



Fisheries
and Oceans

Science

Pêches
et Océans

Sciences

Revue de la littérature scientifique concernant les effets environnementaux potentiels de l'aquaculture sur les écosystèmes aquatiques

Volume III

Enrichissement organique à proximité des installations piscicoles en mer

(D.J. Wildish, M. Dowd, T.F. Sutherland et C.D. Levings)

Devenir et effets environnementaux des produits chimiques utilisés en aquaculture en eau douce au Canada

(R.J. Scott)

Les études ont été publiées dans le document suivant :

Fisheries and Oceans Canada. 2004. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume III. Near-field organic enrichment from marine finfish aquaculture (D.J. Wildish, M. Dowd, T.F. Sutherland and C.D. Levings); Environmental fate and effect of chemicals associated with Canadian freshwater aquaculture (R.J. Scott). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2450: ix + 117 p.

AVANT-PROPOS

Contexte

Le gouvernement du Canada est déterminé à assurer le développement responsable et durable de l'industrie aquacole au Canada. Le Programme d'aquaculture durable (PAD) de 75 millions de dollars annoncé par le ministre des Pêches et des Océans en août 2000 traduit clairement cet engagement. Ce programme vise à soutenir le développement durable du secteur aquacole, surtout en améliorant la confiance du public envers l'industrie et la compétitivité globale de celle-ci. Veiller à ce que l'industrie fonctionne dans des conditions durables sur le plan environnemental constitue une responsabilité essentielle du gouvernement fédéral.

À titre d'organisme fédéral responsable de l'aquaculture, Pêches et Océans Canada (MPO) est déterminé à prendre des décisions éclairées qui reposent sur des données scientifiques éprouvées en ce qui concerne l'industrie aquacole. Le MPO mène un programme de recherches scientifiques pour améliorer ses connaissances sur les effets de l'aquaculture sur l'environnement. Le Ministère collabore également avec des intervenants, les provinces et l'industrie à la coordination des recherches et à l'établissement de partenariats. Le MPO contribue au Programme de l'aquaculture durable du gouvernement fédéral en passant en revue la littérature scientifique qui aborde les effets possibles de l'aquaculture sur les écosystèmes marins et d'eau douce.

Objectif et portée

Désignée projet sur l'état des connaissances, cette revue de la littérature définit l'état actuel des connaissances scientifiques sur les effets de l'élevage de poissons et de mollusques en mer et de la pisciculture en eau douce et fait des recommandations de recherches futures. La revue, qui se concentre surtout sur les connaissances scientifiques applicables au Canada, les aborde sous trois thèmes principaux : les impacts des déchets (éléments nutritifs et matière organique), les produits chimiques utilisés par l'industrie (pesticides, médicaments et agents antisalissures) et les interactions entre les poissons d'élevage et les espèces sauvages (transfert de maladies et interactions génétiques et écologiques).

Cette revue présente les effets environnementaux possibles de l'aquaculture documentés dans la littérature scientifique. Les effets environnementaux des activités aquacoles dépendent du site, des conditions environnementales et des caractéristiques de production de chaque établissement aquacole. L'examen résume les connaissances scientifiques disponibles mais ne constitue pas une évaluation des activités aquacoles spécifique au site. L'examen ne porte pas non plus sur les effets de l'environnement sur la production aquacole.

Les articles sont destinés à un auditoire de scientifiques et de personnes bien informées, notamment des personnes et des organisations participant à la gestion de la recherche sur les interactions environnementales de l'aquaculture. Les articles visent à soutenir la prise

de décision sur les priorités de recherche, la mise en commun de l'information et les interactions entre diverses organisations concernant les priorités de recherche et les partenariats de recherche possibles.

Rédigées par des scientifiques du MPO ou sous leur supervision, les articles ont été contrôlés par des pairs, ce qui assure qu'ils sont à jour au moment de leur publication. Après la publication de toute la série d'articles sur l'état des connaissances, des recommandations de recherches ciblées et rentables seront faites.

Série sur l'état des connaissances

Dans le cadre du projet de l'état des connaissances, le MPO prévoit publier douze articles de synthèse portant chacun sur un aspect des effets environnementaux de l'aquaculture. Le présent volume contient les deux articles suivants : Enrichissement organique à proximité des installations piscicoles en mer, et Devenir et effets environnementaux des produits chimiques utilisés en aquaculture en eau douce au Canada.

Renseignements supplémentaires

Pour de plus amples renseignements sur un article, veuillez communiquer avec son auteur principal. Pour de plus amples renseignements sur le projet de l'état des connaissances, veuillez communiquer avec :

Sciences de l'environnement et biodiversité
Sciences des pêches, de l'environnement et
de la biodiversité
Secteur des Sciences
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Sciences de l'aquaculture
Sciences de l'aquaculture et des océans
Secteur des Sciences
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

ENRICHISSEMENT ORGANIQUE À PROXIMITÉ DES INSTALLATIONS PISCICOLES EN MER

D.J. Wildish¹, M. Dowd², T.F. Sutherland³ et C.D. Levings³

¹Sciences du milieu marin, Pêches et Océans Canada
Station biologique de St. Andrews, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

²Département de mathématiques et de statistiques, Université Dalhousie, Halifax
(Nouvelle-Écosse)

³Sciences de l'habitat et du milieu marin, Pêches et Océans Canada
Laboratoire de Vancouver Ouest, Vancouver (Colombie-Britannique)

RÉSUMÉ

Les auteurs analysent les ouvrages publiés sur l'enrichissement organique à proximité d'installations d'élevage intensif du poisson en mer. Les piscicultures constituent une source de matières organiques en suspension et dissoutes, provenant des excréments de poisson, des déchets d'aliments et des salissures détachées des cages. L'expression « à proximité » sert à distinguer les effets locaux (limités à la superficie des cages au fond) des effets à distance, et désigne les effets à l'intérieur de la superficie des sédiments couverte par les cages et entre le niveau des populations et de la communauté. Les effets de la mariculture à proximité sont restreints par les limites physiques de la dispersion et de la sédimentation des particules de déchets provenant de cages individuelles ou de fermes.

