Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat

Patrick Lambert, Guy Verreault, Brigitte Lévesque, Valérie Tremblay, Jean-Denis Dutil et Pierre Dumont

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
C. P. 1000, Mont-Joli,
Québec, Canada
G5H 3Z4

2011

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 2921

Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Canada

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. II n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques.*

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien des sciences
halieutiques et aquatiques 2921

2011

Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat

Patrick Lambert[1], Guy Verreault[2], Brigitte Lévesque[3]
Valérie Tremblay[4], Jean-Denis Dutil[3], Pierre Dumont[5]

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
C. P. 1000, Mont-Joli
Québec, Canada
G5H 3Z4

[1] Cemagref EPBX
50 Avenue de Verdun, F-33612 Cestas, France

[2] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
186, rue Fraser, Rivière-du-Loup, Québec, Canada G5R 1C8

[3] Pêches et Océans Canada, Institut Maurice-Lamontagne
C. P. 1000, Mont-Joli, Québec, Canada G5H 3Z4

[4] AECOM Tecsult inc.,
2, rue Fusey , Trois-Rivières, Québec, Canada G8T 2T1

[5] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
201, Place Charles-Le Moyne, Longueuil, Québec, Canada J4K 2T5

© Sa majesté la Reine du Chef du Canada, 2011

Nº de cat. Fs 97-6/2921F ISSN 0706-6570 (version imprimée)
Nº de cat. Fs 97-6/2921F-PDF ISSN 1488-545X (version électronique)

On devra citer la publication comme suit :

Lambert, P., Verreault, G., Lévesque, B., Tremblay, V., Dutil, J.-D. et Dumont P. 2011. Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2921 : x +43 p.

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES ..... **III**

LISTE DES TABLEAUX ..... **V**

LISTE DES ANNEXES ..... **VI**

LISTE DES FIGURES ..... **VII**

RESUME ..... **IX**

ABSTRACT ..... **X**

1 CONTEXTES ET OBJECTIFS **1**

1.1 UNE SITUATION ALARMANTE QUI IMPOSE DES ACTIONS URGENTES 1
1.1.1 Situation de l'anguille d'Amérique *1*
1.1.2 Causes de la diminution *1*
1.1.3 Plan de gestion de l'anguille d'Amérique *1*
1.2 BESOIN D'UNE METHODOLOGIE ET D'UN OUTIL DE PRIORISATION DES ACTIONS 1
1.3 OBJECTIFS DE L'ETUDE 2

2 PRINCIPE GENERAL DE LA METHODE **2**

2.1 DOMAINE D'INTERVENTION 2
2.2 COLONISATION : DIFFUSION VS ORIENTATION 3
2.3 NIVEAUX D'APPROCHE : INTRABASSIN ET INTERBASSIN 3

3 MODELE INTRABASSIN VERSANT **4**

3.1 PROCESSUS DE DISPERSION 4
3.1.1 Théorie de la diffusion *4*
3.1.2 Comportement à la limite de marée dynamique *5*
3.1.3 La prise en compte des confluences *6*
3.1.4 Le passage des effectifs aux densités *6*
3.1.5 Évolution des abondances d'anguilles en fonction de la distance à la mer dans un réseau hydrographique *6*
3.1.6 Trois représentations individuelles du comportement *10*
3.2 PROCESSUS D'ECHAPPEMENT 11
3.3 SIMULATION DE L'IMPACT DES OBSTACLES 12
3.4 PRINCIPE DE CALCUL ET D'UTILISATION DU MODELE 13
3.5 ANALYSE DE SENSIBILITE DU MODELE SUR DES BASSINS VERSANTS VIRTUELS 16
3.5.1 Création automatique de bassin versant virtuel *16*
3.5.2 Influence du coefficient de diffusion et de la topologie du réseau *17*
3.6 AMELIORATIONS ENVISAGEABLES 18
3.6.1 Prise en compte de l'âge de la cohorte *18*
3.6.2 Prise en compte d'autres caractéristiques, en particulier de la surface des lacs *19*
3.7 APPLICATION AU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE RIMOUSKI 19
3.7.1 Découpage du réseau hydrographique *19*
3.7.2 Recensement et caractérisation des ouvrages *21*
3.7.3 Résultat du modèle *23*

4 MODELE INTERBASSIN VERSANT **27**

4.1 TRANSFORMATION DU NOMBRE D'ANGUILLES ARGENTEES EN NOMBRE D'OOCYTES 28
4.2 VARIABILITE DE LA TAILLE ET DE L'AGE A L'ARGENTURE 28
4.3 RELATION ENTRE LA FECONDITE ET LA TAILLE 32

5 BILAN DE L'APPROCHE 33

6 BESOINS DE RECHERCHE 35

7 VALORISATIONS SCIENTIFIQUES 36

8 REMERCIEMENTS 36

BIBLIOGRAPHIE 36

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. BILAN DE L'EXPERTISE DES OBSTACLES ANTHROPIQUES A LA LIBRE CIRCULATION DANS LE BASSIN DE LA RIVIERE RIMOUSKI (* DANS LES SIMULATIONS ET POUR DES RAISONS EXPLORATOIRES, CE TAUX DE MORTALITE A ETE PORTE A 75 %). 22

TABLEAU 2. SYNTHESE DES COURBES DE FECONDITE POUR L'ANGUILLE D'AMERIQUE. 32

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : GRILLE D'EXPERTISE DES OBSTACLES A LA MIGRATION PROPOSEE PAR STEINBACH (2006) 43

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Aire de colonisation historique dans le systeme Saint-Laurent (tire de Verreault *et al.* 2004)..... 2

Figure 2. Évolution des densites d'anguilles dans le bassin de la riviere Rimouski (Bas-Saint-Laurent, Quebec). 7

Figure 3. Évolution des densites d'anguilles dans le bassin de la riviere Sud-Ouest (Bas-Saint-Laurent, Quebec)..... 8

Figure 4. Évolution des densites d'anguilles dans le bassin des rivieres Matapedia et Patapedia (Quebec). 8

Figure 5. Évolution des densites d'anguilles dans le bassin de la riviere Miramichi (Nouveau-Brunswick). 9

Figure 6. Illustration des trois propositions de representation des deplacements individuels lors d'un phenomene de diffusion..... 11

Figure 7. Schema de l'impact d'un obstacle (p la proportion de poissons qui le franchit a la montee, m le taux de mortalite parmi les poissons bloques a la montee et m' le taux de mortalite a la devalaison)..... 13

Figure 8. Repartition de la proportion d'individus dans chaque compartiment d'un bassin versant virtuel de 81 compartiments (a : en l'absence d'obstacles aux deplacements ; b : avec huit barrages), la largeur du trait est proportionnelle au debit, la couleur indique, selon une echelle logarithmique, le nombre d'anguilles argentees presentes (plus la couleur est foncee, plus l'abondance est elevee). 14

Figure 9. Échappement correspondant a l'amenagement d'un des huit barrages dans un bassin virtuel a 81 compartiments. 15

Figure 10. Repartition et echappement des anguilles argentees pour les 6 meilleures combinaisons de double retrait de barrages (en vert). 15

Figure 11. Cinq reseaux hydrographiques virtuels construits avec la methode Masek et Turcotte (1993). 17

Figure 12. Évolution de la moyenne quadratique des positions en fonction du coefficient de diffusion pour cinq reseaux hydrographiques de tailles differentes (duree de la diffusion 20 ans, en pointille courbe theorique d'un mouvement brownien unidimensionnel). 18

Figure 13. Principe de simplification du reseau. 20

Figure 14. Reseau hydrographique du basin versant de la riviere Rimouski (les couleurs distinguent le cours principal et les differents affluents)..... 21

Figure 15. Localisation des obstacles anthropiques a la libre circulation dans le bassin de la riviere Rimouski..... 23

Figure 16. Repartition de la proportion d'anguilles (% d'individus, en echelle logarithmique) a l'issue du processus de diffusion dans chaque compartiment de la riviere Rimouski. 24

Figure 17. Repartition de la densite d'anguilles (densite, en echelle logarithmique) a l'issue du processus de diffusion dans chaque compartiment de la riviere Rimouski. 24

Figure 18. Presence historique de l'anguille dans le bassin de la riviere Rimouski..... 25

Figure 19. Priorisation des obstacles en termes de gain d'echappement par rapport a la situation sans obstacles. 26

Figure 20. Cartographie des differences mesurees entre les abondances apres simulation sans et avec obstacles. 26

Figure 21. Priorisation des obstacles en termes de gain d'echappement par rapport a la situation sans obstacles, telle que realisee avec le modele degrade (predetermination du deplacement)..... 27

Figure 22. Difference de tailles a l'argenture pour differents lieux de capture (adapte de Tremblay 2009a). Dans l'ordre, de gauche a droite, les sites representes correspondent a l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent, a Long Pond (Ile du Prince Édouard), a la Petite riviere Trinite (Cote-Nord), aux rivieres Rimouski et Sud-Ouest (Bas-Saint-Laurent) et au bassin superieur du fleuve Saint-Laurent, en amont du barrage Iroquois. 29

Figure 23. Taux de croissance moyen entre le stade civelle et l'age 10 par site de capture des anguilles argentees. 30

Figure 24. Modulation individuelle du taux de croissance par site de capture des anguilles argentees..... 30

Figure 25. Évolution de la longueur a l'argenture en fonction du taux de croissance par site de capture. 31

Figure 26. Courbe de fecondite pour differents sites de capture et courbe moyenne. 33

RESUME

Lambert, P., Verreault, G., Lévesque, B., Tremblay, V., Dutil, J.-D., Dumont P. 2011. Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2921 : x +43 p.

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) connaît un déclin dans le Saint-Laurent. L'accès aux lacs et rivières est bloqué par un nombre de plus en plus considérable de barrages, certains munis de turbines qui causent des mortalités. Ce rapport propose un modèle pour évaluer les priorités d'aménagement dans le réseau hydrographique de la rivière Rimouski (Québec), un réseau long de 1376 km sur lequel 23 barrages sont recensés. Le modèle suppose un coefficient de diffusion d'une vingtaine de km^2 par an appliqué sur une période de 20 ans et tient compte de la réduction des déplacements vers l'amont, de la mortalité induite parmi les individus bloqués à l'aval des obstacles et de la mortalité à la dévalaison à chacun des obstacles. Les résultats des simulations ont montré l'importance du barrage situé le plus en aval dans les priorités d'aménagement, la mitigation des autres obstacles de la Rimouski n'ayant que peu d'effets sur le nombre potentiel de géniteurs s'échappant de ce système. Pour prioriser les bassins entre eux, il faudrait mesurer les gains en nombres d'oeufs produits, plutôt qu'en nombre de géniteurs, en tenant compte des différences de croissance, de fécondité et de longueur à l'argenture observées entre les anguilles de différents bassins versants. La taille à l'argenture semble corrélée avec le taux de croissance rétrocalculé de l'anguille dans les 10 premières années de sa vie. Le modèle OMMER, (Obstacle Mitigation Model for Eel in Rivers) s'avère un outil pratique pour évaluer divers scénarios d'aménagement dans un bassin versant, mais son utilisation pour comparer les bassins versants entre eux est limitée par un manque relatif de données de terrain pour une diversité de bassins versants.

ABSTRACT

Lambert, P., Verreault, G., Lévesque, B., Tremblay, V., Dutil, J.-D., Dumont P. 2011. Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2921 : x +43 p.

American eel (*Anguilla rostrata*) experience a marked decline in the St. Lawrence River. Access to freshwater is impaired by an ever growing number of dams some of which are used for hydropower and cause mortalities to downstream migrants. A model is proposed to prioritize mitigation schemes in the Rimouski River (Quebec), a 1376 km long mid-size watershed on which 23 barriers higher than 1 m occur. A diffusion rate of 20 km^2 $year^{-1}$ over a 20 year period was applied in the model. The impact of each barrier was simulated by reducing movements upstream at the barrier, survival among eels blocked downstream, and survival of eels at the barrier during the downstream migration. Model outputs have stressed the prime importance of a single dam located near the estuary in determining the colonization process whereas mitigating other dams in the watershed did not significantly improve spawning escapement. Setting priorities among watersheds poses additional challenges. There are differences in growth, fecundity and size at maturity among watersheds and these have an effect on egg production associated with spawning escapement. Size at maturity within a watershed was found to correlate with the observed back-calculated growth rate of eel from age 1 to age 10 in the watershed. OMMER (Obstacle Mitigation Model for Eel in Rivers) is a valuable tool to compare a range of management scenarios aimed at mitigating upstream and downstream passage at barriers, though its extension to other watersheds is currently limited by the availability of relevant data for a diversified set of habitats and watersheds.

1 CONTEXTES ET OBJECTIFS

1.1 UNE SITUATION ALARMANTE QUI IMPOSE DES ACTIONS URGENTES

1.1.1 Situation de l'anguille d'Amérique

La situation de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), comme celle des deux autres espèces d'anguilles des milieux tempérés (*A. anguilla ; A. japonica)*, est jugée préoccupante au Canada (COSEWIC 2006). Les indicateurs d'abondance montrent que le stock se situe à des niveaux d'abondance bien inférieurs aux niveaux historiques dans certains secteurs de son aire de distribution. Le signal de déclin est particulièrement fort dans le système laurentien, à la limite nord de l'aire de répartition. On y a observé une chute très importante du nombre annuel de jeunes anguilles en montaison à la passe migratoire du barrage de Moses-Saunders, dans la partie supérieure du fleuve Saint-Laurent ; les montaisons sont passées de plus d'un million d'individus à seulement quelques milliers à peine en 20 ans (Casselman 2003).

1.1.2 Causes de la diminution

Plusieurs facteurs ont été évoqués pour expliquer ce déclin, parmi lesquels la surpêche ainsi que la perte et la dégradation des habitats, notamment en eau douce (Castonguay *et al.* 1994, Caron *et al.* 2007). Au Québec, on estime à plus de 5000 le nombre de barrages de plus d'un mètre de hauteur qui sont situés dans des cours d'eau se déversant dans le Saint-Laurent, dont 15 % sont destinés à la production hydroélectrique, certains munis de turbines (Tremblay *et al.* 2011). Ces barrages limitent l'accès à 12 000 km^2 d'habitats historiquement colonisés par l'anguille (Verreault *et al.* 2004). Dans le cas de l'anguille européenne, Moriarty et Dekker (1997) estiment que les barrages ont rendu inaccessible de 7 % à 25 % de l'aire de répartition potentielle.

1.1.3 Plan de gestion de l'anguille d'Amérique

Des actions à entreprendre en urgence ont été identifiées pour restaurer les stocks d'anguilles. Ainsi, le Plan de gestion canadien de l'anguille d'Amérique prévoit de diminuer de 50 % le taux de mortalité anthropique et de redonner accès à 10 % des habitats perdus par tranche de 5 ans dans chaque province canadienne.

1.2 BESOIN D'UNE METHODOLOGIE ET D'UN OUTIL DE PRIORISATION DES ACTIONS

L'atteinte de ces objectifs requiert d'identifier les actions susceptibles de maximiser les gains en habitat. Ce choix ne sera pas facile compte tenu de l'étendue du territoire, de la diversité des réseaux hydrographiques, et du nombre et de la diversité des structures faisant obstacle à la migration. Cette tâche serait grandement simplifiée si les analystes disposaient d'un moyen convivial afin d'évaluer plusieurs sites et scénarios d'aménagement, à l'intérieur d'un bassin versant ou entre bassins versants. Grâce à une collaboration étroite entre ministères et gouvernements, un tel outil est actuellement en développement. Il s'agit d'une application SIG qui analyse les réseaux hydrographiques et la perte de connectivité résultant de la présence de barrages. La présente étude vise à évaluer la possibilité d'inclure un modèle biologique dans cette application.

1.3 OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'objectif de ce travail est de proposer une méthode permettant d'identifier et de prioriser les gains d'habitat d'anguille afin de maximiser l'échappement des futures anguilles reproductrices. Cette méthode se base sur des représentations de la colonisation des cours d'eau par l'anguille jaune et de la dévalaison des anguilles argentées ainsi que sur la simulation de l'impact des obstacles à la montaison comme à la dévalaison. Les connaissances sur les processus impliqués restant limitées, surtout pour l'anguille d'Amérique, nous avons privilégié une modélisation des concepts plutôt qu'une approche statistique basée sur les données.

2 PRINCIPE GENERAL DE LA METHODE

2.1 DOMAINE D'INTERVENTION

L'habitat potentiel de l'anguille d'Amérique est représenté par l'habitat historiquement utilisé par cette espèce. La distribution historique dans le système Saint-Laurent a été établie par Verreault *et al.* (2004). Elle repose sur les résultats des recherches archéologiques sur les pêcheries aborigènes, sur la synthèse des écrits des premiers missionnaires, commerçants et explorateurs et sur l'analyse des échantillonnages récents d'anguilles dans le milieu naturel. Les zones de présence avérée ont été étendues vers l'amont jusqu'au premier obstacle naturel infranchissable (Figure 1).

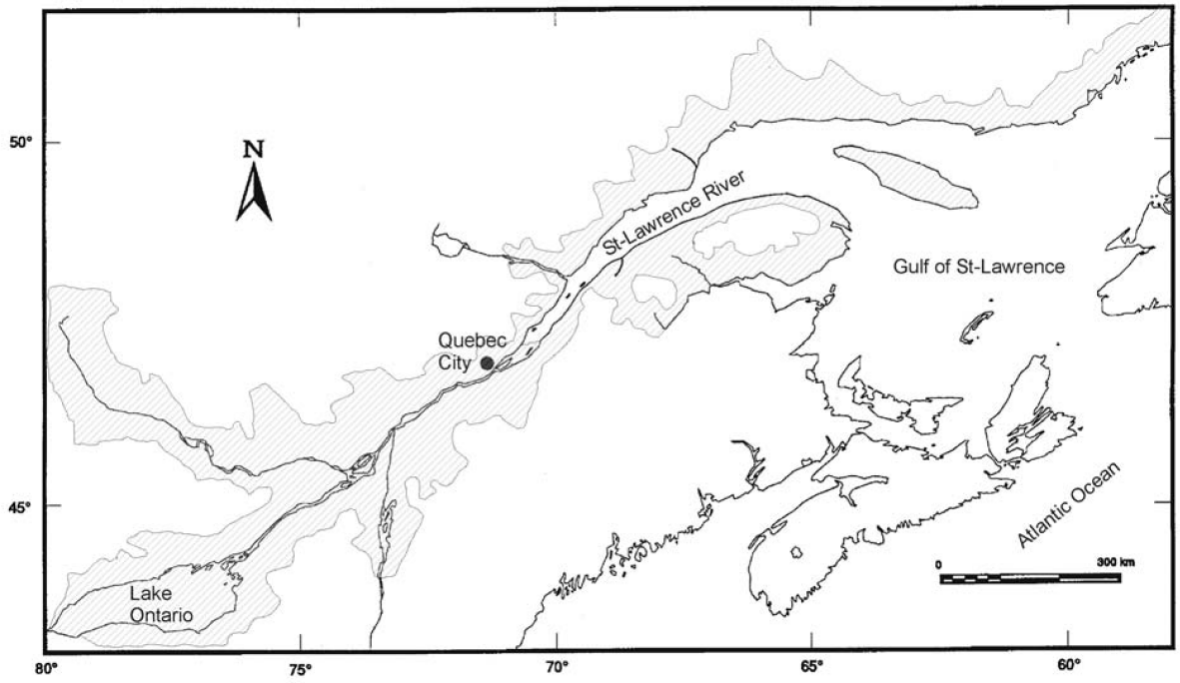


Figure 1. Aire de colonisation historique dans le système Saint-Laurent (tiré de Verreault *et al.* 2004)

Cette définition conduit à limiter les scénarios d'intervention aux obstacles anthropiques et aux obstacles naturels partiellement franchissables. En d'autres termes, il n'est pas envisageable d'aménager un obstacle naturel infranchissable.

2.2 COLONISATION : DIFFUSION VS ORIENTATION

Dans le présent rapport, on définit le Saint-Laurent d'eau douce comme l'ensemble des cours d'eau du bassin versant en amont de la ville de Québec, alors que le Saint-Laurent d'eau salée rassemble le golfe, l'estuaire moyen et l'estuaire maritime. Les civelles qui remontent le Saint-Laurent sont soumises à des conditions océanographiques très complexes dans l'estuaire maritime (gyres, forte stratification, températures froides – 0°C – dans la couche intermédiaire), et sont soumises à de très forts courants de marée en eaux saumâtres dans l'estuaire moyen. On a considéré ici que le Saint-Laurent d'eau salée correspond à la zone de migration orientée alors que la colonisation des tributaires s'expliquerait uniquement par un phénomène diffusif.

