Direction de la recherche sur la faune

SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ET ÉTABLISSEMENT D'UNE PROGRAMMATION DE RECHERCHE SUR L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE (*Anguilla rostrata*)

par

Pedro Nilo
et
Réjean Fortin

Département des Sciences biologiques
Université du Québec à Montréal

pour

Société de la faune et des parcs du Québec

Mai 2001

Référence à citer :

NILO, P. et R. FORTIN. 2001. Synthèse des connaissances et établissement d'une programmation de recherche sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Université du Québec à Montréal, Département des Sciences biologiques pour la Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. Québec. 298 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2001
ISBN : 2-550-36854-1

RÉSUMÉ

La diminution d'abondance de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), observée dans la région septentrionale de l'aire de distribution, préoccupe les gestionnaires de l'espèce car elle pourrait être indicatrice de la situation dans l'ensemble de l'Amérique du Nord. Compte tenu de l'importance de l'espèce dans les pêcheries commerciales québécoises, la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) a confié à l'Université du Québec à Montréal (UQÀM) le mandat de réaliser une synthèse de la littérature sur la biologie de l'anguille d'Amérique et d'établir une programmation de recherche réalisable sur un horizon de cinq ans.

Le Comité Anguille, mis sur pied pour encadrer le travail, a décidé de restreindre la synthèse de littérature aux thèmes ayant une incidence sur la gestion de l'espèce. La synthèse a donc été réalisée autour des thèmes suivants : identification de l'espèce; génétique; aire de distribution; migration, biorythmes et comportement; biologie de la reproduction; alimentation; relations interspécifiques; parasites et agents infectieux; santé des anguilles; habitat; âge et croissance; évaluation des stocks, exploitation et gestion de l'anguille d'Amérique; dynamique des populations; obstacles à la migration; techniques d'étude scientifique des anguilles.

L'examen critique des informations recueillies dans la synthèse de la littérature a permis l'identification des lacunes et des priorités dans l'acquisition des connaissances. En outre, un questionnaire distribué aux biologistes impliqués dans la gestion de l'anguille au Québec a servi à identifier les préoccupations des intervenants concernant l'espèce dans la province. La synthèse de la littérature, ainsi que la compilation des réponses à ce questionnaire, ont permis d'établir un ordre de priorité dans les différentes propositions de recherches. Les thèmes retenus sont les suivants : comparaison d'indicateurs d'abondance à long terme de l'anguille d'Amérique dans différents secteurs du système Saint-Laurent; mise au point d'approches ou de dispositifs permettant de réduire les mortalités d'anguilles en dévalaison au niveau d'ouvrages hydroélectriques; dynamique de population de l'anguille; répartition de l'anguille au Québec et caractéristiques des habitats de croissance; génétique de l'anguille. Les projets proposés incluent des moyens d'intégrer différents types de collaboration avec des partenaires et des détails sur les stratégies et les méthodologies à utiliser.

TABLE DES MATIÈRES

Page

RÉSUMÉ iii

TABLE DES MATIÈRES v

LISTE DES TABLEAUX xi

LISTE DES FIGURES xiii

1. INTRODUCTION 1

2. OBJECTIFS DU TRAVAIL ET MÉTHODES DE RECHERCHE 5

3. IDENTIFICATION DE L'ESPÈCE 7

- 3.1 Taxonomie 7
- 3.2 Nomenclature 7
- 3.3 Différentiation morphologique d'*A. rostrata* et *A. anguilla* 11
- 3.4 Typologie du cycle vital en fonction du développement et de la coloration 14
  - 3.4.1 Période larvaire (leptocéphale) 15
  - 3.4.2 Phase civelle 16
  - 3.4.3 Phases anguillette et anguille jaune 19
  - 3.4.4 Phase anguille argentée 20

4. GÉNÉTIQUE 23

- 4.1 Contexte général 23
- 4.2 Études cytogénétiques 23
- 4.3 Étude des protéines par électrophorèse 24
- 4.4 Études de l'ADN mitochondrial 26
- 4.5 Études de l'ADN nucléaire 26

5. AIRE DE DISTRIBUTION 27

6. MIGRATION, BIORYTHMES ET COMPORTEMENT 29

- 6.1 Milieux océanique et estuarien 29
  - 6.1.1 Leptocéphales et civelles 29
  - 6.1.2 Dates d'arrivée des civelles dans les estuaires de la côte Est des États-Unis 30
  - 6.1.3 Structure en taille et stades des civelles en Amérique du Nord 30
  - 6.1.4 Milieu estuarien 33
- 6.2 Colonisation des milieux continentaux 35

6.2.1 Entrée en eau douce 35
6.2.2 Migration en relation aux obstacles 37
6.3 Migration catadrome 38
6.3.1 Eau douce et estuaire 39
6.3.2 Adaptations morpho-physiologiques au milieu marin 42
6.3.3 Observations de la migration en mer 44
6.3.4 Orientation en mer 44
6.4 Biorythmes et comportement 46
6.5 Effets de la température 48

7. BIOLOGIE DE LA REPRODUCTION 50

7.1 Taille de différenciation et de maturation sexuelle 50
7.1.1 Différenciation sexuelle 50
7.1.2 Maturation sexuelle 50
7.2 Développement des gonades 52
7.2.1 « Phase » de neutralité 53
7.2.2 « Phase » de féminisation précoce 54
7.2.3 « Phase » d'hermaphrodisme juvénile 54
7.2.4 « Phase » de masculinisation ou de féminisation définitive 55
7.2.4.1 Mâles 56
7.2.4.2 Femelles 57
7.2.5 Différences entre le diamètre des ovocytes et le synchronisme du développement en fonction de la latitude 59
7.2.6 Maturation finale des gonades mâles et femelles par induction artificielle 60
7.3 Stratégies vitales reliées au sexe 61
7.3.1 Déterminisme du sexe 61
7.3.2 Sexe-ratio en fonction de la salinité 62
7.3.3 Dimorphisme sexuel et influence de la latitude 64
7.4 Sexe-ratio en fonction de la distribution géographique 65
7.5 Déroulement de la fraie 66
7.5.1 Fraie 66
7.5.2 Période de reproduction 66
7.5.3 Sites de reproduction 67
7.6 Fécondité potentielle, caractéristiques des œufs et ontogenèse de l'œuf fécondé 68

8. ALIMENTATION 71

8.1 Alimentation des leptocéphales, civelles et anguillettes 71
8.2 Alimentation des anguilles jaunes ; généralités 71
8.3 Comportements associés à l'alimentation 73
8.4 Cannibalisme 73
8.5 Alimentation des anguilles jaunes en milieux lotiques 74
8.6 Alimentation des anguilles jaunes en milieu lentique 75
8.7 Alimentation des anguilles jaunes en milieux estuariens 76

9. RELATIONS INTERSPÉCIFIQUES 78
9.1 Interactions de l'anguille avec d'autres espèces de poissons 78
9.2 Prédateurs de l'anguille 79
10. PARASITES ET AGENTS INFECTIEUX 81
10.1 Parasites indigènes de l'Amérique du Nord 81
10.1.1 Protozoa 81
10.1.2 Myxosporida 81
10.1.3 Trematoda 83
10.1.4 Cestoda 83
10.1.5 Nematoda 83
10.1.6 Acanthocephala 84
10.1.7 Arthropoda 84
10.1.8 Mollusca 84
10.2 Distinction des populations d'anguilles à partir des parasites 85
10.3 Parasites introduits en Amérique du Nord 86
10.3.1 Le cas d'Anguillicola crassus 86
10.4 Agents pathogènes bactériens, fongiques et viraux 88
10.4.1 Agents pathogènes rencontrés en milieu naturel 88
10.4.2 Agents pathogènes rencontrés en conditions d'élevage 89
11. SANTÉ DES ANGUILLES 91
11.1 Généralités 91
11.2 Contamination par les métaux lourds 92
11.3 Contamination par les composés organohalogénés 93
11.4 Pathologies 97
11.5 Lésions et malformations 97
11.6 Mortalités massives d'anguilles 98
11.7 Discrimination de l'origine géographique des anguilles à partir des contaminants 100
11.8 Effets des contaminants sur les populations 101
12. HABITAT 102
12.1 Facteurs déterminant la distribution 102
12.2 Milieux estuariens 103
12.3 Milieux lotiques 104
12.4 Milieux lacustres 108
12.5 Déplacements, aire vitale et territorialité 110
13. ÂGE ET CROISSANCE 113
13.1 Généralités 113
13.2 Analyse de la microstructure des otolithes des civelles 113
13.2.1 Périodicité des incréments 113
13.2.2 Nomenclature utilisée dans la description de l'otolithe des civelles 115

13.2.3 Estimation de la durée et croissance de la phase marine 115
13.3 Interprétation des otolithes..... 117
13.3.1 Zonation de l'otolithe 117
13.3.2 Marques surnuméraires..... 117
13.3.3 Période de formation de l'annulus..... 118
13.3.4 Date de changement de classe d'âge..... 119
13.3.5 Comparaison des techniques utilisées pour la préparation des otolithes..... 119
13.4 Croissance des anguilles 123
13.4.1 Évaluation de la croissance par des méthodes indirectes..... 123
13.4.1.1 Relation longueur-âge..... 123
13.4.1.2 Utilisation des otolithes dans les rétrocalculs 131
13.4.1.3 Croissance en poids..... 132
13.4.2 Évaluation de la croissance par des méthodes directes et validation 133

14. ÉVALUATION DES STOCKS, EXPLOITATION ET GESTION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE..... 135

14.1 Évaluation des stocks et exploitation..... 135
14.1.1 Informations indépendantes des pêcheries commerciales 135
14.1.1.1 Suivi du recrutement des civelles/anguillettes..... 135
14.1.1.2 Suivi des anguilles jaunes 137
14.1.1.3 Suivi des anguilles argentées 142
14.1.2 Informations obtenues à partir des pêcheries commerciales..... 145
14.1.3 Bilan sur l'évaluation des stocks 160
14.1.4 Hypothèses évoquées pour expliquer le déclin..... 162
14.2 Aménagement et gestion de l'anguille américaine 165
14.2.1 Canada 165
14.2.1.1 Civelles/anguillettes..... 165
14.2.1.2 Anguilles jaunes/argentées..... 169
14.2.2 États-Unis 175
14.2.2.1 Civelles/anguillettes..... 175
14.2.2.2 Anguilles jaunes/argentées..... 175

15. DYNAMIQUE DES POPULATIONS 179

15.1 Population, sous-populations, stocks..... 179
15.2 Paramètres de la dynamique d'une population 180
15.3 Mortalité 180
15.4 Recrutement..... 182
15.4.1 Les facteurs qui peuvent influencer le recrutement 182
15.4.2 Les indicateurs du recrutement..... 184
15.5 Modélisation des populations d'anguilles 185

16. LES OBSTACLES À LA MIGRATION DE L'ANGUILLE..... 190

16.1 Montaison des civelles et des anguilles jaunes..... 190
16.1.1 Capacité de franchissement et notion d'obstacle..... 190

16.1.1.1 Performance natatoire 190
16.1.1.2 L'escalade et la reptation hors de l'eau 191
16.1.1.3 Notion d'obstacle 192
16.1.2 Effets mesurés et potentiels des obstacles sur la colonisation des bassins hydrographiques 192
16.1.3 Passes migratoires 195
16.2 Les anguilles en dévalaison 198
16.2.1 Le transit dans les turbines hydroélectriques 198
16.2.1.1 Environnement du poisson lors du transit 199
16.2.2 Études réalisées en Europe 200
16.2.3 Études réalisées en Amérique du Nord 203
16.2.4 Aménagements des centrales pour la dévalaison 204
16.2.4.1 Déversoirs et évacuateurs de crue 205
16.2.4.2 Barrières physiques 205
16.2.4.3 Barrières comportementales 206
16.2.4.3.1 Dispositifs lumineux 206
16.2.4.3.2 Dispositifs électriques 207
16.2.4.3.3 Dispositifs sonores 208
16.2.4.3.4 Autres dispositifs 208
16.2.4.4 Exutoires de dévalaison (by-pass) 208
16.2.5 Entraînement dans les prises d'eau des industries 209
16.2.6 Autres effets mesurés et potentiels des barrages hydroélectriques 209

17. TECHNIQUES D'ÉTUDE SCIENTIFIQUE DES ANGUILLES 213

17.1 Capture 213
17.1.1 Anguilles jaunes et argentées 213
17.1.2 Civelles 216
17.2 Marquage et étiquetage 217
17.2.1 Marquage 217
17.2.2 Étiquetage 219
17.3 Mesures diverses et manipulations 220
17.4 Télémétrie 221
17.5 Étude du sexe 223
17.6 Techniques de traitement des otolithes 224

18. THÈMES ET PROJETS DE RECHERCHE PROPOSÉS POUR L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DU SYSTÈME SAINT-LAURENT 226

18.1 Comparaison d'indicateurs d'abondance à long terme de l'anguille d'Amérique dans différents secteurs du système Saint-Laurent 226
18.1.1 Problématique 226
18.1.2 Projets de recherche proposés 228
18.2 Mise au point d'approches ou de dispositifs permettant de réduire les mortalités d'anguilles en dévalaison au niveau d'ouvrages hydroélectriques 232
18.2.1 Problématique 232
18.2.2 Projet de recherche proposé 232

18.3 Dynamique de population de l'anguille 233
18.3.1 Problématique 233
18.3.2 Projets de recherche proposés 234
18.3.3 Dévalaison, abondance, récolte et taux d'exploitation des anguilles argentées dans le Bas Saint-Laurent 236
18.4 Répartition de l'anguille au Québec et caractéristiques des habitats de croissance 236
18.4.1 Problématique 236
18.4.2 Projet de recherche proposé 237
18.5 Génétique de l'anguille 238

REMERCIEMENTS 239

BIBLIOGRAPHIE 240

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1. Différentes espèces et sous-espèces du genre *Anguilla* et leur répartition géographique..... 8

Tableau 2. Synonymie complète de l'anguille d'Amérique. 10

Tableau 3. Quelques caractéristiques méristiques des anguilles capturées en Amérique du Nord et en Europe. 12

Tableau 4. Terminologie utilisée pour décrire les intervalles de développement de l'anguille (Tesch 1906; Gilson 1908; Strubberg 1913; Balon 1975; Élie *et al.* 1982). 15

Tableau 5. Développement de la pigmentation selon Schmidt (1906), Gilson (1908) et Strubberg (1913). 17

Tableau 6. Stades pigmentaires des civelles et des anguillettes (*) d'*A. anguilla* et *A. rostrata* en fonction de la classification de Strubberg (1913). 18

Tableau 7. Taille et stades de pigmentation des civelles d'*A. rostrata* récoltées en Amérique du Nord et en Europe. 31

Tableau 8. Périodes de capture et caractéristiques des anguilles argentées en Amérique du Nord. 41

