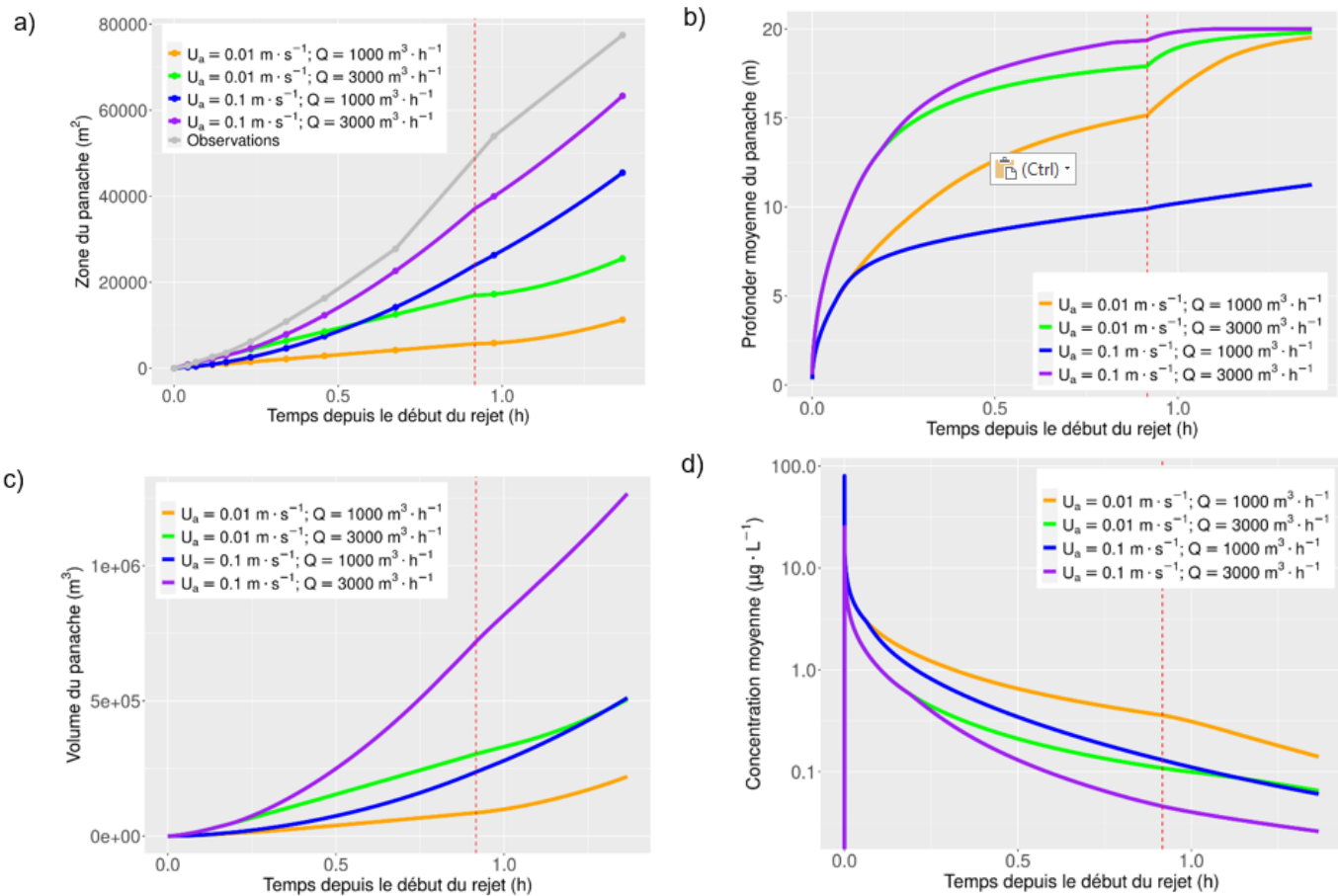


Figure 16. Résultats du modèle de jet-Okubo : a) superficie du panache, b) profondeur du panache, c) volume du panache et d) concentration moyenne du pesticide de traitement dans le panache (échelle logarithmique). Le modèle a été exécuté pour des scénarios idéalisés avec $Q = 1\,000$ et $3\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et $U_a = 0,01$ et $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Tous les autres paramètres sont les mêmes que pour le scénario 1.

PREVISION DES CONSEQUENCES DE L'EXPOSITION AUX PESTICIDES

Comme nous l'avons indiqué à la section Conséquences de l'exposition : Seuils ou normes de qualité environnementale du présent document, les conséquences des expositions prévues ne sont pas explicitement modélisées. On en déduit qu'il y a des conséquences toxiques lorsque les concentrations de l'exposition sont supérieures aux seuils d'effet ou lorsque les concentrations et les durées d'exposition sont toutes deux supérieures aux seuils.

APPLICABILITE DES MODELES D'EXPOSITION A LA SITUATION CANADIENNE

Au Canada, la pisciculture avec cages en filet est pratiquée dans plusieurs régions du pays et est supervisée par plusieurs ministères provinciaux et fédéraux. Chaque région possède ses particularités océanographiques, ses propres enjeux environnementaux et des points de vue culturels uniques, ainsi qu'une réglementation différente. Bien qu'il existe des points communs entre les régions, les particularités et les différences peuvent influencer sur la pertinence d'un modèle lorsqu'on tient compte des priorités d'une région.

La majorité des modèles décrits à la section NOUVEAUX MODELES POUR UNE APPLICATION PRATIQUE POTENTIELLE peuvent être appliqués avec un minimum de données propres au site. Le modèle de la ZEP requiert uniquement la vitesse du courant et un temps de dilution ou de décroissance, et on peut donc l'appliquer à de nombreux sites différents. En revanche, le modèle de Gillibrand et Turrell (1997) a été élaboré pour simuler des scénarios de traitement possibles dans un système de lochs en Écosse, et à ce titre il peut ne pas être applicable à d'autres situations hydrographiques. Les modèles examinés dans le présent document ont été conçus pour répondre à une série de questions. Il n'est pas toujours aisé de décider quel modèle répond le mieux à une situation particulière.

Il existe de nombreux modèles, chacun possédant ses forces et faiblesses. Lorsqu'on examine ces modèles dans le contexte des conditions hydrographiques, des espèces et des climats variés que l'on retrouve au Canada, il est manifeste qu'il n'existe pas de solution unique.