TRANSPORT, DISPERSION ET COMPORTEMENT DES PARTICULES

Pour étudier le devenir biogéochimique des matières organiques dans un écosystème benthique ou pélagique, il faut comprendre comment elles sont transportées et dispersées d'une pisciculture. Les matières organiques sont transportées des cages à poissons au milieu marin avoisinant par l'action de divers types de circulation de l'eau à proximité immédiate des cages. À mesure qu'elles se déplacent, elles se dispersent et leur teneur diminue, par dilution et par sédimentation.

Au Canada, les milieux côtiers où se pratique l'aquaculture sont caractérisés par des côtes accidentées et une topographie complexe. Par conséquent, ils présentent souvent des champs de courant hautement structurés et assez complexes. Dans les systèmes marins fortement stratifiés, les matières dissoutes peuvent être piégées de façon efficace dans les parties supérieure ou inférieure de la colonne d'eau. Dans le contexte de l'aquaculture, la stratification peut constituer un important facteur dans la dispersion des matières organiques provenant de certaines fermes situées à l'intérieur de fjords en Colombie-Britannique.

Des observations et la modélisation numérique permettent d'étudier le transport et la dispersion des particules dans les eaux côtières. Les études d'observation du mélange font souvent appel au mouillage de bouées dérivantes qui imite le mouvement de parcelles d'eau. Les expériences sur le terrain comportant le déversement de colorants dans l'océan permettent de mieux caractériser la dispersion à partir d'une source ponctuelle, mais elles sont souvent coûteuses et difficiles à faire sur le plan logistique et ne sont pas toujours acceptables d'un point de vue environnemental. Les modèles numériques de circulation, reposant sur un ensemble d'équations mathématiques décrivant le mouvement des fluides, constituent une solution pratique au problème du mélange côtier.

Dans la colonne d'eau, le comportement des particules de matières organiques est caractérisé par la sédimentation et le dépôt. La vitesse de sédimentation dépend de la taille, de la densité et de la forme des particules. La loi de Stoke fournit un cadre fondamental pour prédire la dépendance de la taille de la sédimentation des particules. Bien que les particules grenues montrent le comportement de sédimentation de Stoke, les forces d'attraction causent aussi la formation d'agrégats de particules. L'agrégation peut effectivement accroître le flux de sédimentation du mélange de particules non agrégées en agglomérant les petites particules en éléments plus gros, qui s'enfoncent plus rapidement.

Lorsque des particules sédimentent de la colonne d'eau, elles peuvent s'accumuler à l'interface sédiments-eau ou être transportées et redistribuées ailleurs. Lorsque la force de cisaillement au fond dépasse une valeur critique, les particules situées à l'interface entre les sédiments et l'eau peuvent être mises en mouvement. La susceptibilité à la remise en suspension est tributaire d'une gamme de caractéristiques des sédiments, y compris la densité et la taille des particules, ainsi que le degré de consolidation. Des facteurs tels la bioturbation ont aussi un effet sur l'érodabilité des sédiments (Andersen, 2001). Des modèles numériques sont utilisés pour prédire la distribution temporelle et spatiale de particules dans le milieu marin.

ENRICHISSEMENT ORGANIQUE COMME PROCESSUS

Des mesures de la teneur en azote ou en carbone dans des pièges à sédiments permettent de suivre le flux des matières organiques que constituent les excréments de poisson, les déchets d'aliments, les salissures détachées des cages et les particules d'origine naturelle. Dans le contexte de l'aquaculture, de nombreux auteurs considèrent la teneur en carbone établie pyrologiquement comme mesure du flux des matières organiques. Mais comme l'état chimique et physique des matières organiques dans les sédiments est mal compris, les mesures quantitatives de la teneur en carbone organique total sont de mauvais indicateurs de sa disponibilité biochimique pour le biote.

L'apport de carbone organique aux sédiments, ou le taux de sédimentation, est mesuré à l'aide de pièges à sédiments suspendus. Les taux de sédimentation établis sous et près de cages à saumon varient entre 1 à 181 g C m⁻² d⁻¹. Indépendamment des différences dans les conditions environnementales, de la taille des fermes et des densités

d'empeusement, une partie de la variation dans les taux de sédimentation est imputable à des problèmes inhérents à la méthode des pièges à sédiments suspendus. Des calculs du bilan massique, reposant sur le carbone organique total accumulé dans les sédiments, l'apport total d'aliments pour poissons, la période de croissance et la superficie au sol des cages, peuvent aussi servir à établir l'apport benthique provenant d'excréments de poisson et de déchets d'aliment. Mais, comme toutes les fermes sont soumises à un certain mouvement de l'eau, l'endroit où les particules sont déposées doit être établi. Crome et al. (2002) ont élaboré un modèle de repérage des particules mettant en relation, d'une part, la profondeur et les taux de sédimentation des particules telles que modulées par les courants observés et, d'autre part, la vitesse de cisaillement et la turbulence modélisées.

Dans les sédiments mous soumis à un apport sédimentaire naturel (à des taux allant de 0,1 à 1,0 g C m⁻² d⁻¹), l'interface sédiments-eau est aérobie; cette couche abrite une abondante macrofaune et méiofaune. Par contre, les sédiments de dépôt mous qui reçoivent un apport sédimentaire continu élevé, par exemple des excréments de poisson et des déchets d'aliments, deviennent anoxiques à l'interface et développent une couche sulfurée noire descendante. Une partie du sulfure produit peut aussi être oxydé par d'autres bactéries chimiotrophes (p. ex., *Beggiatoa* sp.) (Lumb et Fowler, 1989). Les couches blanches formées par cette bactérie sont visibles à la surface des sédiments sous les cages à poissons. Hargrave (1994) considère que des taux de flux des excréments de poisson et des déchets d'aliments de > 1,0 g C m⁻² d⁻¹ causent des effets d'enrichissement organique marqués dans les sédiments de dépôt nets sous les cages à saumon. Le temps pris par le processus d'enrichissement organique des superficies au sol des cages pour atteindre un point d'équilibre varie selon les conditions océanographiques et les conditions du substrat. Quelques études ont révélé que l'enrichissement organique peut être inversé si les niveaux accrus de sédimentation sont stoppés (Brooks et al., 2003).