Tableau 9. Données en taille, poids et âge des anguilles mâles, femelles et indifférenciées dont le sexe a été déterminé par histologie pour quelques milieux. 51

Tableau 10. Données comparatives sur la condition des gonades des femelles en phases anguilles jaune (AJ) et argentée (AA). 58

Tableau 11. Proportion d'anguilles mâles dans différents milieux nord-américains en fonction de la latitude. 63

Tableau 12. Liste des parasites indigènes et introduits (soulignés) de l'anguille. 82

Tableau 13. Agents bactériens, fongiques et viraux de l'anguille. 89

Tableau 14. Abondance relative (%), biomasse relative (%), densité (N/ha) et biomasse totale (kg/ha) de l'anguille dans différents habitats nord-américains. 105

Tableau 15. Sommaire des données biologiques des populations d'anguilles d'Amérique. 125

Tableau 16. Relation de la taille moyenne (mm) en fonction de l'âge pour quelques populations d'Amérique du Nord. 128

Tableau 17. Relation longueur-poids pour quelques populations d'anguilles d'Amérique du Nord. 134

Tableau 18. Sommaire des séries temporelles de données sur l'abondance de l'anguille utilisées dans l'analyse de tendance de Mann-Kendall. 136

Tableau 19. Cotes attribuées pour qualifier l'état du stock d'anguille à trois phases de son cycle vital, dans sept zones géographiques du système Saint-Laurent.. 160

Tableau 20. Sommaire des réglementations de la pêche commerciale de l'anguille[1]. 166

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1. Série temporelle de données de capture de civelles dans le Little Sheepshead Creek, au New Jersey, et de civelles/anguillettes en montaison dans la East River, Sheet Harbor, Nouvelle-Écosse.. 136

Figure 2. Nombre moyen journalier d'anguilles franchissant la passe migratoire du barrage hydroélectrique Moses-Saunders à Cornwall, Ontario, durant la période de 31 jours correspondant au pic de la migration, entre 1974 et 1995.. 138

Figure 3. Moyenne géométrique des captures d'anguille américaine par trait de ¼ de mille nautique d'un chalut de fond « western » (maille : ¾ de pouce), dans la baie de Quinte, pour la période 1972-1996.. 139

Figure 4. Évolution de l'abondance de l'anguille américaine à différents sites de pêche à l'électricité sur les rivières Miramichi (4 graphiques du haut) et Restigouche (4 graphiques du bas) pour la période 1970 à 1994.. 141

Figure 5. Série temporelle de données d'abondance de l'anguille américaine sur deux rivières des États-Unis.. 143

Figure 6. Série temporelle de données de captures d'anguilles par unité d'effort du chalut effectuées par le Virginia Institute of Marine Science (VIMS) entre 1956 et 1996.. 144

Figure 7. Débarquements commerciaux d'anguille américaine pour l'ensemble des districts statistiques et les zones de quota des eaux canadiennes du lac Ontario et le Saint-Laurent Supérieur, province de l'Ontario (× 1000 lbs), de 1884 à 1996. 146

Figure 8. Captures moyennes d'anguille américaine · h^{-1} de pêche à l'électricité diurne dans la partie est du lac Ontario entre 1984 et 1996 147

Figure 9. Débarquements commerciaux d'anguille (tonnes métriques) au Québec entre 1917 et 1996 (1996 : données préliminaires) 148

Figure 10. Captures par unité d'effort (kg/m) de la pêcherie utilisant la trappe à anguille dans le comté de Kamouraska (1979-1995) 149

Figure 11. Captures par unité d'effort (%) pour la pêcherie fixe d'anguille de la rivière Richelieu, 1986-1996.. 149

Figure12. Nombre de pêcheurs commerciaux (échelle de droite) et captures d'anguilles (échelle de gauche) (t : tonne métrique) rapportées dans les six principaux secteurs de pêche de 1920 à 1991. 151

Figure 13. Évolution des débarquements commerciaux d'anguille dans treize districts statistiques du sud du golfe Saint-Laurent entre 1968 et 1995.. 153

Figure 14. Débarquements commerciaux d'anguille américaine pour la province de Terre-Neuve, 1961-1996. 155

Figure 15. Récolte d'anguille américaine aux fins d'utilisation comme poisson-appât. 156

Figure 16. A : Série temporelle des débarquements américains d'anguille et valeur correspondante en dollars US. B : Série temporelle des débarquements canadiens (tonnes métriques). 158

Figure 17. Débarquements commerciaux déclarés d'anguille américaine, par état, pour la côte atlantique entre 1950 et 1996. 159

1. INTRODUCTION

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) est une espèce qui possède une importance historique et économique indéniable. Les Amérindiens pratiquaient sa pêche dans les basses terres du fleuve Saint-Laurent à l'aide d'engins fixes et du harpon, lors de la dévalaison à l'automne (Moussette 1979; Martin 1980). En s'inspirant des techniques développées par les autochtones et tout en y apportant des modifications, les immigrants européens ont développé l'exploitation de l'anguille pour une pêche de subsistance et aussi pour le commerce (Martin 1980). Malgré le déclin des débarquements commerciaux observé depuis quelques années, l'anguille constitue encore aujourd'hui l'espèce la plus importante des pêcheries du fleuve Saint-Laurent et de son estuaire (Robitaille *et al.* 1988). Il s'agit d'une pêche commerciale qui rapporte annuellement deux millions de dollars canadiens et qui implique quelque 150 pêcheurs (Axelsen 1997). Toutefois, la diminution d'abondance observée dans le système Saint-Laurent ne va pas sans effets. On le constate dans certaines pêcheries traditionnelles, comme celle de la rivière Richelieu qui était, dans les années 1950, la plus importante au Canada (Eales 1968) mais qui a dû cesser ses activités en 1998 (Dr Pierre Dumont, FAPAQ, comm. pers.).

Au cours du XX^{e} siècle, l'exploitation de l'anguille a connu de grandes fluctuations au Québec (Robitaille *et al.* 1988; Robitaille et Tremblay 1994; Axelsen 1994) et dans le Haut Saint-Laurent (Casselman *et al.* 1997a), mais il semble que la capacité biologique de récupération n'en ait souffert qu'à une période récente, soit dans les années 1970-1980 (Castonguay *et al.* 1994b). Les informations tirées des pêcheries commerciales ont cependant une valeur restreinte pour évaluer des tendances au niveau de l'abondance ou pour explorer la dynamique des populations de l'anguille américaine (Richkus et Whalen 1999). Jessop (1997a) mentionne que le statut actuel du stock d'anguilles est inconnu pratiquement partout en Amérique du Nord en raison de l'absence de statistiques informatives et de la rareté d'études biologiques. La plus longue série temporelle indépendante des pêcheries est celle obtenue depuis 1974 à la passe migratoire de la centrale hydroélectrique Moses-Saunders et portant sur l'abondance des anguilles jaunes (Castonguay *et al.* 1994b; Casselman *et al.* 1997b). Toutefois, les densités observées à Moses-Saunders pourraient dépendre des conditions de franchissabilité en aval, au niveau du complexe hydroélectrique de Beauharnois, et/ou des écluses de la voie maritime (Desrochers 1996; Desrochers et Fleury 1999).

La diminution d'abondance observée pour la région septentrionale de l'aire de distribution (Castonguay *et al.* 1994b; Casselman *et al.* 1997a) pourrait être indicatrice de la situation en Amérique du Nord. Malgré l'incertitude et l'insuffisance des informations actuelles, presque aucun des indicateurs de recrutement n'indique une augmentation des effectifs et les séries temporelles signalant une diminution deviennent plus nombreuses (Richkus et Whalen 1999). Un certain nombre d'hypothèses ont été avancées par Castonguay *et al.* (1994a) pour expliquer la diminution d'abondance dans le fleuve Saint-Laurent : contamination chimique; modification anthropique de l'habitat dulçaquicole; surexploitation; variabilité des conditions océaniques. Ce dernier élément peut servir à

établir un parallèle avec une diminution du nombre de civelles atteignant le Nord d'Europe observée à la même période (Castonguay *et al.* 1994b). L'examen de la situation chez *Anguilla anguilla* montre que ces signes avant-coureurs de déclin laissent présager des réductions significatives des populations à courte et moyenne échéances (Moriarty 1990; Guérault et Désaunay 1990a; Hagström et Wickström 1990). Les nations d'Europe tentent, de concert, d'harmoniser les pratiques d'exploitation et de gestion pour permettre une récupération de l'espèce (Knights *et al.* 1996; Moriarty et Dekker 1997). Face à la préoccupation des biologistes et gestionnaires en Amérique du Nord, les campagnes de suivi du recrutement en civelles (à développer) et de l'abondance des anguilles jaunes (Casselman *et al.* 1997a) et argentées (Caron et Verreault 1997a et Caron 1998) permettront d'obtenir un portrait plus précis sur l'évolution de la population.

A. rostrata possède aussi une importance biologique pour divers écosystèmes, dominant souvent en nombre et en biomasse dans le cours inférieur des systèmes hydrographiques (Smith et Saunders 1955; Gray et Andrews 1971; Peterson et Gale 1991; Smogor *et al.* 1995; Oliveira 1997) et occupant les niveaux trophiques supérieurs dans les milieux lacustres et dans les rivières (Godfrey 1957; Ogden 1970; Facey et LaBar 1981). Johannes Schmidt a apporté une contribution majeure à la biologie des anguillidés et ses travaux ont fait autorité en la matière. Suite aux investigations entreprises vers 1900, Schmidt (1925) a découvert que toutes les anguilles se reproduisaient dans la Mer des Sargasses et que les larves leptocéphales passaient de un à trois ans en mer avant de coloniser les milieux continentaux à l'état de civelles. Les recherches de Schmidt sur l'espèce européenne (*Anguilla anguilla*) permirent aussi d'en connaître davantage sur l'anguille d'Amérique et ne firent l'objet de critiques ou de révisions qu'après plusieurs années (Tucker 1959; Vladykov 1964; Harden-Jones 1968; Scott et Crossman 1974; Boëtius et Harding 1985). Les expéditions subséquentes dans la Mer des Sargasses (Tesch 1982; Schoth 1982; Schoth et Tesch 1982 et 1984; Tesch et Wegner 1990) ne modifièrent pas radicalement la version de Schmidt telle qu'il l'avait développée au début du siècle.

Le cycle vital de l'anguille est complexe, présente une grande variabilité et il est encore ponctué d'inconnues. La reproduction n'a jamais été observée et aucun œuf ou adulte n'ont été capturés dans l'aire de fraie présumée (Tucker 1960; Harden-Jones 1968). La portion marine de son existence a fait l'objet de nombreuses inférences et d'hypothèses (Scott et Crossman 1974). Sa vie en eau douce et dans les estuaires est mieux documentée et fait l'objet d'observations directes, mais sa capacité à s'échapper des pièges conventionnels, ainsi que ses mœurs nocturnes et cryptiques, rendent son étude difficile (Tesch 1977). D'autre part, le statut taxonomique des deux espèces de l'Atlantique demeure controversé, notamment parce qu'il existe de l'hybridation (Boëtius 1980; Williams et Koehn 1984; Williams *et al.* 1984; Avise *et al.* 1986 et 1990) aussi, leur étude génétique est-elle en cours (Dr Louis Bernatchez, comm. pers.). Probablement à cause d'une faible spécialisation, le genre *Anguilla* présente une grande plasticité biologique : développement larvaire de durée variable (Schmidt 1922; Kleckner et McCleave 1985); détermination du sexe reliée à l'environnement (Bertin 1951; Passakas et Tesch 1980; Krueger et Oliveira 1997; Oliveira 1997); croissance extrêmement variable (Ogden 1970; Facey et LaBar 1981; Hansen et Eversole 1984); adaptation

euryhaline (Munroe et Poluhowich 1974); alimentation opportuniste et flexibilité du comportement alimentaire (Tesch 1977; Helfman et Clark 1986; Lammens et Visser 1989; Helfman et Winkelman 1991); capacité migratoire (Land 1877; Tesch 1977; Liew 1982; Porcher 1992; Legault 1993); tolérance aux basses teneurs d'oxygène et à l'émersion (Hill 1969; Berg et Steen 1965 et 1966).

Le groupe des anguillidés est essentiellement marin et tropical (Ege 1939; Tesch 1977) et le mode de dispersion par les courants océaniques entraîne les larves sur de vastes régions géographiques s'étendant des tropiques jusqu'aux régions sub-arctiques, sur plus de 60^{o} de latitude (Schmidt 1909; Ege 1939; Tesch 1977). De toutes les espèces de poissons, les anguilles d'Amérique et d'Europe s'accommodent de la plus grande diversité d'habitats marins et dulçaquicoles qui soit (Schmidt 1909; Smith et Saunders 1955; Tesch 1977; Helfman *et al.* 1987). L'étendue de répartition de l'espèce entraîne des différences marquées dans certaines caractéristiques du cycle vital en fonction de la latitude. Certaines tendances ont pu être soulignées pour les populations septentrionales, incluant celle du fleuve Saint-Laurent : espérance de vie plus élevée et maturation plus tardive (Gray et Andrews 1971; Hurley 1972; Hansen et Eversole 1984; Helfman *et al.* 1984a; Helfman *et al.* 1987); taille et poids plus élevés à la migration (Gray et Andrews 1971; Winn *et al.* 1975; Jessop 1987) qui pourraient signifier chez les femelles une fécondité potentielle plus élevée (Wenner et Musick 1974; Barbin et McCleave 1997); rareté des mâles (Vladykov 1966; Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Jessop 1987; Krueger et Oliveira 1997).

Le cycle de vie diadrome (migration entre eau douce/salée) constitue une autre particularité du genre *Anguilla*, présent chez moins de 1% de toutes les espèces de poissons. Aussi, moins de 0,25% de toutes les espèces sont catadromes, passant la majeure partie de leur vie en eau douce et migrant en eau salée pour la reproduction (McDowall 1987). À l'est de l'Amérique du Nord, *A. rostrata* et le « Mountain mullet » (*Agonostomus monticola*) des Caraïbes (Gilbert 1978) constituent les seules espèces qui aient adopté cette stratégie. Les dix-neuf espèces et sous-espèces d'*Anguilla* sont de grandes migratrices, ayant toutes, obligatoirement, un cycle catadrome avec une reproduction en zones tropicales marines (Ege 1939; Tesch 1977). Les particularités sont telles, chez l'anguille, qu'il est difficile d'inférer à partir des connaissances acquises chez d'autres espèces de téléostéens; des observations directes sont requises.