En définitive, l'applicabilité d'un modèle dépend des priorités d'une région. Pour une région qui nécessite des prévisions détaillées de l'exposition, on pourrait envisager d'utiliser un modèle hydrodynamique complet. Bien que les modèles hydrodynamiques puissent fournir des renseignements très détaillés, leur mise en œuvre dans une nouvelle région peut prendre du temps et être coûteuse. Par conséquent, les modèles hydrodynamiques sont un mauvais choix lorsque la rapidité ou le coût sont des facteurs importants. Dans un tel cas, un modèle plus simple, comme le modèle de la ZEP, peut être un choix plus approprié. Le modèle de la ZEP peut être utilisé rapidement et nécessite peu d'intrants. Cependant, il fournit des résultats grossiers plutôt que détaillés.

DISCUSSION

La modélisation des rejets de pesticides de bain pour combattre le pou du poisson dans l'industrie aquacole est une tâche difficile. Nous avons passé en revue une série de modèles publiés dans la littérature et nous avons exploré de nouveaux modèles simples. À l'exception du modèle BathAuto (SEPA 2008), qui a été élaboré expressément pour l'octroi de permis de rejet de pesticides en Écosse, et du modèle de la ZEP, qui est en cours de développement et est utilisé par le MPO pour le choix des sites, nous ne connaissons aucun autre modèle qui ait été élaboré à des fins réglementaires. Plusieurs points importants doivent être pris en compte lorsqu'on choisit un modèle à des fins réglementaires. On doit notamment savoir quel est le but du modèle et quels problèmes il permet de résoudre. On doit connaître le délai requis pour obtenir une réponse, et l'expertise disponible pour l'exécution du modèle. Enfin, on doit

connaître les modèles hydrodynamiques existants et leur pertinence près des zones d'intérêt. Parmi ces considérations, la première est la plus importante : pour choisir un modèle approprié, il faut connaître la question à laquelle on veut répondre et le type de réponse recherchée (en ce qui concerne les résultats du modèle).

La complexité des modèles est variable. Les modèles simples sont généralement plus faciles et plus rentables à mettre en œuvre et peuvent donner des renseignements utiles en fonction de la façon dont les hypothèses sous-jacentes du modèle s'appliquent à la situation. Les modèles simples peuvent être utilisés pour aider à comprendre les variables qui influent sur l'exposition et pour étudier la sensibilité des modèles aux intrants. De nombreux modèles simples peuvent fournir des estimations de l'ordre de grandeur pour ce qui est de la dilution, des durées d'exposition et des zones d'exposition. Pour ces raisons, notre point de vue est similaire à celui d'Henderson *et al.* (2001), c'est-à-dire que les modèles simples peuvent jouer un rôle important dans la prise de décisions réglementaires et devraient être utilisés s'ils sont appropriés pour une situation donnée.

Nous avons examiné et décrit en détail plusieurs modèles simples : le modèle basé sur la relation d'Okubo, raffiné et développé par Page *et al.* (2015), le modèle de la ZEP, et plusieurs modèles simples de rejet par les bateaux viviers qui fusionnent le rejet initial sous forme de jet dans un panache de fond dispersé selon la relation d'Okubo. Le modèle de diffusion d'Okubo est une relation empirique basée sur des mesures de terrain. Il présente des avantages par rapport à la diffusion fickienne, utilisée dans les modèles écossais antérieurs. Lorsque la diffusion fickienne est utilisée, le coefficient de diffusivité doit être spécifié. En outre, la diffusion fickienne ne tient pas compte du fait que le coefficient de diffusivité augmente avec la taille du panache et sous-estime donc la croissance de celui-ci.

Les simulations des modèles simples examinés ici ont fourni des renseignements utiles. Les résultats de tous les modèles étaient sensibles aux intrants, notamment la vitesse du courant ambiant et le débit de rejet par le bateau vivier, et cette sensibilité devrait être étudiée plus à fond. Les résultats du modèle basé sur la relation d'Okubo soulignent qu'une définition adéquate des concentrations NQE et du cadre temporel est requise pour interpréter correctement les résultats. Les modèles de bateau vivier indiquent que le temps requis pour que la concentration soit diluée à un seuil environnemental spécifié est beaucoup plus faible que pour les traitements avec bâches. Les résultats des modèles devraient cependant être considérés comme préliminaires et il est recommandé de poursuivre l'étude et le développement de ces modèles. De plus, les observations de terrain disponibles pour la validation des modèles sont limitées, en particulier pour les rejets par les bateaux viviers. Nous recommandons donc que des études supplémentaires soient menées, car elles sont nécessaires pour faire progresser la précision et l'utilité des modèles.

Même si nous encourageons l'utilisation de modèles simples, cela n'enlève rien à la valeur des modèles plus complexes, y compris les modèles hydrodynamiques, à des fins réglementaires. Il existe plusieurs situations dans lesquelles les modèles simples ne conviennent pas. Une limitation de nombreux modèles simples est que les variations spatiales et temporelles des champs de courant ambiant ne sont pas prises en compte. Ainsi, lorsque de grands déplacements sont prévus, l'incertitude des trajectoires prévues augmente. Le cas échéant, la variabilité spatiale et temporelle des courants devrait être prise en compte. Nous n'avons pas examiné ici la valeur prévue des déplacements si on utilise un modèle simple ou un modèle hydrodynamique. Cependant, nous suggérons les directives suivantes basées sur l'expérience.

- Si la distance prévue de déplacement sur la base d'un seul enregistrement de courant est inférieure à 500 m, les résultats d'un modèle simple peuvent être pratiques et suffisants, car

les données d'un seul enregistrement de courant peuvent être relativement représentatives des variations spatiales et temporelles du courant.

- Si la distance prévue de déplacement sur la base d'un seul enregistrement de courant est supérieure à 500 m, les résultats d'un modèle simple peuvent ne pas être suffisants, car les données de ce seul enregistrement de courant peuvent ne pas être représentatives des variations spatiales et temporelles du courant. On devrait alors envisager l'utilisation d'un modèle hydrodynamique pour estimer les variations spatiales et temporelles du courant et les déplacements connexes.