L'ajout soudain d'un flux élevé de carbone organique facilement décomposable à des sédiments a comme effet initial d'augmenter la vitesse de métabolisme des bactéries aérobies, ce qui donne lieu à l'hypoxie et à l'anoxie causant la mort des formes vivantes aérobies les plus sensibles (Gray et al., 2002). Dans les superficies au sol des cages à poisson, la majorité du métabolisme se fait par réduction de sulfates à une vitesse plus élevée qu'aux stations de référence (Holmer et Kristensen, 1992) et résulte en la perte de voies de nitrification et de dénitrification (Kaspar et al., 1988). La mort d'organismes macrofauniques fouisseurs mène à un déclin rapide de la capacité d'irrigation ou d'entrée d'eau aérée dans la partie supérieure de la colonne d'eau et au développement plus rapide de l'anoxie. Les bactéries prédominantes deviennent anaérobies, principalement des sulfatoréductrices et des méthanogènes. Le méthane constitue la majorité des gaz libérés des sédiments chargés gisant sous les fermes (Wildish et al., 1990); la réduction de sulfates produit du sulfure d'hydrogène, qui est promptement oxydé dans l'eau de mer aérobie.

Les indices d'enrichissement organique peuvent être considérés comme des indicateurs de l'écosystème pour indiquer l'ampleur ou le niveau d'enrichissement organique. L'indice le plus généralement accepté s'appuie sur les espèces macrofauniques, leur

abondance et leur biomasse. Les gradients d'enrichissement organique de Pearson et Rosenberg (1978) et de Poole et al. (1978) peuvent être arbitrairement divisés en quatre groupes fondés sur les espèces macrofauniques présentes et leur densité. Mais ces deux anciens indices souffrent du fait que les relevés de la macrofaune ou des microbes requis pour les établir sont chronophages. D'autres méthodes peuvent être enchaînées aux versions spatiales ou temporelles des gradients d'enrichissement organique reposant sur la macrofaune. Celles-ci incluent l'imagerie des profils sédimentaires (Rhoads et Germano, 1986; Nilsson et Rosenberg, 1997) et la géochimie des sédiments par mesure de l'oxydoréduction et des sulfures (Wildish et al., 2001).

Hargrave (1994) a proposé un indice d'enrichissement benthique reposant sur l'oxydoréduction du carbone organique, le concept étant d'établir le taux de sédimentation à partir du carbone présent dans les sédiments de surface. Cranston (1994) a décrit une méthode géochimique, une mesure directe des taux d'enfouissement nets du carbone. Cette méthode repose sur les teneurs descendantes en sulfates et en ammonium dans les carottes, à titre d'indicateurs des taux de reminéralisation, et requiert de grosses carottes et de nombreuses analyses chimiques dispendieuses. Elle semble toutefois robuste, et il existe une relation linéaire positive entre le taux de sédimentation et le taux d'enfouissement du carbone. Récemment, Dell'Anno et al. (2002) ont proposé une série de variables environnementales pour évaluer l'état d'enrichissement organique de la zone côtière de la Méditerranée, reposant sur des variables sédimentaires interfaciales.

EFFETS ÉCOLOGIQUES DE L'ENRICHISSEMENT ORGANIQUE

De nombreux examens de l'enrichissement organique associé à diverses industries révèlent deux caractéristiques générales : la réponse écologique est complexe, mettant en jeu un couplage pélagique-benthique ainsi que la colonne d'eau et les sédiments; et les effets incluent toutes les sources de matières organiques, tant naturelles qu'anthropiques.

Les conditions physiques et biologiques étant différentes sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique, les réponses écologiques à l'aquaculture diffèrent. Dans la baie de Fundy, l'industrie de la salmoniculture en mer ne connaît habituellement pas une hypoxie grave à cause du vigoureux mélange tidal. Si l'hypoxie se produit, elle se manifesterait dans l'eau interstitielle des sédiments et serait restreinte à la superficie benthique des cages. Peu de données sont disponibles sur les teneurs en oxygène dissous dans les sédiments et la colonne d'eau près des piscicultures en Colombie-Britannique. Toutefois, la côte Ouest de l'île de Vancouver et le détroit de la Reine-Charlotte connaissent de faibles teneurs en oxygène dissous ($< 4 \text{ mg L}^{-1}$) d'origine naturelle à la fin de l'été et au début de l'automne (Levings et al., 2002). Sur la côte du Pacifique, les piscicultures sont établies au-dessus de parcelles d'habitat benthique plus profondes et plus diversifiées et la plupart des concessions incluent une mosaïque de types de sédiment; le niveau des fonds vaseux y est en outre variable. Des terrasses rocheuses, des falaises et des champs de blocs gisent aussi sous les fermes à certains endroits (voir Levings et al., 2002 et les références qui y sont citées).

La réponse générale des populations et des communautés macrofauniques des sédiments mous aux gradients d'enrichissement organique est bien établie. Elle comprend la disparition locale de la communauté résidente d'équilibre, suivie du rétablissement des espèces opportunistes si les conditions s'améliorent. Certaines espèces sont plus résistantes que d'autres à l'hypoxie (Diaz et Rosenberg, 1995). En général, les crustacés et les échinodermes sont les plus sensibles. Les résultats d'études sur le terrain donnent à penser que, lorsqu'une hypoxie saisonnière se produit, des teneurs en oxygène dissous (O.D.) de 1 ml L^{-1} commencent à causer la mort des invertébrés macrofauniques (Diaz et Rosenberg, 1995). Aux endroits où les teneurs en oxygène sont faibles en permanence, les communautés benthiques semblent être adaptées à une teneur critique en O.D. même plus faible. Quoique des teneurs en O.D. très faibles soient considérées comme le principal facteur limitant pour la macrofaune, le rôle de H_2S (et de l'ammoniac) est moins clair. Lorsqu'une hypoxie grave se manifeste, ces deux gaz peuvent être libérés.