Au Québec, un bon nombre de recherches ont porté sur des thèmes pointus en écotoxicologie (Moreau et Barbeau 1982; Desjardins *et al.* 1983a; Dutil *et al.* 1985; Castonguay *et al.* 1989; Hodson *et al.* 1992 et 1994; Couillard *et al.* 1997, entre autres) en réponse aux mortalités massives observées sporadiquement et à la contamination élevée des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent dans les années 1960-1970. Toutefois, il existe un manque d'information au niveau de la biologie générale de tous les intervalles de croissance et on connaît peu de choses sur : l'habitat; les densités; la structure en âge; la mortalité naturelle et par la pêche; la croissance; la distribution et les dates d'arrivée des civelles; l'alimentation; la génétique; etc. Concurremment à la diminution d'abondance de l'espèce, d'autres préoccupations importantes au Québec sont liées aux

problèmes de la dégradation des habitats du fleuve Saint-Laurent et aux obstacles à la migration (Robitaille *et al.* 1988; Robitaille et Tremblay 1994; Castonguay *et al.* 1994a; Busch et Lary 1996), ainsi qu'à la mortalité induite par les ouvrages hydroélectriques lors de la dévalaison (Desrochers 1995; RMC Environmental Services 1995; McGrath *et al.* 1998). Ces thèmes requièrent des études novatrices concernant la libre circulation des anguilles et ils ont une portée qui rejoint une problématique internationale. Une autre source récente d'inquiétude réside dans l'introduction, en Amérique, du nématode parasite *Anguillicola crassus* (Fries *et al.* 1996; Secor *et al.* 1998; Barse et Secor 1999) originaire de l'Asie et qui a eu des impacts importants chez certaines populations d'*A. anguilla* en Europe (Kennedy et Fitch 1990; Höglund et Thomas 1992). L'impact des activités humaines sur l'anguille, ainsi que la prolifération des sources et du volume d'information scientifique sur les anguillidés, ont constitué des justifications du présent travail de synthèse. Le regroupement des connaissances dans un document de langue française et l'avancement de quelques projets de recherche contribueront, espérons-le, à la conservation et à la réhabilitation de l'anguille d'Amérique.

2. OBJECTIFS DU TRAVAIL ET MÉTHODES DE RECHERCHE

La première partie du mandat reçu de la part de la Société de la faune et des parcs du Québec consistait à réaliser une synthèse de la littérature sur la biologie de l'anguille d'Amérique (*A. rostrata*). Il a été décidé de réaliser une recherche étendue à presque tous les thèmes touchant l'espèce mais, dans une moindre mesure, les sujets concernant la physiologie expérimentale et fondamentale. Là où l'information manquait sur l'anguille américaine, nous avons cherché du côté de l'anguille d'Europe (*A. anguilla*). La consultation sommaire de la littérature sur l'espèce européenne s'est avérée impérative car la biologie des deux espèces est intimement reliée et présente des traits semblables. D'ailleurs, certaines problématiques européennes nous ont paru similaires à celles rencontrées en Amérique du Nord.

La recherche a débuté par l'exploration de la base de données « Biological Abstracts » en prenant comme thème « *Anguilla rostrata* ». Grâce à cette banque de données, il n'était toutefois possible de ne remonter que jusqu'en 1979. Les recueils bibliographiques et les bibliographies de certains ouvrages ont été d'une grande utilité; Tesch (1977 et 1991), Deelder (1984), Fahay (1978) et Facey et Den Avyle (1987) comme ouvrages de synthèse pour différents aspects de la biologie d'*A. anguilla* et d'*A. rostrata*; Eales (1967) pour une bibliographie sur *A. rostrata* et *A. anguilla*; Robitaille et Mailhot (1989) pour une liste de différents types de documents sur *A. rostrata*; Charlon (1982) pour une bibliographie sur les « stades » préleptocéphale, leptocéphale et civelle du genre *Anguilla*. Une fois la collecte des références commencée, nous avons utilisé systématiquement les citations contenues dans chaque document pour élargir notre base d'information.

Cette pratique laborieuse a été très utile car elle nous a permis de profiter des recherches individuelles de chaque chercheur et également de repérer un bon nombre de documents de littérature secondaire (grise) ou de thèses universitaires. La plupart des documents cités dans les différentes références ont été consultés et annexés à notre banque bibliographique. Seuls les documents ne traitant que de mention de l'espèce, sans que ce soit une extension de l'aire de distribution ou une mention historique, ont été omis de cette liste après une vérification de la source. Un appel à quelques spécialistes de l'anguille nous a permis de compléter l'investigation. Ces chercheurs nous ont gracieusement fourni des documents accumulés au cours des ans. Le recours au prêt entre bibliothèques de l'UQÀM a aussi été d'un grand secours en ce qui concerne les thèses universitaires du Canada et des États-Unis, des documents difficilement accessibles.

La seconde partie du mandat consistait à établir une programmation de recherche intégrée et réalisable sur un horizon de trois à cinq ans (voir chapitre 18). Les projets avancés incluent des moyens d'intégrer différents types de collaboration de partenaires, les détails sur les stratégies et les méthodologies, ainsi qu'une évaluation de la faisabilité et des coûts. Suite à l'examen des informations sur l'anguille et à l'identification des lacunes et des priorités dans l'acquisition des connaissances, des propositions de recherche pour le Québec ont été avancées. Un questionnaire distribué à différents biologistes du Québec

ayant un intérêt pour l'anguille a servi à identifier quelques préoccupations des intervenants concernant l'espèce dans cette province. Tout en scrutant les divers documents sur la gestion de l'anguille en Amérique, la compilation des réponses a permis d'établir un ordre dans les différentes propositions de recherches.

3. IDENTIFICATION DE L'ESPÈCE

3.1 Taxonomie

Les anguilles et les poissons leur ressemblant sont présents dans au moins 60 des 420 familles de poissons osseux actuels avec des représentants dans 17 des 42 ordres, ce qui constitue un exemple d'évolution morphologique convergente (Nelson 1984). Greenwood *et al.* (1966) et Nelson (1984) classent l'ordre des Anguilliformes dans l'infra-division des Elopomorpha qui comprend aussi les Elopiformes (tarpons) et les Notacanthiformes (tapirs). L'ordre comprend 19 familles, 147 genres et environ 597 espèces (Nelson 1984). Les représentants du groupe ont un corps et les nageoires anales et dorsales très allongés. Certains éléments osseux du crâne sont fusionnés; les mâchoires sont bien développées et dentées. Ils ne présentent pas de rayons épineux aux nageoires, ont une petite ouverture branchiale, n'ont pas de nageoires pelviennes et sont souvent dépourvus d'écailles. Les Anguilliformes sont avant tout un groupe marin répandu dans les régions chaudes du monde et la larve leptocéphale assure la dispersion (Greenwood *et al.* 1966; Scott et Crossman 1974; Nelson 1984). Castle (1969) a réalisé une revue bibliographique sur les larves des anguilles. Smith (1979) et Castle (1984) ont élaboré des clés d'identification des familles et des espèces. La phylogénie du groupe est discutée par Greenwood *et al.* (1966) et par Smith (1984). Smith et Castle (1972) et Nelson (1966 et 1967) décrivent l'ostéologie, l'anatomie et la phylogénie de certains représentants des Anguilliformes incluant entre autres *A. rostrata*.

La famille des anguillidae est formée exclusivement par le genre *Anguilla*, décrit par Shaw (1803) selon certains chercheurs (Gill 1890; Jordan et Evermann 1896), Thunberg (1789) selon Günther (1870) ou par Schrank (1798) selon Castle (1984b). Les anguilles présentent des caractéristiques morphologiques semblables à celles de l'ordre, mais s'en distinguent en présentant un cycle de vie catadrome. Gill (1890) a fourni une description détaillée des caractéristiques de la famille. Au tableau 1, sont présentées quelques informations sur les seize espèces et trois sous-espèces reconnues par Ege (1939) lors de la révision de la famille. Ces espèces sont répandues à travers tous les continents, à l'exception de l'Antarctique, et concentrées dans les régions du Sud-Est asiatique et du Pacifique Nord-Ouest en incluant l'Australie et la Nouvelle-Zélande.

3.2 Nomenclature

Le nom scientifique actuel de l'espèce est *Anguilla rostrata* (Le Sueur 1817). Toutefois, Le Sueur a attribué le genre *Murœna* (Lacepède) aux cinq espèces d'anguilles qu'il crut établir et ne fut pas le premier à décrire l'espèce (tableau 1). Et qui plus est, Le Sueur (1817) mentionna qu'un naturaliste allemand aurait publié en Europe, quelques années auparavant, une description de l'espèce dans un ouvrage sur les poissons des États-Unis. On ignore s'il s'agit de Schöpff (année inconnue), mais Mitchill (1815) fut le premier nord-américain à attribuer correctement à l'espèce le genre *Anguilla*. Bean (1909) donna préséance aux descriptions de Le Sueur (1817) apparues quelques mois seulement avant celles de Rafinesque (1817). La description d' *A. chrysypa* (parfois épelée *A. chrisypa*)

Tableau 1. Différentes espèces et sous-espèces du genre *Anguilla* et leur répartition géographique

Nom scientifique	Nom commun (anglais/français)	Distribution géographique
A. celebensis Kaup	?/?	Pacifique équatorial (Philippines, Célèbes, Nouvelle-Guinée)
A. megastoma Kaup	?/anguille des montagnes?	Pacifique Sud-Ouest (Fidji, Nouvelle-Calédonie, Îles Salomon)
A. interioris Whitley	?/?	Pacifique équatorial (Nouvelle-Guinée)
A. ancestralis Ege	?/?	Pacifique équatorial (Célèbes)
A. nebulosa nebulosa McClelland	?/?*	Océan Indien Nord (Inde, Sri Lanka)
A. bengalensis labiata Peters	African mottled eel/anguille marbrée d'Afrique	Afrique Est (Kenya, Tanzanie, Mozambique)
A. marmorata marmorata Quoy & Gaimard	Madagascar mottled eel/anguille marbrée de Madagascar	Pacifique et indo-équatorial (Afrique du Sud à Nouvelle-Calédonie)
A. reinhardtii Steindachner	?/?	Australie Est
A. borneensis Popta	?/?	Bornéo
A. japonica Temminck & Schlegel	Japanese eel/anguille du Japon	Japon et Chine
A. dieffenbachi Gray	New Zealand longfinned eel/anguille à longue dorsale de Nouvelle-Zélande	Nouvelle Zélande
A. mossambica Peters	Longfin eel/anguille à longue dorsale du Mozambique?	Afrique Sud-Est (Mozambique, Madagascar, Afrique du Sud)
A. rostrata Le Sueur	American eel/anguille d'Amérique	Atlantique Nord-Ouest
A. anguilla Linnaeus	European eel/anguille d'Europe	Atlantique Nord-Est
A. bicolor pacifica Schmidt	?/?	Pacifique équatorial (Célèbes et Nouvelle-Guinée)
A. bicolor bicolor McClelland	Shortfin eel/anguille à dorsale courte	Nord Océan Indien (Inde, Java, Nord Australie et Kenya)
A. obscura Günther	?/?	Pacifique équatorial (Îles Molluques, Fidji, Samoa, Tahiti, Cook et Nouvelle-Calédonie)
A. australis australis Richardson	Australian shortfinned eel/anguille à dorsale courte d'Australie	Australie Sud-Est, Tasmanie
A. australis schmidtii Phillips	New Zealand shortfinned eel/anguille à dorsale courte de Nouvelle-Zélande	Nouvelle Zélande

* Le point d'interrogation signifie que la dénomination nous est inconnue ou désigne une traduction libre du nom anglais.

établie par ce dernier, qu'il estima distincte des cinq espèces décrites par Le Sueur, semblait avoir été acceptée par la communauté scientifique comme la première description de l'espèce (Jordan et Evermann 1896; Evermann et Marsh 1902; Goode 1903). Néanmoins Bean (1909) ne fait aucune mention des travaux de Mitchill (1815) ou de Schöpff (année inconnue), ce qui laisse place à une révision du découvreur de l'espèce. De Kay (1842) employa le premier le nom actuel *A. rostrata*. Eigenmann et Kennedy (1902) décrivirent les premiers la phase leptocéphale de l'espèce et ils firent le lien avec le poisson adulte. La nomenclature présentée au tableau 1 a été établie à partir de Günther (1870), Jordan et Evermann (1896), Ege (1939), Scott et Crossman (1974) et de quelques-unes des sources originales. Aucun des auteurs consultés ne présentait une synonymie complète.

Les informations sur la dénomination de l'espèce sont davantage compliquées par le fait que les premiers chercheurs n'ont pas fourni d'holotype à des musées. Le Sueur (1817) mentionne que *Muræna macrocephala* était un bon poisson de table! Il n'existe pas de spécimens de référence dûment répertoriés dans les collections nord-américaines et datant du siècle dernier. Kaup (1856) en aurait peut-être fourni au British Museum of Natural History of London. Günter (1870), qui décrit deux espèces (*A. bostoniensis* et *A. texana*) pour l'Amérique, a travaillé avec du matériel du British Museum.

Le tableau 2 présente la synonymie complète de l'anguille d'Amérique. L'étymologie du nom *Anguilla* constitue un diminutif latin du mot *anguis* qui signifie serpent; *rostrata* provient de *rostratus* qui indique un rostre allongé. Plusieurs noms vernaculaires ont été employés en langue anglaise : American eel, yellow-bellied eel, green, black, or bronze eel, glass-eel, whip (Scott et Scott, 1988); Snake eel, silver eel, bull head eel (Le Sueur 1817); Atlantic eel, eel, common eel, freshwater eel, easgann, elver (Scott et Crossman 1974); Common American eel (Bean 1909). L'appellation en français est aussi très variée : pibale, civelle, anguille transparente (glass eel), anguille jaune, anguille argentée (Scott et Crossman 1974). Vladykov (1955) note l'utilisation des termes de petite anguille, fouets, civelle cristalline (glass eel), anguilles jaunes, vertes, bronzée ou noire pour l'espèce d'Amérique, mais réserve le terme argentée pour l'anguille d'Europe. Bertin (1951) et Finiger (1976) parlent de civelles ou d'anguilles transparentes (glass eels). Montpetit (1897) mentionne le nom d'anguille commune. Le terme « anguillette » désigne parfois les petits spécimens qui ne sont pas encore des anguilles jaunes (voir point 3.4.3). Notons que l'emploi de l'adjectif « d'eau douce » (Schmidt 1913; Norman 1963; Bergensen et Klemetsen 1988; Jenkins et Burkhead 1993, entre autres) est peu approprié car les anguilles sont des espèces euryhalines (Goode 1903; Munroe et Poluhowich 1974).

Tableau 2. Synonymie complète de l'anguille d'Amérique.