Cette prémisse est justifiée par le fait que les civelles utilisent le transport préférentiel par courant de marée pour migrer vers l'amont (McCleave et Wippelhauser 1987, Edeline *et al.* 2007) et par la présence avérée de migration de civelles jusqu'à la hauteur de Québec (Dutil *et al.* 2009). Cette hypothèse est fragilisée (i) par l'existence de zones d'eau douce soumises à la marée en amont du Saint-Laurent d'eau salée, en particulier sur les 100 km en amont de la ville de Québec ; (ii) par la possibilité d'une bascule comportementale plus tardive entre le déplacement orienté et la dispersion aléatoire (Imbert 2008) intervenant alors au-delà de la limite de marée dynamique ; (iii) par un passage important d'animaux au barrage Moses Saunders (plus de 10 000 individus par jour à la fin des années 1970, Casselman 2003) et des vitesses de migration de l'ordre du kilomètre par jour observées entre les barrages de Beauharnois et de Moses-Saunders (Verdon *et al.* 2003) laissant penser à un déplacement en masse des anguilles au delà du stade civelle. Par ailleurs, cette prémisse revient à négliger l'éventuelle fonction de refuge hivernal des tributaires dans la migration orientée, telle qu'observée chez les anguilles jaunes (Thibault *et al.* 2007).

2.3 NIVEAUX D'APPROCHE : INTRABASSIN ET INTERBASSIN

Deux niveaux d'approche ont été considérés. Le premier concerne la priorisation des aménagements à l'intérieur d'un réseau hydrographique. L'impact des obstacles sur la production d'anguilles argentées est évalué à l'aide d'un modèle avec lequel on peut ensuite identifier quels obstacles doivent être aménagés en priorité pour maximiser l'échappement de génitrices. Ce modèle est appliqué au cas de la rivière Rimouski.

Le second niveau vise à prioriser les bassins versants entre eux en tenant compte du nombre d'oocytes susceptible d'être produit. Ce nombre sera fonction des aménagements envisagés dans chaque bassin versant, mais sera également fonction de possibles différences dans la croissance, la fécondité et la taille à la maturité des anguilles. Ces aspects sont évalués pour quelques rivières.

Dans ce travail, le cas des mâles est ignoré ; plus spécifiquement on pose l'hypothèse que l'ouverture d'un axe migratoire ne modifie pas le rapport des sexes des anguilles argentées dans le réseau hydrographique. Chez l'anguille, le processus de déterminisme du sexe est réputé dépendre de l'environnement et peut-être plus précisément de la densité (Krueger et Oliveira 1999, Davey et Jellyman 2005). Les anguilles mâles sont souvent rares dans les régions septentrionales de l'aire de distribution de l'espèce (Nilo et Fortin 2001) et dans la partie supérieure du Saint-Laurent, la production des mâles est considérée négligeable (Dutil *et al.* 1985, Couillard *et al.* 1997). Il est alors raisonnable d'ignorer ce facteur en première analyse. Toutefois, cette hypothèse simplificatrice rend impossible toute généralisation de l'outil

développé à des systèmes dont les mécanismes de déterminisme du sexe sont susceptibles de modifier le rapport des sexes des anguilles.

3 MODELE INTRABASSIN VERSANT

À partir des hypothèses précédentes et compte tenu de l'écologie de l'anguille d'Amérique, le modèle OMMER 1.0 (Obstacle Mitigation Model for Eel in Rivers), dans son application intrabassin versant, simule les processus de colonisation des anguilles jaunes et de dévalaison des anguilles argentées, ainsi que l'impact des obstacles (naturels ou d'origine anthropique) sur ces processus. La mortalité naturelle n'a pas été incluse en supposant une absence de variabilité à l'intérieur d'un bassin versant. D'éventuelles variations dépendantes de la densité sont négligées. Concrètement, seul le devenir des anguilles qui vont survivre naturellement est simulé. Les sources de mortalité anthropique autres que celles induites par les obstacles n'ont pas été intégrées dans ce travail.

3.1 PROCESSUS DE DISPERSION

Au-delà de la limite de marée dynamique, la colonisation des anguilles dans un réseau hydrographique est la résultante d'un processus de dispersion diffusive (Smogor *et al.* 1995, Ibbotson *et al.* 2002). Elle se traduit par une décroissance exponentielle des densités avec la distance à l'exutoire (Aprahamian 1988, Lobón Cerviá *et al.* 1995, Smogor *et al.* 1995, Ibbotson *et al.* 2002, Imbert *et al.* 2008).

3.1.1 Théorie de la diffusion

La théorie classique de la diffusion repose sur la loi de Fick, traduction à l'échelle macroscopique des déplacements particulaires browniens. Elle est résumée par l'équation :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \delta \frac{\partial^2 \rho}{\partial x^2}$$

où ρ est la densité d'anguilles, x est la distance au point d'origine, t le temps depuis l'arrivée et δ le coefficient de diffusion, encore appelé diffusivité. La résolution de cette équation conduit à une densité de probabilité gaussienne (Okubo et Levin 2001) :

$$p(x,t) = \frac{1}{2\sqrt{\pi \delta \tau}} e^{-\frac{x^2}{4\delta t}}$$

La moyenne quadratique des positions (écart-type de cette distribution), égale à $\sqrt{2\delta\tau}$, caractérise ce processus brownien (formule de Bachelier). À noter que l'équation différentielle précédente est un cas particulier de l'équation de Fokker-Planck :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{\partial^2 (\mu \rho)}{\partial x^2} - \frac{\delta (\beta \rho)}{\delta x}$$

avec μ la motilité liée à la diffusivité et β le biais lié à la vitesse de déplacement (advection). Réécrite différemment, l'équation précédente devient :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{\partial\left(\frac{\delta(\mu\rho)}{\delta x}\right)}{\partial x} - \frac{\delta(\beta\rho)}{\delta x}$$

et le terme de diffusion peut donc également s'interpréter comme une advection suivant le gradient de densité. En d'autres termes, la diffusion peut être simulée soit comme un déplacement aléatoire dans les toutes les directions de l'espace ou comme un déplacement orienté vers les zones de plus faibles densités (Maury 1998).

Dans un cadre discret, un processus de marche aléatoire isotropique est l'analogue de la loi de Fick (DeAngelis et Yeh 1984, Okubo et Levin 2001) : chaque pseudo-individu se déplace sur une courte distance λ durant un laps de temps court τ avec la même probabilité $\frac{1}{2}$ d'aller vers l'amont ou vers l'aval. Il est alors possible d'approcher la diffusivité par la relation :

$$\delta = \lim_{\lambda,\tau \to 0} \frac{\lambda^2}{2\tau}$$

L'avantage de cette formulation discrète est sa simplicité à être codée informatiquement et sa facilité à inclure des comportements particuliers des individus. Elle impose toutefois de découper le réseau hydrographique en compartiments de longueur constante. Si λ est cette longueur, t la durée sur laquelle se déroule le processus de diffusion et δ le coefficient de diffusion, le nombre de répétition du déplacement $n = \frac{t}{\tau}$ peut être approximé par $\frac{2t\delta}{\lambda^2}$. Plus simplement, cela revient à simuler n fois le processus élémentaire de diffusion avec la moitié des animaux qui se déplacent vers l'amont, l'autre moitié vers l'aval.

3.1.2 Comportement à la limite de marée dynamique

Les civelles utilisent le transport tidal sélectif pour migrer en zone côtière et estuarienne (Creutzberg 1958). Ce comportement les conduit à s'accumuler en limite de marée dynamique (McCleave et Wippelhauser 1987, Edeline *et al.* 2007) même si des sédentarisations peuvent intervenir au cours de leur migration estuarienne (Bureau du Colombier *et al.* 2007). Il est donc logique de considérer la limite de marée dynamique comme la source du processus de diffusion. Reste à préciser le comportement des animaux une fois rendus à cette limite. Soit les anguilles « diffusent » de part et d'autre de la limite de marée dynamique, soit elles restent en amont de cette limite. En l'absence de justifications biologiques, nous avons retenu la deuxième hypothèse, la plus simple. En termes de codage informatique, 50 % des individus restent sur place dans le compartiment le plus aval (exutoire ou limite de marée dynamique), l'autre moitié migrant vers l'amont.

3.1.3 La prise en compte des confluences

Le principe de simulation a été développé jusqu'ici dans un espace à une dimension, soit dans un cours d'eau sans affluents. Dans un graphe (dans notre cas un réseau hydrographique), la résolution de l'équation de Fick proposée précédemment n'est plus valide et devient une opération mathématique complexe et hors de notre portée.

Par contre, il est facile d'adapter la marche aléatoire en considérant que les 50 % des anguilles qui se déplacent vers l'amont se répartissent entre le cours d'eau principal et l'affluent (Johnson *et al.* 1995). De cette manière, il y a toujours autant d'animaux se déplaçant vers l'amont comme vers l'aval. La définition des règles du choix à la confluence devient une question ouverte. Des hypothèses de répartition en fonction du débit (Martin Vandembulcke 1999) ou en fonction de différences thermiques (Chanseau *et al.* 2005) ont été avancées pour les géniteurs d'alose (*Alosa alosa*) dans leur migration (orientée) de reproduction. Chez l'anguille, ce mécanisme n'est pas documenté. Faute de mieux, nous supposerons donc que les individus se répartissent en fonction du débit relatif entre le cours d'eau principal et l'affluent. Le débit peut être estimé, en privilégiant une approche géomatique, par la surface amont de bassin versant (débit spécifique constant dans l'aire géographique considérée) (Caissie 2006, Caissie et Robichaud 2009). Au final, la répartition du déplacement amont sera calculée au prorata des surfaces drainantes en amont des deux cours d'eau.

3.1.4 Le passage des effectifs aux densités

Le processus simulé conduit à calculer la proportion d'anguilles survivantes qui va atteindre chaque compartiment du réseau hydrographique. En d'autres termes, le modèle calcule parmi les N anguilles qui vont survivre combien vont diffuser dans chaque compartiment.

Les densités peuvent être calculées, à un coefficient de proportionnalité près, en divisant cette proportion par la surface du tronçon, ou, dans la mesure où les tronçons sont de longueur constante, en divisant par la largeur du tronçon. Thornton *et al.* (2007) trouvent une relation de puissance 0.5 entre la largeur d'un cours d'eau et la surface du bassin versant amont. En règle générale, la largeur s'exprime avec la même fonction puissance 0.5 à partir du débit (Leopold et Maddock 1953, Andrews 1984, Julien et Wargadalam 1995, Xu 2004, Lee et Julien 2006) lui-même proportionnel à la surface amont du bassin versant.

3.1.5 Évolution des abondances d'anguilles en fonction de la distance à la mer dans un réseau hydrographique

Afin de paramétrer le coefficient de diffusion, facteur clé du processus de dispersion, une synthèse bibliographique de l'évolution des abondances d'anguilles en fonction de la distance à la mer a été réalisée. Elle a été complétée par une analyse des abondances estimées par la pêche à l'électricité sur quelques rivières du Québec et du Nouveau- Brunswick.

3.1.5.1 Analyse de données de pêche électrique

Les résultats présentés ici sont extraits du travail de Tremblay (2009a). Un examen sommaire des figures 2 à 5 ne révèle aucune tendance suggérant une évolution des densités d'anguilles en fonction de la distance à la limite de marée dynamique. Il semble toutefois abusif de remettre en cause le caractère diffusif de la colonisation de ces quelques rivières du Québec et du Nouveau-

Brunswick. En effet, ces données sont issues de pêches réalisées sur plusieurs années et dans les habitats préférentiels de tacons de saumon atlantique (*Salmo salar*). Ces habitats sont vraisemblablement inadaptés pour l'anguille, vu les faibles densités trouvées. Par ailleurs, les secteurs de pêche sont souvent limités à la zone aval du bassin versant. Ces données ne sont donc pas exploitables pour calibrer le coefficient de diffusion, un problème qui pourrait être corrigé en mettant en place des campagnes d'échantillonnage spécifiques à l'anguille.

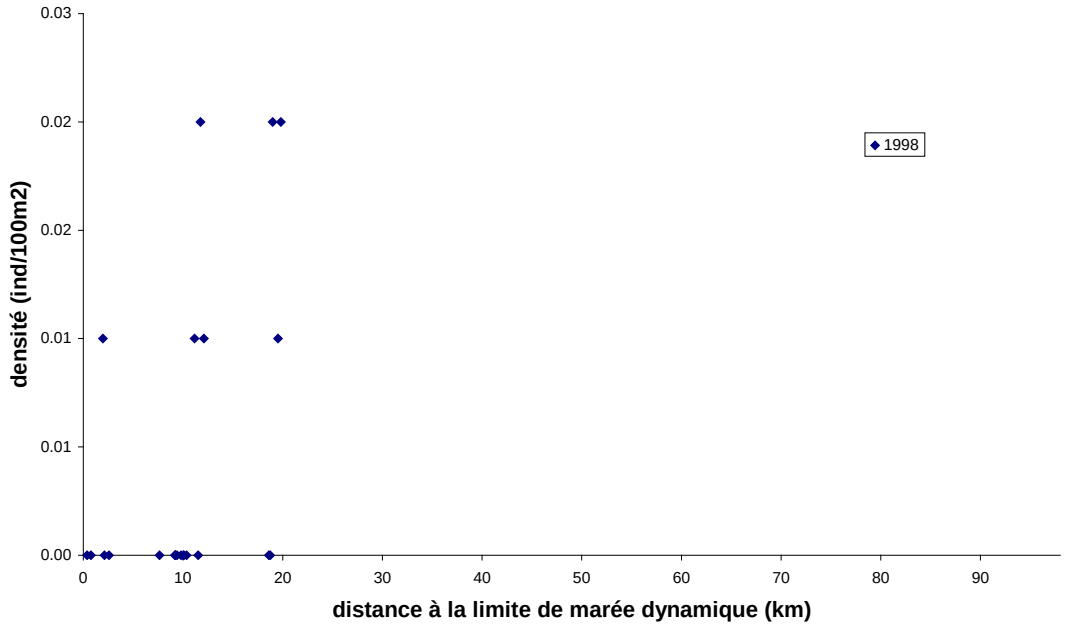


Figure 2. Évolution des densités d'anguilles dans le bassin de la rivière Rimouski (Bas-Saint-Laurent, Québec).

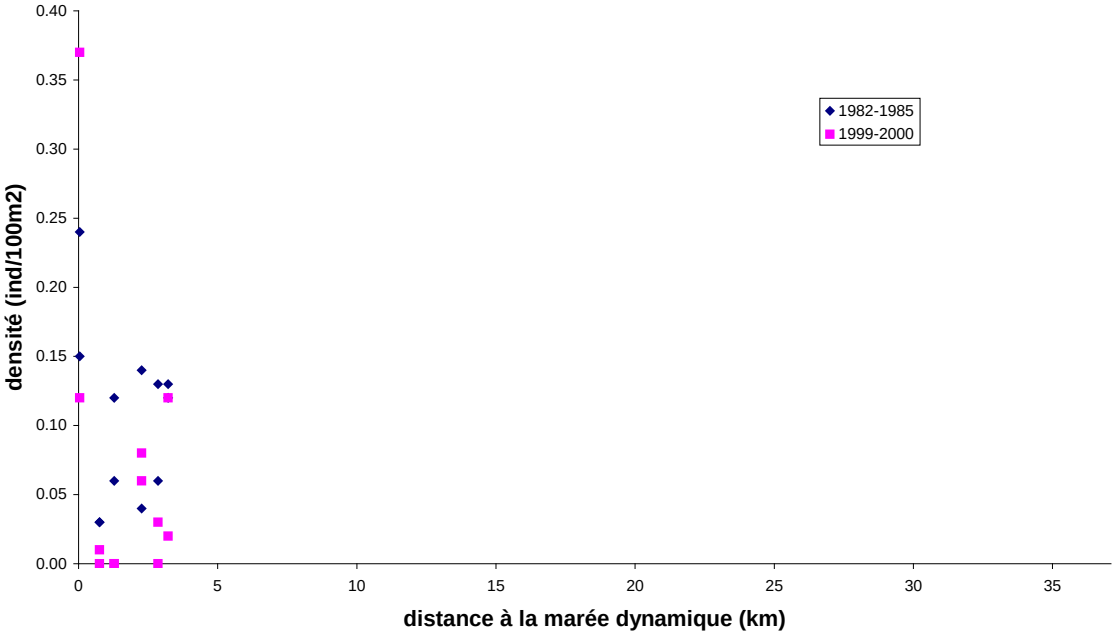


Figure 3. Évolution des densités d'anguilles dans le bassin de la rivière Sud-Ouest (Bas-Saint-Laurent, Québec).

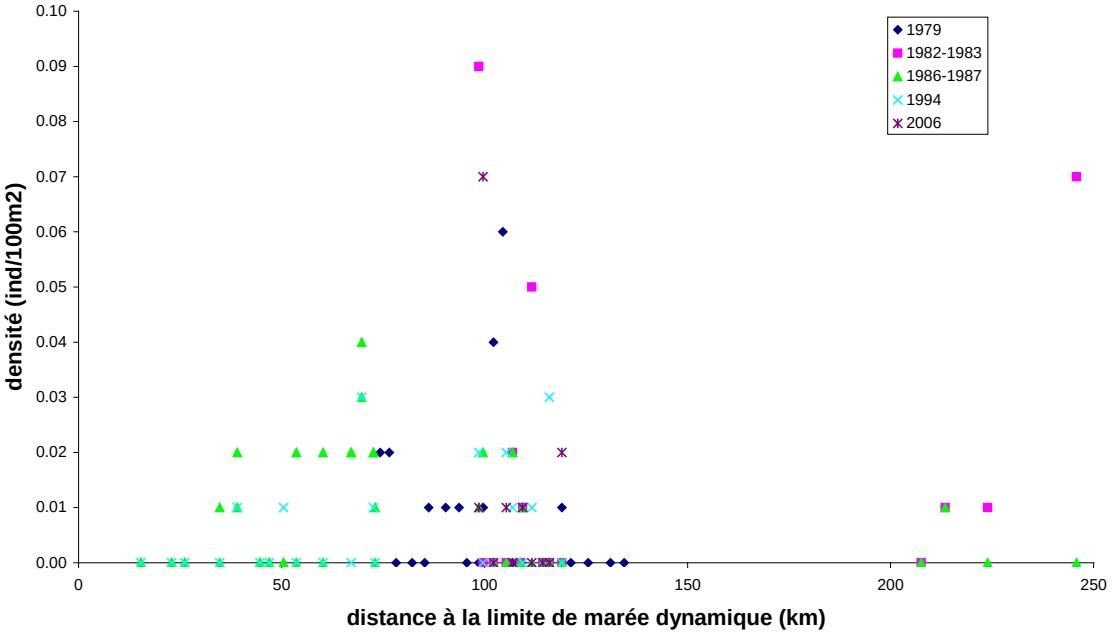


Figure 4. Évolution des densités d'anguilles dans le bassin des rivières Matapédia et Patapédia (Québec).