Les modèles hydrodynamiques ont d'autres usages et permettent notamment de comprendre la circulation générale de la zone. Ceci est particulièrement important pour comprendre les trajectoires des rejets de pesticide de bain, car ceux-ci ont tendance à parcourir de longues distances. De plus, les modèles hydrodynamiques peuvent être utiles pour examiner les effets des traitements simultanés dans plusieurs exploitations piscicoles, ainsi que les effets cumulatifs. Enfin, on devrait envisager l'utilisation d'un modèle suffisamment validé avec une résolution spatiale et temporelle appropriée des courants lorsque les gestionnaires désirent une prévision plus précise et plus exacte.

Bien que les modèles hydrodynamiques permettent d'estimer les variations spatiales et temporelles des courants ambiants, il faut garder à l'esprit que le développement des modèles hydrodynamiques est gourmand en ressources, y compris les ressources informatiques et humaines nécessaires pour mettre en place et exécuter les modèles. En outre, même si les modèles hydrodynamiques peuvent produire des solutions précises, il est nécessaire de les valider par rapport aux observations de terrain pour déterminer et affiner la précision de ces solutions. L'échelle des distances de déplacement étant de l'ordre de quelques kilomètres, il est nécessaire d'effectuer des mesures sur le terrain en de multiples endroits, notamment des mesures du niveau de la mer, des courants, de la température et de la salinité. Pour ce qui est des zones d'exposition prévues par les modèles hydrodynamiques, on devrait prendre en compte l'exactitude et la précision du modèle et on ne devrait pas interpréter les résultats comme étant la représentation exacte de la situation réelle.

Il est important de définir les concentrations NQE et les durées d'exposition appropriées afin d'interpréter correctement les résultats des modèles. De plus, les concentrations NQE et les temps d'exposition jouent un rôle dans le choix des modèles. Pour illustrer ce point, examinons comment les demandes d'établissement de site piscicole sont traitées par le MPO au Canada et par la SEPA en Écosse.

Le MPO a récemment utilisé le modèle de la ZEP dans des demandes d'établissement de site. Il s'agit d'un modèle simple qui produit un cercle centré sur le réseau de cages. Le rayon du cercle est déterminé par une vitesse de courant choisie de façon appropriée et par le temps requis pour que les concentrations des pesticides de traitement se diluent jusqu'à une concentration seuil environnementale donnée. Bien que le MPO n'ait pas officiellement adopté de valeurs NQE, la valeur seuil sélectionnée est un concept équivalent. Le modèle de la ZEP est la première étape d'une approche d'évaluation préliminaire. Il est rapidement et facilement mis en œuvre et fournit une estimation d'ordre de grandeur, car la zone prévue englobe toutes les zones exposées, mais toutes les zones à l'intérieur de la ZEP ne seront pas exposées. Il s'agit toutefois d'un outil puissant, car il fournit aux organismes de réglementation des limites à l'intérieur desquelles ils peuvent rechercher des zones écologiquement sensibles ou des chevauchements potentiellement négatifs. En cas de préoccupations, on peut envisager l'utilisation d'un modèle plus précis et plus exact, tout en tenant compte du temps et des ressources nécessaires à sa mise en œuvre.

La SEPA a récemment révisé ses normes environnementales (SEPA 2019c). Pour l'azaméthiphos, il existe trois normes : les concentrations après 3, 24 et 72 h. Les normes de concentrations sont appliquées 3 et 24 h après chaque rejet individuel et représentent une concentration maximale admissible après ces temps. La norme à plus long terme est appliquée 72 h après le dernier rejet d'une période de traitement et représente la concentration qui ne peut être dépassée dans une zone de plus de 0,5 km². Les demandeurs doivent démontrer qu'un site d'exploitation piscicole proposé est susceptible de respecter les normes environnementales pertinentes (voir en annexe une description des nouvelles directives de modélisation de la SEPA). En outre, la SEPA peut refuser d'accorder l'autorisation de rejeter des pesticides de bain si « un panache insuffisamment dilué est susceptible d'interagir avec des espèces ou des habitats protégés et de présenter un risque pour leur état de conservation, ou de porter atteinte aux intérêts d'autres utilisateurs du milieu marin » (SEPA 2019c). Le demandeur d'un permis d'établissement de site est censé démontrer par modélisation que ces critères sont respectés. La SEPA estime qu'on utilise par défaut la modélisation hydrodynamique.

Ce qui précède illustre deux façons d'interpréter et d'appliquer les normes environnementales, ainsi que deux approches de modélisation. Pour ce qui est des conseils sur le choix des sites d'établissement de piscicultures dans le Canada atlantique, le MPO a adopté une approche simple et facile à mettre en œuvre. La philosophie sous-jacente consiste à examiner ce qui peut être exposé pendant la période au cours de laquelle les concentrations de pesticides sont supérieures à un seuil donné. S'il n'y a rien de préoccupant dans la zone prévue, il n'est pas nécessaire d'utiliser un modèle plus complexe. L'approche de la SEPA se situe à l'autre extrémité du spectre. La SEPA s'attend à ce qu'on utilise des modèles complexes pour prévoir l'évolution spatiale et temporelle des rejets de pesticides et que les résultats de ces modèles soient utilisés pour démontrer que les normes environnementales sont susceptibles d'être respectées et que les zones préoccupantes ne risquent pas d'être exposées à des pesticides insuffisamment dilués. Il revient aux organismes de réglementation de fixer des concentrations NQE et des durées d'exposition appropriées, et également d'indiquer comment ces normes doivent être appliquées. Avec ces renseignements en main, on peut alors choisir des modèles appropriés.

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

- Les processus de transport et de dispersion autour des exploitations piscicoles sont généralement complexes, car ils varient dans le temps et dans l'espace. Il existe peu d'observations sur le transport et la dispersion des pesticides, et il est donc difficile d'évaluer la précision de la plupart des modèles d'exposition. Bien que l'Écosse et le MPO aient mené plusieurs études sur la dispersion des colorants dans le cadre des traitements avec bâches et en vivier, il est nécessaire de disposer d'un échantillon beaucoup plus important pour mieux évaluer les modèles.
- L'hypothèse sous-jacente de la plupart des modèles est que les rejets de pesticides produisent un panache contenant les pesticides de traitement, et que le panache croît et se déplace avec le temps. Les panaches de rejet sont caractérisés par leur taille, leur forme, leur emplacement et la concentration des substances chimiques à l'intérieur du panache.
- Les modèles reposent sur des hypothèses simplificatrices pour rendre le problème traitable. Il existe des modèles de complexité variable qui prévoient une ou plusieurs caractéristiques d'un panache de pesticide.