Nom attribué	Auteur, année et page de la citation	Localité type
Murœna anguilla	Schöpff, ?, p. 138	?
Anguilla vulgaris	Mitchill, 1815, p. 360	New York
M. rostrata	Le Sueur, 1817, p. 81	Lacs Cayuga et Geneva, New York
M. bostoniensis	Le Sueur, 1817, p. 81	Boston, Massachusetts
M. serpentina	Le Sueur, 1817, p. 81	Newport, Long Island
M. argentea	Le Sueur, 1817, p. 81	Boston
M. macrocephala	Le Sueur, 1817, p. 82	Saratoga, New York
A. chrysypa	Rafinesque, 1817, p. 120	Lacs George et Champlain, Rivière Hudson
A. blephura	Rafinesque, 1817, p. 120	Long Island
A. laticauda	Rafinesque, 1817, p. 445	Rivière Ohio
A. aterrima	Rafinesque, 1820, p. 78	Rivières Tennessee et Cumberland
A. xanthomelas	Rafinesque, 1820, p. 78	Rivière Ohio
A. lutea	Rafinesque, 1820, p. 78	Rivière Ohio
A. tenuirostris	De Kay, 1842, p. 310	New York
A. rostrata	De Kay, 1842, p. 312	New York
A. novæorleanensis	Kaup, 1856, p. 43	Nouvelle-Orléans, Louisianne
A. punctatissima	Kaup, 1856, p. 44	Rivière Niagara
A. cubana	Kaup, 1856, p. 44	Cuba
A. novæterrae	Kaup, 1856, p. 45	Terre-Neuve
A. texana	Kaup, 1856, p. 45	Texas
A. wabashensis	Kaup, 1856, p. 46	Rivière Wabash
A. tyrannus	Girard, 1859, p. 75	Rio Grande
M. cubana	Poey, 1868, p. 421	Cuba
A. bostoniensis	Günther, 1870, p. 31	Boston, Massachusetts
A. vulgaris rostrata	Meek, 1883, p. 430	?
A. murœna	Montpetit, 1897, p. 261	?
Leptocephalus grassii	Eigenmann et Kennedy, 1902, p. 84	?

3.3 Différentiation morphologique d'*A. rostrata* et *A. anguilla*

Anguilla rostrata a longtemps eu un statut taxonomique controversé depuis sa description en 1817 par Le Sueur. Dans le bassin de l'océan Atlantique, l'anguille rencontrée à l'Est en Amérique a souvent été considérée comme une forme de celle retrouvée en Europe, *Anguilla anguilla*. Les informations biologiques recueillies sur l'anguille d'Europe ont parfois été appliquées telles quelles à l'espèce américaine (Montpetit 1897; Bigelow et Welsh 1925; Hildebrand et Schroeder 1928, entre autres). Les deux espèces sont proches génétiquement (voir chapitre 4), car elles s'hybrident (Williams *et al.* 1984; Avise *et al.* 1990). D'ailleurs les aires de reproduction se chevauchent et les leptocéphales des deux espèces peuvent être capturés dans un même coup de filet à plancton (Schmidt 1925; Beebe et Tee-Van 1934).

Sur la base d'une comparaison morphométrique de petits échantillons, Meek (1883) a considéré les deux espèces comme des variétés géographiques d'une seule et même population. Jordan et Evermann (1896) ont aussi postulé qu'*A. rostrata* serait une sous-espèce d'*A. anguilla*. Tucker (1959) a avancé l'idée controversée que les anguilles de l'Atlantique sont des éco-phénotypes d'une seule population, que l'anguille d'Europe ne retourne pas au site de fraie ancestral mais meurt en eaux continentales et que les populations d'Europe sont maintenues par la dispersion des larves de l'anguille d'Amérique. Cette série d'hypothèses a donné lieu à un débat qui a orienté de nombreuses études visant à départager les deux espèces d'anguilles. D'Ancona (1959) et Deelder (1960) ont avancé des contre-arguments aux propos de Tucker en se basant sur des observations, tandis que McCleave et Harden-Jones (1979) ont adopté une position plus critique de l'ensemble du débat en soulignant les lacunes dans les connaissances. L'argumentation de Tucker (1959) a été infirmée (voir chapitre 7) mais le degré de séparation des deux espèces reste toujours à établir (voir hapitre 4). Cet auteur a contribué à rappeler qu'une partie du cycle vital déterminé par Schmidt (1925) se fondait sur des évidences circonstancielles, l'étude des collections de larves n'ayant été complétée que beaucoup plus tard (Boëtius et Harding 1985).

Quel que soit l'intervalle de développement considéré, la ressemblance entre les deux espèces est telle qu'il est impossible de les distinguer par une observation macroscopique sommaire. Le nombre total de vertèbres (NTV) constitue le principal caractère permanent qui permet de séparer *A. rostrata* et *A. anguilla* (Schmidt 1914; Ege 1939). D'après le tableau 3, on en dénombre de 103 à 111 pour *A. rostrata* et de 110 à 120 pour *A. anguilla* (Boëtius 1980). Chez *A. rostrata*, le NTV est habituellement de 105 à 109 vertèbres avec une moyenne de 107. Les individus présentant de 110 à 112 vertèbres posent des problèmes d'identification qui sont parfois résolus arbitrairement en fonction de l'endroit géographique de la capture (Boëtius 1980). Il existe un recouvrement important pour la plupart des autres structures, ce qui leur confère peu de valeur systématique. À l'exception du nombre de rayons branchiostèges, on trouve chez *A. rostrata* un nombre inférieur pour tous les éléments en comparaison avec *A. anguilla* (tableau 3). Schmidt (1914) a suggéré que la distance ano-dorsale (exprimée en % de la taille corporelle) constitue un critère intéressant pour discriminer les deux espèces mais Boëtius (1976) indique que cette

Tableau 3. Quelques caractéristiques méristiques des anguilles capturées en Amérique du Nord et en Europe.

Matériel Nord Américain (*A. rostrata* en majorité)	**N**	**Moyenne (Étendue)**	**Source**
A. Nombre total de vertèbres	693	106.1 (103-109)	Ladd, 1958
A. Nombre total de vertèbres	863	107.3 (103-111)	Schmidt, 1914
A. Nombre total de vertèbres	1609	107.2 (103-112*)	Boëtius, 1980
B. Nombre de rayons branchiostèges (côté droit)	752	11.0 (9-13)	Schmidt, 1914
C. Nombre de rayons à la nageoire pectorale (droite)	190	16.7 (14-20)	Schmidt, 1914
D. Nombre de rayons à la nageoire dorsale	290	231.8 (203-258)	Ladd, 1958
E. Nombre de rayons à la nageoire anale	245	198.6 (167-229)	Schmidt, 1914
E. Nombre de rayons à la nageoire anale	292	199.1 (183-238)	Ladd, 1958
F. Nombre de rayons à la nageoire caudale	413	9.9 (8-12)	Schmidt, 1914
G. Nombre total de rayons aux nageoires impaires	286	441.0 (405-495)	Ladd, 1958
Matériel Européen (*A. anguilla* en majorité)			
A. Nombre total de vertèbres	266	114.7 (111-119)	Schmidt, 1914
A. Nombre total de vertèbres	15854	114.6 (104*-120)	Boëtius, 1980
B. Nombre de rayons branchiostèges (côté droit)	1520	10.8 (9-13)	Schmidt, 1914
C. Nombre de rayons à la nageoire pectorale (droite)	747	17.4 (15-21)	Schmidt, 1914
E. Nombre de rayons à la nageoire anale	1365	215.2 (176-249)	Schmidt, 1914
F. Nombre de rayons à la nageoire caudale	1811	10.0 (7-12)	Schmidt, 1914

* Indique l'inclusion d'individus « errants » ou d'hybrides.

mesure présente un certain recouvrement. Tabeta *et al.* (1976) ont effectué des dénombrements de vertèbres chez dix espèces d'*Anguilla*, incluant *A. rostrata* et *A. anguilla*, en utilisant de nouvelles mesures. Pour séparer les spécimens d'*A. rostrata* et d'*A. anguilla*, en plus du classique NTV, le nombre de vertèbres ano-dorsales ne présente aucun recouvrement. Notons aussi que certaines des différences entre les données sur *A. rostrata* proviennent de la manière de dénombrer les structures. La méthode de Ladd (1958) pour le NTV en comporte une de moins que celle de Schmidt (1914) qui considère la plaque hypurale comme une vertèbre. Bertin (1951) a souligné la variabilité dans le NTV provoquée par la soudure des éléments hypuraux chez 30% à 50% des individus. Ege (1939), Jespersen (1942), Bertin (1951) et Finiger (1976) donnent les détails sur la biométrie des anguilles en incluant les civelles.

Dans le bassin de l'Atlantique, la plupart des chercheurs considèrent deux espèces distinctes et ayant des distributions dulçaquicoles disjointes. Toutefois, Scott et Scott (1988) mentionnent la capture de deux spécimens d'*A. anguilla* sur les côtes canadiennes et Günter (1870), celle d'un spécimen au New Jersey. Boëtius (1980) signale que les collections nord-américaines ont fourni un spécimen présentant un NTV de 112 indicatif d'*A. anguilla* et neuf avec un NTV de 111 commun aux deux espèces. D'ailleurs *A. rostrata* pourrait constituer de 0.1% à 0.4 % des anguilles présentes en Europe du Nord (Boëtius 1980). On peut présumer qu'il existe un certain niveau « d'errance » d'*A. anguilla* en Amérique malgré le peu de recherches sur le NTV de grands échantillons de poissons (Schmidt 1914; Ladd 1958; Boëtius 1980).

Les comparaisons d'échantillons de diverses origines géographiques pour les deux espèces n'ont pu mettre en évidence des « races », ce qui soulignait le caractère homogène des populations étudiées (Schmidt, 1914 et 1916). Pour *A. anguilla*, Schmidt (1914) avait toutefois observé une légère variation de la distance ano-dorsale (ratio) en fonction de la latitude. Boëtius et Harding (1985) ont déterminé que Schmidt ne disposait pas d'assez de données pour statuer sur l'homogénéité de la population européenne. À partir de l'observation d'un NTV plus bas pour les populations nordiques d'Europe (Islande et Danemark), Boëtius (1976 et 1980) a déterminé que la population était en fait hétérogène. Boëtius (1980) a trouvé un NTV homogène pour le sud de l'Europe mais a noté un léger décalage de la distribution en direction de la moyenne observée chez *A. rostrata* dans les régions septentrionales d'Europe (Écosse et Suède). Ceci pourrait illustrer l'intromission des gènes « américains » dans le pool européen ou la présence d'un certain nombre « d'errants ». Au Danemark, il est d'ailleurs possible d'identifier deux ou trois groupes distincts d'anguilles (Harding 1985).

Ladd (1958) signale que l'application d'un test de Fisher aux données de Schmidt (1914) concernant *A. rostrata* a fait ressortir une faible hétérogénéité des échantillons de civelles capturées sur la côte d'Amérique du Nord (Québec, Massachusetts, Caroline du Nord et St. Croix dans les Antilles). Toutefois, Ladd (1958) n'a pu déceler de différence au niveau du NTV entre les civelles (N = 1306) qu'il a capturé à trois sites (Nouvelle-Écosse, New Hampshire et Virginie) et n'a pu statuer sur l'existence de sous-populations. Les caractères méristiques sont déterminés avant l'arrivée des civelles sur les côtes et

semblent influencés par des conditions environnementales uniformes prévalant au cours des premières phases du développement (Ladd 1958).

3.4 Typologie du cycle vital en fonction du développement et de la coloration

Le déroulement du cycle vital de l'anguille a longtemps fait l'objet de nombreuses spéculations de la part des naturalistes (Goode 1882; Cheney 1899; Norman 1963). Les observations visaient parfois juste mais relevaient aussi souvent de l'imagination des chercheurs. Les anguilles sont connues depuis l'antiquité, mais ce n'est qu'à la toute fin du siècle dernier que la correspondance a été établie entre l'*Anguilla* capturée en eau douce et le *Leptocephalus* marin qui constitue sa période larvaire (Grassi et Calandruccio 1897 dans Tesch 1991). Entrepris vers 1900, les travaux du danois Johannes Schmidt allaient faire autorité en la matière. La diversité des observations se reflète dans les typologies du cycle vital avancées qui sont surtout basées sur des considérations morphologiques (Schmidt 1925; Bertin 1951; Norman 1963; Tesch 1977). Ces chercheurs ont établi un cycle vital partiel comprenant quatre phases : larvaire marine; civelle suite à une première métamorphose; anguille jaune; anguille argentée après une deuxième métamorphose. Ces intervalles ont été établis à partir du développement d'*A. anguilla* et les mêmes divisions sont appliquées pour *A. rostrata*. Il existe toutefois des différences au niveau de la durée et des tailles atteintes à chaque période.

La terminologie utilisée tout au long de ce document est celle proposée par Balon (1975). Pour ce chercheur, la « période » est l'intervalle de développement le plus long et elle est suivie par la « phase » qui, à son tour, peut être subdivisée en « étapes ». Le terme « stade » caractérise un moment précis du développement qui est de courte durée. Balon (1975) divise le cycle vital des poissons en cinq périodes (tableau 4) : 1. Embryonnaire : débute avec la fertilisation de l'œuf et s'achève avec la fin de la nutrition endogène. 2. Larvaire : commence avec le début de l'alimentation exogène et se termine avec l'ossification du squelette axial. 3. Juvénile : débute avec le développement des organes définitifs et se termine avec le début de la maturation des gonades. 4. Adulte : la maturation des gonades se poursuit et se termine avec la libération des gamètes lors de la fraie. 5. Sénescente : caractérisée par une diminution de la croissance; elle a une durée variable selon les espèces et elle est suivie par la mort de l'individu. La séparation de la période juvénile et adulte implique l'histologie des gonades et l'établissement des tailles limitrophes à partir de ce critère. La division des périodes en phases constitue une façon pratique d'identifier le niveau morpho-physiologique de développement. La période embryonnaire est généralement divisée en trois et la période larvaire en deux (tableau 4). Notons que cette terminologie et les définitions des stades ont été utilisées dans certains ouvrages d'ichtyologie (Moyle et Cech 1988). Le cadre proposé par Balon (1975) a pour objectif d'éviter toute confusion dans la description du développement des poissons.

L'établissement de limites dans le développement est arbitraire car il s'agit d'un phénomène continu. Ces divisions permettent toutefois la comparaison de divers sujets (Bertin, 1951). D'ailleurs, le développement de la pigmentation est un critère très utile pour la séparation des intervalles ontogéniques (Tesch, 1977). Les premiers pigments à

apparaître chez la larve sont internes et c'est seulement par la suite que la pigmentation cutanée s'installe. Les observations sur la coloration font référence à des spécimens vivants au moment de la capture. Lorsque des descriptions ont été réalisées à partir de poissons préservés (alcool ou formol), il a seulement été discuté de la distribution des pigments.

Tableau 4. Terminologie utilisée pour décrire les intervalles de développement de l'anguille (Tesch 1906; Gilson 1908; Strubberg 1913; Balon 1975; Élie *et al.* 1982).