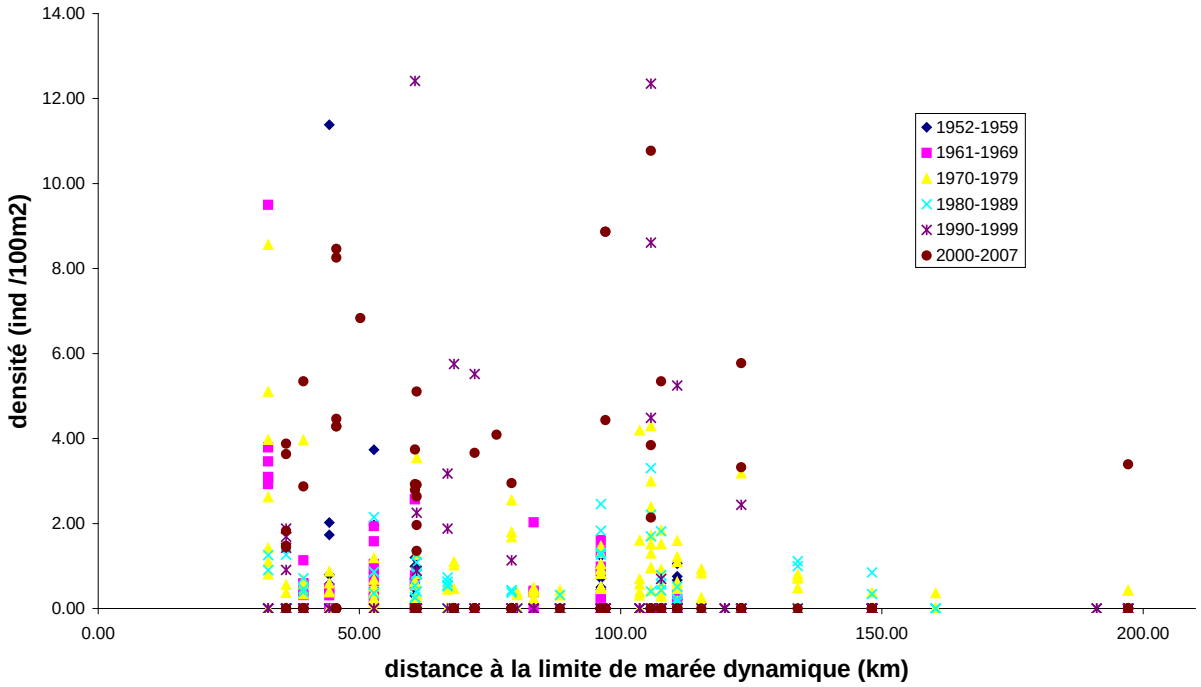


Figure 5. Évolution des densités d'anguilles dans le bassin de la rivière Miramichi (Nouveau-Brunswick).

3.1.5.2 Synthèse bibliographique

On peut trouver ou recalculer dans la littérature quelques valeurs de tendances exponentielles négatives de la densité d'anguille en fonction de la distance à la limite de marée dynamique (ou à la mer). À partir de la Figure 3 du papier de Smogor *et al.* (1995), une valeur de -0,0097 km^{-1} est calculée pour les anguilles de moins de 250 mm dans l'état de Virginie et de -0,0107 km^{-1} si l'analyse est limitée aux cours d'eau de plaine. L'ajustement sur les densités dans les lacs des provinces Maritimes trouvées par Smith et Saunders (1955) donne une pente de -0,1869 km^{-1}. Ibbotson *et al.* (2002) ont trouvé des valeurs s'étalant entre -0,3100 et -0,0214 km^{-1} (médiane de -0,0625 km^{-1}) pour une dizaine de rivières anglaises ou galloises. Cette rapide synthèse montre toute la variabilité de ce paramètre. Certains auteurs ont proposé de l'expliquer par le gradient du cours d'eau (Aprahamian *et al.* 2007), d'autres cherchent à la réduire en utilisant la distance relative entre la limite de marée dynamique et la source la plus éloignée en amont du bassin plutôt que la simple distance à l'exutoire (Imbert 2008).

La relation liant la densité avec la distance à la mer est surtout valide pour les jeunes stades (Smogor *et al.* 1995, Ibbotson *et al.* 2002). D'ailleurs, McCleave (2001) n'a constaté aucune tendance spatiale dans les densités d'anguilles en voie de s'argenter dans le bassin versant, seuls les obstacles conduisant à diminuer ces densités. Il ne s'agit pas là, à notre avis, d'une remise en cause du phénomène de diffusion mais simplement de sa conséquence. En effet, les densités diminuent et s'uniformisent à mesure que les phénomènes de mortalité et de dispersion s'opèrent, rendant difficile la détection d'une évolution spatiale de la densité des individus les plus âgés. Il n'est toutefois pas à exclure que des besoins en habitats différents pour des anguilles de tailles différentes et une disponibilité variable en type d'habitat au sein d'un réseau hydrographique compliquent cette relation entre la densité et la distance à la mer.

Toutefois, Ibbotson *et al.* (2002) ont réussi à estimer des coefficients de diffusion sur la rivière Severn (sud-ouest de l'Angleterre). Ils trouvent pour la classe d'âge 15 – 20 ans, une diffusivité de l'ordre 20 km^2 an^{-1}. Devant notre incapacité à estimer ce coefficient de diffusion avec les données disponibles pour les rivières nord américaines, nous avons retenu en première intention cette valeur de 20 km^2 an^{-1} dans nos simulations. La sensibilité du choix de ce paramètre important pour le modèle sera abordée à la section 3.5.2.

3.1.6 Trois représentations individuelles du comportement

Nous avons vu qu'à l'échelle macroscopique la colonisation du bassin versant repose sur un phénomène dispersif. Pour autant, sa traduction à l'échelle individuelle, i.e. les règles de décision de se déplacer, n'est pas univoque. En effet, plusieurs représentations sont possibles qu'il convient de choisir avant de commencer le travail de modélisation. La première proposition considère un mouvement strictement brownien. Dans ce cas, toutes les anguilles bougent à chaque pas de simulation. Le deuxième considère un mouvement orienté vers les faibles abondances et le déplacement effectif des anguilles est alors limité au bilan net des mouvements browniens entre deux compartiments. Enfin, la troisième proposition n'intègre pas les mécanismes intermédiaires mais vise à simplement reproduire la répartition finale de la diffusion en déplaçant les anguilles directement depuis l'embouchure jusqu'à leur destination finale. Dans ce cas, cela revient à considérer une prédétermination des anguilles à se rendre à une position donnée dans le réseau hydrographique.

Afin d'illustrer le propos, considérons les quatre compartiments aval d'un réseau hydrographique (Figure 6). Au départ, 1000 anguilles se trouvent dans le compartiment exutoire. Au bout du $i^{ème}$ processus élémentaire de diffusion, depuis l'aval, 100, 54, 29 et 15 anguilles occupent les quatre compartiments. Dans l'hypothèse d'un déplacement brownien, ces 198 animaux bougent, se répartissant également vers l'aval ou l'amont (sauf pour le compartiment exutoire). À la fin du processus élémentaire, 77, 64,5, 34,5 et 19 anguilles se retrouvent respectivement dans chaque compartiment (en supposant que 4 individus arrivent de l'amont dans le compartiment amont). À la fin du phénomène de diffusion, c'est-à-dire après *n* processus élémentaires, la répartition finale est de 50, 41, 27 et 22 anguilles. La deuxième représentation considère le bilan net du mouvement brownien entre les compartiments. Le compartiment exutoire avec 100 individus en exporte 50 vers l'amont et en reçoit 27 de l'amont, comme si seulement 50-27 = 23 individus se déplaçaient. Ce deuxième compartiment exporte 27 individus vers l'aval et 27 vers l'amont. Il en reçoit 50 du compartiment aval, 14,5 du compartiment amont. Au bilan cela revient à ce que 50-27 = 23 individus se déplaçaient de l'aval et 27-14,5=12,5 se déplaçaient vers l'amont, et ainsi de suite. Sur les 198 qui se déplaçaient précédemment dans le cas brownien, seulement 23+12,5+7+3,5 = 46 poissons bougent maintenant, tous vers l'amont. Dans la troisième représentation, parmi les 1000 anguilles qui arrivent dans le compartiment exutoire, 50 sont « prédéterminés » à rester dans ce compartiment, 41 à se rendre dans le compartiment juste en amont, 27, 22, … dans les suivants. Au bilan, seulement 152 individus se déplacent, et une seule fois.

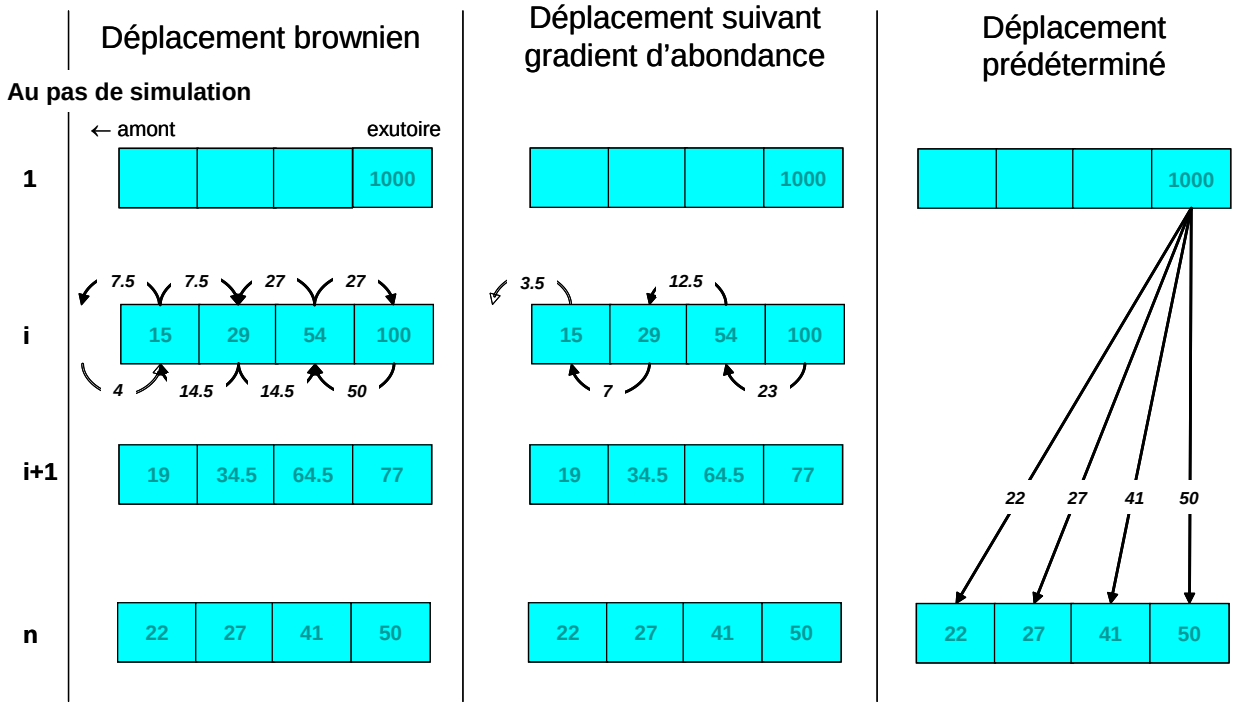


Figure 6. Illustration des trois propositions de représentation des déplacements individuels lors d'un phénomène de diffusion

Dans les trois propositions, le résultat final est le même mais le nombre de poissons qui bougent au cours d'une simulation diminue de la première à la dernière proposition. À noter que la troisième proposition nécessite une simulation préalable de la dispersion finale (à l'aide des mécanismes des propositions 1 ou 2). D'un point vue théorique, on retrouve, dans la comparaison des représentations 1 et 2, l'analogie possible de la diffusion avec une advection suivant le gradient d'abondance.

D'un point vue biologique, la représentation 2 est plus en accord avec la perception du phénomène de migration tel qu'observé au niveau des obstacles. Mais il ne faudrait pas écarter trop vite la représentation 1 dans la mesure où la quantification des flux à la descente est rarement aussi précise qu'à la montaison. La représentation 3 n'a pour l'instant qu'un intérêt calculatoire et ne sera utilisée que pour diminuer le temps de calcul pour une application en temps réel, à moins que des progrès en génétique ne viennent apporter des évidences en faveur d'une prédisposition pour certains comportements migratoires.

En conclusion, nous adopterons la proposition 2 (déplacement suivant le gradient de densité) pour la construction du modèle.

3.2 PROCESSUS D'ECHAPPEMENT

Le processus d'échappement, en l'absence d'obstacles, est simplifié à l'extrême : tous les animaux quittent le système à l'issue du phénomène de colonisation. De même, aucun retard à la migration n'est envisagé.

3.3 SIMULATION DE L'IMPACT DES OBSTACLES

La simulation de l'impact des obstacles naturels et anthropiques est le deuxième processus-clé du modèle. D'un point de vue général, un obstacle peut induire, à la montaison comme à la dévalaison, des rétentions, des mortalités, des retards aux déplacements et des dégradations de l'état physiologique du poisson (Wiley *et al.* 2004, Larinier *et al.* 2006, Machut *et al.* 2007, Lasne *et al.* 2008). Il n'existe que peu d'informations précises sur la manière de quantifier ces impacts pour l'anguille.

En montaison, les deux principaux impacts sont un déficit de colonisation amont par rétention au pied de l'obstacle et une mortalité supplémentaire des animaux bloqués à l'aval. La franchissabilité des obstacles peut être évaluée par l'observation de différents descripteurs tels que la hauteur de chute (le facteur le plus important), le profil général des parois, le pendage latéral des zones d'ancrage et d'appuis en berge, la rugosité des parois et des zones de contact avec les berges et la diversité des voies possibles de franchissement en dehors de l'axe principal d'écoulement (Larinier *et al.* 2006). Un système de pointage a été mis au point par Steinbach qui permet de grouper les obstacles en six classes. Un guide de remplissage de cette grille a été proposé pour faciliter l'expertise. Le cumul de ces notations permet d'expliquer une partie de la diminution des densités d'anguilles le long d'un cours d'eau (Leprevost 2007, Hoffmann 2008).

À la dévalaison, on considère surtout les mortalités induites par les turbines des centrales hydroélectriques. Elles sont d'autant plus fortes que le poisson est long et que l'espacement des pales de la turbine est faible (Larinier et Dartiguelongue 1989). Cette mortalité dépend également des conditions d'exploitation de la centrale, en particulier du ratio entre débit turbiné et débit du cours d'eau (Larinier et Travade 1999). Elle est enfin notoirement sous-estimée puisqu'elle n'intègre pas l'impact à moyen et long terme sur la migration vers la zone de ponte (McCleave 2001). Des modifications comportementales peuvent également être observées (Jansen *et al.* 2007).

Dans cette première version du modèle, nous proposons simplement de simuler l'impact des barrages dans le modèle en considérant (i) la proportion de poissons qui le franchit à la montée ou franchissabilité (p), (ii) le taux de mortalité parmi les poissons bloqués à la montée (m) et (iii) le taux de mortalité à la dévalaison m'. Avec cette représentation (Figure 7), le flux se déplaçant naturellement vers l'amont se décompose en une proportion p qui réussit à franchir l'obstacle, une proportion $(1 - p)(1 - m)$ qui reste au pied de l'obstacle et survit, et une proportion $(1 - p)\, m$ qui est bloquée et meurt. De même, le flux se déplaçant naturellement vers l'aval se décompose en une proportion m' qui meurt et une proportion $1 - m'$ qui réussit à franchir l'obstacle.

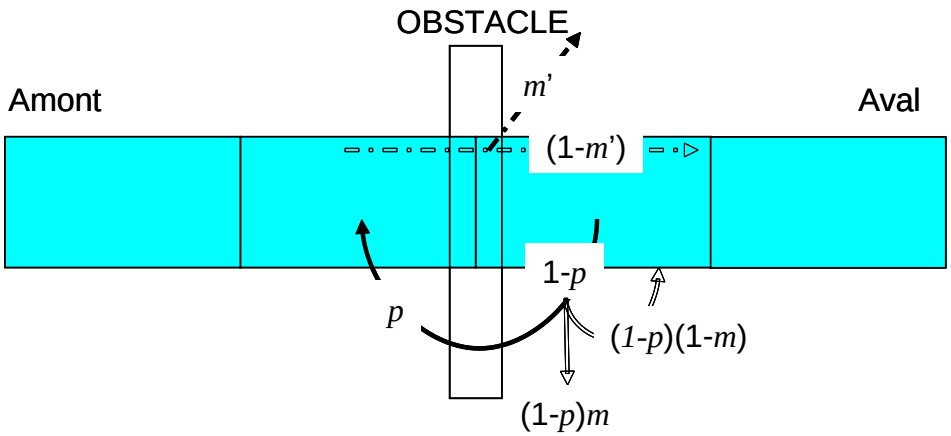


Figure 7. Schéma de l'impact d'un obstacle (p la proportion de poissons qui le franchit à la montée, m le taux de mortalité parmi les poissons bloqués à la montée et m' le taux de mortalité à la dévalaison).

Il est clair que le choix des modalités de représentation des déplacements individuels, en tenant compte du nombre de poissons qui sont effectivement appelés à changer de compartiments, aura une incidence sur la simulation de l'impact des obstacles. Le choix du déplacement des individus suivant le gradient de densité (proposition 2 de la section 3.1.6) revient à simuler un impact modéré des obstacles sur la migration.

3.4 PRINCIPE DE CALCUL ET D'UTILISATION DU MODELE

À titre d'exemple, le modèle a été appliqué sur un réseau hydrographique virtuel de 81 compartiments de 1 km (voir plus loin pour l'algorithme de création) dont le drain principal a une longueur de 1 km. Huit barrages identiques ont été positionnés aléatoirement dans le réseau hydrographique. Nous supposons, toujours à titre d'illustration (en prenant des valeurs de paramètre vraisemblables), que ces barrages induisent une réduction des déplacements de 90 % ($p = 0.1$) vers l'amont, une mortalité m de 10 % des animaux bloqués à l'aval de l'obstacle ainsi qu'une mortalité m' de 20 % à la dévalaison des anguilles argentées. L'impact des obstacles ne s'applique que sur le déplacement net (représentation 2). Le coefficient de diffusion est fixé à 20 km^2 an^{-1} pendant une période de 20 ans.

La Figure 8 présente la répartition des anguilles argentées dans les différents compartiments du réseau, en présence ou non d'obstacles à la libre circulation. La présence d'un impact réduit les abondances dans chaque compartiment, quelque soit sa localisation (y compris à l'aval des premiers obstacles). Dans le bassin libre de tout obstacle, par construction (mortalité naturelle négligée), 100 % des individus qui y sont entrés deviennent argentés et quittent le bassin. Avec les barrages, 50,6 % des anguilles argentées s'échappent du bassin versant. Si le déplacement brownien est choisi, 44,5 % des anguilles s'échappent. Dans le cas d'une colonisation prédéterminée, ce sont 90,6 % des géniteurs potentiels qui quittent le bassin versant.

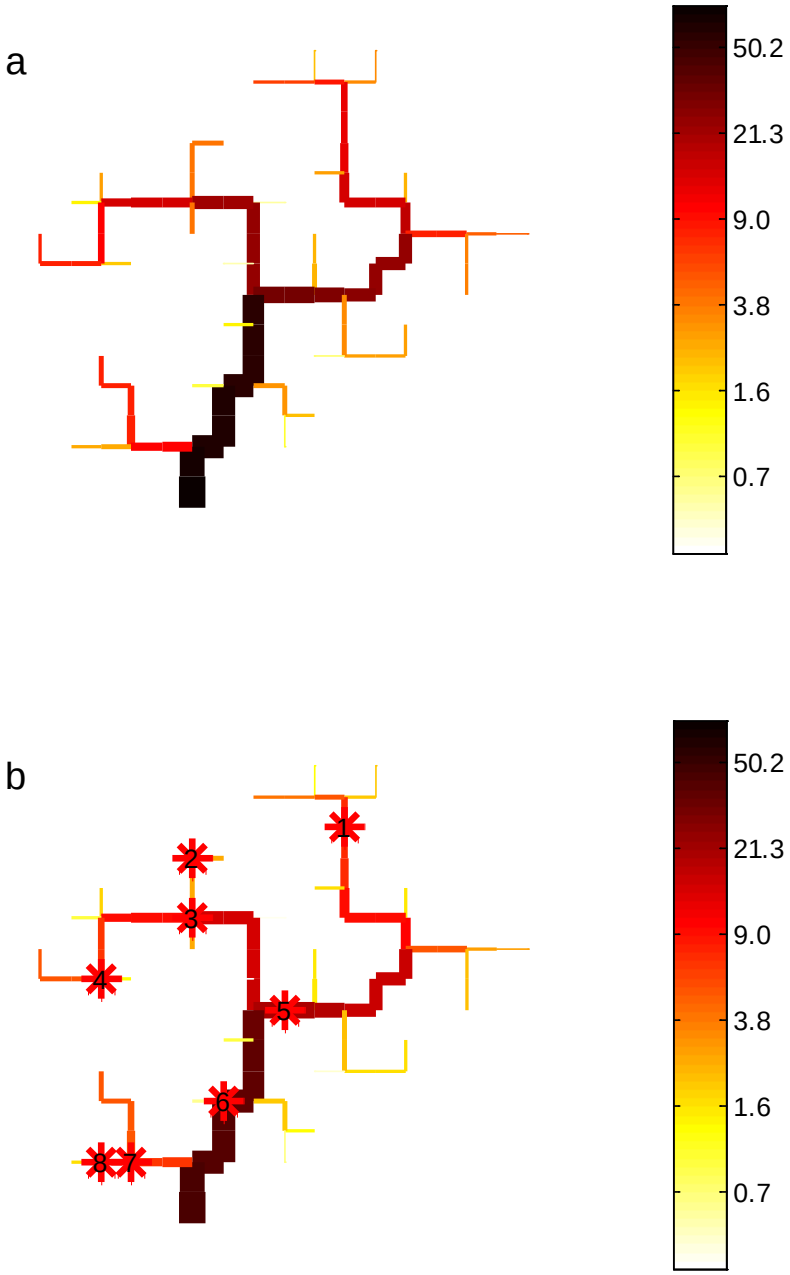


Figure 8. Répartition de la proportion d'individus dans chaque compartiment d'un bassin versant virtuel de 81 compartiments (a : en l'absence d'obstacles aux déplacements ; b : avec huit barrages), la largeur du trait est proportionnelle au débit, la couleur indique, selon une échelle logarithmique, le nombre d'anguilles argentées présentes (plus la couleur est foncée, plus l'abondance est élevée).