On sait relativement peu au sujet des effets de l'enrichissement organique sur la dynamique des écosystèmes. Les méthodes simples d'évaluation de ces effets supposent que toute la production benthique secondaire qui devient anoxique ou hypoxique est avalée par le niveau trophique suivant de prédateurs. Mais ces méthodes ne tiennent pas compte du fait que de nombreux prédateurs sont adaptés à chasser un ensemble particulier de quelques espèces dans une communauté à l'équilibre.

Les sédiments azoïques ou anoxiques pourraient causer un important déplacement dans le couplage pélagique-benthique. L'effet de l'enrichissement organique des sédiments est de transformer un système en un autre dominé par des bactéries, des ciliés et des organismes méiofauniques, et où les liens trophiques au niveau suivant de la chaîne alimentaire sont brisés. Pohle et al. (2001) ont analysé la communauté macrofaunique à des stations de référence dans des baies où les salmonicultures étaient très proches les unes des autres et ont découvert d'importants changements structurels. Bien qu'ils n'aient pu en identifier la cause, l'explication la plus probable est qu'un aspect de l'enrichissement lié à la salmoniculture a causé des changements dans le couplage benthique-pélagique de sorte que certaines espèces en ont été exclues et que d'autres ont été favorisées. Bien que les secteurs gravement hypoxiques résultant de la pisciculture dans la baie de Fundy soient relativement petits, aucune étude du couplage benthique-pélagique dans le voisinage des fermes n'a été faite.

VERS DES MODÈLES DE PRÉVISION

La prédiction de l'enrichissement organique de la zone benthique imputable à des piscicultures requiert l'application de modèles mathématiques. Les modèles axés sur les processus utilisent des cadres mathématiques qui décrivent les principaux éléments physiques et biogéochimiques et les processus par lesquels ils interagissent. Les modèles de circulation océanique permettent de prédire le transport et le mélange dans la zone côtière, y compris la dispersion des matières organiques provenant des piscicultures. Les modèles polyvalents des océans, comme le modèle Princeton (Blumberg et Mellor, 1987) et le modèle CANDIE (Sheng et al., 1998), ont été appliqués avec succès aux eaux côtières. Les modèles de transport des sédiments permettent de prédire l'évolution dans le

temps de la distribution spatiale des particules en suspension, ainsi que les échanges de matières entre la colonne d'eau et le benthos. Les modèles diagénétiques couplent les processus de la colonne d'eau avec les modèles résolus verticalement de la biogéochimie des sédiments (Wijsman et al., 2000).

Les modèles empiriques utilisent des descriptions statistiques des relations entre les facteurs quantitatifs observables indicateurs d'éléments ou de processus environnementaux clés. Findlay et Watling (1997) ont proposé un cadre axé sur le ratio de l'oxygène, reposant sur l'équilibre entre la disponibilité et la demande en oxygène dans la zone benthique, pour évaluer la réponse au niveau benthique à l'enrichissement organique imputable à la salmoniculture. Dudley et al. (2000) ont élaboré une démarche davantage orientée sur les processus faisant appel à un modèle de transport pour estimer la dispersion des déchets provenant d'une pisciculture dans le benthos. DEPOMOD fait appel à une démarche hybride pour modéliser les effets d'enrichissement benthique et inclut un modèle de dépistage des particules et des relations empiriques entre la distribution spatiale des solides et des changements dans la structure de la communauté benthique (Cromey et al., 2002). Pour la Colombie-Britannique, Carswell et Chandler (2001) et Stucchi (2005) ont élaboré des modèles de dépistage des particules qui donnent des estimations de la superficie du champ de sédiments sous et près de fermes, mais un lien n'a pas encore été établi entre ces modèles et des données biologiques sur le benthos.

VERS DES MÉTHODES DE SURVEILLANCE DE L'ENRICHISSEMENT ORGANIQUE

Plusieurs variables pour évaluer l'enrichissement organique en mer ont été identifiées, y compris des espèces phytoplanctoniques et des matrices de leur abondance, les teneurs en oxygène dissous et les concentrations totales en substances nutritives. Comme aucune de ces variables n'est reconnue comme l'unique indicateur de l'état trophique de la mer, des classifications à paramètres multiples ont été utilisées. Par exemple, la classification de l'OCDE repose sur la teneur en chlorophylle a, les concentrations d'éléments nutritifs pour les végétaux et les profondeurs d'après le disque de Secchi (Vollenweider et Kerekes, 1982).

Il existe plusieurs méthodes pour évaluer les effets des matières organiques dans les sédiments. Celles-ci, qui reposent sur l'échantillonnage et l'analyse conventionnelles de la macrofaune, s'inscrivent parmi les mieux connues, quoique la plupart soient dispendieuses. D'autres, comme l'imagerie des profils sédimentaires ou la géochimie, sont plus économiques. Des méthodes récemment mises au point, comme la photographie aérienne, la photographie vidéo et l'acoustique à faisceaux multiples, offrent le potentiel de produire des cartes détaillées et précises de grandes régions. Ces méthodes doivent toutefois faire l'objet d'autres recherches et de vérifications sur place. Pour ce qui est de la surveillance du milieu benthique, la présence de substrats principalement durs ou mous déterminera le type d'échantillonnage. La superficie de l'écosystème et le but primaire de l'étude sont d'autres considérations.

Les types généraux de méthodes de surveillance utilisées pour déceler l'enrichissement organique dans le milieu marin se distinguent par leur but. Les études géographiques visant à déterminer la limite des effets s'appuient principalement sur des méthodes de relevé synoptique, comme la télédétection de la teneur en chlorophylle a dans les eaux de surface, la photographie sous-marine, la photographie vidéo et des relevés acoustiques des sédiments mous. Les études portant sur la comparaison de sites (sites traités/sites de référence), les tendances temporelles (avant/après) et la surveillance pratique (effets relatifs) peuvent faire appel à d'autres méthodes. Les images des profils sédimentaires et les méthodes de détermination de la géochimie des sédiments sont une solution beaucoup plus économique et aussi crédible que l'échantillonnage et les analyses de la macrofaune aux fins de surveillance routinière.