Périodes	Phases	Stades*
Embryonnaire	Œuf en clivage	-
	Embryon	-
	Éleuthéroembryon	-
Larvaire	Leptocéphale denté	I - II
	Leptocéphale édenté	III - IV
Juvénile	Civelle	V_A - VI_B
	Anguillette	VII
Adulte	Anguille jaune	-
	Anguille argentée	-
Sénescente	-	-

* Les détails sur les stades sont donnés au point 3.4.2.

3.4.1 Période larvaire (leptocéphale)

La larve est appelée leptocéphale (tête mince) et se développe dans l'océan. De par sa forme en « feuille de laurier » caractéristique et sa transparence, le leptocéphale est totalement différent des intervalles ultérieurs. À l'éclosion, la taille est d'environ 4-6 mm pour l'éleuthéroembryon et elle atteint un maximum de 69 mm près du talus continental, après une période de vie océanique de 1 à 2 ans (voir 13.2.3). Il s'agit de la période de dispersion océanique qui effectue des migrations verticales nycthémérales. La larve ne possède pas de vertèbres et seule la notocorde constitue l'axe squelettique (Bertin 1951). Le nombre de myomères (Jespersen 1942), tout comme les patrons des analyses biochimiques obtenus par électrophorèse (Comparini et Schoth 1982) sont des caractéristiques conservées après la métamorphose. La formule dentaire de la larve varie en fonction de la taille. Composée initialement d'une à trois dents par demi-mâchoire chez les plus petits spécimens, elle atteint un maximum de 20 dents pour la demi-

mâchoire supérieure contre 19 pour la portion inférieure (Bertin 1951). Une fois que la métamorphose est amorcée, les dents larvaires régressent. On sépare les individus selon ce critère (tableau 4).

La transformation du leptocéphale a été subdivisée en quatre stades (Schmidt 1906; Gilson 1908; Bertin 1951) : I – Intervalle de croissance intense qui mène à l'atteinte de la taille maximale observable pour le leptocéphale (environ 7 cm); la seule pigmentation observée est celle du globe oculaire. II – Une certaine pigmentation interne (chromatophores noirs) débute à l'extrémité postérieure de la notocorde et s'étend le long de celle-ci. III – Les pigments au long de la notocorde sont plus étendus et certains chromatophores épidermiques (brunâtres) apparaissent au bout de la nageoire caudale. IV – La pigmentation interne atteint la tête; la métamorphose débute et la taille continue de diminuer jusqu'au stade VI_A de la civelle. Bertin (1951) se réfère aux stades II à IV comme des « semilarves » car leur apparence ressemble de plus en plus à celle des civelles qui sont cylindriques. À ce changement de forme est liée une diminution de la longueur et du poids.

3.4.2 Phase civelle

Lorsque la métamorphose amorcée par le leptocéphale est complétée en pleine mer ou à l'approche du milieu continental (Antunes et Tesch 1997) on parle alors de civelle et on lui attribue le stade V_A (Schmidt 1906; Gilson 1908; Strubberg 1913; Élie *et al.* 1982). La civelle constitue une phase de dispersion océanique et aussi de colonisation des milieux continentaux. À l'exception de la pigmentation, le poisson a l'apparence caractéristique et définitive de l'anguille (tableau 5). Les seules taches épidermiques observables sont celles qui se trouvent sur la tête, sur la pointe de la queue et sur le rostre. Au stade V_A, on observe deux systèmes de pigmentation, l'un superficiel (épidermique) formé de pigments brunâtres qui commencent à se développer à l'extrémité caudale (tache caudale) et l'autre interne qui suit la colonne vertébrale et est constitué de chromatophores noirs (Schmidt 1906; Gilson 1908). Par la suite, au stade V_B, on trouve sur la surface dorsale de la tête la « tache cérébrale » (Gilson 1908) et une « tache caudale » distincte. Ce sont les stades V_A , V_B et VI_{A0} qui effectuent en grande majorité l'entrée en eau douce en Europe (Élie *et al.* 1982; Tesch 1991); le poisson diminue de taille et ne s'alimente pas encore. Au stade VI_A, le développement des pigments superficiels s'accélère. À partir du groupe de pigments « rostraux » qui apparaissent sur la face supérieure de la tête, une radiation se produit sur les côtés de la tête (Strubberg 1913). Simultanément, les pigments initialement concentrés dans la région caudale se répartissent vers les portions antérieures autour des myoseptes et de la ligne médiolatérale. Bertin (1951) mentionne qu'au stade VI_A , la pigmentation aux limites des segments musculaires donne un aspect zébré aux civelles. La diminution de taille débutée au stade IV du leptocéphale se poursuit jusqu'au stade $VI_{A.III}$, $VI_{A.IV}$ ou VI_B (Johansen 1905; Schmidt 1906; Strubberg 1913) et l'alimentation ne reprend qu'à ce moment (Bertin 1951). Cantrelle (1981) mentionne que la prise alimentaire pourrait débuter dès le stade $VI_{A.II}$. Finalement, le développement est complété au stade VI_B lorsque l'arrangement des pigments autour des myoseptes, d'abord simple, est doublé et puis devient indistinct de l'organisation musculaire par la

prolifération des pigments entre les myoseptes (Strubberg, 1913). À ce stade, l'anguille a perdu toute apparence de transparence. D'autres pigments que le noir commencent à apparaître au stade VII (voir point 3.4.3), en particulier le pigment jaune qui donne une coloration verdâtre. Pour plus de détails sur les subdivisions des stades, le lecteur pourra consulter les sources originales.

Tableau 5. Développement de la pigmentation selon Schmidt (1906), Gilson (1908) et Strubberg (1913).

Stade	Description pigmentaire
V_A	Aucune pigmentation à l'exception de la tache caudale
$V_{B.\ 1\text{-}2}$	Sans pigments dorsaux sur le tronc ou la région caudale, seuls tache cérébrale (interne) et pigments rostraux visibles
$VI_{A.I}$	Les pigments commencent à apparaître dans la région postanale mais sur la portion dorsale uniquement
$VI_{A.II,\ 1\text{-}4}$	Pigmentation de la région postanale et médiolatérale
$VI_{A.III,\ 1\text{-}3}$	Pigmentation de la région préanale et médiolatérale
$VI_{A.IV,\ 1\text{-}4}$	Pigmentation de la région préanale et ventrolatérale
VI_B	L'arrangement des pigments en fonction des myoseptes commence à être indistinct, la pigmentation cutanée dorso-latérale devient généralisée
VII	Pigmentation des mélanophores complétée, apparition des pigments jaunâtres, il s'agit de la phase anguillette

Note : Les critères retenus étant les plus évidents et visibles à la loupe binoculaire; les descriptions ont été réalisées sur de spécimens conservés au formol 2%.

Au niveau de l'étude de la métamorphose des civelles, c'est Schmidt (1906) qui donna les grandes lignes en proposant deux stades (tableau 6). Gilson (1908) a détaillé ces premières descriptions en subdivisant les deux catégories établies en fonction du type et du développement de la pigmentation. Strubberg (1913) a raffiné davantage ces catégorisations à l'aide d'observations en laboratoire. Selon ce dernier, la température de l'eau a joué le rôle le plus important dans le développement de la pigmentation en comparaison avec la lumière et la salinité. Strubberg (1913) a signalé l'asymétrie des chromatophores entre les deux flancs chez certains spécimens et a proposé de considérer le côté moins développé. Cet auteur a également mentionné que la « tache cérébrale » interne (Gilson 1908) n'était pas visible à la loupe binoculaire et que l'utilisation d'un

microscope a été nécessaire. Des pigments rostraux peu apparents ont aussi pu être observés au microscope. Élie *et al.* (1982) ont remanié et simplifié les classifications pigmentaires tout en conservant la structure élaborée par Strubberg (1913). Élie *et al.* (1982) ont établi huit classes de pigmentation des civelles tout en introduisant un nouveau stade (VI_{A0}) (tableau 6). L'inclusion par ces chercheurs du développement pigmentaire de la tête confère une utilité certaine à cette classification. Élie *et al.* (1982) ont aussi décrit quelques anomalies dans l'évolution de la coloration chez les civelles.

Tableau 6. Stades pigmentaires des civelles et des anguillettes (*) d'*A. anguilla* et *A. rostrata* en fonction de la classification de Strubberg (1913).

A. anguilla						***A. rostrata***	
Strubberg, 1913	Schmidt, 1906	Gilson, 1908	Boëtius, 1976	Élie *et al.*, 1982	Charlon et Blanc, 1982	Michaud *et al.*, 1988	Haro et Krueger, 1988
-	V_A	V_A	-	V_A	-	V_A - V_B	-
$V_{B.\ 1\text{-}2}$	V_B	V_B	A	V_B	1	V_A - V_B	1
$VI_{A.\ I}$	VI	VI_A	B	VI_{A0}, VI_{A1}	2	VI_{A0}- VI_{A1}	2
$VI_{A.\ II,\ 1\text{-}4}$	VI	VI_A	C	VI_{A2}	3	VI_{A2}- VI_{A3}	3
$VI_{A.\ III,\ 1\text{-}3}$	VI	VI_A	C	VI_{A3}	3, 4	VI_{A2}- VI_{A3}	4
$VI_{A.\ IV,\ 1\text{-}4}$	VI	VI_A	D	VI_{A4}	4, 5, 6	VI_{A4}- VI_B	5, 6
VI_B	VI	VI_B	E	VI_B	7	VI_{A4}- VI_B	7
-	-	VII*	-	VII*	-	VII*	-

Le terme « glass-eel » utilisé dans la littérature anglo-saxonne trouve parfois écho dans les écrits en français sous la forme « anguille de verre » ou « cristalline », ou encore « transparente » (Bertin 1951; Vladykov 1955; Scott et Crossman 1974; Finiger 1976; Lecomte-Finiger 1983). D'ailleurs Élie *et al.* (1982) mentionnent que le terme de « glass eel » recouvre différents stades (IV à VI_{A1}) et ne peut servir à indiquer un intervalle de développement ou écophase particulière. En accord avec ces auteurs, seul le terme de civelle (elver, en anglais) sera employé dans ce document pour décrire la portion du cycle vital comprise entre le stade V_A et la fin du stade VI_B (tableaux 4, 5 et 6).

En ce qui concerne l'anguille américaine, Boëtius (1976), qui a élaboré une classification simplifiée des stades de pigmentation, n'a fait aucune distinction entre les civelles d'*A. anguilla* et *A. rostrata* capturées au Danemark. Pour les civelles d'*A. rostrata* de Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick, Vladykov (1970) a utilisé la nomenclature de Gilson (1908) et Strubberg (1913) mais avec « certaines réserves » (pas de détails fournis). Seulement des individus de stade $VI_{A.I}$ à VI_B ont été observés dans les différents échantillonnages menés sur les côtes de l'Est du Canada (Vladykov 1970). Hickman (1981) a réalisé quelques observations sur la pigmentation des civelles mais sans faire de lien avec la taille. Dans l'estuaire de la rivière Annaquatucket, Haro et Krueger (1988) ont

constaté que le processus de pigmentation chez *A. rostrata* était comparable à celui observé chez *A. anguilla*. Ces chercheurs ont développé une classification basée sur celle de Strubberg (1913), de Boëtius (1976) et de Charlon et Blanc (1982) (tableau 6). Haro et Krueger (1988) n'ont capturé aucune civelle de stade V_A et ils ont constaté que les taches cérébrale et caudale se développaient avant l'arrivée en eau douce comme chez *A. anguilla*. Le développement de mélanophores se déroule rapidement au cours de la première saison de croissance en eau douce alors que la longueur totale diminue, mais les deux phénomènes sont indépendants (Haro et Krueger 1988). Il semble que le contact étroit des civelles avec le substrat influence le développement des pigments. Chez *A. anguilla*, Neill (1940) a souligné l'importance du niveau de contraste offert par le substrat pour l'adaptation chromatique. Le passage d'une vie pélagique à benthique module ces changements de coloration (Tesch 1977; Haro et Krueger 1988).

Au Québec il existe peu d'informations sur les civelles. Dans les années 1940, Vladykov (1966) fut le premier à capturer des civelles aux embouchures des rivières Petite Godbout et Trinité. D'autres captures ont par la suite été réalisées en Gaspésie (Bergeron 1972), au Nouveau-Brunswick (Leblanc 1974; Groom 1975) et en Nouvelle-Écosse (Vladykov 1970). Johnson et Tremblay (1978) mentionnent que deux civelles (36 mm et 53 mm) de stade V_B ont été capturées avec un chalut de fond dans le golfe du Saint-Laurent. Michaud *et al.* (1988) ont récolté des civelles dans la rivière de la Petite Trinité et suite à l'examen de quelques spécimens par Pierre Élie (CEMAGREF), il a été conclu que les divisions élaborées chez *A. anguilla* pourraient s'appliquer. Ces chercheurs ont toutefois suivi une classification simplifiée (tableau 6) à partir de celle d'Élie *et al.* (1982) car ils ont éprouvé des difficultés à classer *A. rostrata* selon ces clés, les civelles de cette espèce étant de plus petite taille.

3.4.3 Phases anguillette et anguille jaune

Le nom d'anguillette est appliqué aux petites anguilles lorsque la pigmentation mélanique est complétée (Bertin 1951; Élie *et al.* 1982). Bertin (1951) utilise aussi « presque anguille jaune » comme équivalent au terme. Les anguillettes ne peuvent être considérées comme des anguilles jaunes car les pigments jaunes-verdâtres (xanthophylles) n'apparaissent qu'après un certain temps, lors de la première saison de croissance en eau douce (Haro et Krueger 1991). Gilson (1908) et Élie *et al.* (1982) donnent les caractéristiques des anguillettes (stade VII) : développement généralisé des xanthophores; perte de la transparence ; le péritoine devenant argenté, ce qui masque le tractus digestif. Élie *et al.* (1982) proposent que la fin de ce stade corresponde avec le « début du développement des gonades » (20-30 cm en France).

À notre avis cette proposition pourrait être formulée de manière plus précise pour qu'elle corresponde à la période juvénile proposée par Balon (1975) (voir au début de 3.4). La limite supérieure devrait être le début de la différentiation sexuelle, si on omet l'étape de féminisation précoce, ce qui correspond à une taille d'environ 20-24 cm chez *A. rostrata* (voir chapitre 7). La phase anguillette pourrait comporter des subdivisions basées sur l'apparition des pigments jaunes, la prolifération des archéogonocytes et sur l'apparition

des écailles. L'introduction de cette nouvelle phase a pour objectif de clarifier la typologie du développement; les phases civelle et anguillette constituant la période juvénile (tableau 4).