Il est possible de tester des scénarios d'aménagement. Dans le cas présent, on simule le retrait complet de l'obstacle. La Figure 9 montre qu'il est préférable d'aménager l'obstacle n°6 puis n°5 puis n°3.

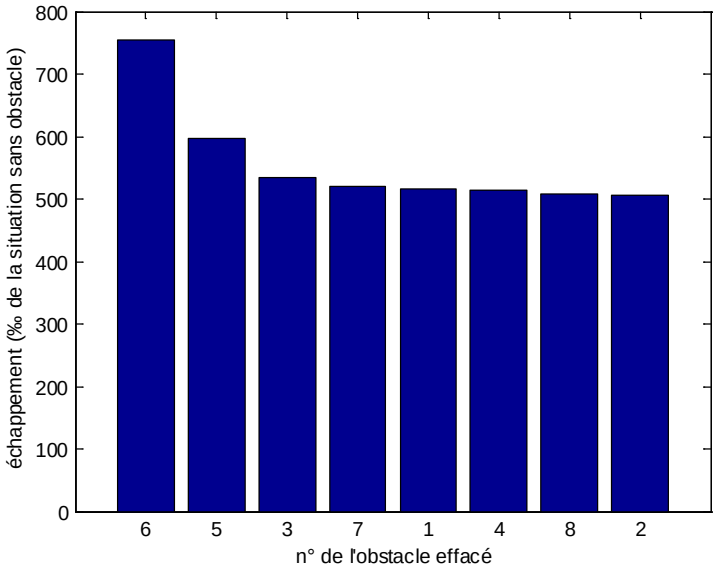


Figure 9. Échappement correspondant à l'aménagement d'un des huit barrages dans un bassin virtuel à 81 compartiments.

On peut également chercher les meilleures combinaisons de double retrait pour augmenter l'échappement (Figure 10). Dans ce cas, mieux vaut aménager le barrage 6 puis, au choix et par priorité croissante, dans l'ordre le 5, 3, 7, 1, 4 et 2.

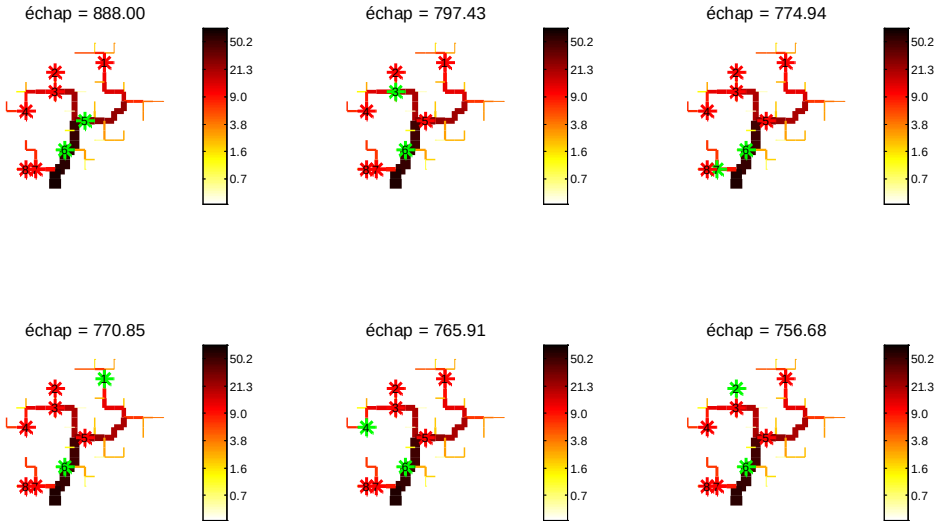


Figure 10. Répartition et échappement des anguilles argentées pour les 6 meilleures combinaisons de double retrait de barrages (en vert).

3.5 ANALYSE DE SENSIBILITE DU MODELE SUR DES BASSINS VERSANTS VIRTUELS

L'analyse de sensibilité s'est limitée à l'influence du coefficient de diffusion et sur la structure du bassin versant en testant leur impact sur la distance moyenne de déplacement. L'analyse de sensibilité de la franchissabilité des obstacles et des mortalités induites est plus délicate puisque les résultats n'ont de sens que pour la localisation des obstacles testée. Cette analyse non dénuée d'intérêt requiert une réflexion méthodologique préalable hors de portée de ce présent travail.

3.5.1 Création automatique de bassin versant virtuel

Le modèle de Masek et Turcotte (1993) a été appliqué pour construire automatiquement des réseaux hydrographiques (Figure 11). Le principe de modèle DLA (pour *Diffusion-Limited Aggregation*) est d'introduire sur une grille des « marcheurs aléatoires » qui se déplacent jusqu'à rencontrer un réseau hydrographique auquel ils s'agrègent. Ces marcheurs aléatoires sont analogues à des unités de flux d'eau qui ruissellent sur des surfaces relativement planes jusqu'à trouver des vallées dans lesquelles elles s'écoulent. Le réseau qui croît ainsi vers l'amont par juxtaposition (accrétion) présente des caractéristiques similaires (ratio de bifurcation, ratio de longueur de bief, dimension fractale) à celles observées pour des réseaux hydrographiques réels.

Cette méthode permet de créer simplement des réseaux hydrographiques vraisemblables mais présente l'inconvénient de ne pas associer à chaque bief une surface drainante, pourtant nécessaire pour calculer le gabarit de la rivière (largeur, débit). Nous avons alors modifié l'algorithme DLA en associant à chaque marcheur aléatoire une mémoire du trajet parcouru aux pas de temps précédents et en imposant à ces marcheurs de ne pas revenir sur leurs pas. Lors de l'accrétion, les trajets mémorisés ont été transformés en zone de drainage jusqu'à la cellule d'agrégation. L'application de cet algorithme a été réalisée avec un cadriciel présentement en développement (*SimAqualife*). Les réseaux ont été générés sur une grille 100 x 100 avec cinq exutoires positionnés aléatoirement sur la façade sud.

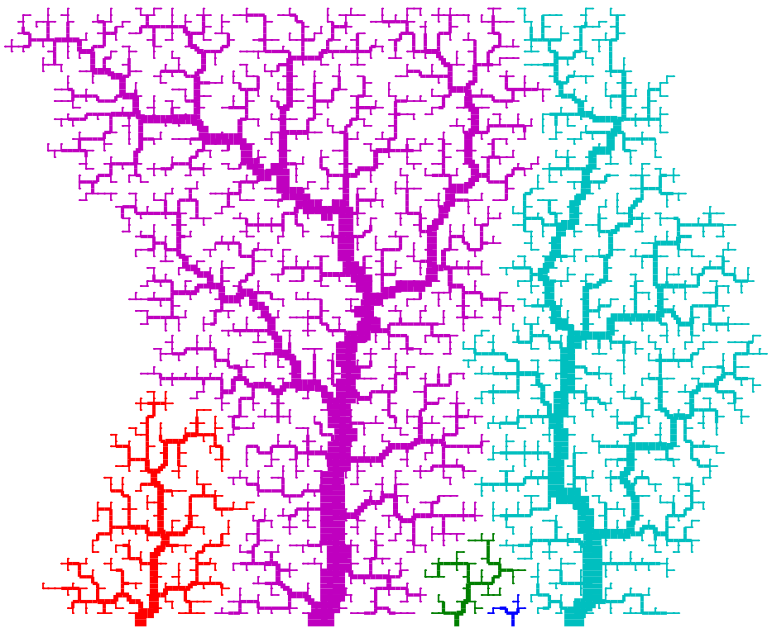


Figure 11. Cinq réseaux hydrographiques virtuels construits avec la méthode Masek et Turcotte (1993).

3.5.2 Influence du coefficient de diffusion et de la topologie du réseau

Classiquement, l'effet d'un déplacement brownien est caractérisé par la moyenne quadratique des positions (racine carrée de la moyenne arithmétique des carrés des positions) et non par la moyenne arithmétique comme dans le cas d'un déplacement advectif. La théorie dans un espace à une dimension veut que cette moyenne quadratique évolue avec la racine carrée de la diffusivité. La Figure 12 illustre l'influence de la taille (et de la topologie) des bassins versants simulés sur cette relation. Plus la courbe obtenue s'éloigne de la relation théorique racine carrée (courbe pointillée), plus les caractéristiques du bassin versant ont modifié la répartition des individus. Parmi les cinq réseaux virtuels, la relation entre la moyenne quadratique des positions et la diffusivité n'est sensiblement modifiée que pour ceux de petite taille, avec même l'apparition d'asymptotes pour des réseaux ridiculement petits. Ce phénomène s'explique par une influence grandissante des zones apicales du réseau hydrographique qui réfléchissent le phénomène de diffusion. Au bilan, nous considérons que la topologie perturbe la diffusion seulement pour des réseaux inférieurs à 400 compartiments de 1 km. Ce résultat est en concordance avec la difficulté à mettre en évidence des relations décroissantes de la densité avec la distance à la mer pour des petits cours d'eau (Feunteun *et al.* 1998). En conclusion, si dans l'illustration des principes de la méthode (paragraphe 3.4), la diffusion (avec une diffusivité de 20 km^2 an^{-1} pendant 20 ans) est vraisemblablement contrainte par la taille du bassin virtuel, il n'en sera pas de même pour l'application sur la rivière Rimouski avec ses 1376 compartiments. De manière plus générale, la relation racine carrée en théorie (ou approchée dans le cas des bassins versants de grande taille) entre la moyenne quadratique des positions des poissons et la diffusivité implique une influence d'une variation de ce coefficient sur la localisation moyenne des poissons d'autant plus faible que ce paramètre a une valeur élevée. Si la diffusivité réelle reste proche de 20 km^2 an^{-1} (seule valeur disponible dans la littérature), les conclusions des simulations ne seront vraisemblablement pas remises en cause. Il n'en reste pas mois vrai que plus la diffusivité augmente, plus l'impact des

barrages les plus en amont augmente puisque la position moyenne des individus se déplace vers l'amont.

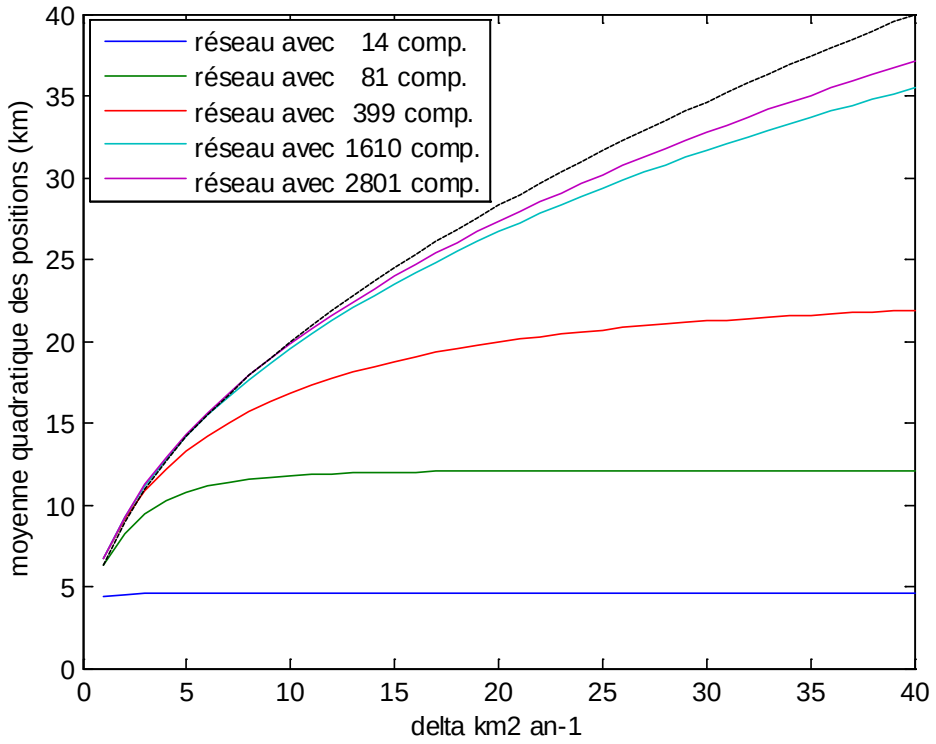


Figure 12. Évolution de la moyenne quadratique des positions en fonction du coefficient de diffusion pour cinq réseaux hydrographiques de tailles différentes (durée de la diffusion 20 ans, en pointillé courbe théorique d'un mouvement brownien unidimensionnel).

3.6 AMELIORATIONS ENVISAGEABLES

Dans les calculs précédents, seule la situation à l'issue du processus de diffusion a été considérée. Avec une diffusivité de 20 km^2 an^{-1} pendant 20 ans, ce sont 800 processus élémentaires qui sont simulés. Pour mieux refléter divers aspects du processus de colonisation, des améliorations pourraient être envisagées qui prennent en compte l'âge de la cohorte, la présence de lacs sur le parcours de colonisation et des différences dans les taux de mortalité naturelle entre bassins versants. Deux de ces éléments sont examinés plus en détail ci-dessous.

3.6.1 Prise en compte de l'âge de la cohorte

En considérant un coefficient de diffusion variant avec l'âge, il est possible de répartir ces processus élémentaires au cours de la vie de la cohorte. À partir des estimations de diffusivité aux âges d'Ibbotson *et al.* (2002) dans la Severn, il est possible d'ajuster une relation puissance :

$$\delta = 130a^{-0.6248}$$

avec *a* l'âge de la cohorte en années. Dans ce cas, 260 processus élémentaires se déroulaient la première année, 77 la suivante, 56, 44 jusqu'à 15 la vingtième année, reproduisant la forte dispersion observée les premières années de vie chez l'anguille. Ainsi, sans remettre en cause la structure du modèle, il sera possible d'intégrer l'âge et par conséquent de tenir compte de la longueur des individus dans l'impact des obstacles (McCleave 2001).

3.6.2 Prise en compte d'autres caractéristiques, en particulier de la surface des lacs

L'approche développée ici repose sur une vision uniforme du processus de diffusion dans le réseau hydrographique. Toutefois l'existence de nombreux lacs dans les réseaux hydrographiques canadiens nécessitera de modifier la représentation du phénomène, les lacs pouvant totaliser une superficie d'habitats non négligeable. On estime par exemple que la superficie des lacs est six fois plus élevée que celle des cours d'eau dans le bassin de la rivière Rimouski**.** Il y a deux possibilités pour intégrer ces habitats dans le modèle. Soit les plans d'eau sont simplement considérés comme de très larges compartiments avec la même dynamique de colonisation que les compartiments-rivières. Cela aurait comme conséquence des densités (calculées *a posteriori*) plus faibles dans les lacs que dans les rivières. Soit on introduit également une proportion d'individus immobiles dans les compartiments-lacs, tout en gardant des proportions égales de poissons mobiles se déplaçant vers l'amont ou l'aval. Dans ce cas, ces compartiments se comporteront comme des puits par rapport aux tronçons strictement de rivière, la difficulté étant alors de réussir à maintenir une colonisation en amont du lac.

Par ailleurs et sur le même registre, le modèle peine à reproduire l'évolution des densités en fonction de la distance relative entre la limite de marée dynamique (ou l'exutoire) et la source la plus éloignée en amont du bassin. Imbert *et al*. (2008) proposent d'interpréter cette distance relative comme la combinaison de l'effet aval (distance à l'exutoire comme approximation de l'énergie pour se rendre à un point) et l'effet amont (distance à la source comme paramètre synthétique des caractéristiques de l'habitat). Là encore, il serait intéressant de modifier le processus de dispersion en intégrant d'une manière ou d'une autre la distance à la source. Une des possibilités serait d'inclure une proportion légèrement supérieure de migrants vers l'aval pour des compartiments proches des sources. Biologiquement, cela reviendrait à dire que les anguilles ont un comportement orienté de fuite des zones apicales des bassins versants. Ces pistes pour améliorer le modèle n'ont pas été évaluées dans la présente étude.

3.7 APPLICATION AU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE RIMOUSKI

Le bassin versant de la rivière Rimouski a été sélectionné pour éprouver le modèle sur un réseau hydrographique réel ainsi que pour évaluer ses possibilités d'application dans un cadre dynamique tel que le réseau INTERNET.

La surface de ce bassin versant est 1635 km². Le réseau hydrographique est constitué de plus 1300 km de cours d'eau pérennes dont le cours principal a une longueur de 113 km.

3.7.1 Découpage du réseau hydrographique

Les données utilisées proviennent de la base de données topographiques du Québec (BDTQ) à l'échelle du 1:20 000. Elles nous ont été fournies sous la forme d'un réseau filamentaire prototype résultant d'une collaboration entre le Ministère des Ressources naturelles et de la faune

du Québec (MRNF) et Ressources Naturelles Canada (RNCan). Seuls, les cours d'eau permanents ont servi à l'élaboration du réseau simplifié.

L'ensemble des traitements a été réalisé avec le logiciel ArcGIS d'ESRI. Pour des besoins spécifiques, des routines (scripts) ont été développées par les membres de l'équipe de gestion de données de la Division de la gestion de l'habitat du poisson à l'Institut Maurice-Lamontagne (MPO).

3.7.1.1 Simplification des cours d'eau

La démarche aléatoire qui simule la diffusion des anguilles repose sur un découpage en compartiments de longueur fixe connectés entre eux. La première étape consiste à découper chaque cours d'eau en section de longueur fixe de 1 km. Les singularités de cours d'eau telles que confluents, obstacles naturels et anthropiques, entrée et exutoire de lac, sont ensuite déplacées et traitées aux jonctions entre compartiments (Figure 13). Un identifiant unique est attribué à chaque compartiment. On associe ensuite à chaque compartiment l'identifiant du compartiment aval, pour pouvoir parcourir le graphe du réseau. Enfin, les attributs des sections du réseau réel, en particulier la surface drainée amont, sont transférés aux compartiments correspondants du réseau simplifié.

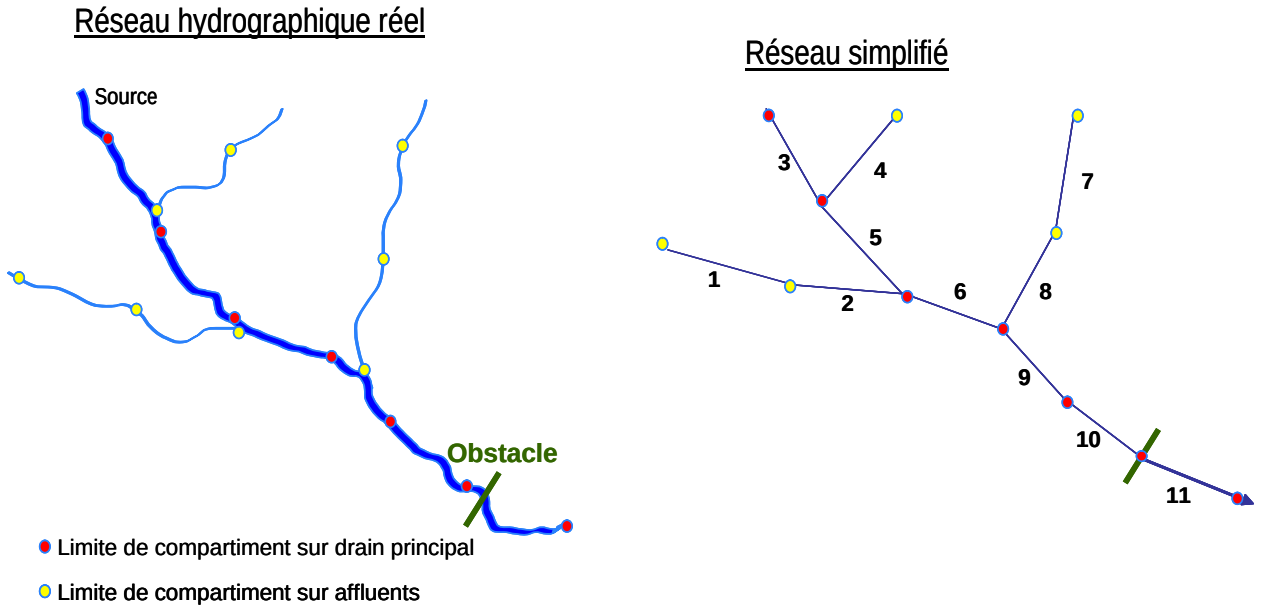


Figure 13. Principe de simplification du réseau.