-
- La façon dont un modèle donné représente une situation particulière dépend des hypothèses formulées par le modèle et de leur caractère raisonnable pour la situation en question.
 - Le choix des modèles dépend dans une large mesure des objectifs de gestion.
 - Il n'existe pas de modèles largement étalonnés et validés pour les panaches subséquents à un traitement avec bâches ou dans un bateau vivier. Les résultats de certains modèles ont été comparés à des ensembles limités d'observations provenant d'un nombre restreint de lieux et de périodes.
 - Relativement peu de modèles ont été élaborés et appliqués à la gestion des pesticides à ce jour. Le modèle BathAuto (SEPA 2008) a été élaboré expressément pour l'octroi de permis de rejet de pesticides en Écosse. Le modèle de zone d'exposition potentielle (ZEP) est en cours de développement et le MPO l'utilise pour formuler des conseils sur le choix des sites d'exploitation piscicole.
 - Nous avons examiné quelques modèles simples dans le présent document : le modèle basé sur la relation d'Okubo, raffiné et développé par Page et al. (2015), le modèle de la ZEP, et plusieurs modèles simples de rejet par les bateaux viviers qui fusionnent le rejet initial sous forme de jet dans un panache de fond dispersé selon la relation d'Okubo. Ces modèles sont tous préliminaires et nécessitent davantage de recherches et de développement.
 - Dans les modèles simples examinés ici, on suppose que le temps de dilution du pesticide est beaucoup plus long que son temps de décroissance, et le temps de décroissance est donc négligé.
 - Les modèles simples examinés dans le présent document indiquent que la zone d'exposition prévue, la concentration et l'emplacement du panache de rejet dépendent de la vitesse du courant ambiant et du choix de la concentration d'exposition environnementale et de son temps d'exposition associé. La définition des NQE appropriées est importante pour une interprétation correcte des résultats des modèles.
 - Les résultats du modèle basé sur la relation d'Okubo indiquent que le choix de la concentration d'exposition dans l'environnement et de la durée d'exposition connexe peut changer les conséquences des résultats du modèle, celui-ci pouvant prévoir un effet, ou aucun. L'hypothèse selon laquelle on doit éviter toute durée d'exposition donnant une concentration supérieure au seuil réglementaire est une hypothèse prudente et préventive.
 - Les résultats des modèles simples pour les bateaux viviers indiquent que le temps requis pour que l'eau de traitement contenant de l'azaméthiphos et rejetée par un bateau vivier se dilue jusqu'à des concentrations inférieures aux concentrations toxiques est environ un dixième du temps fourni par le modèle de la ZEP pour le traitement avec bâches. Si on traite les poissons dans un bateau vivier, on peut calculer la ZEP avec un temps de dilution plus court, ce qui donne un déplacement plus petit et donc une zone d'exposition potentiellement plus petite.
 - Les résultats des modèles simples pour les bateaux viviers indiquent que la dilution en dessous de la concentration seuil est atteinte plus rapidement avec des débits de rejet plus élevés et des courants ambiants plus forts.
 - Les résultats des modèles simples devraient être considérés comme des estimations de l'ordre de grandeur.

-
- Les modèles de traitement avec bâches ou en vivier estiment les temps de dilution et donnent des estimations de premier ordre des domaines d'exposition potentiels associés aux rejets de pesticides de bain.
 - Les résultats des modèles sont sensibles aux hypothèses initiales et leurs résultats ne devraient pas être surinterprétés.
 - Les modèles s'appuient sur de nombreuses hypothèses. Les incertitudes associées à ces hypothèses devraient être mieux comprises et quantifiées.
 - Les modèles simples pour les bateaux viviers examinés dans le présent document tenaient compte de la configuration et de l'exploitation des bateaux viviers selon les données décrites dans Page et al. (2015). Les résultats obtenus peuvent ne pas être applicables à différentes configurations et méthodes d'exploitation des bateaux viviers.
 - Des modèles simples sont utiles pour aider à comprendre les facteurs et les processus qui influent sur l'exposition.
 - Les modèles simples sont facilement et rapidement mis en œuvre et sont probablement les mieux adaptés pour donner des estimations initiales prudentes du potentiel d'exposition.
 - Les modèles hydrodynamiques peuvent fournir des estimations des champs de courant ambiant variant dans l'espace et dans le temps.
 - Les résultats des modèles hydrodynamiques sont des représentations imparfaites de la réalité et leur précision est incertaine. On doit donc les interpréter en conséquence.
 - Les modèles hydrodynamiques n'intègrent pas encore de manière robuste l'influence des cages sur la circulation en champ proche.
 - On devrait envisager d'utiliser des modèles hydrodynamiques lorsque des modèles simples indiquent que des prévisions ou des estimations plus détaillées et plus précises sont nécessaires.
 - Les modèles simples et les modèles hydrodynamiques indiquent que les pesticides peuvent parcourir des centaines ou des milliers de mètres.
 - L'incertitude concernant la distance de déplacement prévue varie selon le modèle choisi et augmente avec la distance de la source du rejet. Des recherches supplémentaires sont requises pour mieux déterminer les critères de sélection des modèles. Cependant, les lignes directrices préliminaires suivantes sont suggérées.
 - Distance inférieure à 500 m : on peut utiliser un modèle simple.
 - Distance supérieure à 500 m : on devrait envisager d'utiliser un modèle hydrodynamique.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

- Les observations concernant le transport et la dispersion des pesticides rejetés par les cages en filet et les bateaux viviers sont rares.
- On dispose de peu d'observations du courant, de la température, de la salinité, du niveau de la mer et des vagues à plusieurs endroits et à plusieurs moments dans un rayon de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres des exploitations piscicoles.
- Les estimations de la dilution et du déplacement des pesticides sont sensibles aux incertitudes des modèles hydrodynamiques et cela n'est pas bien caractérisé.