Quand le processus de pigmentation est complété, on parle alors de l'anguille jaune. Ce terme largement utilisé est parfois peu approprié car même si plusieurs individus présentent une zone ventrale allant du jaunâtre au blanchâtre, un bon nombre possède le ventre complètement blanc avec une transition grisâtre sur les flancs (Tesch 1977). Scott et Crossman (1974) mentionnent que la coloration est jaunâtre, verdâtre ou brun olive, avec parfois des teintes jaunes, vert-jaune ou rose orange sur les flancs. Le dos est plus foncé, le ventre plus pâle. La couleur de la surface dorsale varie du verdâtre ou brunâtre obscur au noir, tout dépendant du milieu environnant (Neill 1940; Bigelow et Schroeder 1953; Tesch 1991). Les anguilles provenant de milieux souterrains ont souvent une teinte plus pâle (Tesch 1977). Les anomalies de coloration les plus souvent observées surviennent lorsque le pigment noir ne se développe pas, ce qui donne des anguilles presque blanches, dorées (Desrochers 1998) ou entièrement jaunes. L'anguille jaune est la phase de croissance et de différenciation sexuelle (voir chapitre 7). Il n'existe pas de subdivisions de cette phase mais le développement des gonades pourrait servir à définir des intervalles (voir chapitre 7).

Neill (1940) a déterminé que chez *A. anguilla*, le contrôle de la pigmentation s'effectuait par le système neuro-endocrinien. Les changements chromatiques en réponse à la luminosité environnante et à la couleur du substrat étaient très lents, s'étalant parfois sur plusieurs semaines. Après l'adaptation à la noirceur totale, le transfert en condition de luminosité constante entraînait une coloration pâle après 22 jours avec un fond blanc et une coloration foncée apparaissait après neuf jours avec un fond noir. Les téléostéens affichent en général une réponse beaucoup plus rapide qui implique un contrôle direct des mélanophores par le système nerveux réflexe. Cette caractéristique archaïque d'*A. anguilla* est aussi présente chez les cyclostomes, les élasmobranches et les amphibiens. Neill (1940) a observé des différences entre les réponses chromatiques des anguilles jaunes et argentées, les réactions étant plus rapides au début de la réponse chez ces dernières. Parker (1945) a déterminé que chez *A. rostrata* adaptée à la noirceur, la coloration pâle s'assombrit après une heure et demie avec l'exposition à la lumière, tandis que le passage de la lumière vers la noirceur entraîne une modification plus lente (trois heures). Eales (1968) signale qu'en réaction aux variations de luminosité, la coloration des anguilles jaunes et argentées chez *A. rostrata* peut changer en quelques heures par redistribution des pigments cutanés.

3.4.4 Phase anguille argentée

Le changement le plus frappant à cette étape du cycle vital est le changement de coloration de la peau, qui devient argentée et acquiert un reflet métallique (Scott et Crossman 1974). La région dorsale et dorso-latérale peut avoir une coloration variable, devenir presque noire, laiton ou bronze, mais elle est plus foncée que le reste du corps (Gray et Andrews 1971; Scott et Crossman 1974; Helfman *et al.* 1984a). Cette coloration

apparaît d'abord sur les flancs puis s'étend graduellement à la région ventrale qui peut rester pâle ou devenir argentée (Gray et Andrews 1971; Scott et Crossman 1974). Deelder (1960) affirme que la phase argentée n'est pas observée chez *A. rostrata* mais parle de « bronze » ou « noire ». Gray et Andrews (1971) mentionnent qu'ils n'ont capturé aucune anguille bronzée ou pourprée telles que décrites par Vladykov (1955). En Europe, on parle parfois d'anguille à « demi-argentée » tant que la coloration argentée n'a pas recouvert l'abdomen au complet (Tesch 1977). Chez les anguilles argentées, les pigments montrent une distribution irrégulière (dispersion) à l'intérieur du mélanophore, formant une ou plusieurs masses; ils peuvent aussi devenir totalement inertes (Neill 1940). Les nageoires pectorales et dorsales deviennent noires et plus pointues (Vladykov 1955; Gray et Andrews 1971; Wenner 1973; Vladykov 1973; Helfman *et al.* 1984a). La nageoire anale prend parfois une coloration blanche accompagnée quelquefois d'une marge rosâtre (Gray et Andrews 1971). On attribue ces changements de coloration au passage d'une vie benthique à une vie pélagique (Tesch 1977).

L'anguille argentée constitue la phase qui entreprend la migration de dévalaison en eau douce et qui effectue la migration marine. Bien que la définition de cette phase implique avant tout des critères de coloration, l'activité migratoire et le développement des gonades (voir chapitre 7) peuvent parfois constituer des meilleurs indicateurs de la métamorphose en cours. Dans les grands systèmes hydrographiques tels que le fleuve Saint-Laurent, les individus en dévalaison capturés dans les secteurs amont ont l'apparence d'anguilles jaunes (Hurley 1972), hormis leur taille plus grande, et ne prennent la livrée argentée qu'une fois dans les eaux saumâtres (Dutil 1984). Couillard *et al.* (1997) ont aussi noté que les anguilles en dévalaison capturées entre le lac Saint-Pierre (eau douce) et Kamouraska (eau saumâtre) n'ont pas toutes la coloration argentée.

L'accroissement de la taille de l'œil a été bien documenté chez *A. anguilla* (Schmidt 1906; Bertin, 1951; Fontaine *et al.* 1964; Boëtius et Boëtius 1967) mais ce phénomène n'a été observé que plus tardivement chez *A. rostrata* (Vladykov 1955 et 1966). Vladykov (1973) rapporte la capture de deux mâles de grande taille (495 mm et 521 mm) qui présentaient une macro-ophtalmie considérable. L'élargissement relatif de l'œil (Wenner 1973; Helfman *et al.* 1984a; Jessop 1987) a lieu chez les mâles (Winn *et al.* 1975) et les femelles (Jessop 1987), ce qui constitue une autre adaptation au mode de vie pélagique et possiblement un caractère sexuel secondaire (Vladykov 1973). Hurley (1972) n'a noté aucune modification de la taille oculaire ni d'accroissement dans la taille des nageoires chez les anguilles entreprenant la migration dans le lac Ontario, qui est situé à la tête du réseau hydrographique (relations isométriques pour les deux variables brutes). Vladykov (1973) considère que le diamètre de l'œil n'est pas un bon indicateur des dernières étapes de la maturation. Toutefois Wenner et Musick (1974) rapportent que la dimension relative de l'œil différait significativement entre les mâles argentés (plus grands yeux), les femelles argentées (yeux intermédiaires) et les anguilles jaunes (plus petits yeux). Jessop (1987) mentionne également l'existence d'une différence significative de la taille relative de l'œil entre les anguilles jaunes et argentées de la Nouvelle-Écosse. L'élargissement des pores de la ligne latérale a aussi été constaté chez *A. rostrata* (Wenner1973; Hain 1975;

Helfman *et al.* 1984a) et chez d'autres espèces d'anguilles (Deelder 1984; Todd 1981). Hain (1975) rapporte d'autre part un épaississement de la peau.

Les femelles en migration catadrome atteignent normalement entre 50 cm et 100 cm, mais on peut rencontrer des individus de taille aussi petite que 45 cm. La taille maximale observée pour une femelle est de 1275 mm (Vladykov 1966). Les mâles sont plus petits à l'approche de la maturité sexuelle, mesurant entre 30 cm et 45 cm (voir chapitres 7 et 14). Le plus grand mâle atteignait 503 mm (Dolan et Power 1977). Pour une description morphologique des gonades de la phase argentée en maturation, consulter le chapitre 7.

Les descriptions de la phase argentée en maturation plus avancée proviennent des expériences d'induction artificielle en laboratoire. Bertin (1951) décrit que la livrée des mâles d'*A. anguilla* était typiquement argentée avec une bande ventrale blanche; la papille ano-génito-urinaire était gonflée; la nageoire anale et la mâchoire inférieure étaient congestionnées; les yeux étaient agrandis et saillants; les pectorales étaient allongées; la mort survenait de 12 à 24 heures après l'émission du sperme. Boëtius *et al.* (1962) mentionnent que chez *A. anguilla*, le diamètre de l'œil n'a augmenté que très légèrement (2% en 65 jours) et seulement sur l'axe horizontal. Ces chercheurs ont aussi observé des changements de coloration chez des femelles qui ont donné des œufs. Pour deux femelles d'*A. rostrata* (62 cm et 65 cm) qui ont libéré des œufs, Edel (1975a) rapporte que la région périanale était enflée; l'ouverture cloacale était élargie; les flancs avaient pris une intense coloration bronzée; la surface dorsale était plus foncée mais n'était pas noire; la surface ventrale avait des taches sombres; les nageoires pectorales et les yeux n'avaient pas changé de forme (aucun élargissement). Une certaine atrophie de la musculature caudale a été constatée chez tous les individus ayant un indice gonado-somatique plus élevé.

4. GÉNÉTIQUE

4.1 Contexte général

La détermination du niveau de séparation entre *A. rostrata* et *A. anguilla* a orienté de nombreuses études qui ont cherché à découvrir des marqueurs moléculaires ayant une base de variabilité génétique, et qui sont plus faciles à interpréter que les données morphologiques et méristiques classiques. Devant les difficultés d'effectuer des croisements d'anguilles, l'étape initiale de l'analyse génétique qui consiste à déterminer par quel mode la variabilité phénotypique est héritée, a été éludée, et de nombreuses inférences ont été réalisées (Allendorf et Ferguson 1990). Des différences dans les fréquences alléliques (déduites des phénotypes observés) à plusieurs loci peuvent être interprétées en génétique comme une distinction entre les sous-populations ou dans le cas de l'anguille, comme une séparation des espèces. La fréquence des allèles peut toutefois être modifiée par une sélection environnementale, l'isolement reproducteur n'étant pas la seule source de variabilité génétique (Koehn 1972).

Les questionnements sur l'existence de sous-groupes au sein de chaque espèce ont aussi motivé ces recherches. Dans une population donnée, il est possible d'estimer le niveau de brassage génétique (panmixie) en mesurant la proportion relative d'hétérozygotes par rapport à la proportion théorique espérée selon une distribution de Hardy-Weinberg (Allendorf et Ferguson 1990). Le niveau d'hétérozygotie d'une population naturelle est relié à la taille du stock reproducteur (Soulè 1976). Gyllensten (1985) a déterminé que la variabilité génétique était plus grande pour les espèces marines que pour celles d'eau douce, et intermédiaire pour les espèces anadromes. Il a attribué ces différences à une taille de population plus grande et à un taux de migration plus élevé chez les espèces marines. D'autre part, les organismes vivant dans des milieux changeants présentent plus de variabilité génétique que ceux vivant en conditions plus stables (Levins 1968). Rodinò et Comparini (1978a) ont mis en évidence une forte variabilité génétique chez *A. anguilla* (65% des loci polymorphes et 18% d'hétérozygotie), ce qui confère des caractéristiques uniques à ce groupe. En admettant une panmixie complète pour l'anguille, le pool génique commun serait renouvelé chaque année par des géniteurs issus d'une multitude de micro-habitats répartis sur une vaste région où la sélection naturelle s'exerce, qui se concentrent en un seul secteur de reproduction et s'apparient au hasard. Ceci contribuerait à maintenir un niveau élevé de variabilité génétique chez l'anguille.

4.2 Études cytogénétiques

Au niveau du caryotype, le nombre de chromosomes est identique chez *A. rostrata* et *A. anguilla*, soit 38 (2n), pour 18 paires d'autosomes et une paire d'hétérochromosomes (Sick *et al.* 1962 et 1967; Ohno *et al.* 1973; Sola *et al.* 1980; Park et Grimm 1981; Passakas 1981). En ce qui concerne la morphologie des chromosomes, Passakas (1981) attribue les divergences entre les chercheurs (1973-1979) à l'absence d'analyse statistique des résultats et au manque de concordance dans la nomenclature utilisée. Selon ce dernier, *A. rostrata* aurait quatre paires de chromosomes métacentriques (centromère en

position centrale), cinq submétacentriques (centromère décentré) et neuf acrocentriques (centromère en position terminale), tandis que *A. anguilla* possède une paire de métacentriques de plus et une paire d'acrocentriques en moins. Le nombre de « segments de chromatide libres » (free arms, NF) serait de 58 chez *A. rostrata* et de 60 chez *A. anguilla* (Passakas 1981), mais il existe une certaine variabilité individuelle du nombre de « segments de chromatide libres » provoquée par le chromosome 11 qui est associé à la région d'organisation du nucléole et qui possède une morphologie variable (Sola *et al.* 1984). Les techniques de coloration des chromosomes (par C- et G- banding) ont montré de faibles différences (quantitatives et/ou qualitatives) entre les patrons d'*A. rostrata* et *A. anguilla* (Passakas 1981; Sola *et al.* 1984; Salvadori *et al.* 1997).

Les chromosomes sexuels (hétérochromosomes de type ZW : ZZ) ne semblent pas exister chez *A. rostrata* ni chez *A. anguilla* (Sola *et al.* 1980; Wiberg 1983; Sola *et al.* 1984), mais ceci ne fait pas l'unanimité (Park et Grimm 1981; Passakas 1981) (Au sujet de la sexualité, voir chapitre 7).

Bien que certains chercheurs aient conclu à l'existence de deux espèces séparées sur la seule base des critères cytotaxonomiques (Ohno *et al.* 1973; Passakas 1981), il semble en général difficile de statuer uniquement à l'aide de ces critères (Sick *et al.* 1962; Sola *et al.* 1980 et 1984; Park et Grimm 1981). Thorgaard et Disney (1990) décrivent en détail les techniques cytogénétiques appliquées aux poissons.

4.3 Étude des protéines par électrophorèse

L'information servant à la synthèse des protéines est stockée dans l'ADN sous forme de gènes. Ces derniers contiennent non seulement le code génétique des différentes molécules, mais aussi des régions non codantes (Allendorf et Ferguson 1990). Or, les régions codantes (exons) de l'ADN sont parmi les plus stables au niveau évolutif. Il s'ensuit que la variabilité génétique ou encore la divergence interspécifique estimée par électrophorèse des protéines ne représentent qu'une fraction réduite du changement génétique effectif au niveau de l'ADN (Li *et al.* 1985).

Les premières recherches sur les anguilles ont porté sur des constituants sanguins : hémoglobine des érythrocytes (Sick *et al.* 1962 et 1967; Pantelouris *et al.* 1971), transferrines du sérum (Fine *et al.* 1967; Drilhon et Fine 1968 et 1971; Pantelouris *et al.* 1971), estérases des érythrocytes (EST) (Pantelouris *et al.* 1971; Williams *et al.* 1973) et antigènes sériques (Sindermann et Krantz 1968). Ces études ont montré des différences entre *A. rostrata* et *A. anguilla*, formant les premiers indices indirects en faveur de l'autonomie des deux espèces. Koehn (1972) apporte toutefois une sérieuse critique. Il suggère en effet que la plupart des inférences sont injustifiées, car aucune base génétique n'a pu être établie clairement pour expliquer la variabilité observée pour les protéines du plasma, du foie et les estérases des érythrocytes. Koehn (1972) reconnaît que, sur la base des critères morphologiques, une différence géographique claire existe dans le genre *Anguilla* de l'Atlantique Nord, mais en ce qui concerne les transferrines, la distribution des allèles favorise plutôt l'hypothèse d'une seule espèce.