Dans le cas du bassin versant de la rivière Rimouski, 1376 compartiments ont ainsi été créés (Figure 14).

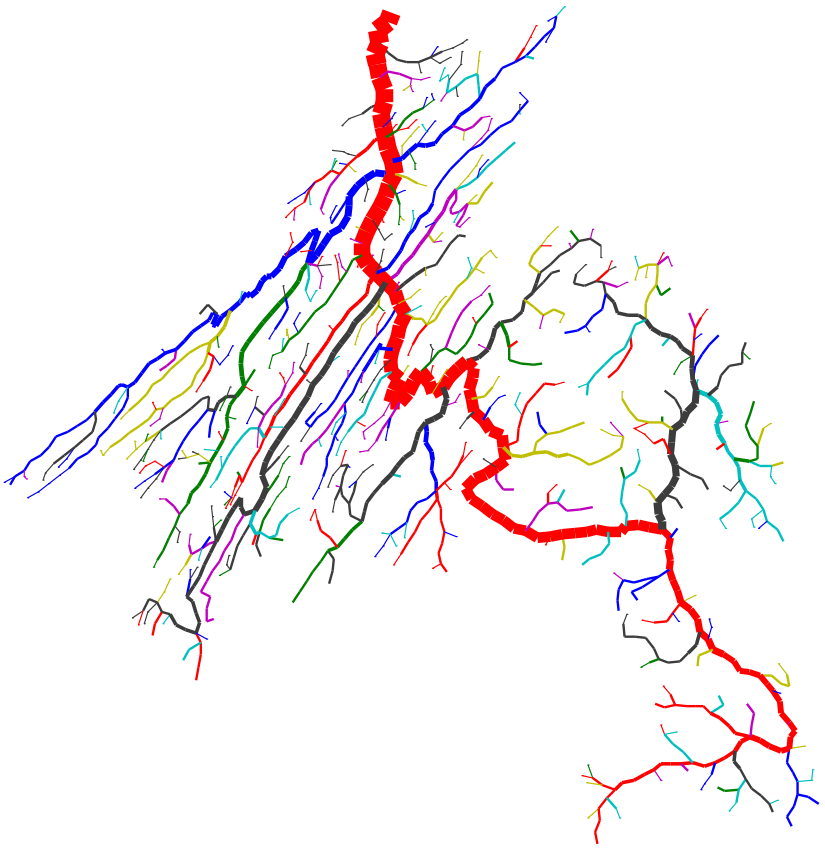


Figure 14. Réseau hydrographique du basin versant de la rivière Rimouski (les couleurs distinguent le cours principal et les différents affluents).

3.7.2 Recensement et caractérisation des ouvrages

Ce travail a été réalisé par un des co-auteurs (G. Verreault), en collaboration avec deux personnes connaissant le bassin versant de la rivière Rimouski : Charles Banville (MRNF, Rimouski) et Sébastien Ross (Comité de bassin de la rivière Rimouski). La liste des barrages d'origine anthropique du bassin versant de la rivière Rimouski a été extraite du répertoire des barrages du Centre d'expertise hydrique du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Pour chaque barrage, la grille d'expertise de Steinbach a été complétée. Bien que cette approche pourrait bénéficier de l'ajout de critères supplémentaires, elle repose sur la sommation de scores de franchissabilité associée à différentes modalités de hauteur de chute, de profil et de rugosité de l'obstacle, de la présence de pendage latéral favorable et de l'existence d'une voie de passage plus facile (voir annexe). Le score total pour un ouvrage varie entre 0 et 6, correspondant respectivement à un obstacle transparent ou totalement infranchissable. La hauteur de chute était systématiquement disponible. Les autres descripteurs ont été estimés soit par la connaissance des experts de terrain, soit à partir des photographies des ouvrages. En l'absence d'information, les scores les plus pessimistes ont été retenus. Au total, 18 obstacles ont été recensés et documentés (Tableau 1 et Figure 15).

La franchissabilité p a ensuite été arbitrairement fixée selon la formule :

$$p = 1 - \frac{s}{6}$$

avec s le score compris entre 0 et 6 obtenu après expertise. En présence d'une passe migratoire, le nombre d'animaux bloqués à l'aval a été divisé de moitié. Ce ratio est légèrement plus pessimiste que celui observé sur des passes migratoires installées sur d'autres rivières québécoises où on évalue la franchissabilité à 57.4% (Verdon et Desrochers 2003). La franchissabilité est alors égale à :

$$p = 1 - \frac{s}{12}$$

Le taux de mortalité des individus bloqués à l'aval a été fixé, également arbitrairement, à 10 %. En effet, il existe très peu d'information sur ce paramètre dont l'influence sur l'échappement est évidente. A priori, il devrait dépendre peu des caractéristiques du barrage mais plutôt des conditions d'habitat pour les prédateurs (y compris aviaires) à l'aval immédiat de l'obstacle.

Tableau 1. Bilan de l'expertise des obstacles anthropiques à la libre circulation dans le bassin de la rivière Rimouski (* dans les simulations et pour des raisons exploratoires, ce taux de mortalité a été porté à 75 %).

identifiant	score d'expertise						passe	mortalité
	hauteur	profil	rugosité	berge	diversité	total	migratoire	dévalaison
1	4	1	1	0	-0,5	5,5	1	0 *
2	4	1	1	0	0	6	0	0
3	2	1	1	0	0	4	0	0
4	4	1	1	0	0	6	0	0
5	4	0,5	1	0	0	5,5	0	0
6	4	1	1	0	0	6	0	0
7	3	1	1	0	0	5	0	0
8	3	1	1	0	0	5	1	0
9	4	1	-0,5	0	0	4,5	0	0
10	4	-0,5	-0,5	-0,5	0	2,5	0	0
11	4	-0,5	0	0	0	3,5	1	0
12	3	-0,5	1	0	0	3,5	1	0
13	3	1	0	0	0	4	0	0
14	4	-1	-1	-0,5	-0,5	1	0	0
15	4	1	1	0	0	6	0	0
16	4	-0,5	1	0	0	4,5	0	0
17	4	-0,5	1	0	0	4,5	1	0
18	4	1	1	0	0	6	0	0

Seul le barrage le plus en aval est muni d'une turbine hydro-électrique. Il est toutefois équipé d'une grille fine (écartement 2 cm) et d'un système de dérivation qui empêchent toute mortalité à

la dévalaison. À des fins de démonstration, nous avons considéré, pour la situation initiale**,** que cette grille n'était pas installée et que la mortalité induite était de l'ordre de 75 % (Carr et Whoriskey 2008).

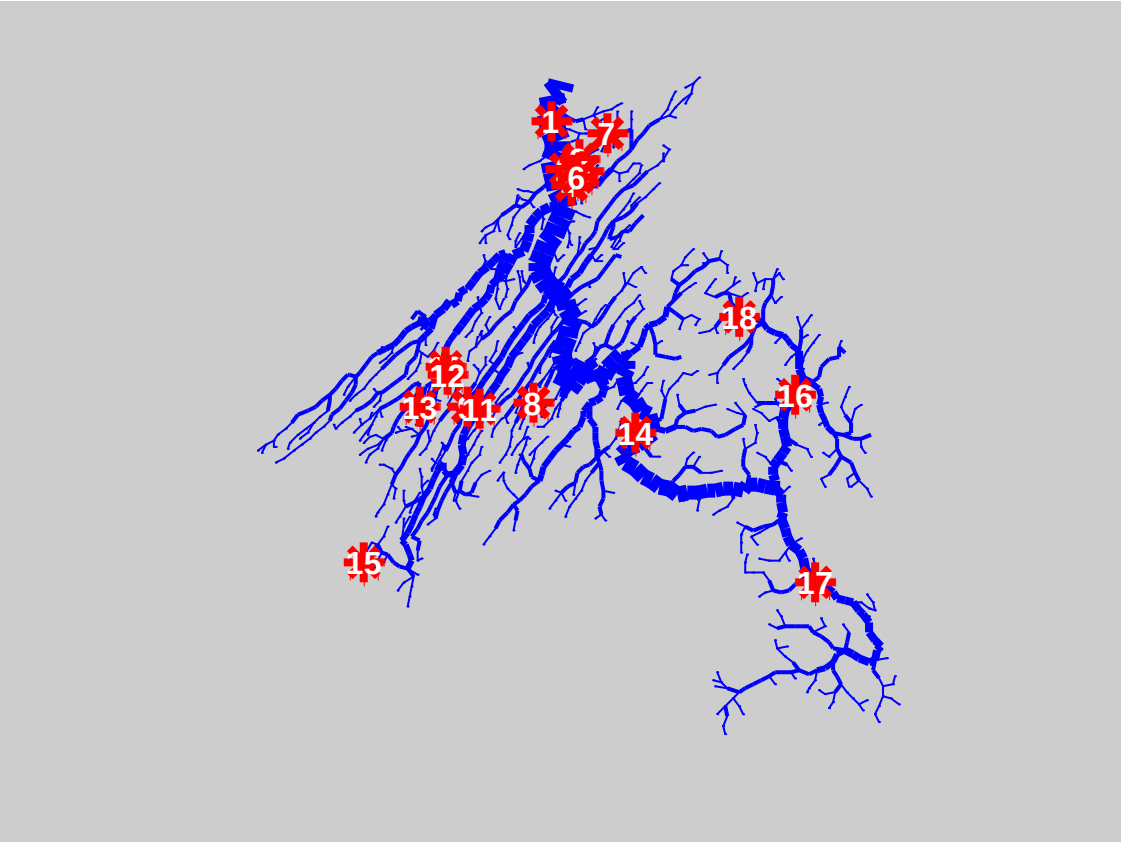


Figure 15. Localisation des obstacles anthropiques à la libre circulation dans le bassin de la rivière Rimouski.

3.7.3 Résultat du modèle

3.7.3.1 Abondance et densité d'anguilles

Le modèle OMMER simule pour le bassin versant de la rivière Rimouski une colonisation par les anguilles dans chaque compartiment jusqu'au 2/3 du drain principal ainsi que dans les affluents de bas de bassin versant ayant un débit important (Figure 16). En divisant ces abondances par la surface de chaque compartiment pour obtenir les densités, la contribution relative des affluents prend de l'importance (Figure 17). La comparaison de ces résultats simulés avec la carte de présence historique de l'anguille dans le bassin, établie à partir des échantillonnages de pêche à l'électricité et des déclarations de pêcheurs dans les 20 dernières années (Figure 18), ne révèle pas d'incohérences flagrantes. L'absence d'observation d'anguille dans les tributaires est liée au type d'inventaire réalisé qui ciblait prioritairement les habitats du saumon atlantique et négligeait systématiquement les habitats à faible potentiel salmonicole. Toutefois, cette forme de validation qualitative devrait être confirmée par des campagnes d'échantillonnage ciblées pour l'anguille.

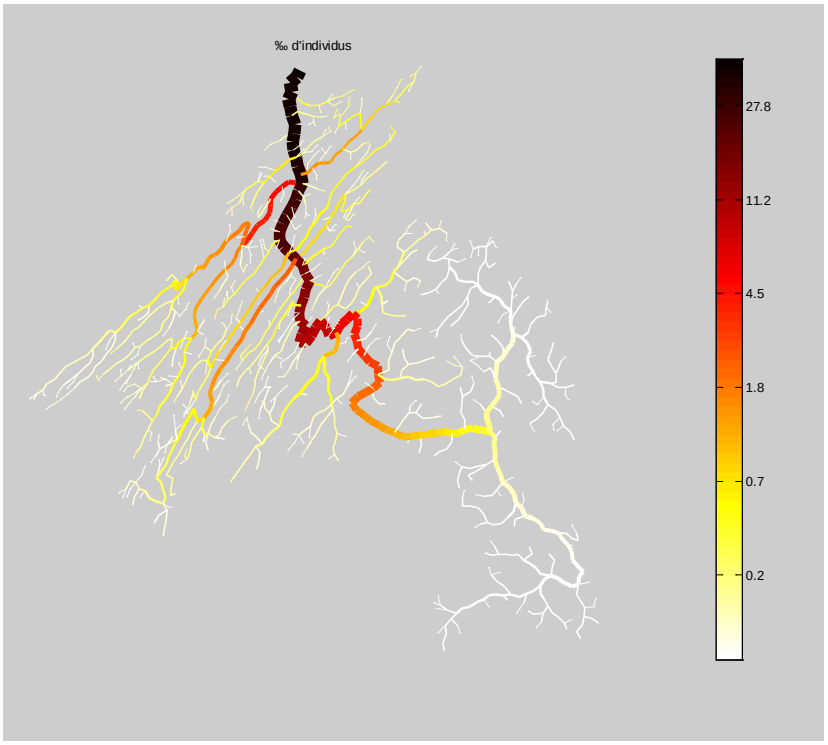


Figure 16. Répartition de la proportion d'anguilles (% d'individus, en échelle logarithmique) à l'issue du processus de diffusion dans chaque compartiment de la rivière Rimouski.

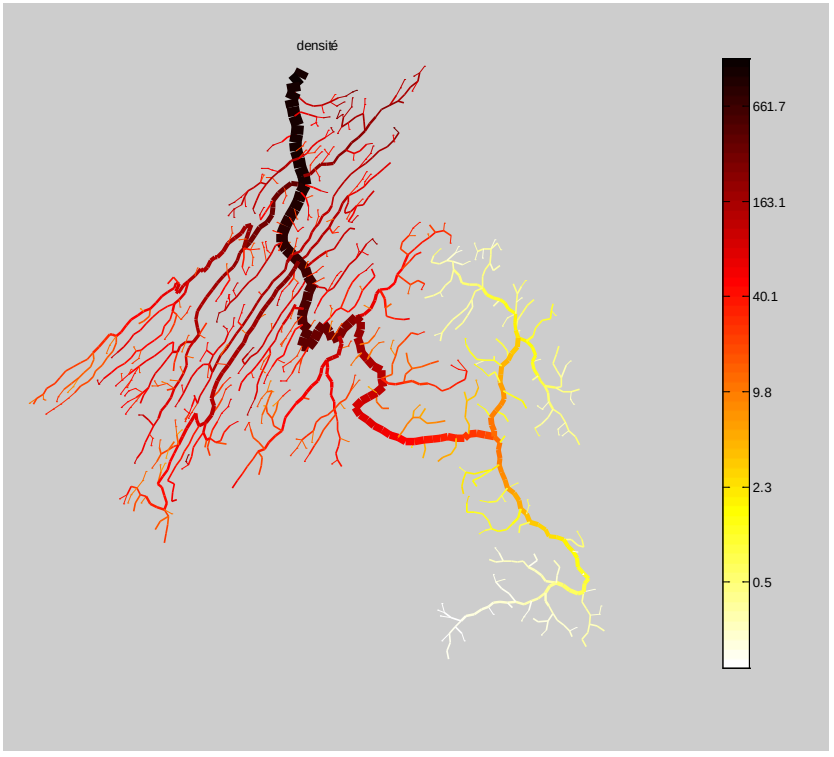


Figure 17. Répartition de la densité d'anguilles (densité, en échelle logarithmique) à l'issue du processus de diffusion dans chaque compartiment de la rivière Rimouski.

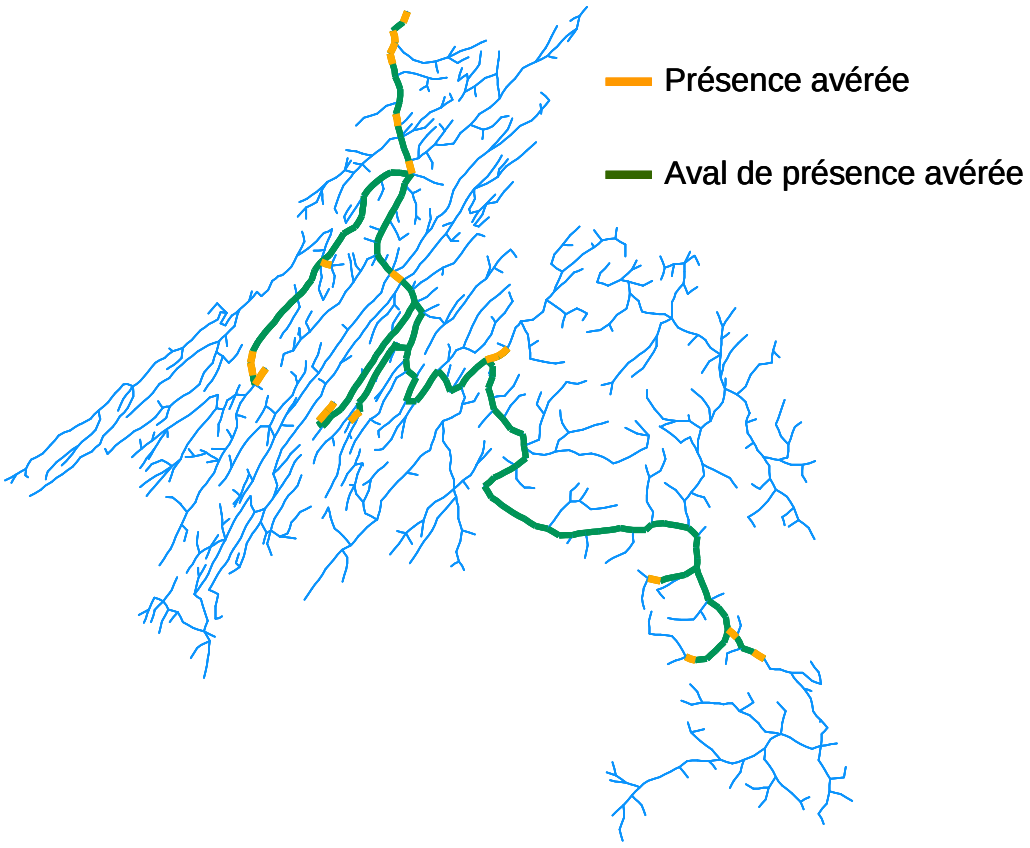


Figure 18. Présence historique de l'anguille dans le bassin de la rivière Rimouski.

3.7.3.2 Priorisation des obstacles

Nous avons testé l'aménagement de chaque obstacle, pris un par un (Figure 19). Le résultat montre clairement que l'obstacle le plus intéressant à aménager est celui le plus aval sur le drain principal, en particulier par son effet simulé de mortalité à la dévalaison (absence de grille devant les turbines). Les autres obstacles n'ont qu'un effet limité à tel point qu'il est quasiment impossible de prioriser l'intervention sur ceux-ci. Ces barrages sont en effet situés sur des têtes de bassin où l'anguille se rend en faible nombre, ou sur des affluents avec des débits faibles par rapport au drain principal donc peu attractifs. Cette interprétation est illustrée par la Figure 20 où les différences entre abondances sans et avec obstacles sont principalement limitées à la partie aval du drain principal tout en restant limitées en valeur.