BESOINS EN RECHERCHES

Des recherches sont nécessaires pour mieux comprendre les processus et obtenir des données d'entrée pour les modèles et les programmes de surveillance. Des recherches sont nécessaires aussi aux fins d'évaluation scientifique de l'enrichissement organique imputable à la pisciculture en mer (ou l'enrichissement à proximité des installations piscicoles en mer). Voici les besoins en recherches particuliers :

- Il faut mener des études de la sédimentologie et de l'océanographie physique et chimique, y compris les processus de circulation côtière, de mélange, de dispersion et de transport, afin d'étayer les modèles des processus, et des études d'observation et de modélisation de la dynamique des particules dans la colonne d'eau.
- Il faut mener des études saisonnières de l'enrichissement organique (comme le potentiel d'oxydoréduction et les teneurs en sulfure) en vue d'identifier les facteurs écologiques ayant une incidence sur les épisodes d'enrichissement organique imputable à la salmoniculture.
- Il faut mesurer la disponibilité du carbone pour les micro-organismes décomposeurs.
- Il faut déterminer les effets de l'enrichissement organique sur les substrats grossiers et durs en Colombie-Britannique où des piscicultures sont établies sur des mosaïques de types de sédiments.
- Il faut déterminer les effets de l'enrichissement organique sur la dynamique des écosystèmes en vue d'établir les relations de cause à effet.
- Il faut examiner dans quelle mesure l'enrichissement organique imputable à l'aquaculture a un effet sur le couplage benthique-pélagique.
- Il faut mener de nouvelles études sur la mise en jachère sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique.
- Il faut vérifier des divers modèles, comme les modèles Lagrangien de dispersion des particules, des modèles de transport des sédiments, et des modèles biogéochimiques, par le biais d'efforts concertés des modélisateurs et des biologistes sur le terrain.
- Il faut prédire la capacité de captage ou les limites d'autoépuration des sédiments reliées au niveau d'enrichissement organique local.
- Il faut élaborer des méthodes de relevé géographique, par satellite, par surveillance aérienne, par photographie vidéo sous-marine et par acoustique.
- Il faut concevoir de nouvelles méthodes de surveillance environnementale.

- Il faut étalonner, normaliser et vérifier les méthodes existantes de surveillance environnementale.

RÉFÉRENCES

- Andersen, T.J. 2001. Seasonal Variation in erodibility of two temperate, microtidal mudflats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 53: 1-12
- Blumberg, A.F., et G.L. Mellor. 1987. A description of a three dimensional coastal circulation model, p. 1-16. Dans N.S. Heaps [ed.]. *Three dimensional coastal ocean models*, Coastal and Estuarine Studies (vol. 4). Am. Geophys. Union, Washington.
- Brooks, K.M., A.R. Stierns, C.V.W. Mahnken, et D. Blackburn. 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture* 219: 355-377.
- Carswell, L.B., et P. Chandler. 2001. A modular aquaculture modelling system (MAMS) and its application to the Broughton Archipelago, British Columbia (BC) Coastal Engineering V Computer Modelling of Seas and Coastal Regions Editor C.A. Brebbia, Wessex Institute of Technology, UK 2001.
- Cranston, R. 1994. Dissolved ammonium and sulfate gradients in surficial sediment pore water as a measure of organic carbon burial rate, p. 93-120. Dans B.T. Hargrave [ed.]. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949.
- Cromey, C.J., T.D. Nickell, et K.D. Black. 2002. DEPOMOD - modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* 214: 211-239.
- Dell'Anno, A., M.L. Mei, A. Pusceddu, et R. Danovaro. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 611-622.
- Diaz, R.J., et R. Rosenberg. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of the benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 245-303.
- Dudley, R.W., V.G. Panchang, et C.R. Newell. 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture* 187: 319-349.
- Findlay, R.H., et L. Watling. 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155: 147-157.
- Gray, J.S., R.S-S. Wu, et Y.Y. Or. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 249-279.
- Hargrave, B.T. 1994. A benthic enrichment index, p. 79-91. Dans B.T. Hargrave [ed.]. *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949.
- Holmer, M., et E. Kristensen. 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80: 191-201.

- Kaspar, H.F., G.M. Hall, et A.J. Holland. 1988. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture* 70: 333-344.
- Levings, C.D., J.M. Helfield, D.J. Stucchi, et T.F. Sutherland. 2002. A perspective on the use of performance based standards to assist in fish habitat management on the seafloor near salmon net pen operations in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Secretar. Res. Doc. 2002/075.59 p.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/English/Research_Years/2002/2002_075e.htm
- Lumb, C.M., et S.L. Fowler. 1989. Assessing the benthic impact of fish farming, p. 75-78. Dans J. McManus et M. Elliott [eds.] *Developments in estuarine and coastal study techniques*. Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Nilsson, H.C., et R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Sys.* 11: 249-264.
- Pearson, T.H., et R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Pohle, G., B. Frost, et R. Findlay. 2001. Assessment of regional benthic impact of salmon mariculture within the Letang Inlet, Bay of Fundy. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 417-426.
- Poole, N.J., D.J. Wildish, et D.D. Kristmanson. 1978. The effects of the pulp and paper industry on the aquatic environment. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 8: 153-195.
- Rhoads, D.C., et J.D. Germano. 1986. Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol. *Hydrobiologia* 142: 291-308.
- Sheng, J., D.G. Wright, R.J. Greatbatch, et D.E. Dietrich. 1998. CANDIE: A new version of the DieCAST ocean circulation model. *J. Atmosphere. Ocean. Technol.* 15: 1414-1432.
- Stucchi, D., Sutherland, T.A. et C.D. Levings. Near-Field Depositional Model for Finfish Aquaculture Waste. Dans B.T. Hargrave [ed.]. *Handbook of environmental chemistry*, Springer-Verlag, Berlin.
- Vollenweider, R.A., et J.J. Kerekes. 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris. 164 p.
- Wijnsman, J.W.M., P.M.J. Herman, J.J. Middleburg, et K. Soetaert. 2002. A model for early diagenetic processes in the sediments of the continental shelf of the Black Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54: 403-421.
- Wildish, D.J., H.M. Akagi, et N. Hamilton. 2001. Sedimentary changes at a Bay of Fundy salmon farm associated with site fallowing. *Bull. Aquacult. Assoc. Can.* 101-1: 49-56.
- Wildish, D.J., B.T. Hargrave, et G. Pohle. 2001. Cost effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 469-476.
- Wildish, D.J., V. Zitko, H.M. Akagi, et A.J. Wilson. 1990. Sedimentary anoxia caused by salmonid mariculture wastes in the Bay of Fundy and its effects on dissolved oxygen in seawater, p. 11-18. Dans R.L. Saunders [ed.]. *Proceedings of Canada-Norway finfish aquaculture workshop*, Sept. 11-14, 1989. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1761.