Un certain nombre d'études rapportent des différences assez claires entre l'anguille d'Amérique et d'Europe pour diverses protéines : malate déhydrogénase (MDH) (Williams *et al.* 1973; De Ligny et Pantelouris 1973; Comparini et Rodinò 1980), alcool déhydrogénase (ADH) (Williams *et al.* 1973; Koehn et Williams 1978), phosphohexhose isomérase (PHI) (Williams *et al.* 1973; Koehn et Williams 1978) et sorbitol déhydrogénase (SDH) (Williams *et al.* 1973; Koehn et Williams 1978), phosphoglucose isomérase (PGI) (Comparini et Rodinò 1980), lactate déhydrogénase (LDH) (Comparini et Rodinò 1980), aspartate aminotransférase (AAT) du foie (Pantelouris 1976) et protéines musculaires (Jamieson et Turner 1980). Seuls Comparini *et al.* (1977) ont rapporté une similarité entre *A. anguilla* et *A. rostrata* pour les patrons de la PGI.

L'absence de variabilité géographique observée pour le locus *MDH** chez *A. rostrata* (Williams *et al.* 1973) et *A. anguilla* (De Ligny et Pantelouris 1973; Rodinò et Comparini 1978b et 1980) a servi à appuyer l'hypothèse d'une panmixie générale chez chaque espèce. Les larves ont montré les mêmes distributions alléliques que les civelles récoltées en milieu estuarien, indiquant l'absence de sélection environnementale (pour ce locus) pendant la période de dérive larvaire ultérieure (Rodinò et Comparini 1978b et 1980; Comparini et Schoth 1982). Cependant il n'en est pas ainsi pour toutes les protéines étudiées, certaines présentant une variabilité géographique aléatoire (EST), d'autres (ADH, PHI et SDH) montrant un patron relié à la latitude (Williams *et al.* 1973). Chez le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) il a été clairement établi que le locus *LDH** était soumis aux conditions de sélection naturelle (Powers *et al.* 1983). La pression de sélection semble suffisamment forte pour créer une différence de la fréquence des gènes entre les générations d'anguilles. L'isolement n'est donc pas le seul mécanisme de variation génétique chez *A. rostrata* (Williams *et al.* 1973). Koehn et Williams (1978) ont confirmé les résultats précédents en démontrant la stabilité générale des patrons de variation latitudinale observés par Williams *et al.* (1973). Ces derniers n'excluent pas nécessairement une certaine forme d'isolement reproducteur ou encore une variabilité interannuelle du degré de panmixie.

Williams et Koehn (1984) ont interprété la forte similarité génétique entre *A. rostrata* et *A. anguilla* comme un indicateur de séparation au niveau infraspécifique seulement. L'existence d'anguilles hybrides en Islande laisse d'ailleurs croire à une certaine proximité génétique entre les deux espèces (Williams *et al.* 1984; Avise *et al.* 1990). Notons que malgré le polymorphisme détecté par électrophorèse, au plan physiologique la fonction des protéines est souvent identique entre les deux espèces.

Leary et Booke (1990) décrivent en détail les techniques d'utilisation de l'électrophorèse sur gel. Ces auteurs fournissent aussi une série de critères méthodologiques très rigoureux (utilisation de plusieurs tissus d'un même individu, correspondance du patron avec la protéine étudiée et utilisation de réplicats) pour permettre l'inférence génétique à partir des données. Pour détecter des différences entre des populations sympatriques ou faiblement différenciées, il est aussi requis de considérer des minima de 25 loci et 25

individus par groupe. Selon ces critères, aucune des études réalisées sur les protéines des anguilles n'instaure de bases solides pour l'interprétation génétique.

4.4 Études de l'ADN mitochondrial

L'ADN mitochondrial (ADN-mt) est une molécule beaucoup plus simple que l'ADN nucléaire, de forme circulaire et constituée chez les vertébrés de 15000 à 18000 paires de bases azotées, et qui possède aussi la capacité de se répliquer (Allendorf et Ferguson 1990). Avise *et al.* (1986) ont observé des différences au niveau de l'ADN-mt entre les deux espèces et ont constaté l'homogénéité des échantillons d'*A. rostrata* d'origines géographiques distinctes. Ces résultats, en plus de confirmer une séparation certaine entre les deux espèces, ont servi à appuyer l'hypothèse de la panmixie chez *A. rostrata*.

Avise *et al.* (1990) ont découvert que la sous-population d'anguilles d'Islande, qui occupe une position longitudinale intermédiaire entre l'Amérique et l'Europe, était constituée d'une faible proportion d'hybrides. Ces individus ont des patrons intermédiaires pour le MDH-2 et l'ADN-mt, ainsi que pour le nombre de vertèbres (5,6% ont moins de 110 vertèbres, 11/197). Environ de 2% à 4% du pool génétique des anguilles d'Islande proviendrait d'*A. rostrata*.

La séquence du cytochrome-b (CYT-b) de l'ADN-mt a été décryptée par Tagliavini *et al.* (1995a) pour *A. anguilla* et *A. rostrata*. Les bases communes sont au nombre de 97,2% et les six substitutions observées sont silencieuses (ou conservatrices, n'entraînent pas de modification dans la séquence d'acides aminés de la protéine) à l'exception d'une. Par réaction de polymérisation en chaîne des fragments de restriction (PCRRF), il est possible de différencier les deux espèces, un clivage au site de restriction Hinf-I (du CYT-b) étant observé chez *A. rostrata* seulement (Tagliavini *et al.* 1995b).

La transmission de l'ADN-mt étant d'origine uniquement matriarcale, il est difficile de généraliser les résultats issus de ce type d'étude. Le statut taxonomique des deux espèces reste donc à définir, malgré les différences observées (Avise *et al.* 1986).

4.5 Études de l'ADN nucléaire

Le génome des poissons peut contenir plus de 50 000 gènes (Allendorf et Ferguson 1990), ce qui rend son étude complexe. Il n'existe pas encore d'étude directe de l'ADN nucléaire chez l'anguille, mais le Dr Louis Bernatchez (Université Laval) a entrepris un projet visant à tester l'hypothèse de la panmixie chez l'anguille américaine et chez l'anguille européenne. L'utilisation de nombreux marqueurs polymorphes et sélectivement neutres est envisagée pour vérifier le mode d'évolution des microsatellites. Les nouveaux outils ont un pouvoir de résolution beaucoup plus grand que ceux utilisés jusqu'à aujourd'hui. Les résultats issus des ces travaux pourraient apporter des changements aux notions généralement admises et ainsi modifier la gestion des espèces.

5. AIRE DE DISTRIBUTION

On trouve l'anguille communément sur presque toute la Côte Est de l'Amérique du Nord. Elle habite les régions côtières et tous les cours d'eau en communication directe avec la mer. De la mer des Sargasses (lieu de reproduction supposé), les courants marins assurent une vaste dispersion de la phase larvaire. L'aire s'étend de 5° à 63° de latitude Nord. L'espèce occupe ainsi des îles océaniques, les régions arctiques, tempérées et tropicales. L'anguille est absente des côtes baignées par l'Atlantique sud, et des côtes Pacifiques de l'Amérique du Nord et de l'Amérique du Sud (Schmidt 1909).

Au Canada, la mention la plus nordique sur le continent à été enregistrée à Mud Lake (53°15' Nord ; 60°10' Ouest) dans l'estuaire Hamilton Inlet-Lake Melville au Labrador (Backus 1957). L'anguille est commune à Terre-Neuve, mais serait moins fréquente au Labrador (Templeman 1966; Scott et Crossman 1974; Rombough *et al.* 1981). Au Québec, elle est présente en abondance aux Îles-de-la-Madeleine et à Anticosti (Leim et Scott 1966; Scott et Crossman 1974; Lévesque et St-Gelais 1985) et possède l'aire de distribution la plus étendue parmi toutes les espèces de cette province (Vladykov 1955). Dans les provinces des Maritimes, elle se rencontre fréquemment au Nouveau-Brunswick (Leim et Scott 1966), à l'Île du Prince-Édouard (Leim et Scott 1966) et en Nouvelle-Écosse (Livingstone 1953). On la trouve dans l'ensemble du système Saint-Laurent, incluant le bassin de la rivière des Outaouais et le lac Ontario. Scott et Crossman (1974) sont d'avis que sa présence (relativement rare) dans les lacs Érié, Huron et Michigan a été rendue possible par le passage dans le canal Welland.

Elle abonde dans les états de la côte Atlantique des États-Unis, du Maine jusqu'en Floride, puis jusqu'au Texas dans le Golfe du Mexique. L'anguille remonte tout le cours du Mississipi sur plus de 1600 km à partir de l'embouchure, mais les densités dans les états drainés par ce système sont moindres que sur la côte (Schmidt 1909). Bigelow et Schroeder (1953) signalent sa présence au Dakota du Sud. Au Mexique l'anguille serait relativement abondante au nord de la ville de Tampico (22° N et 98° O), mais elle serait relativement plus rare au sud de cette ville. L'espèce est absente de la quasi-totalité des pays d'Amérique centrale (Meek 1904; Schmidt 1909). Le seul pays où il existe une mention est le Panama, où elle serait plutôt rare (Meek et Hildebrand 1923). Sur la côte au nord de l'Amérique du Sud, la présence de l'espèce a été notée en Guyane (Schmidt 1909), au Surinam (Schmidt 1909) et au Brésil (Scott et Scott 1988).

Elle est rencontrée aux Bermudes (Goode 1903; Schmidt 1909; Beebe et Tee-Van 1934; Boëtius et Boëtius 1967). On la trouve en nombres variables sur la plupart des îles des Antilles (Evermann et Marsh 1902; Schmidt 1909; Vladykov 1964), de Cuba (Meek 1884; Schmidt 1909) à Trinidad (Harden-Jones 1968).

La limite de distribution nord de l'espèce se situe au Groenland, plus précisément à la localité de Færingehavn, où *A. rostrata* a été capturée à 63°42'48'' Nord et 51°20'18'' Ouest dans un lac du fjord de Kangerdluarssoruseq (Boëtius 1985). Cette dernière

mention repousse plus au nord la limite constatée par Jensen (1937), qui a fait état de sa rareté aux latitudes du sud-ouest du Groenland.

Avise *et al.* (1990) ont trouvé que 5,6% des anguilles d'Islande avaient un nombre de vertèbres inférieur à 111 (caractéristiques d'*A. rostrata*) et que la population était constituée d'un faible nombre d'hybrides. La présence d'individus ayant moins de 111 vertèbres en Europe a été documentée par Boëtius (1980) qui mentionne une occurrence de 0,13%. La proportion serait plus élevée pour les régions septentrionales (0,30-0,49%) et il semble que les conditions de croissance permettraient un développement jusqu'à la phase d'anguille argentée (Boëtius 1976 et 1980). Un spécimen mature a été capturé au nord de l'Espagne (Ege 1939).

L'introduction d'*A. rostrata* dans des nouveaux territoires a donné lieu à un certain nombre de mentions qui sont parfois difficiles à départager de l'occurrence naturelle. Radford (1972) a enregistré la capture en Alberta d'un spécimen provenant d'ensemencements de civelles. Les essais pour introduire l'espèce en Californie au début du siècle ont échoué (Schmidt 1909). Skinner (1971) et McCosker (1989) ont signalé au total la capture de huit *A. rostrata* en Californie, mais en ignorent la provenance. Boëtius (1980) mentionne que depuis 1970, *A. rostrata* a été introduite en Europe pour l'élevage et que les mentions ultérieures à cette date devraient être considérées avec circonspection. Mentionnons qu'avec le commerce international des anguilles, l'espèce à été introduite en Asie (Ooi *et al.* 1996), en Europe et au Moyen-Orient (Kochnenko 1975 dans Tesch 1977).

6. MIGRATION, BIORYTHMES ET COMPORTEMENT

6.1 Milieux océanique et estuarien

6.1.1 Leptocéphales et civelles

Les leptocéphales sont présumés dériver selon les courants majeurs de l'océan Atlantique Nord et se métamorphoser en civelles le long du talus continental (Tesch 1977). Les civelles dérivent aussi passivement avec les marées et progressent sur les eaux surplombant le talus en se servant de courants résiduels (Creutzberg 1961; Tesch 1977), toutefois la migration active n'est pas exclue (Deelder 1952). Antunes et Tesch (1997) mentionnent qu'aucune larve en métamorphose (le passage du stade II à V_A) n'a été capturée à moins de 200 m de profondeur et il semble fort improbable que la métamorphose des leptocéphales ait lieu sur le talus continental (rendues sur les côtes la métamorphose se poursuit mais à partir du stade V_A).

À partir de simulations numériques, McCleave et Kleckner (1985) ont déduit que la dérive des leptocéphales à partir de la mer des Sargasses s'effectuait initialement en direction nord-ouest et qu'il semblait y avoir une « accumulation » de larves au Nord-Est des Bahamas. Cette concentration persistait durant plusieurs mois et c'est à partir de cette zone que s'effectuait l'entrée dans le système du Gulf Stream. Ces prédictions sont corroborées par les études sur les leptocéphales et les courants marins de cette région. McCleave (1987) a proposé un scénario de migration des larves basé sur des hypothèses parcimonieuses et qui permettrait d'expliquer la colonisation des continents respectifs par les deux espèces de l'Atlantique. Une migration horizontale orientée n'est pas essentielle. En considérant une mortalité importante, une dérive horizontale passive, modulée par des migrations verticales nycthémérales, couplée à une grande variabilité océanique et au hasard, suffisamment de larves parviendraient aux abords des continents pour assurer le recrutement (McCleave 1987).

La présence de civelles en pleine mer est assez courante (Tesch 1980; Tesch *et al.* 1986; Antunes et Tesch 1997) et celles-ci conservent les patrons de migration verticaux des leptocéphales (Tesch 1980). La variabilité observée dans les patrons des otolithes reflèterait une certaine flexibilité comportementale, qui permettrait à une partie des civelles de coloniser rapidement toute côte se présentant tandis qu'une autre portion pourrait poursuivre la migration (Antunes et Tesch 1997).

Il a été avancé que les civelles pourraient s'orienter en mer en utilisant le champ magnétique terrestre à la manière d'un compas. Toutefois les civelles d'*A. rostrata* ne sont pas influencées par les champs électriques internes générés par leur nage, ni par le champ magnétique terrestre, mais elles pourraient utiliser les champs induits plus importants issus des grands courants océaniques (Rommel et McCleave 1973; Zimmerman et McCleave 1975; McCleave et Power 1978).