-
- Il n'existe pas de modèles hydrodynamiques à haute résolution étalonnés et évalués pour toutes les régions du Canada où se pratique la pisciculture.
 - Il subsiste une incertitude quant au degré d'absorption des pesticides par les poissons lorsqu'ils sont dans un bain de traitement.
 - Les estimations du déplacement horizontal des pesticides rejetés sont sensibles aux variations verticales des courants et de la turbulence, et cette sensibilité n'est pas bien connue.
 - Les concentrations initiales de pesticides dans l'eau de bain ne sont pas bien connues, en particulier pour les traitements avec bâches.
 - Peu d'études ont été menées pour vérifier l'hypothèse selon laquelle le taux de dispersion des traceurs (c'est-à-dire les colorants et les dériveurs) représente précisément celui des pesticides.
 - Il y a peu de données facilement disponibles sur les caractéristiques et l'exploitation des bateaux viviers qui seraient pertinentes pour la modélisation des rejets de pesticide.

RECOMMANDATIONS

- Comblent les lacunes dans les connaissances indiquées dans la section ci-dessus.
- Des discussions entre les scientifiques, les gestionnaires de l'environnement et les représentants de l'industrie aquacole devraient avoir lieu pour :
 - mieux définir les objectifs de la modélisation des rejets par les exploitations piscicoles,
 - mieux comprendre la capacité, la sensibilité et la précision des modèles,
 - déterminer les modèles qui conviennent le mieux aux fins de gestion,
 - définir les critères et les procédures d'évaluation des modèles.
- Les modèles devraient être évalués et validés avant d'être largement adoptés à des fins réglementaires, y compris pour un programme de surveillance post-dépôt.
- Il faudrait étudier davantage les relations quantitatives entre les colorants et les pesticides. Ces relations devraient être vérifiées pour tous les pesticides dont l'utilisation est envisagée.
- Les données d'entrée des modèles utilisés à des fins réglementaires devraient être évaluées et acceptées avant qu'elles ne soient utilisées.
- Les modèles devraient être évalués en vue de leur utilisation dans toutes les régions du Canada où l'on pratique la pisciculture dans des cages en filet.
- Les modèles devraient être développés davantage et adaptés aux pesticides et aux scénarios de traitement spécifiques approuvés au Canada.
- On devrait recueillir davantage de données sur les rejets de pesticide de bain.
- Les modèles, y compris le modèle simple d'Okubo, les modèles de bateau vivier et les modèles hydrodynamiques, devraient être affinés et évalués.
- Sur la base de l'expérience acquise, nous recommandons l'approche préliminaire suivante pour le choix des modèles :
 - Lorsque le déplacement prévu à l'aide d'un seul enregistrement de courant est inférieur à 500 m, on peut utiliser un modèle simple.

-
- Lorsque le déplacement prévu à l'aide d'un seul enregistrement de courant est supérieur à 500 m, on devrait envisager d'utiliser un modèle hydrodynamique.
 - Compte tenu de l'incertitude associée au seuil de 500 m recommandé ci-dessus, on devrait recueillir et analyser des données pour vérifier ce seuil.
 - Bon nombre des modèles examinés offrent un certain potentiel, mais leur adoption à des fins réglementaires devrait tenir compte de la nature évolutive du développement des modèles et des incertitudes associées à leurs résultats.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le réviseur désigné et les participants à la réunion de révision du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) pour leurs commentaires constructifs concernant le manuscrit.

REFERENCES CITÉES

- Agrawal, A., et A.K. Prasad. 2003. Integral solution for the mean flow profiles of turbulent jets, plumes, and wakes. *J. Fluids Eng.* 125 (5): 813-822. doi:10.1115/1.1603303.
- Alpha Chemical Ltd. 2019. [Aquaparox 50 product label](#). Accessed January 8, 2021.
- 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.
- Benchmark Animal Health Ltd. 2018. Salmosan® Vet paper sachet label. Accessed February 2, 2021. <https://pr-rp.hc-sc.gc.ca/ls-re/index-eng.php>.
- Benchmark Animal Health Ltd. 2019. [Salmosan Vet brochure v2](#). Accessed February 2, 2021.
- Bowden, K.F. 1983. Physical oceanography of coastal waters. Chichester, West Sussex, England: Ellis Horwood Limited.
- Brooks, B.W., J.D. Maul, et J.B. Belden. 2008. Antibiotics in aquatic and terrestrial ecosystems. *Dans: Encyclopedia of ecology*, édité par S.E. Jørgensen et B.D. Fath, 210-217. Elsevier B.V.
- 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.
- Chacon-Torres, A., L.G. Ross, et M.C.M. Beveridge. 1988. The effects of fish behaviour on dye dispersion and water exchange in small net cages. *Aquaculture* 73: 283-293.
- Chang, B.D., F.H. Page, R.J. Losier, et E.P. McCurdy. 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.
- Chang, B.D., Page, F.H., et Hamoutene, D.H. 2022. [Utilisation de médicaments et de pesticides par l'industrie canadienne de la pisciculture marine de 2016 à 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/037. xii + 131 p.
- Chen, C., H. Liu, et R.C. Beardsley. 2003. An unstructured grid, finite-volume, three-dimensional, primitive equations ocean model: application to coastal ocean and estuaries. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 20: 159-186.
- Chen, C., R.C. Beardsley, et G. Cowles. 2006. An unstructured grid, Finite-Volume Coastal Ocean Model (FVCOM) system. *Oceanography* 19 (1): 78-89.
- Chen, C., Q. Xu, R. Houghton, et R.C. Beardsley. 2008. A model-dye comparison experiment in the tidal mixing front zone on the southern flank of Georges Bank. *J. Geophys. Res.* 113: C02005. doi:10.1029/2007JC004106.
- Choi, K.W., et J.H.W. Lee. 2007. Distributed entrainment sink approach for modeling mixing and transport in the intermediate field. *J. Hydraul. Eng.* 133 (7): 804-815.
- Choi, K.W., C.C.K. Lai, et J.H.W. Lee. 2016. Mixing in the intermediate field of dense jets in cross currents. *J. Hydraul. Eng.* 142 (1): 04015041. doi:10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001060.
- Cole, S., I.D. Codling, W. Parr, et T. Zabel. 1999. [Guidelines for managing water quality effects within UK European marine sites](#). UK Marine SAC Project, Swindon, Wiltshire SN5 8YF, UK: WRc Swindon. Accessed July 16, 2020.