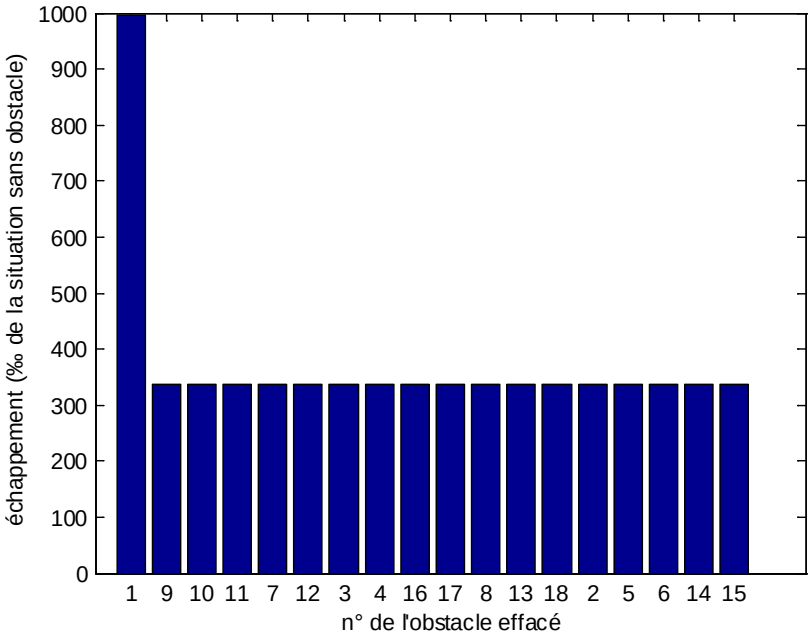


Figure 19. Priorisation des obstacles en termes de gain d'échappement par rapport à la situation sans obstacles.

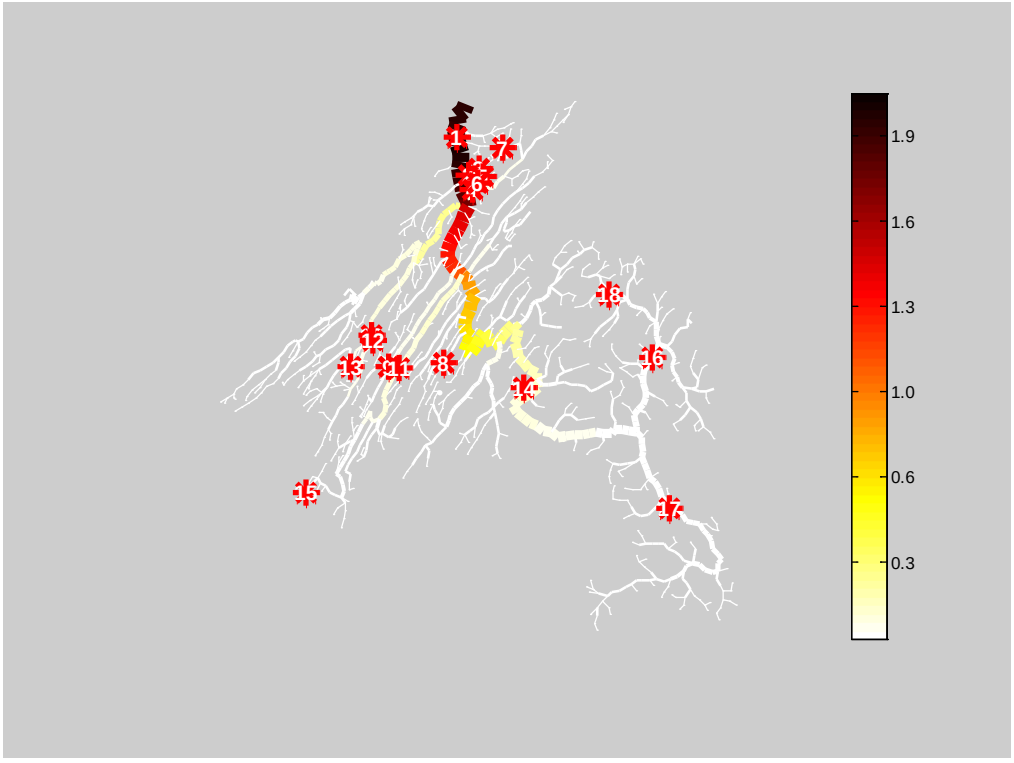


Figure 20. Cartographie des différences mesurées (en nombre d'individus) entre les abondances après simulation sans et avec obstacles.

3.7.3.3 Temps de calcul et modèle dégradé

Le temps de calcul pour un scénario est d'environ 6 minutes, ce qui est incompatible avec une utilisation en temps réel par des gestionnaires. Pour réduire ce délai, nous avons testé un modèle dégradé basé sur une prédétermination des déplacements. Dans ce cas, il est nécessaire de calculer au préalable une situation sans obstacles (6 min), puis la liste des barrages à l'aval pour chaque compartiment (40 sec). La simulation de chaque scénario dure ensuite 4 secondes. Comme prévu l'échappement est plus optimiste. Le schéma général trouvé plus haut n'est pas remis en cause, le retrait le plus important demeurant celui de l'obstacle le plus aval. Par la suite, l'ordre de priorités des retraits est légèrement modifié par rapport à la procédure complète (barrages 11, 10, 9, 12, puis 7, au lieu de 9, 10, 11, 7 puis 12), même si les différences de gain d'échappement sont quasiment insignifiantes (Figure 21).

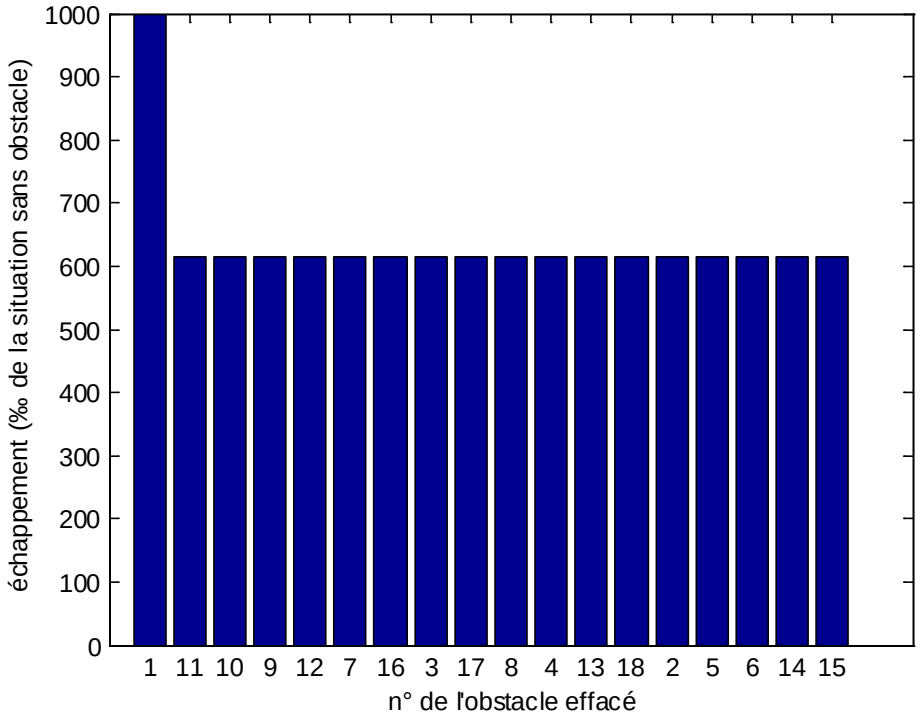


Figure 21. Priorisation des obstacles en termes de gain d'échappement par rapport à la situation sans obstacles, telle que réalisée avec le modèle dégradé (prédétermination du déplacement).

4 MODELE INTERBASSIN VERSANT

Pour que les particularités de tel ou tel bassin puissent être considérées dans les analyses, le modèle OMMER devra prendre en compte plusieurs autres facteurs, tels le nombre de civelles, la taille à l'argenture et la fécondité.

4.1 TRANSFORMATION DU NOMBRE D'ANGUILLES ARGENTEES EN NOMBRE D'OOCYTES

Puisque la taille à l'argenture varie d'un bassin versant à un autre et que la production d'oocytes est fonction de la taille, le modèle OMMER pourrait être raffiné en exprimant l'échappement en nombre d'oocytes plutôt qu'en nombre d'anguilles, tel que calculé précédemment.

Le principe du calcul est d'affecter, à chaque tributaire, un âge moyen à l'argenture et une taille moyenne d'anguille argentée $\overline{L}$. Le premier descripteur sert à déterminer la durée, en années, du processus de diffusion. Le second est converti en oocytes en utilisant une relation de fécondité $f = \alpha \overline{L}^{\beta}$. Il s'agit d'oocytes potentiels puisque, faute de connaissances, la mortalité entre la sortie du réseau hydrographique et la fécondation sur le site de fraie n'est pas intégrée. La contribution du basin versant est alors égale à la somme de la contribution de chaque compartiment

$$O_{tot} = N_{echap} \alpha \overline{L}^{\beta}$$

4.2 VARIABILITE DE LA TAILLE ET DE L'AGE A L'ARGENTURE

De manière à étendre la prédiction à l'échelle du Saint-Laurent, une première étude a été réalisée sur la variabilité des histoires individuelles de croissance. Le rétrocalcul des longueurs aux âges d'anguilles argentées provenant de plusieurs lieux de capture a été effectué par Tremblay (2009a), en appliquant la méthode de Campana (1990). À l'exception de la sous-population de la rivière Rimouski, les anguilles ont fait l'objet d'un projet de recherche sur la stratégie de reproduction de l'anguille (Tremblay 2004, 2009b). Pour la sous-population de la rivière Rimouski, toutes les anguilles ont été sexées par le MRNF (données non publiées). Ainsi, pour l'ensemble des six sous-populations à l'étude, il est confirmé que les anguilles étaient toutes des femelles, et que ces dernières présentaient des indices morphologiques (coloration, index pectoral et oculaire) typiques du stade d'argenture. Par ailleurs, la taille à la dévalaison des anguilles (Figure 22) écarte la possibilité de retrouver des mâles parmi l'échantillon puisque ceux-ci dépassent rarement les 40 cm de longueur totale au stade argenté (Jessop 2010). Le « biological intercept » a été fixé au moment de l' « elver check » (Michaud *et al.* 1988) avec un rayon de l'otolithe de 0,12 mm et une taille correspondante 60 mm. À partir de ces informations, nous avons testé si le taux de croissance sur les 10 premières années de la vie de l'anguille permettait de prédire sa taille à l'argenture.

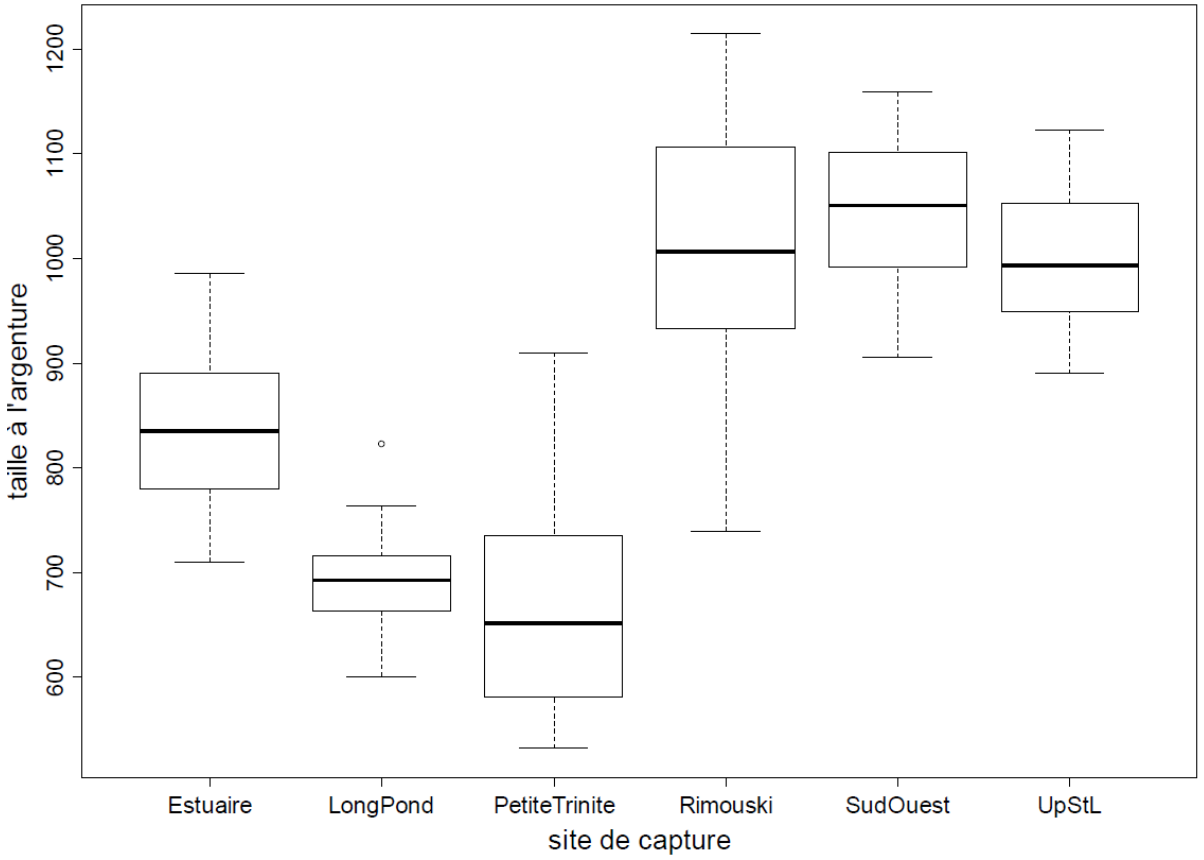


Figure 22. Différence de tailles à l'argenture pour différents lieux de capture (adapté de Tremblay 2009a). Dans l'ordre, de gauche à droite, les sites représentés correspondent à l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent, à Long Pond (Ile du Prince Édouard), à la Petite rivière Trinité (Côte-Nord), aux rivières Rimouski et Sud-Ouest (Bas-Saint-Laurent) et au bassin supérieur du fleuve Saint-Laurent, en amont du barrage Iroquois.

La première étape de cette analyse consiste à décomposer le taux de croissance à 10 ans entre un effet « site de capture » et « période » en utilisant un modèle linéaire généralisé avec un lien logarithmique pour assurer des effets multiplicatifs. Il est alors possible de calculer des taux de croissance moyens par site de capture (G_{site}), en fixant comme période de référence 1985-1995 (Figure 23). Dans un deuxième temps, on calcule pour chaque individu le ratio entre son taux de croissance calculé par rétrocalcul et le taux moyen de son site de capture. Ce ratio (M_{ind}) correspond à la modulation pour chaque individu combinant l'influence du potentiel de croissance et de la période de croissance de chaque individu (Figure 24). Finalement, la taille à l'argenture de chaque individu La_{ind} est prédite en fonction du taux de croissance moyen associé au lieu de capture et de la modulation individuelle par le modèle linéaire généralisé (lien identité) :

$$La_{ind} \sim G_{site} + site : M_{ind}$$

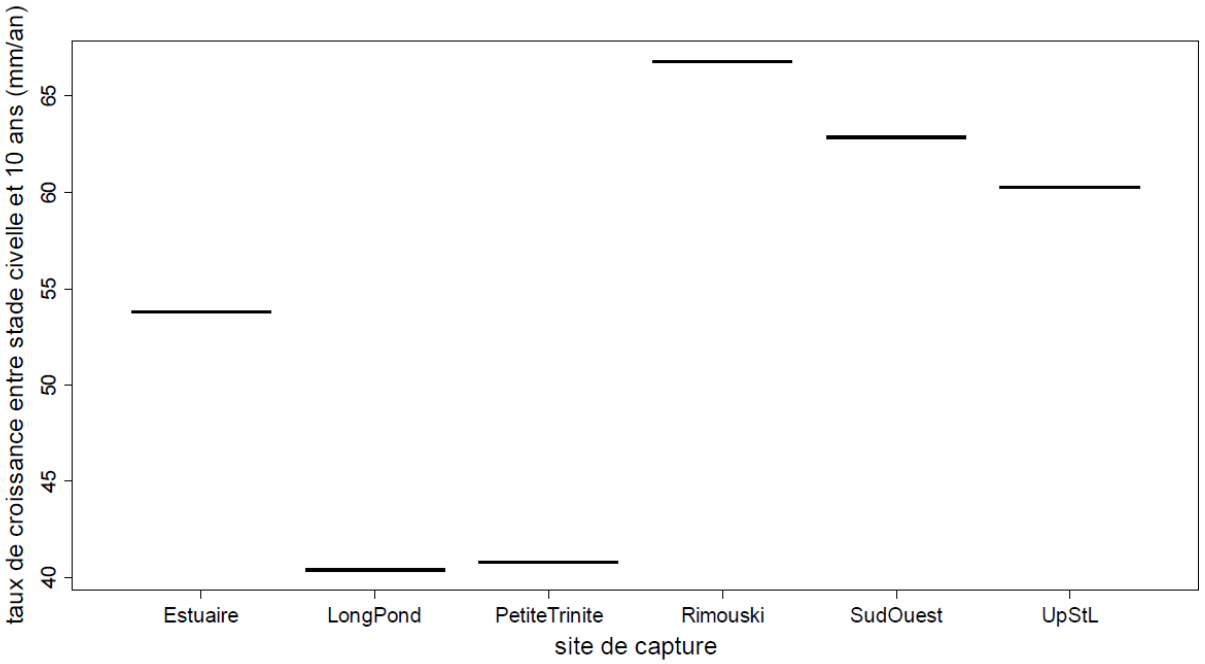


Figure 23. Taux de croissance moyen entre le stade civelle et l'âge 10 par site de capture des anguilles argentées.

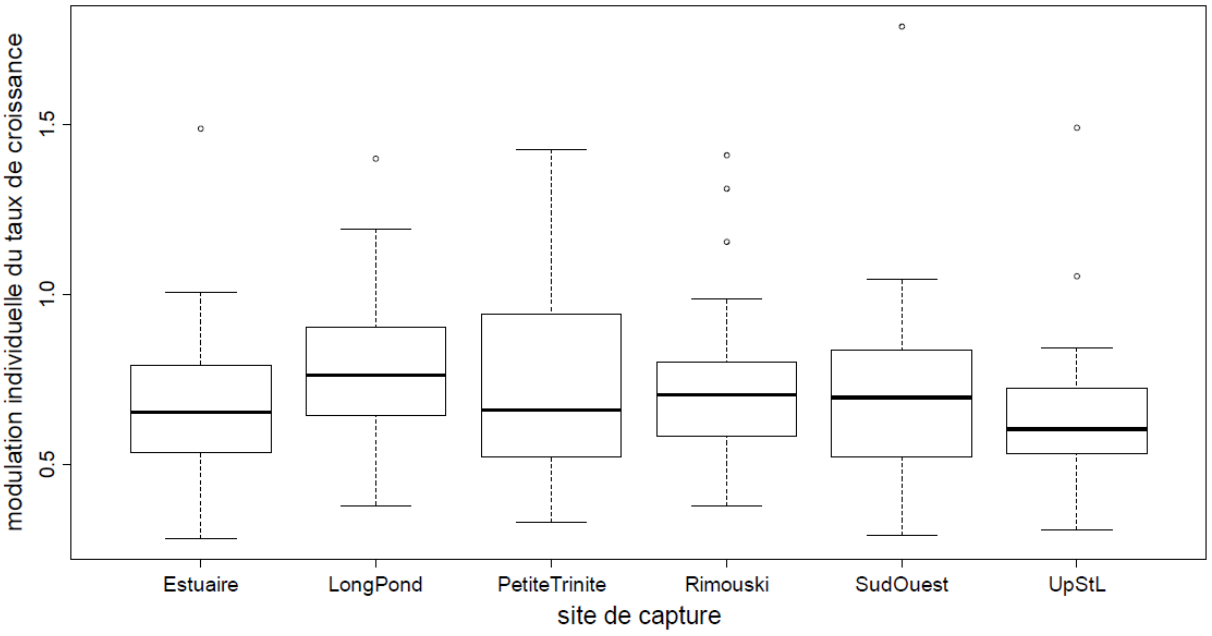


Figure 24. Modulation individuelle du taux de croissance par site de capture des anguilles argentées.

Ce modèle explique 80 % de la variance de la longueur à l'argenture, l'essentiel de l'explication étant apporté par l'effet spatial. Les résultats de cette prédiction sont résumés par la Figure 25.