DEVENIR ET EFFETS ENVIRONNEMENTAUX DES PRODUITS CHIMIQUES UTILISÉS EN AQUACULTURE EN EAU DOUCE AU CANADA

Robert J. Scott, Département de biologie
Université Western Ontario, London (Ontario)

RÉSUMÉ

L'industrie de l'aquaculture en eau douce au Canada est en voie de développement. Et cette expansion peut mener à l'utilisation de divers agents chimiques pour traiter l'eau et les poissons ou lutter contre des agents pathogènes (p. ex. fongicides, désinfectants, anesthésiques, pigments, hormones et antibiotiques). De la vaste gamme de produits chimiques utilisés en aquaculture à l'échelle mondiale, seuls quelques-uns sont homologués au Canada. La présente étude porte sur les agents chimiothérapeutiques activement utilisés en aquaculture en eau douce au Canada. À cette fin, des recherches sur le devenir et les effets environnementaux des agents chimiothérapeutiques utilisés en aquaculture ont été effectuées dans seize bases de publications scientifiques. La majorité des documents publiés portent sur les écosystèmes marins, peu d'études sur l'aquaculture en eau douce ayant été réalisées. Seules deux traitant directement de l'aquaculture en eau douce au Canada ont été localisées.

Au Canada, sept produits chimiques sont homologués pour être utilisés chez les poissons d'élevage destinés à l'alimentation humaine, dont quatre antibiotiques (l'oxytétracycline, le florfenicol, le composé sulfadiméthoxine et ormétoprime, le composé sulfadiazine et triméthoprimine), un anesthésique (le méthanesulfonate de tricaine) et deux fongicides/désinfectants (le formaldéhyde et le peroxyde d'hydrogène) (Santé Canada, 2001a). Bien qu'il ne soit pas utilisé à l'heure actuelle dans les piscicultures canadiennes, l'acide oxolinique est inclus dans le présent document; ce produit chimique étant communément utilisé en salmoniculture à l'extérieur du Canada, y compris aux États-Unis, il peut servir à des utilisations non indiquées sur l'étiquette là où les vétérinaires peuvent légalement le prescrire. En outre, le grand volume de données sur le devenir et les effets de ce composé pourraient se révéler pertinentes pour d'autres antibiotiques.

De nombreuses études ont été publiées sur le devenir et les effets d'antibiotiques dans les écosystèmes marins, mais peu sur les mêmes enjeux dans les écosystèmes d'eau douce. Comme cela est le cas de toutes les formes d'élevage intensif, les pratiques aquacoles offrent aux agents pathogènes la possibilité de proliférer et de se propager, ce qui peut entraîner une forte mortalité chez les stocks d'élevage et la perte conséquente de revenus (Dixon, 1994). Des antibiotiques peuvent être administrés directement par injection des animaux touchés ou par apport d'aliments médicamenteux. Mais les aliments que les poissons d'élevage n'ont pas consommés peuvent l'être par les animaux sauvages. En outre, les aliments contenant des antibiotiques peuvent s'accumuler dans les sédiments ou les antibiotiques non absorbés peuvent être libérés dans le milieu par le biais des excréments ou de l'urine (Bjorklund et Bylund, 1990, 1991); par la suite, ces

antibiotiques ont une incidence sur la flore bactérienne naturelle, un élément important des réseaux alimentaires. Thorpe et al. (1990) ont estimé que de 1,4 à 40,5 % des aliments donnés à du saumon atlantique gardé en cage ne sont pas mangés. Cette estimation peut toutefois être prudente car les poissons malades s'alimentent mal (Bjorklund et al., 1990) et la plus grande partie de la forme active des antibiotiques traverse le tractus gastro-intestinal des poissons sans être absorbée (Cravedi et al., 1987; Bjorklund et Bylund, 1991; Plakas et al., 1998). D'autre part, les progrès réalisés dans les techniques d'alimentation (p. ex. vidéo sous-marine; Foster et al., 1995) et de nouvelles méthodes d'apport d'antibiotiques dans les aliments (Duis et al., 1994) peuvent avoir une incidence sur la quantité d'antibiotiques libérés dans l'environnement.

Les bactéries *Nitrosomonas* spp. et *Nitrobacter* spp. jouent un rôle important dans le cycle des substances nutritives dans les chaînes alimentaires en eau douce, convertissant l'ammoniac (toxique) en nitrate (non toxique) (Ricklefs et Miller, 2000), mais dans des microcosmes expérimentaux, l'oxytétracycline a inhibé sensiblement la transformation de l'ammoniac (Klaver et Mathews, 1994). Lors de flambées de cas de maladie dans des étangs d'élevage du poisson-chat, l'utilisation d'antibiotiques a enrayé la maladie, mais a réduit la conversion par les bactéries de l'ammoniac toxique en nitrate, ce qui a mené à son accumulation dans les sédiments des étangs (Klaver et Mathews, 1994).