-
- Corner, R.A., J. Marshall, B. Hadfield, K. Gowrie, C. Wallace, P. Davies, C. Price, et T.C. Telfer. 2008. A review of the sea lice bath treatment dispersion model used for discharge consenting in Scotland. Final report to the Scottish Aquaculture Research Forum. Project No. SARF 023. 54 pp.
- Cushman-Roisin, B. 2018. [Environmental fluid mechanics](#). Accessed 08 01, 2019.
- Davies, I.M., W.R. Turrell, et D.E. Wells. 1991. The observation and simulation of the dispersion of DDVP in Loch Ailort - August 1990. Scottish Fisheries Working Paper No 15/91, Aberdeen: The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Marine Laboratory, 20 p.
- Delorenzo, M.E. 2015. Effets of climate change on the ecotoxicology of chemical contaminants in estuarine organisms. *Curr. Zool.* 61 (4): 641-652. doi:10.1093/czoolo/61.4.641.
- Deltares. 2014. [Delft3D-FLOW user manual](#). Manuals - Delft 3D.
- DHI. 2017. [Mike 3 flow model FM hydrodynamic module user guide](#). Mike 3 documentation. Accessed 07 31, 2019.
- Dobson, D.P., et T.J. Tack. 1991. Evaluation of the dispersion of treatment solutions of dichlorvos from marine salmon pens. *Aquaculture* 95: 15-32.
- Doglioli, A.M., M.G. Magaldi, L. Vezzulli, et S. Tucci. 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.
- Doneker, R.L., et G.H. Jirka. 2017. CORMIX user manual a hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. MixZon Inc.
- Ernst, W., P. Jackman, K. Doe, F. Page, G. Julien, K. MacKay, et T. Sutherland. 2001. Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures. *Mar. Pollut. Bull.* 42 (6): 433-444.
- Ernst, W., K. Doe, A. Cook, L. Burrige, B. Lalonde, P. Jackman, J.G. Aubé, et F. Page. 2014. Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* 424-425: 104-112.
- Falconer, R.A., et M. Hartnett. 1993. Mathematical modelling of flow, pesticide and nutrient transport for fish-farm planning and management. *Ocean Coastal Manage.* 19: 37-57.
- Fischer, H.B., E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger, et N.H. Brooks. 1979. *Mixing in inland and coastal waters*. New York: Academic Press.
- Foreman, M.G.G., M. Guo, K.A. Garver, D. Stucchi, P. Chandler, D. Wan, J. Morrison, et D. Tuele. 2015. Modelling infectious hematopoietic necrosis virus dispersion from marine salmon farms in the Discovery Islands, British Columbia, Canada. *PLoS ONE* 10 (6): e0130951. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130951>.
- Fredriksson, D.W., J.C. DeCew, et J.D. Irish. 2006. A field study to understand the currents and loads of a near shore finfish farm. *Oceans 2006*. Boston, MA: The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc. 1563-1571.
- Fringer, O.B., M. Gerritsen, et R.L. Street. 2006. An unstructured-grid, finite-volume, nonhydrostatic, parallel coastal ocean simulator. *Ocean Modell.* 14 (3-4): 139-173. doi:10.1016/j.ocemod.2006.03.006.

-
- Gansel, L.C., T.A. McClimans, et D. Myrhaug. 2012a. Flow around the free bottom of fish cages in a uniform flow with and without fouling. *J. Offshore Mech. Arct. Eng.* 134 (1): 011501. doi:10.1115/1.4003695.
- Gansel, L.C., T.A. McClimans, et D. Myrhaug. 2012b. The effects of fish cages on ambient currents. *J. Offshore Mech. Arct. Eng.* 134 (1): 011303. doi:10.1115/1.4003696.
- Gillibrand, P.A., et W.R. Turrell. 1997. The use of simple models in the regulation of the effect of fish farms on water quality in Scottish sea lochs. *Aquaculture* 159: 33-46.
- Gillibrand, P.A., et W.R. Turrell. 1999. A management model to predict the dispersion of soluble pesticides from marine fish farms. Fisheries Research Services, Marine Laboratory, Aberdeen, Report 2/99. doi:10.13140/RG.2.2.30713.16483.
- Gowen, R.J., et N.B. Bradbury. 1987. The ecological effect of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 508-519.
- Guenther, J., E. Misimi, et L.M. Sunde. 2010. The development of biofouling, particularly the hydroid *Ectopleura larynx*, on commercial salmon cage nets in Mid-Norway. *Aquaculture* 300: 120-127. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.01.005.
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., BurrIDGE, L., Villeneuve, J., 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.
- Haya, K., L. E. BurrIDGE, I. M. Davies, et A. Ervik. 2005. A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon. Edited by B.T. Hargrave. *Hdb. Env. Chem.* Vol. 5, Part M: 305-340. doi:10.1007/b136016.
- Health Canada. 2016. [Hydrogen peroxide: registration decision RD2016-18](#). Pest Management Regulatory Agency, Health Canada, Ottawa, ON.
- Health Canada. 2017. [Azamethiphos: registration decision RD2017-13](#). Pest Management Regulatory Agency, Health Canada, Ottawa, ON.
- Henderson, A., S. Gamito, I. Karakassis, P. Pederson, et A. Smaal. 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental effects of marine aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 163-172.
- Hermens, J.L.M., J.H.M. De Bruijn, et D.N. Brooke. 2013. The octanol-water partition coefficient: strengths and limitations. *Environ. Toxicol. Chem.* 32 (4): 732-733. doi:10.1002/etc.2141.
- Inan, Asu. 2019. Modeling of hydrodynamic and dilution in coastal waters. *Water* 11 (1): 83. doi:10.3390/w11010083.
- Jirka, G.H. 2004. Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part I: single round jet. *Environ. Fluid Mech.* 4: 1-56.
- Kim, D.M., N. Nakada, T. Horiguchi, H. Takada, H. Shiraishi, et O. Nakasugi. 2004. Numerical simulation of organic chemicals in a marine environment using a coupled 3D hydrodynamic and ecotoxicological model. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 671-678.
- Lawrence, G.A., K.I. Ashley, N. Yonemitsu, et J.R. Ellis. 1995. Natural dispersion in a small lake. *Limnol. Oceanogr.* 40 (8): 1519-1526. <https://www.jstor.org/stable/2838509>.