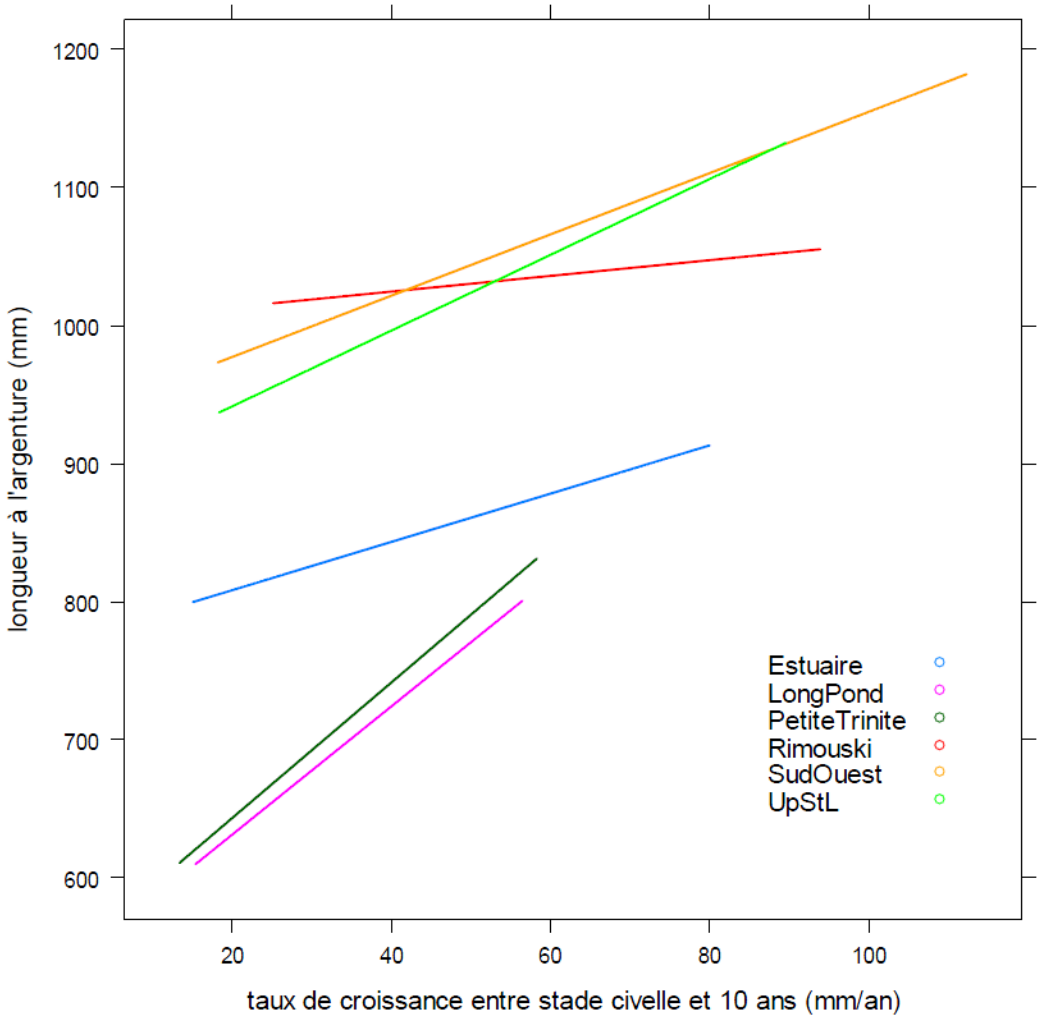


Figure 25. Évolution de la longueur à l'argenture en fonction du taux de croissance par site de capture.

Cette première analyse est encourageante et montre que la taille à l'argenture varie considérablement entre les bassins versants et à l'intérieur d'un bassin. Cette variation peut être expliquée par une relation quasi-linéaire avec la croissance moyenne entre 0 et 10 ans de vie continentale. Des similitudes existent entre d'une part les sites de la côte nord (Petite Trinité) et de l'Île-du-Prince-Édouard (Long Pond) et d'autre part, les deux affluents de la côte sud et le secteur amont du bassin (Rimouski, du Sud Ouest, et Haut Saint-Laurent). Les anguilles capturées dans l'estuaire maritime présentent des caractéristiques intermédiaires entre ces deux regroupements. Les anguilles argentées capturées dans l'estuaire maritime ont été capturées à même l'estuaire lors de leur dévalaison ; elles proviennent ainsi de différents lieux de croissances (rivières, lacs) en amont du site de capture (Tremblay 2004, 2009a).

À la vue de ces résultats, nous émettons l'hypothèse que le lieu de croissance induit une activité physiologique particulière qui se traduit non seulement sur le taux de croissance mais également sur la taille à l'argenture. Pour des ressources trophiques abondantes, la croissance, plus rapide, permettrait à l'anguille de différer sa prise d'argenture pour atteindre une taille à la maturité plus grande. La modulation individuelle, moins importante que l'effet site, pourrait reposer sur des

mécanismes physiologiques similaires, les anguilles les plus efficaces mais surtout ayant grandi pendant une période plus favorable attendant une taille plus grande pour s'argenter.

4.3 RELATION ENTRE LA FECONDITE ET LA TAILLE

Nous avons ensuite réalisé une synthèse bibliographique des courbes de fécondité établies pour l'anguille d'Amérique (Tableau 2). La part de la variance (r^2) expliquée par la longueur du poisson est très variable (10,3 à 93,5 %) et il en est de même du coefficient d'allométrie qui varie entre 0,812 et 4,377.

Tableau 2. Synthèse des courbes de fécondité pour l'anguille d'Amérique.

Localisation	Formule [1]	N	r^2	référence
Rivière du Sud Ouest	log(f) = -1,795 + 4,377 log(L)	25	0,94	(Verreault 2002)
Rivières Penobscot et Sheepscot	log(f) = 1,2601 (± 0,2276) + 2,9642 (± 0,1279) log(L)	63	0,90	(Barbin et McCleave 1997)
Saint-Laurent Supérieur	log(f) = 5,533 + 0,812 log(L)	30	0,10	(Tremblay 2009b)
Estuaire moyen	log(f) = 4,251 + 1,467 log(L)	30	0,20	(Tremblay 2009b)
Côte sud	log(f) = 2,489 + 2,293 log(L)	30	0,41	(Tremblay 2009b)
Côte-Nord	log(f) = 2,656 + 2,270 log(L)	30	0,81	(Tremblay 2009b)
Golfe du Saint-Laurent	log(f) = 3,565 + 1,761 log(L)	30	0,29	(Tremblay 2009b)
Baie de Chesapeake	log(f) =–0,551 + 3,744 log(L)	21	0,78	(Wenner et Musick 1974)

[1] f , en nombre d'œufs ; L, en cm ; les logarithmes sont en base 10.

D'après Tremblay (2009b) la relation de fécondité varierait selon le secteur. Toutefois, les coefficients de détermination trouvés sont particulièrement faibles (sauf pour la Côte-Nord). Cela pourrait s'expliquer par une faible variabilité des tailles des anguilles provenant d'un même site et par le faible chevauchement des tailles (variable indépendante du modèle) entre les sites, remettant en cause l'utilisation de tests statistiques de comparaison comme l'ANCOVA. Il est aussi possible que ces différences entre les sites soient la conséquence d'un manque de synchronisme dans le processus de maturation des oocytes.

Compte tenu de ces remarques, nous proposons d'utiliser, dans l'immédiat, une seule relation pour l'ensemble du territoire visé. Pour ce faire, seules les équations qui expliquent plus de 40% de la variance ont été retenues et une moyenne des valeurs obtenues avec les différentes formules a été calculée pour des tailles comprises entre 50 et 120 cm. Ces valeurs ont été ajustées au moyen d'une courbe puissance (Figure 26).

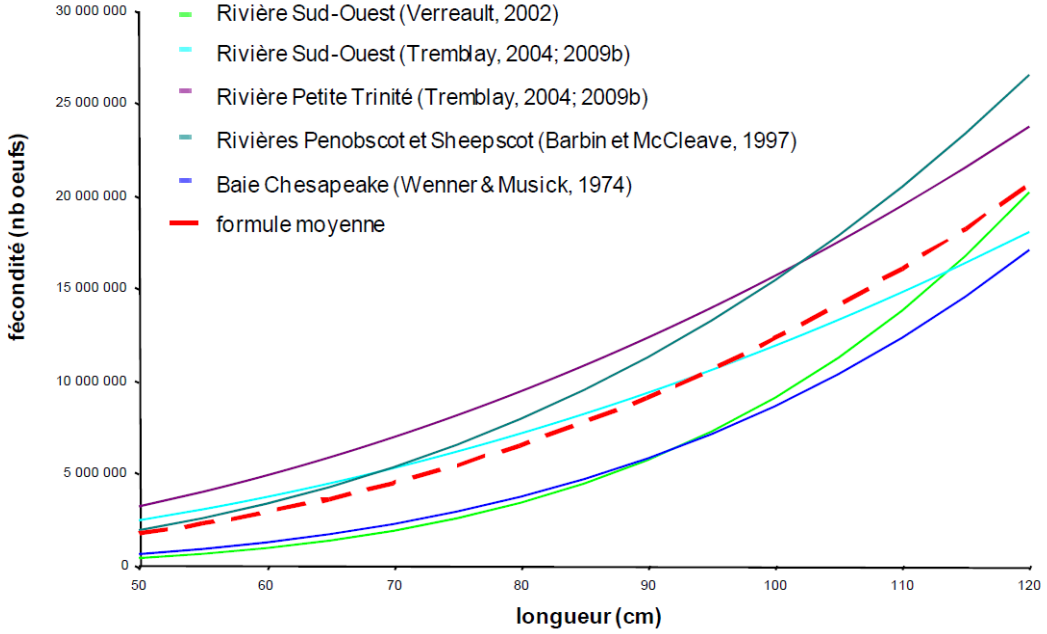


Figure 26. Courbe de fécondité pour différents sites de capture et courbe moyenne.

La formule retenue est la suivante

$$f = 24{,}294\ \overline{L}^{\,2{,}8507}$$

5 BILAN DE L'APPROCHE

S'il peut sembler clair que l'obstacle le plus en aval est le plus prioritaire à aménager pour qui souhaite rendre accessible une plus grande superficie d'habitat, la complexité des réseaux et la variabilité des franchissabilités amont et aval des ouvrages rendent nécessaire, dans un contexte de gestion intégrée, le recours à un outil pouvant comparer divers scénarios. Le gain pour l'espèce d'aménager un barrage partiellement franchissable et situé près de l'exutoire peut être moindre que celui d'aménager un barrage totalement infranchissable et situé plus en amont. Comme chaque embranchement du réseau peut être bloqué par plusieurs obstacles, le recours à une approche de modélisation de la dynamique de la dispersion de l'anguille dans un bassin versant devient vite indispensable. Peu complexe et résultant d'une première étape de conception, le modèle proposé dans ce rapport est loin d'être un produit fini permettant d'imposer une décision. Son intérêt réside plutôt dans le fait qu'il peut nourrir la réflexion sur les concepts qui sous-tendent notre compréhension du phénomène de colonisation des eaux douces par l'anguille et sur les meilleurs scénarios à approfondir pour redonner à l'espèce un meilleur accès aux lacs et rivières.

Dès à présent, des améliorations sont envisagées pour rendre le modèle plus réaliste. La première concerne la prise en compte d'autres caractéristiques de l'habitat que la simple distance à la limite de marée dynamique. En particulier l'intégration des lacs présente un enjeu intéressant compte tenu de leur importance dans le système laurentien. Deuxièmement, le processus de colonisation peut facilement être raffiné en redistribuant les événements élémentaires de diffusion au cours de la vie de l'animal, avec une activité diffusive plus intense durant les premières années

de vie. Cette amélioration permettrait de faire varier la franchissabilité des barrages en fonction de l'âge ou de la taille, une option plus réaliste. Enfin, il serait pertinent d'intégrer plus explicitement la mortalité naturelle, en particulier pour l'approche interbassin. Si l'hypothèse d'une mortalité constante à l'intérieur d'un bassin versant de petite et moyenne dimension est acceptable, elle est plus difficile à admettre à l'échelle du vaste bassin versant du Saint-Laurent.

Ce travail de modélisation repose essentiellement sur une vision idéalisée de la réalité des mécanismes impliqués dans le processus d'occupation de l'espace d'un réseau hydrographique par l'anguille. Comme tout modèle, OMMER devra tôt ou tard être évalué par comparaison avec des observations faites sur le terrain. Il s'est avéré qu'il existe bien peu d'observations de distribution de densités d'anguille permettant de calibrer et de valider le modèle proposé. Trop souvent les données existantes sont ponctuelles ou obtenues de relevés orientés vers d'autres espèces que l'anguille, notamment le saumon atlantique. Tout développement ultérieur du modèle OMMER nécessitera l'examen de données d'abondance d'anguilles de différentes tailles dans l'ensemble du réseau hydrographique de quelques bassins versants, ce qui représente une somme de travail considérable.

McCleave (2001) a proposé il y a quelques années un modèle simulant l'impact des barrages hydroélectriques sur la dévalaison des anguilles argentées en réduisant progressivement les densités d'anguilles en amont de chaque barrage. Le modèle OMMER améliore la représentation du phénomène de colonisation en simulant explicitement un phénomène diffusif. Ce modèle propose également une représentation explicite de l'impact à la montaison en induisant une mortalité. Par contre, OMMER est moins performant puisqu'il ne tient pas compte de la taille des anguilles argentées dans la simulation de l'impact des obstacles à la dévalaison. Toutefois, avec les améliorations proposées plus haut, il sera possible de faire converger OMMER vers la représentation proposée par McCleave (2001).

L'application du modèle OMMER au bassin versant de la Rimouski ne s'avère pas, au final, aussi riche d'enseignement que prévu même si l'expertise qui en découle est logique. La majorité des barrages du bassin sont situés en amont de la zone potentielle de colonisation ou sur des affluents de faible débit par rapport au drain principal. Une telle structure entraîne que seul le barrage le plus aval présente une réelle incidence sur l'échappement. Ceci est d'autant plus vrai que si son score d'expertise est de 5,5 sur 6 (barrage 1 du Tableau 1), ce qui le rend quasiment infranchissable, il est équipé d'une passe à poisson qui conduit à considérer un taux de franchissement de plus de 50 %. Avec ce taux et à l'issue du phénomène de colonisation, la majeure partie du stock d'anguille a réussi à coloniser l'amont du bassin versant. En l'absence de grille devant les turbines (scénario exploratoire considéré dans ce travail), la mortalité à la dévalaison impacte donc fortement le stock. Il est clair que l'impact aurait été plus faible si la passe à poisson n'avait pas été installée. L'application du modèle OMMER montre donc que l'impact à la dévalaison est d'autant plus fort que celui à la montaison est faible et donc qu'il est préférable de ne pas améliorer la montaison lorsque l'on n'est pas capable de réduire la mortalité à la dévalaison.

Toutefois, tel que simulé actuellement, l'impact direct à la montaison est faible puisqu'un animal bloqué à l'aval d'un obstacle n'est pas systématiquement perdu pour le stock. Il est possible d'amplifier cet impact en intégrant d'autres processus qui restent encore actuellement spéculatifs. Par exemple, des inhibitions de croissance pourraient réduire à terme la production d'oocytes. On

peut également envisager des mortalités densité dépendantes à l'aval des obstacles même si les niveaux actuels du stock conduisent vraisemblablement à des densités plus faibles que la capacité de charge des milieux. Cette analyse de sensibilité serait avantageusement complétée par un travail sur le coefficient de mortalité des animaux bloqués à l'aval d'un obstacle. Il est en effet à craindre que la priorisation des obstacles à aménager dépende largement de ce facteur (ou de la variabilité de celui-ci en fonction des contextes des ouvrages) pour lequel aucune évaluation de terrain n'est actuellement disponible.

Suite à l'application du modèle OMMER sur le bassin de la rivière Rimouski se pose la question de la faisabilité d'une généralisation de l'approche à d'autres réseaux. Le phénomène de dispersion tel que simulé s'est avéré sensible à la taille du réseau hydrographique. Lorsque le réseau est vaste, les mouvements des anguilles ne sont pas contraints par l'amont. Dans un réseau de plus faible dimension, les animaux atteignent au contraire rapidement les secteurs amont conduisant à une uniformisation plus rapide des abondances dans tout le bassin. Les évolutions atypiques de densités observées dans les petits bassins versants (Feunteun *et al.* 2003) doivent donc être interprétées comme résultantes de la réalisation d'un mécanisme général contraint par des conditions particulières plutôt que résultantes d'un mécanisme propre aux petits réseaux. Contrairement à d'autres phénomènes biologiques (Johnson *et al.* 1995, Campbell Grant *et al.* 2007), la dispersion des anguilles ne semble pas affectée par la topologie du réseau. Toutefois ce point reste à confirmer par une comparaison de bassins de longueur équivalente mais de topologie différente.

L'application du modèle sur le réseau hydrographique du fleuve Saint-Laurent en amont de Québec risque de poser problème. En effet, le modèle devrait être en mesure de simuler une origine dans la partie amont du réseau pour plus de 75 % des anguilles argentées. En effet, Verreault et Dumont (2003) ont estimé qu'en 1996 et 1997, les nombres d'anguilles argentées ayant quitté le secteur en amont du barrage de Moses-Saunders (Haut Saint-Laurent et lac Ontario) étaient respectivement de 525 281 et 423 717 individus, ce qui représente plus des trois quarts des anguilles produites dans le système Saint-Laurent en amont de Québec. En simulant une distribution uniforme (résultat d'une diffusion après un temps infini) dans un drain sans affluent de 900 km de long, cette proportion devrait plutôt être de l'ordre de 55 %. L'hypothèse 4 d'une simple diffusion semble donc peu vraisemblable pour le secteur en amont de Québec et il n'est pas exclu qu'une partie du trajet soit le fait de déplacement en masse vers l'amont (mouvement advectif). Toutefois, ce pourcentage était de l'ordre de 60 % au début des années 1980 (Dutil *et al.* 1985) alors que la rivière Richelieu contribuait encore à la migration (Verdon *et al.* 2003), et celle des Outaouais bien qu'historiquement importante, n'y contribuait déjà plus. Dans ce cas, la seule diffusion n'est pas à exclure.

6 BESOINS DE RECHERCHE

Ce travail exploratoire permet d'identifier des besoins de recherche complémentaires dont les résultats pourraient soit améliorer sensiblement l'applicabilité de l'outil :

- estimer le coefficient de diffusion de l'anguille dans différents tributaires du Saint-Laurent et tenter d'en caractériser et expliquer la variabilité à partir de campagnes d'échantillonnage spécifiques ;

soit contribuer au développement d'un outil de simulation mieux adapté :

- expliquer la variabilité des relations de fécondité trouvée dans la littérature publiée et, au besoin, compléter par de nouvelles analyses ;

- coupler un modèle hydrodynamique du Système Saint-Laurent avec un module comportemental de la civelle en s'inspirant des travaux de Lambert (2005) et Bonhommeau *et al.* (2008, 2009) ainsi que de Kettle et Haines (2006) pour analyser la répartition des civelles entre bassins versants ;

- tester la robustesse de cette approche par la comparaison des performances du modèle OMMER avec un modèle de dynamique de population spatialisé dans un tributaire incluant les autres principaux processus biologiques (mortalité, argenture et pour d'autres hydrosystèmes le déterminisme du sexe).

7 VALORISATIONS SCIENTIFIQUES

Ce travail a fait l'objet de deux présentations orales, l'une dans le cadre de l'atelier « faune aquatique » organisé par le Ministère des ressources naturelles et de la Faune du Québec, l'autre comme séminaire à l'Université Laval à Québec. Il a également été incorporé à une application expérimentale permettant de décrire les bassins versants, de quantifier les gains/pertes d'habitats en eau douce, et de déterminer l'impact potentiel de projets d'aménagement sur l'anguille d'Amérique, une espèce et un stock dont le statut est préoccupant au Canada. Cette application et le module OMMER ont fait l'objet de nombreuses présentations aux biologistes et gestionnaires de plusieurs ministères. À terme, ces outils sont appelés à faciliter le travail des analystes pour que les meilleures décisions soient prises vers l'atteinte des cibles de rétablissement que les gouvernements se sont fixées.

8 REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient l'équipe de la gestion des données (Direction de la gestion de l'habitat du poisson, MPO) : Patrick Dupont, Gilles Fortin, Daniel Baril, David Gauthier et France Pouliot, qui ont fourni expertise et assistance en matière de géomatique, de même que Sébastien Ross et Charles Banville pour leur contribution à l'inventaire et à la caractérisation des obstacles à la migration sur la rivière Rimouski. Plusieurs personnes ont contribué en fournissant des données ; les auteurs remercient particulièrement David Cairns qui a fourni des données de densité pour le bassin de la rivière Miramichi. Mélanie Dionne, Philippe Baran et France Boily ont révisé une version antérieure de ce rapport et ont grandement contribué à en améliorer le contenu.