L'évolution de souches pharmacorésistantes de bactéries pathogènes est peut-être la conséquence la plus importante de l'utilisation d'antibiotiques en aquaculture. Les populations bactériennes ont une résistance naturelle aux antibiotiques (McPhearson et al., 1991; Johnson et Adams, 1992; Spanggaard et al., 1993), et l'utilisation de ceux-ci offre aux souches résistantes la possibilité de proliférer et de se propager. Les résultats d'études sur la résistance aux antibiotiques observée dans des piscicultures (Bjorklund et al., 1990, 1991; MCPhearson et al., 1991; Nygaard et al., 1992; Samuelsen et al., 1992a; Spanggaard et al., 1993; Ervik et al., 1994; Kerry et al., 1996a; Herwig et al., 1997; Guardabassi et al., 2000) et des microcosmes (Kerry et al., 1996; Herwig et Gray, 1997; O'Reilly et Smith, 2000) à la suite d'une pharmacothérapie révèlent une fréquence accrue de résistance à plusieurs médicaments chez une panoplie d'espèces bactériennes. Toutefois, Kapetanaki et al. (1995) et Vaughan et al. (1996) suggèrent que les niveaux accrus de résistance des bactéries aux médicaments peuvent se produire indépendamment de la présence d'un médicament (par le biais d'aliments pour poissons stériles, de sédiments ajoutés lors d'études sur le microcosme, des aliments pour poissons non consommés) et brouiller les résultats des études.

Aucune des études publiées évaluées ne portait expressément sur le devenir et les effets environnementaux des fongicides, des désinfectants et des anesthésiques, mais plusieurs examinaient leur distribution dans les tissus, leur toxicité et les réactions de stress chez les poissons en vue de pouvoir établir les taux d'utilisation appropriés de ces produits chimiques en aquaculture (Xu et Rodgers, 1993; Howe et al., 1995; Schreier et al., 1996; Rach et al., 1997a, b, 1998; Gaikowski et al., 1998, 1999; Keene et al., 1998; Jung et al., 2001).

Outre les produits chimiques considérés ci-dessus, des caroténoïdes (l'astaxanthine et la canthaxanthine) sont ajoutés aux aliments pour salmonidés d'élevage afin d'accentuer la couleur de leur chair (Guillou et al., 1995; Metusalach et al., 1997). Aucune étude n'a été publiée sur le devenir et les effets de ces pigments. Ils pourraient s'accumuler dans les sédiments étant donné que les molécules ne sont pas hydrosolubles et sont stables en l'absence de lumière. En dernier lieu, on peut accroître la production de salmonidés en n'élevant que des femelles, ce qui se fait en manipulant le sexage génétique : les juvéniles sont exposés à la 17-alpha-méthyltestostérone, soit par immersion dans ce stéroïde ou par apport d'aliments traités. Aucune étude sur le devenir ou les effets environnementaux de cette hormone n'était disponible aux fins d'évaluation dans le cadre du présent examen.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

- Il faut mener des recherches sur le devenir et les effets des agents thérapeutiques dans les écosystèmes d'eau douce.
- Il faut mener des recherches en vue d'identifier les facteurs étiologiques qui contrôlent la distribution, l'accumulation et la persistance des produits chimiques dans les eaux douces.
- Il faut mener des recherches sur les facteurs ayant une incidence sur la résistance des microbes aux antibiotiques en eau douce.
- Il faut mener des recherches sur la toxicité chronique des antibiotiques et d'autres agents chimiothérapeutiques pour les poissons et d'autres organismes dulcicoles.
- Il faut élaborer des protocoles normalisés d'échantillonnage et d'analyse en sciences de l'aquaculture.
- Il faut faire un inventaire des patrons d'utilisation des agents thérapeutiques, y inclus des rapports sur les produits utilisés, les endroits où ils le sont et les quantités appliquées.

RÉFÉRENCES

- Bjorklund, H. et G. Bylund. 1990. Temperature-related absorption and excretion of oxytetracycline in rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). *Aquaculture* 84: 363-372.
- Bjorklund, H.V. et G. Bylund. 1991. Comparative pharmacokinetics and bioavailability of oxolinic acid and oxytetracycline in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Xenobiotica* 21: 1511-1520.
- Bjorklund, H., J. Bondestam et G. Bylund. 1990. Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 86: 359-367.
- Bjorklund, H.V., C.M.I. Rabergh, et G. Bylund. 1991. Residues of oxolinic acid and oxytetracycline in fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 97: 85-96.
- Cravedi, J.P., G. Choubert et G. Delous. 1987. Digestibility of chloramphenicol, oxolinic acid and oxytetracycline in rainbow trout and influence of these antibiotics on lipid digestibility. *Aquaculture* 60: 133-141.
- Dixon, B. 1994. Antibiotic resistance of bacterial fish pathogens. *J. World Aquacult. Soc.* 25: 60-63.
- Duis, K., V. Inglis, M. Beveridge et C. Hammer. 1994. Leaching of four different