-
- Lee, J.H.W., et V.H. Chu. 2003. Turbulent jets and plumes - a Lagrangian approach. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Lewis, R. 1997. Dispersion in estuaries and coastal waters. Chichester, West Sussex: John Wiley & Sons Ltd.
- Lyons, M.C., D.K.H. Wong, et F.H. Page. 2014. Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interlox® Paramove™50. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3080: v + 19p.
- Metcalfe, C., A. Boxall, K. Fenner, D. Kolpin, M. Servos, E. Silverhorn, et J. Staveley. 2009. Exposure assessment of veterinary medicines in aquatic systems. *Dans: Veterinary medicines in the environment*, édité par M. Crane, A.B.A. Boxall et K. Barrett, 57-96. Pensacola, FL: SETAC.
- MixZon Inc. 2019. [CORMIX mixing zone model: home page](#). Accessed July 16, 2019.
- Morelissen, R., T. van der Kaaij, et T. Bleninger. 2013. Dynamic coupling of near field and far field models for simulating effluent discharges. *Water Sci. Technol.* 67 (10). doi:10.2166/wst.2013.081.
- Moreno Navas, J., T.C. Telfer, et L.G. Ross. 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Cont. Shelf Res.* 31: 675-684. doi:10.1016/j.csr.2011.01.001.
- MPO. 2013. Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson (partie II). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/049.
- Munn, S.J., R. Allanou, K. Aschberger, F. Berthault, J. De Bruijn, C. Musset, S. O'Connor, S. Pakalin, G. Pellegrini, S. Scheer, et S. Vegro 2003. European [Union risk assessment report](#). Hydrogen peroxide. CAS No. 7722-84-1. EINECS No. 231-765-0. EUR - Scientific and Technical Research Reports EUR 20844 EN, European Commission.
- Nayar, K.G., M.H. Sharqawy, et J.H. Lienhard V. 2016. [Seawater thermophysical properties library](#). Accessed February 2, 2021.
- Okubo, A. 1968. A new set of oceanic diffusion diagrams. Chesapeake Bay Institute, The Johns Hopkins University, Baltimore MD, Technical Report 38.
- 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. (Conseil international pour l'exploration de la mer)* 167: 77-85.
- Page, F.H., B.D. Chang, R.J. Losier, D.A. Greenberg, J.D. Chaffey, et E.P. McCurdy. 2005. Water circulation and management of infectious salmon anemia in the salmon aquaculture industry of southern Grand Manan Island, Bay of Fundy. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2595 iii+78p.
- Page, F.H., R. Losier, S. Haigh, J. Bakker, B.D. Chang, P. McCurdy, M. Beattie, K. Haughn, B. Thorpe, J. Fife, S. Scouten, D. Greenberg, W. Ernst, D. Wong, et G. Bartlett. 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.
- Page, F.H., M.P.A. O'Flaherty-Sproul, S.P. Haigh, B.D. Chang., D.K.H. Wong, et M.J. Beattie. 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.
-

-
- Payandeh, A., N.H. Zaker, et M.H. Niksokhan. 2015. Numerical modeling of pollutant load accumulation in the Musa estuary, Persian Gulf. *Environ. Earth Sci.* 73: 185-193. doi:10.1007/s12665-014-3409-0.
- Petasne, R.G., et R.G. Zika. 1997. Hydrogen peroxide lifetimes in south Florida coastal and offshore waters. *Mar. Chem.* 56: 215-225.
- Reed, M., et B. Hetland. 2002. DREAM: A Dose-Related Exposure Assessment Model technical description of physical-chemical fates components. Proceedings of the SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production. Kuala Lumpur, Malaysia, 20-22 March 2002. SPE-73856-MS. doi: 10.2118/73856-MS.
- Rico, A., M. Vighi, P.J. Van den Brink, M. ter Horst, A. Macken, A. Lillicrap, L. Falconer, et T.C. Telfer. 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.
- Sabeur, Z.A., A.O. Tyler, et M.C. Hockley. 2000. Development of a new generation modelling system for the prediction of the behaviour and effect of offshore discharges to the marine environment. Proceedings of the SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production. Stavanger, Norway, 26-28 June 2000: Society of Petroleum Engineers. SPE-61263-MS. doi:10.2118/61263-MS.
- Sabeur, Z.A., et A.O. Tyler. 2004. Validation and application of the PROTEUS model for the physical dispersion, geochemistry and biological effects of produced waters. *Environ. Modell. Software* 19: 717-726.
- Salama, N.K.G., C.M. Collins, J.G. Fraser, J. Dunn, C.C. Pert, A.G. Murray, et B. Rabe. 2013. Development and assessment of a biophysical dispersal model for sea lice. *J. Fish Dis.* 36: 323-337. doi:10.1111/jfd.12065.
- SAMS. 2005. [Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs](#). Aberdeen, UK: Scottish Association for Marine Science (SAMS), Plymouth Marine Laboratory, Fisheries Research Services. Accessed September 2019.
- SEPA. 2008. [Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland - a procedures manual, Annex G: Models for assessing the use of medicines in bath treatments v2.2](#). Scottish Environmental Protection Agency (SEPA), G1-16. Accessed May 21, 2019.
- SEPA. 2013. [Modelling coastal and transitional discharges](#). V3.0. Scottish Environment Protection Agency, Supporting guidance (WAT-SG-11), pp.26. Accessed April 8, 2019.
- SEPA. 2019a. [Aquaculture Modelling - Regulatory Modelling Process And Reporting Guidance For The Aquaculture Sector Version 1.0](#). Scottish Environmental Protection Agency (SEPA), iii + 19 p. Accessed June 7, 2019.
- SEPA. 2019b. [Aquaculture Modelling - Regulatory Modelling Guidance for the Aquaculture Sector](#). Scottish Environmental Protection Agency. Accessed June 7, 2019.
- SEPA. 2019c. [Environmental standards - Scottish Environment Protection Agency \(SEPA\)](#).
- Silvert, W., et J.W. Sowles. 1996. Modelling environmental effects of marine finfish aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 12: 75-81.
- Skogen, M.D., M. Eknes, L.C. Asplin, et A.D. Sandvik. 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298: 70-75.
- Solvay Chemicals Inc. 2018. [Interox® Paramove® 50 product label](#). Accessed 01 08, 2021.