BIBLIOGRAPHIE

Andrews, E.D. 1984. Bed-material entrainment and hydraulic geometry of gravel-bed rivers in Colorado. Bull. Geol. Soc. Am. **95**(3): 371-378.

Aprahamian, M. 1988. Age structure of eel, *Anguilla anguilla* (L.), populations in the River Severn, England, and the River Dee, Wales. Aquacult. Fish. Manage. **19**(4): 365-376.

Aprahamian, M., Walker, A., Williams, B., Bark, A. et Knights, B. 2007. On the application of models of European eel (*Anguilla anguilla*) production and escapement to the development of Eel Management Plans: the River Severn. ICES J. Mar. Sci. **64**(7): 1472.

Barbin, G. et McCleave, J. 1997. Fecundity of the American eel *Anguilla rostrata* at 45 degrees N in Maine, USA. J. Fish Biol. **51**: 840-847.

Bonhommeau, S., Chassot, E. et Rivot, E. 2008. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. Fish. Oceanogr. **17**(1): 32-44.

Bonhommeau, S., Le Pape, O., Gascuel, D., Blanke, B., Tréguier, A., Grima, N., Vermard, Y., Castonguay, M. et Rivot, E. 2009. Estimates of the mortality and the duration of the trans Atlantic migration of European eel *Anguilla anguilla* leptocephali using a particle tracking model. J. Fish Biol. **74**(9): 1891-1914.

Bureau du Colombier, S., Bolliet, V., Lambert, P. et Bardonnet, A. 2007. Energy and migratory behavior in glass eels (*Anguilla anguilla*). Physiol. Behav. **92**(4): 684-690.

Caissie, D. 2006. River discharge and channel width relationships for New Brunswick rivers. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences/Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques **2637**: vi+26 pages.

Caissie, D. et Robichaud, S. 2009. Towards a better understanding of the natural flow regimes and streamflow characteristics of rivers of the Maritime Provinces. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences/Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques **2843**: viii+53 pages.

Campana, S. 1990. How reliable are growth back-calculations based on otoliths? Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**(11): 2219-2227.

Campbell Grant, E., Lowe, W. et Fagan, W. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. Ecol. Lett. **10**(2): 165-175.

Caron, F., Dumont, P., Verreault, G. et Mailhot, Y. 2007. L'anguille au Québec, une situation préoccupante. Nat. can. **131**: 59-66.

Carr, J.W. et Whoriskey, F.G. 2008. Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. Fish. Manage. Ecol. **15**: 393-400.

Casselman, J.M. 2003. Dynamics of resources of the American eel, *Anguilla rostrata*: declining abundance in the 1990s. *In* Eel biology. *Edited by* K. Aida, K. Tsukamoto et K. Yamauchi. Springer-Verlag, Tokyo. pp. 255-274.

Castonguay, M., Hodson, P.V., Couillard, C.M., Eckersley, M.J., Dutil, J.-D. et Verreault, G. 1994. Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **51**: 479-488.

Chanseau, M., Castelnaud, G., Carry, L., Martin Vandembulcke, D. et Belaud, A. 2005. Essai d'évaluation du stock de géniteurs d'alose *Alosa alosa* du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne sur la période 1987-2001 et comparaison de différents indicateurs d'abondance. Bull. fr. Pêche Piscicult. **374**: 1-19.

COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and status report on the American eel *Anguilla rostrata* in Canada, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa http://www.sararegistry.gc.ca/document/default_f.cfm?documentID=1007.

Couillard, C.M., Hodson, P.V. et Castonguay, M. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 1916-1927.

Creutzberg, F. 1958. Use of tidal streams by migrating elvers (*Anguilla vulgaris*). Nature **181**: 857-858.

Davey, A. et Jellyman, D. 2005. Sex determination in freshwater eels and management options for manipulation of sex. Rev. Fish Biol. Fish. **15**(1): 37-52.

DeAngelis, D.L. et Yeh, G.T. 1984. An introduction to modeling migratory behavior of fishes. *In* Mechanisms of migration in fishes. *Edited by* J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.D. Dodson et W.H. Neill. Plenum Press, New York. pp. 445-470.

Dutil, J.-D., Dumont, P., Cairns, D.K., Galbraith, P.S., Verreault, G., Castonguay, M. et Proulx, S. 2009. Glass eel migration and recruitment in the estuary and Gulf of St. Lawrence J. Fish Biol. **74**: 1970-1984.

Dutil, J.-D., Légaré, B. et Desjardins, C. 1985. Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**: 455-458.

Edeline, E., Beaulaton, L., Le Barh, R. et Elie, P. 2007. Dispersal in metamorphosing juvenile eel *Anguilla anguilla*. Mar. Ecol. Prog. Ser. **344**: 213-218.

Feunteun, E., Acou, A., Guillouët, J., Laffaille, P. et Legault, A. 1998. Spatial distribution of an eel population (*Anguilla anguilla*) in a small coastal catchment of Northern Brittany (France). Consequences of hydraulic works. Bull. fr. Pêche Piscicult.(349): 129-139.

Feunteun, E., Laffaille, P., Robinet, T., Briand, C., Baisez, A., Olivier, J.M. et Acou, A. 2003. A review of upstream migration and movements in inland waters by anguillid eels. Towards a general theory. *In* Eel Biology. *Edited by* K. Aida, K. Tsukamoto et K. Yamauchi. Springer-Verlag, Tokyo. pp. 191-213.

Hoffmann, M. 2008. Modélisation de l'impact des ouvrages sur les densités d'anguilles dans le bassin Loire-Bretagne, Master II, Institut Universitaire Européen de la Mer de Brest.

Ibbotson, A., Smith, J., Scarlett, P. et Aprhamian, M. 2002. Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. Freshwat. Biol. **47**(9): 1696-1706.

Imbert, H. 2008. Stratégie conditionnelle contrôlant la dispersion continentale de l'anguille européenne, Thèse de doctorat, Université de Bordeaux 1.

Imbert, H., De Lavergne, S., Gayou, F., Rigaud, C. et Lambert, P. 2008. Evaluation of relative distance as new descriptor of yellow European eel spatial distribution. Ecol. Freshwat. Fish **17**(4): 520-527.

Jansen, H., Winter, H., Bruijs, M. et Polman, H. 2007. Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. ICES J. Mar. Sci. **64**(7): 1437-1443.

Jessop, B. 2010. Geographic effects on American Eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **67**: 326-346.

Johnson, A., Hatfield, C. et Milne, B. 1995. Simulated diffusion dynamics in river networks. Ecol. Model. **83**(3): 311-325.

Julien, P. et Wargadalam, J. 1995. Alluvial Channel Geometry: Theory and Applications. J. Hydr. Engrg. **121**(4): 312-325.

Kettle, A. et Haines, K. 2006. How does the European eel (*Anguilla anguilla*) retain its population structure during its larval migration across the North Atlantic Ocean? Can. J. Fish. Aquat. Sci. **63**(1): 90-106.

Krueger, W. et Oliveira, K. 1999. Evidence for environmental sex determination in the American eel, *Anguilla rostrata*. Environ. Biol. Fishes **55**(4): 381-389.

Lambert, P. 2005. Exploration multiscalaire des paradigmes de la dynamique de la population d'anguilles européennes à l'aide d'outils de simulation, Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1.

Larinier, M., Chanseau, M., Rigaud, C. et Steinbach, P. 2006. Eléments d'aide à la définition d'une stratégie de restauration des axes de migration de l'anguille, Rapport Cemagref/GHAAPPE RA.06.01, 23 pages.

Larinier, M. et Dartiguelongue, J. 1989. La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. Bull. fr. Pêche Piscicult. **312-313**: 1-87.

Larinier, M. et Travade, F. 1999. La dévalaison des migrateurs: problèmes et dispositifs. Bull. fr. Pêche Piscicult. **353-354**: 181-210.

Lasne, E., Acou, A., Vila-Gispert, A. et Laffaille, P. 2008. European eel distribution and body condition in a river floodplain: effect of longitudinal and lateral connectivity. Ecol. Freshwat. Fish **17**(4): 567-576.

Lee, J. et Julien, P. 2006. Downstream Hydraulic Geometry of Alluvial Channels. J. Hydr. Engrg. **132**(12): 1347-1352.

Leopold, L. et Maddock, T. 1953. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications, Professional Paper 252. US Geological Survey, Washington, DC.

Leprevost, G. 2007. Développement d'un indicateur pour caractériser l'impact migratoire sur le stock d'anguille européenne à l'échelle des bassins, Mémoire technique ONEMA-IAV, Rennes.

Lobón Cerviá, J., Utrilla, C. et Rincon, P. 1995. Variations in the population dynamics of the European eel *Anguilla anguilla* along the course of a Cantabrian river. Ecol. Freshwat. Fish **4**(1): 17-27.

Machut, L., Limburg, K., Schmidt, R. et Dittman, D. 2007. Anthropogenic impacts on American eel demographics in Hudson River tributaries, New York. Trans. Am. Fish. Soc. **136**(6): 1699-1713.

Martin Vandembulcke, D. 1999. Dynamique de population de la grande alose (*Alosa alosa*) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation, Thèse de doctorat, Ecole Nationale Polytechnique, Toulouse.

Masek, J. et Turcotte, D. 1993. A diffusion-limited aggregation model for the evolution of drainage networks. Earth Planet.Sci.Lett. **119**(3): 379-386.

Maury, O. 1998. Modélisation spatiale en halieutique. Approche par simulateur sous SIG. Applicaction à la modélisation hiérarchique de la population de thons albacore (*Thunus albacares*) de l'Atlantique tropicale, Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes.

McCleave, J.D. 2001. Simulation of the impact of dams and fishing weirs on reproductive potential of silver-phase American eels in the Kennebec River basin, Maine. N. Am. J. Fish. Manage. **21**: 592-605.

McCleave, J.D. et Wippelhauser, G.S. 1987. Behavioral aspects of selective tidal stream transport in juvenile American eels. Am. Fish. Soc. Symp. **1**: 138-150.

Michaud, M., Dutil, J.-D. et Dodson, J.J. 1988. Determination of the age of young American eels, *Anguilla rostrata*, in fresh water, based on otolith surface area and microstructure. J. Fish Biol. **32**: 179-189.

Moriarty, C. et Dekker, W. 1997. Management of the European eel (Second report of the EU Concerted Action AIR A94–1939). Fish. Bull. **15**: 1-110.

Nilo, P. et Fortin, R. 2001. Synthèse des connaissances et établissement d'une programmation de recherche sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Université du Québec à Montréal et Direction de la recherche sur la faune, Société de la faune et des parcs du Québec.

Okubo, A. et Levin, S. 2001. Diffusion and ecological problems: modern perspectives, Vol. 14. Springer, New York.

Smith, M. et Saunders, J. 1955. The American eel in certain fresh waters of the Maritime Provinces of Canada. J. Fish. Res. Board Can. **12**(2): 238-269.

Smogor, R.A., Angermeier, P.L. et Gaylord, C.K. 1995. Distribution and abundance of American eels in Virginia streams: tests of null models across spatial scales. Trans. Am. Fish. Soc. **124**: 789-803.

Steinbach, P. 2006. Expertise de la franchissabilité des ouvrages hydrauliques transversaux par l'anguille dans le sens de la montaison, Conseil Supérieur de la Pêche.

Thibault, I., Dodson, J., Caron, F., Tzeng, W., Iizuka, Y. et Shiao, J. 2007. Facultative catadromy in American eels: testing the conditional strategy hypothesis. Mar. Ecol. Prog. Ser. **344**: 219-229.

Thornton, E., Neave, M. et Rayburg, S. 2007. Hydraulic geometry in river channel networks as a method for the assessment of river condition. *In* Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference: Australian Rivers: Making a Difference. *Edited by* A.L. Wilson, R.L. Dehaan, W. R.J., K.J. Page, K.H. Bowmer et A. Curtis. Charles Sturt University, Thurgoona, New South Wales, pp. 401-406.

Tremblay, V. 2004. Stratégie de reproduction de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) chez cinq sous-populations dans le bassin hydrogaphique du fleuve Saint-Laurent, Rapport de Maîtrise, Université du Québec, Rimouski.

Tremblay, V. 2009a. Projets de recherche complémentaire pour la réalisation du modèle d'approximation du gain de potentiel reproducteur chez l'anguille pour une hiérarchisation des gains d'habitats, Rapport non publié de Tecsult Inc. pour le Ministère des Pêches et des Océans (Canada).

Tremblay, V. 2009b. Reproductive strategy of female American eels among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed. *In* Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels. *Edited by* J.M. Casselman et D.K. Cairns. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland, USA. pp. 85-102.

Tremblay, V., Cossette, C., Dutil, J.-D., Verreault, G. et Dumont, P. 2011. Évaluation de la franchissabilité amont et aval pour l'anguille aux barrages. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. **2912**: x + 73 pages.

Verdon, R. et Desrochers, D. 2003. Upstream migratory movements of American eel *Anguilla rostrata* between Beauharnois and Moses-Saunders power dams on the St. Lawrence River. Am. Fish. Soc. Symp. **33**: 139-151.

Verdon, R., Desrochers, D. et Dumont, P. 2003. Recruitment of American eels in the Richelieu River and Lake Champlain: provision of upstream passage as a regional-scale solution to a large-scale problem. Am. Fish. Soc. Symp. **33** 125-138.

Verreault, G. 2002. Dynamique de la sous-population d'anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) du bassin versant de la rivière du Sud-Ouest. Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent, Société de la faune et des parcs du Québec.

Verreault, G. et Dumont, P. 2003. An estimation of American eel escapement from the Upper St. Lawrence River and Lake Ontario in 1996 and 1997. Am. Fish. Soc. Symp. **33** 243-251.

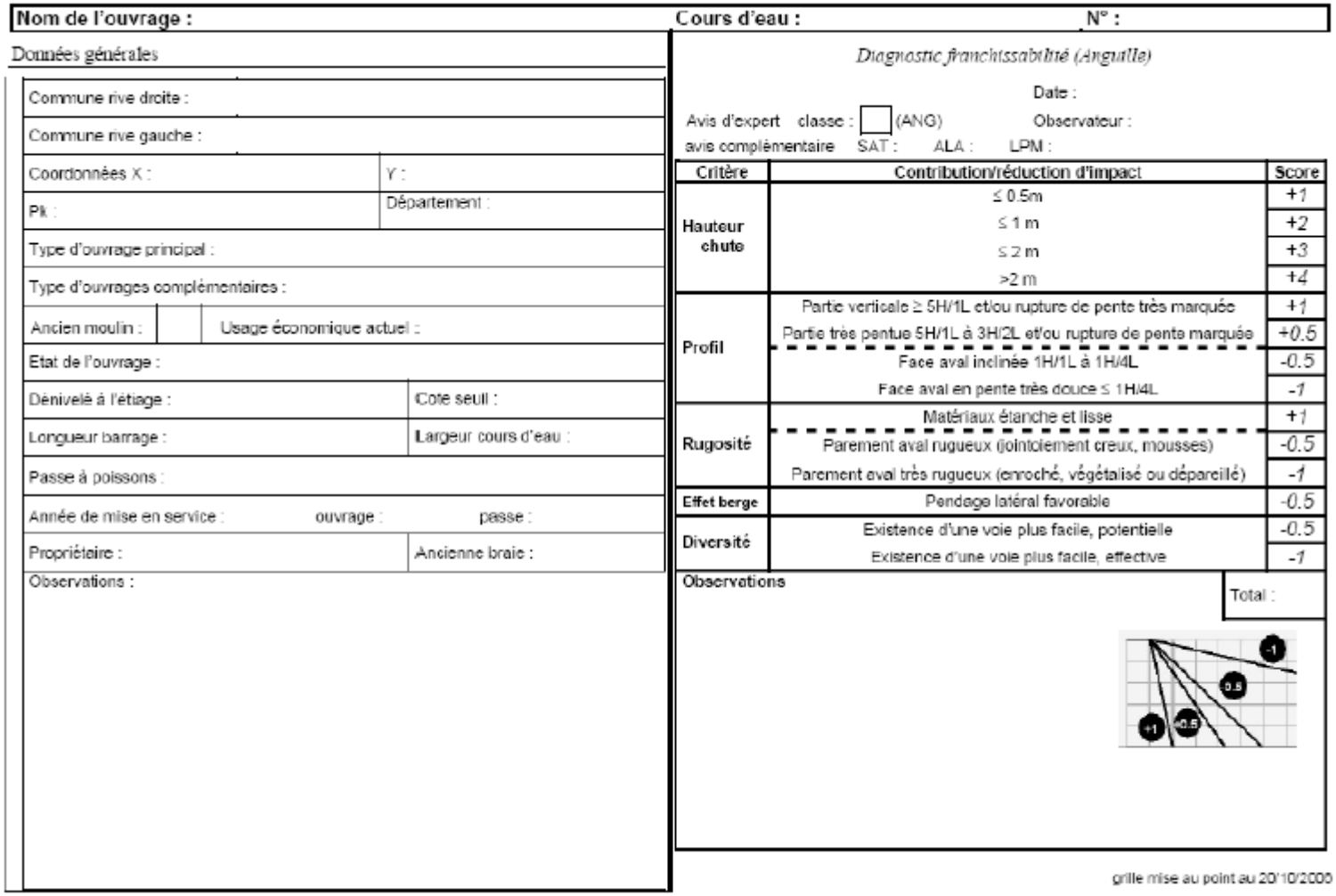
Verreault, G., Dumont, P. et Mailhot, Y. 2004. Habitat losses and anthropogenic barriers as a cause of population decline for American eel (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence watershed, Canada ICES CM **2004/S: 04**.

Wenner, C. et Musick, J. 1974. Fecundity and gonad observations of the American eel, *Anguilla rostrata*, migrating from Chesapeake Bay, Virginia. J. Fish. Res. Board Can. **31**: 1387-1390.

Wiley, D., Morgan II, R., Hilderbrand, R., Raesly, R. et Shumway, D. 2004. Relations between physical habitat and American eel abundance in five river basins in Maryland. Trans. Am. Fish. Soc. **133**(3): 515-526.

Xu, J. 2004. Comparison of hydraulic geometry between sand-and gravel-bed rivers in relation to channel pattern discrimination. Earth Surf. Process. Landforms **29**(5): 645-657.

Annexe 1 : Grille d'expertise des obstacles à la migration proposée par Steinbach (2006)



Nom de l'ouvrage :	Cours d'eau :	N° :

Données générales

Commune rive droite :		
Commune rive gauche :		
Coordonnées X :	Y :	
Pk :	Département :	
Type d'ouvrage principal :		
Type d'ouvrages complémentaires :		
Ancien moulin :	Usage économique actuel :	
Etat de l'ouvrage :		
Dénivelé à l'étiage :	Cote seuil :	
Longueur barrage :	Largeur cours d'eau :	
Passe à poissons :		
Année de mise en service :	ouvrage :	passe :
Propriétaire :	Ancienne braie :	
Observations :		

Diagnostic franchissabilité (Anguille)

Date :

Avis d'expert classe : ☐ (ANG) Observateur :

avis complémentaire SAT : ALA : LPM :

Critère	Contribution/réduction d'impact	Score
Hauteur chute	≤ 0.5m	+1
	≤ 1 m	+2
	≤ 2 m	+3
	>2 m	+4
Profil	Partie verticale ≥ 5H/1L et/ou rupture de pente très marquée	+1
	Partie très pentue 5H/1L à 3H/2L et/ou rupture de pente marquée	+0.5
	Face aval inclinée 1H/1L à 1H/4L	-0.5
	Face aval en pente très douce ≤ 1H/4L	-1
Rugosité	Matériaux étanche et lisse	+1
	Parement aval rugueux (jointoiement creux, mousses)	-0.5
	Parement aval très rugueux (enroché, végétalisé ou dépareillé)	-1
Effet berge	Pendage latéral favorable	-0.5
Diversité	Existence d'une voie plus facile, potentielle	-0.5
	Existence d'une voie plus facile, effective	-1

Observations

Total :

grille mise au point au 20/10/2006

Figure 24 : Grille de notation établie par Pierre Steinbach (ONEMA-DIR4)