- antibacterials from oil- and alginate-coated fish-feed pellets. *Aquac. Res.* 26: 549-556.
- Ervik, A., B. Thorsen, V. Eriksen, B.T. Lunestad et O.B. Samuelsen. 1994. Impact of administering antibacterial agents on wild fish and blue mussels *Mytilus edulis* in the vicinity of fish farms. *Dis. Aquat. Org.* 18: 45-51.
- Foster, M., R. Petrell, M.R. Itp et R. Ward. 1995. Detecting and counting uneaten food pellets in a sea cage using image analysis. *Aquac. Engineer.* 14: 251-269.
- Gaikowski, M., J. Rach, J. Olson, R. Ramsay et M. Wolgamood. 1998. Toxicity of hydrogen peroxide treatments to rainbow trout eggs. *J. Aquat. Animal Health* 10: 241-251.
- Gaikowski, M., J. Rach et R. Ramsay. 1999. Acute toxicity of hydrogen peroxide treatments to selected lifestages of cold-, cool-, and warmwater fish. *Aquaculture* 178: 191-207.
- Guardabassi, L., A. Dalsgaard, M. Raffatellu et J. Olsen. 2000. Increase in the prevalence of oxolinic acid resistant *Acinetobacter* spp. observed in a stream receiving the effluent from a freshwater trout farm following the treatment with oxolinic acid-medicated feed. *Aquaculture* 188: 205-218.
- Guillou, A., M. Khalil et L. Adambounou. 1995. Effects of silage preservation on astaxanthin forms and fatty acid profiles of processed shrimp (*Pandalus borealis*) waste. *Aquaculture* 130: 351-360.
- Herwig, R.P. et J.P. Gray. 1997. Microbial resistant bacteria in surficial sediments near salmon net-cage farms in Puget Sound, Washington. *Aquaculture* 149:263-283.
- Herwig, R., J. Gray et D. Weston. 1997. Antibacterial resistant bacteria in surficial sediments near salmon net-cage farms in Puget Sound, Washington. *Aquaculture* 149: 263-283.
- Howe, G.E., L.L. Marking, T.D. Bills et T.M. Schreier. 1995. Efficacy and toxicity of formalin solutions containing paraformaldehyde for fish and egg treatments. *The Progressive Fish Culturist* 57: 147-152.
- Johnson, R. et J. Adams. 1992. The ecology and evolution of tetracycline resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 295-299.
- Jung, S., J. Kim, I. Jeon et Y. Lee. 2001. Formaldehyde residues in formalin-treated olive flounder (*Paralichthys olivaceus*), black rockfish (*Sebastes schlegeli*), and seawater. *Aquaculture* 194: 253-262.
- Kapetanaki, M., J. Kerry, M. Hiney, C. O'Brian, R. Coyne et P. Smith. 1995. Emergence, in oxytetracycline-free marine mesocosms, of microorganisms capable of colony formation on oxytetracycline-containing media. *Aquaculture* 134: 227-236.
- Keene, J., D. Noakes, R. Moccia et C. Soto. 1998. The efficacy of clove oil as an anaesthetic for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquac. Res.* 29: 89-101.
- Kerry, J., M. Slattery, S. Vaughan et P. Smith. 1996a. The importance of bacterial multiplication in the selection, by oxytetracycline-HCl, of oxytetracycline-resistant bacteria in marine sediment microcosms. *Aquaculture* 144: 103-119.
- Klaver, A. et R. Mathews. 1994. Effects of oxytetracycline on nitrification in a model aquatic system. *Aquaculture* 123: 3-4.
- McPhearson, R. M., A. DePaola, S.R. Zwyno, M.L. Motes et A.M. Guarino. 1991. Antibiotic resistance in Gram-negative bacteria from cultured catfish and

- aquaculture ponds. *Aquaculture* 99: 203-211.
- Metusalach, B., J.A. Brown et F. Shahidi. 1997. Effects of stocking density on colour characteristics and deposition of carotenoids in cultured Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Food Chem.* 59: 107-114.
- Nygaard, K., B.T. Lunestad, H. Hektoen, J.A. Berge et V. Hormazabal. 1992. Resistance to oxytetracycline, oxolinic acid and furazolidone in bacteria from marine sediments. *Aquaculture* 104: 31-36.
- O'Reilly, A. et P. Smith. 2001. Use of indirect conductimetry to establish predictive no effect concentrations of oxytetracycline and oxolinic acid in aquatic sediments. *Aquaculture* 196: 13-26.
- Plakas, S.M., K.R. El Said, F.A. Bencsath, S.M. Musser et W.L. Hayton. 1998. Pharmacokinetics, tissue distribution and metabolism of acriflavine and proflavine in the channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Xenobiotica* 28: 605-616.
- Rach, J., T. Schreier, G. Howe et S. Redman. 1997a. Effect of species, life stage, and water temperature on the toxicity of hydrogen peroxide to fish. *The Progressive Fish Culturist* 59: 41-46.
- Rach, J., G. Howe et T. Schreier. 1997b. Safety of formalin treatments on warm- and coolwater fish eggs. *Aquaculture* 149: 183-191.
- Rach, J., M. Gaikowski, G. Howe et T. Schreier. 1998. Evaluation of the toxicity and efficacy of hydrogen peroxide treatments on eggs of warm- and coolwater fishes. *Aquaculture* 165: 1-2.
- Ricklefs, R.E. et G.L. Miller. 2000. *Ecology*. 4th edition. W.H. Freeman and Co., New York. 822 p.
- Samuelson, O., V. Torsvik et A. Ervik. 1992a. Long-range changes in oxytetracycline concentration and bacterial resistance towards oxytetracycline in a fish farm sediment after medication. *Sci. Total Environ.* 114: 25-36.
- Santé Canada. 2001a. Use of drugs in aquaculture. http://www.hc-sc.gc.ca/vetdrugs-medsvet/aquaculture_e.html (8 mai 2003).
- Schreier, T., J. Rach et G. Howe. 1996. Efficacy of formalin, hydrogen peroxide, and sodium chloride on fungal-infected rainbow trout eggs. *Aquaculture* 140: 323-331.
- Spanggaard, B., F.G.L. Jorgensen et H.H. Huss. 1993. Antibiotic resistance in bacteria isolated from three freshwater farms and an unpolluted stream in Denmark. *Aquaculture* 115: 195-207.
- Thorpe, J.E., C. Talbot, M.S. Miles, C. Rawlins et D.S. Keay. 1990. Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a sea cage. *Aquaculture* 90: 41-47.
- Vaughan, S., R. Coyne et P. Smith. 1996. The critical importance of sample site in the determination of the frequency of oxytetracycline resistance in the effluent microflora of a freshwater fish farm. *Aquaculture* 139: 47-54.
- Xu, D. et A. Rodgers. 1993. Formaldehyde residue in striped bass muscle. *Journal of Aquatic Animal Health* 5: 306-312.