-
- Suh, S.W. 2006. A hybrid approach to particle tracking and Eulerian-Lagrangian models in the simulation of coastal dispersion. *Environ. Modell. Software* 21: 234-242.
- The University of Hong Kong. 2017. [VisJet](#). Accessed February 2, 2021.
- Turner, A., J. Del Bel Belluz, S. Sprague, A. Byrne, et G.K. Reid. 2015. Effects of circular fish cage arrays on current dynamics: implications for near-field velocity reduction, nutrient concentrations and cage clearance times. *World Aquaculture Magazine* 46: 24-28.
- Turrell, W.R. 1990. Simulation of advection and diffusion of released treatments in Scottish sea lochs. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland, Marine Laboratory, Scottish Fisheries Working Paper No 16/90.
- Turrell, W.R. 1994. Simulating the dispersion of azamethiphos in the marine environment. The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Marine Laboratory, Aberdeen, Fisheries Research Services Report No 9/94.
- Turrell, W.R., et P.A. Gillibrand. 1992. Assessing the environmental effect of new and existing fish farms in Scottish sea lochs. Fisheries Research Services Report No 3/92, The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Marine Laboratory.
- Turrell, W.R., et P. Gillibrand. 1995. Simulating the fate of cypermethrin in the marine environment. Fisheries Research Services Report No 11/95, The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Marine Laboratory.
- United States Environmental Protection Agency. 2018. [Visual Plumes](#). Accessed 09 05, 2019.
- Venayagamoorthy, S.K., H. Ku, O.B. Fringer, A. Chiu, R.L. Naylor, et J.R. Koseff. 2011. Numerical modeling of aquaculture dissolved waste transport in a coastal embayment. *Environ. Fluid Mech.* 11 (4): 329-352. doi:10.1007/s10652-011-9209-0.
- Wells, D.E., J.N. Robson, et D.M. Finlayson. 1990. Fate of dichlorvos (DDVP) in sea water following treatment for salmon louse, *Lepeophtheirus salmonis*, infestation in Scottish fish farms. Scottish Fisheries Working Paper No 13/90, Department of Agriculture and Fisheries for Scotland, Marine Laboratory.
- Willis, K.J., P.A. Gillibrand, C.J. Cromey, et K.D. Black. 2005. Sea lice treatments on salmon farms have no adverse effects on zooplankton communities: a case study. *Mar. Poll. Bull.* 50: 806-816. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.02.001.
- Wong, D., Egli, S., Beattie, M., Page, F. et Hamoutene, D. 2021. [Techniques d'extraction chimique pour l'analyse des médicaments, des pesticides et des antibiotiques utilisés par l'industrie aquacole](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/069. iv + 48 p.
- Wu, R.S.S., P.K.S. Shin, D.W. MacKay, M. Mollowney, et D. Johnson. 1999. Management of marine fish farming in the sub-tropical environment: a modelling approach. *Aquaculture* 174: 279-298.
- Wu, Y., J. Chaffey, B. Law, D.A. Greenberg, A. Drozdowski, F. Page, et S. Haigh. 2014. A three-dimensional hydrodynamic model for aquaculture: a case study in the Bay of Fundy. *Aquac. Environ. Interact.* 5: 235-248. doi:10.3354/aei00108.
- Zhao, L., Z. Chen, et K. Lee. 2011. Modelling the dispersion of wastewater discharges from offshore outfalls: a review. *Environ. Rev* 19: 107-120. doi:10.1139/A10-025.

ANNEXE – DIRECTIVES DE LA SEPA

En juin 2019, l'agence écossaise de protection de l'environnement (Scottish Environment Protection Agency, SEPA) a publié de nouvelles directives concernant les exigences de modélisation pour les demandes d'établissement de site aquacole (SEPA 2019b). Ces nouvelles directives sont moins prescriptives que les directives précédentes. Les nouvelles directives comprennent la modélisation de l'effet des médicaments administrés par voie alimentaire et des pesticides de bain. Nous examinons ici les directives générales de modélisation et celles qui portent expressément sur les pesticides de bain.

Dans le contexte de l'administration de médicaments par voie alimentaire et de pesticides de bain, le but de la modélisation est de démontrer qu'une exploitation piscicole proposée respectera probablement les normes environnementales pertinentes. La SEPA part du principe qu'un rejet proposé est nocif et impose au demandeur la responsabilité de démontrer la durabilité environnementale de son exploitation. Pour les traitements avec pesticides de bain, il est essentiel que le modèle reflète les pratiques de traitement et représente les scénarios les plus défavorables. S'il y a une incertitude dans la pratique de traitement, on devrait alors modéliser différents scénarios représentant la plage des traitements plausibles.

La SEPA considère que la modélisation hydrodynamique est l'approche par défaut et qu'elle sera requise pour la plupart des demandes. Les demandeurs peuvent utiliser BathAuto, une suite de modèles simples précédemment utilisés par la SEPA, pour les scénarios jugés à faible risque, mais il incombe au demandeur de démontrer pourquoi les exigences de la modélisation hydrodynamique ne s'appliquent pas à sa demande.

La SEPA recommande que les modèles hydrodynamiques élaborés pour des applications aquacoles aient une résolution horizontale d'au plus 25-30 m dans les zones autour des sites piscicoles et des autres zones pouvant être à risque. Les données de validation doivent être recueillies dans des endroits et à des moments qui sont pertinents pour les questions traitées par la modélisation. Pour modéliser les traitements par bain, on peut utiliser soit le suivi de particules, soit un module de qualité de l'eau. La SEPA recommande de valider la dispersion modélisée par rapport à des études de terrain, p. ex. les études avec des traceurs colorants ou des dériveurs.

Les modèles peuvent fournir des estimations des effets environnementaux lorsqu'il n'y a pas de données empiriques, mais ils ne peuvent pas remplacer les études de surveillance permettant d'obtenir une image plus précise des effets. Un modèle validé est préférable à un modèle non validé, mais les modèles non validés peuvent être utiles pour déterminer les risques en mettant l'accent sur l'obtention de conclusions prudentes plutôt que précises. Lorsque les effets perçus sont importants, les résultats du modèle doivent offrir un niveau de confiance plus élevé.

Les principes et pratiques de modélisation de la SEPA reconnaissent que tous les modèles s'appuient sur des hypothèses simplificatrices qui peuvent limiter la représentation du système réel. En outre, l'utilisation de plusieurs modèles peut être nécessaire pour traiter les problèmes à toutes les échelles pertinentes. Enfin, la SEPA reconnaît qu'il peut y avoir des circonstances dans lesquelles les modèles ne peuvent prévoir adéquatement l'effet d'un traitement sur les eaux réceptrices, auquel cas on devra s'appuyer sur un jugement subjectif.