6.1.2 Dates d'arrivée des civelles dans les estuaires de la côte Est des États-Unis

Au cours de la migration marine, les civelles s'approchent davantage des côtes et la date d'invasion des estuaires de la côte Est des États-Unis varie en fonction de la latitude (Nelson *et al.* 1991; Stone *et al.* 1994; Jury *et al.* 1994). L'abondance maximale survient à des périodes différentes dans les états américains : d'avril à juin plus au Nord (Maine au Massachusetts); de mars à août (New York au Maryland) et de février à juin (New Jersey à Virginie) dans la région centrale ; de janvier à mai (Caroline du Nord jusqu'en Floride) ainsi que de novembre à décembre pour certains estuaires dans la région Sud. Les civelles sont communes à très abondantes dans la plupart des grands estuaires des trois régions, l'absence des huit tributaires de la Baie Chesapeake étant l'exception. La montée a lieu plus tôt en saison au sud et s'étale sur une plus longue période.

La date des premières arrivées de civelles dans les rivières est difficile à estimer car elles peuvent demeurer dans les estuaires un certain temps avant d'entreprendre la migration en eau douce. Jeffries (1960) a capturé des civelles dans l'estuaire de la rivière Pettaquamscutt (Rhode Island) dès le mois de janvier. Selon cet auteur, seul l'avancement de la saison semblait déterminer l'entrée en eau douce (voir point 6.1.4).

6.1.3 Structure en taille et stades des civelles en Amérique du Nord

Avec la demande internationale croissante pour l'exportation de civelles, il importe de parfaire les connaissances sur cette phase car la pression d'exploitation est élevée dans certaines régions. Les informations recueillies sur l'espèce européenne ont servi de base pour l'établissement de plusieurs aspects de la biologie des civelles en Amérique du Nord. Le développement pigmentaire (chapitre 3) et les techniques de détermination de l'âge (chapitre 13) sont présentés ailleurs dans ce document. Au cours de la métamorphose des civelles d'*A. anguilla*, Schmidt (1909) a noté une diminution de la taille qui passait de 75 mm à 60 mm en moyenne. Un phénomène similaire est observé chez *A. rostrata* (Vladykov 1970; Haro et Krueger 1988). Toutefois, la taille moyenne des civelles d'*A. rostrata* est plus petite que celle d'*A. anguilla* (Boëtius 1976; Vladykov 1966 et 1970; Dutil *et al.* 1989). Vladykov (1970) a calculé une réduction de 2% de la taille et de 21% du poids au cours de la transition du stade VI_{A1} à VI_B, les civelles passant de 57,6 mm et 0,176 g en moyenne à 56,2 mm et 0,138 g.

La taille moyenne des civelles qui atteignent les côtes varie en fonction de l'éloignement de l'aire de reproduction présumée (tableau 7). Ladd (1958) a constaté un accroissement de la taille entre la Virginie (54,5 mm) et la Nouvelle-Écosse (57,5 mm), en passant par le New Hampshire (56,4 mm). Cette augmentation reliée à la latitude a aussi été soulignée par Vladykov (1966, 1970). Haro et Krueger (1988) ont confirmé la validité et la stabilité de ces observations. Selon Vladykov (1970), la diminution plus marquée de la classe de taille 40-49 mm dans les régions septentrionales entretiendrait ce gradient nord-sud. Schmidt (1922) avait noté l'arrivée plus hâtive des civelles d'*A. rostrata* dans les estuaires des régions plus au Sud que dans les régions plus nordiques, ce qui signalait une

période de migration marine plus courte en concordance avec la proximité de la Mer des Sargasses. Les civelles d'*A. rostrata* (moins de 111 vertèbres) capturées au Danemark ont une taille d'environ un cm de plus que la moyenne observée en Amérique du Nord, ce qui corrobore la tendance observée avec l'éloignement de l'aire de fraie et signale une continuité dans le développement (Boëtius, 1976).

Tableau 7. Taille et stades de pigmentation des civelles d'*A. rostrata* récoltées en Amérique du Nord et en Europe.

Site	N	Taille moyenne mm (étendue)	Stades de pigmentation (clé utilisée[1])	Source
Québec	31	58,3 (52-68)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Québec	183	62,4 (59-69)	V_A - VI_{A3} (Élie *et al.*, 1982)	Dutil *et al.*, 1989
Nouvelle-Écosse	362	58,6 (52-66)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Nouvelle-Écosse	298	57,5* [48-66]	-	Ladd, 1958
Nouveau-Brunswick	228	56,9 (50-67)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
New Hampshire	296	56,4* [48-66]	-	Ladd, 1958
Rhode Island	2194	56,56 ± 0.09	V_B - VI_B (Strubberg, 1913)	Haro et Krueger, 1988
Rhode Island	1421	59,35 ± 0.08	V_B - VI_B (Strubberg, 1913)	Haro et Krueger, 1988
Massachusetts	929	57,3	-	Schmidt, 1916
New Jersey	236	55,5 (49-64)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Maryland	201	55,7 (47-67)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Maryland	213	52,9	-	Vladykov, 1970
Chesapeake Bay	213	52,9 (46-61)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Chesapeake Bay	216	59,2 (53-67)	-	Hedgepeth, 1983
Virginie	100	54,5* [48-66]	-	Ladd, 1958
Floride	63	52,0 (47-63)	VI_A (Strubberg, 1913)	Vladykov, 1966
Danemark	22	70.2 (63-77)	V_B - VI_B (Strubberg, 1913)	Boëtius, 1976

[1] : Lorsqu'une clé spécifique était utilisée, la correspondance avec celle de Strubberg (1913) a été donnée.
* : Longueur standard.
[ ] : Étendue pour des échantillons groupés.
± : Intervalle de confiance à 95%.

Une certaine variabilité de la taille moyenne des civelles est observée d'un mois à l'autre et entre les années dans un même système hydrographique (Schmidt 1922; Vladykov 1970; Haro et Krueger 1988; Dutil *et al.* 1989). Au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, l'étendue des tailles est de 50-69 mm (stades VI_{A1} ou VI_{A2}) en début de saison (mi-mai et début juillet) et elle est de 50-89 mm (stades VI_{A3} ou VI_B) en fin de saison (mi-juillet et début août) (Vladykov 1970). Les civelles capturées au début de la saison (mai-juin) appartiennent principalement (60%) à la catégorie de taille de 50-59 mm, tandis qu'en fin de saison (août) de 79-85% entrent dans cette catégorie. Vladykov (1970) a avancé que des montées multiples modifieraient ces proportions dans certaines rivières, la norme étant l'arrivée d'une seule vague de migrants. Vladykov (1970) cite l'exemple de la rivière Didgeguash au Nouveau-Brunswick où les classes de taille 70-79 mm et 80-89 mm (nous les considérons comme des anguillettes) représentaient respectivement 27% et 13% des individus en fin de saison (juillet-août). Ces classes de tailles étaient absentes de toutes les autres rivières étudiées et indiquaient probablement une montée supplémentaire et plus hâtive dans ce système. Suite à l'examen des tailles moyennes des civelles observées à divers sites (tableau 7), Vladykov (1966) a suggéré l'existence de deux groupes distincts de civelles; un groupe « nord » (Québec-Maryland) dont les individus sont de plus grande taille, et un groupe « sud » (Baie Chesapeake-Floride) affichant une taille inférieure. Une taille d'environ 55 mm marquerait la séparation entre les deux groupes et les plus petites civelles se développeraient surtout en mâles (Vladykov 1966). Cette dernière hypothèse est difficilement vérifiable et d'ailleurs il reste encore à clarifier plusieurs aspects concernant la sexualité des anguilles (voir chapitre 7). Il existe probablement un lien entre les fluctuations de la taille corporelle des civelles et les conditions océaniques de transport et de croissance.

Au Québec, on dispose de relativement peu d'information sur les civelles car il n'y a pas de pêcheries. Entre la fin juin et le début de juillet, Vladykov (1966) a récolté 31 spécimens dans les rivières Petite Godbout et Trinité qui avaient une taille moyenne de 58,3 mm (étendue de 52-68 mm; 90% entre 55-64 mm; stade VI_A). Les civelles semblent coloniser les estuaires des tributaires du Bas-Saint-Laurent pendant une période limitée, soit entre la mi-juin et la fin-juillet (Dutil *et al.* 1989). À l'embouchure de la Petite rivière de la Trinité, Dutil *et al.* (1989) mentionnent que peu d'individus étaient capturés avant l'atteinte du stade VI_{A1}, indiquant que la pigmentation débutait dans le fleuve Saint-Laurent. Le développement pigmentaire a été rapide, après la mi-août tous les individus ont atteint les stades VI_{A4} et VI_B ou sont considérés comme des anguillettes. Toutefois la croissance a été faible dans ce système. La progression vers l'amont a été lente, aucune civelle n'ayant été observée à 4 km de l'embouchure au pied d'une cascade. Aucune relation claire n'est apparue entre l'abondance des anguillettes et le recrutement en civelles dans cette rivière (voir chapitre 14 pour plus d'information concernant cette rivière en relation avec le Réseau Sentinelle). Dutil *et al.* (1989) mentionnent que les civelles de stade V_B à VI_{A1} avaient la plus grande taille (moyennes de 59,9-67,7 mm) rapportée pour l'espèce en Amérique du Nord, présentant un certain chevauchement avec celle des civelles d'*A. rostrata* capturées en Europe (Boëtius 1976) et signalant que le temps requis pour atteindre ces deux endroits à partir de l'aire de reproduction pourrait être du même ordre de grandeur.

6.1.4 Milieu estuarien

Une fois dans les estuaires les civelles effectuent une migration verticale qui est en phase avec la marée (haute et basse deux fois à chaque jour lunaire, dite semidiurne) et qui est nommée « transport par sélection du courant de marée » (selective tidal stream transport). La progression vers l'amont se fait lorsque les civelles quittent le fond pour se maintenir dans la colonne d'eau à marée montante, puis en gardant la position par la nage près du fond ou en s'enfouissant dans le substrat à marée descendante (Deelder 1952; Creutzberg 1961; McCleave et Kleckner 1982; Sheldon et McCleave 1985). Cette tactique migratoire est présente chez *A. anguilla* (Creutzberg 1958 et 1961), *A. rostrata* (McCleave et Kleckner 1982; Sheldon et McCleave 1985) et chez *A. australis* et *A. dieffenbachii* (Jellyman 1977b).

McCleave et Kleckner (1982) ont suggéré que ce patron comportemental puisse être contrôlé par l'odorat, la turbulence, des champs électriques induits ou une horloge biologique. Les civelles d'*A. anguilla* peuvent discriminer les types de marées par l'olfaction (Creutzberg 1958 et 1961), toutefois ce stimulus à lui seul n'explique pas tous les aspects du comportement. McCleave et Wippelhauser (1987) ont montré que le temps passé dans la colonne d'eau ne différait pas en fonction des conditions de marée, ce qui suggérait qu'un mécanisme endogène guide l'activité natatoire. Le changement de comportement rythmique des civelles dans les estuaires semble sous le contrôle d'une horloge biologique à périodicité circatidale (McCleave et Wippelhauser 1987; Wippelhauser et McCleave 1987 et 1988). Au laboratoire et sous conditions constantes, les civelles prélevées en migration dans l'estuaire ont affiché un cycle d'activité (free running cycle) de 12.5 heures, tandis que les individus qui avaient atteint des eaux douces ne manifestaient plus ce patron comportemental (Wippelhauser et McCleave 1988).

Les civelles d'*A. rostrata* adaptées à l'eau salée possèdent une flottabilité négative. Elles doivent donc nager pour se maintenir dans la colonne d'eau (McCleave 1980; Hickman 1981). Williamson (1987) rapporte des observations en milieu naturel sur la nage en position verticale des civelles. Les civelles d'*A. rostrata* possèdent une vessie natatoire potentiellement fonctionnelle mais cet organe ne s'emplit de gaz qu'une fois en eaux douces (Hickman 1981; Williamson 1987). La compensation hydrodynamique réalisée pour nager dans la colonne d'eau semble apporter des avantages énergétiques et adaptatifs (Hickman 1981). L'utilisation de la marée pour la migration permet une économie substantielle d'énergie, de l'ordre théorique de 90%, en comparaison avec une migration entièrement nagée (McCleave et Kleckner 1982; McCleave et Wippelhauser 1987). McCleave et Kleckner (1982) ont estimé que les civelles pourraient remonter l'estuaire sur une distance de 0,8 à 4,2 km par nuit à l'aide du transport de la marée. Ces derniers mentionnent aussi que l'utilisation spatiale de l'estuaire n'est pas uniforme, les civelles sont plus abondantes près du rivage qu'au centre du chenal, indépendamment de la marée.

Un ralentissement de la migration à l'interface eau douce/eau salée a été observé par de nombreux chercheurs et chez diverses espèces d'*Anguilla* (Deelder 1958 et 1960; Tesch

1977; Jellyman 1977 et 1979; McCleave et Kleckner 1982; Sorensen et Bianchini 1986; Martin 1995a). Il est possible qu'un certain temps soit requis pour permettre l'adaptation physiologique et comportementale au nouvel environnement (Sorensen et Bianchini 1986). Ce changement d'habitat semble s'inscrire sur l'otolithe des civelles sous la forme d'une marque caractéristique nommée « zone de transition » (Michaud *et al.* 1988; Martin 1995b; voir chapitre 13, point 13.2.3). Un changement dans le comportement est aussi observé au cours de l'ontogénie, impliquant le passage d'une migration verticale semidiurne à une migration horizontale fortement modulée par une rhéotaxie positive des individus (Deelder 1958; McCleave et Wippelhauser 1987). Au cours de la migration des civelles, une diminution de leur taille est observée (Schmidt 1906; Strubberg 1913; Jellyman 1977b; Haro et Krueger 1988) et l'activité alimentaire cesse pendant la métamorphose (Bertin 1951; Forrest 1976; Lecomte-Finiger 1983). La réduction des réserves énergétiques peut augmenter le niveau de stress. Aussi les mécanismes comportementaux, physiologiques et morphologiques peuvent contribuer à réduire les coûts métaboliques de la migration (Hickman 1981). La reprise de l'alimentation exogène ne débute qu'au stade VI_{A4} chez *A. anguilla* (Élie *et al.* 1982) et aux stades VI_{A2}-VI_{A3} chez *A. rostrata* (Dutil *et al.* 1989).

Le comportement des anguilles dans les milieux soumis à l'influence de la marée est aussi en relation étroite avec le cycle nycthéméral (Helfman *et al.* 1983). Ce phénomène important pour la migration chez les civelles se manifeste aussi chez les anguilles jaunes. Dutil *et al.* (1988) ont déterminé que les anguilles jaunes vivant en estuaire présentaient un cycle d'activité (déplacements) plus important durant la nuit, à marée montante et descendante. Barbin (1998) a noté l'importance de l'olfaction pour discriminer les courants de marée utilisés pour les déplacements. Toutefois, il ne s'agissait pas du seul sens utilisé pour l'orientation en estuaire. Une certaine rythmicité endogène pourrait aussi jouer (Parker et McCleave 1997). Un « homing » (retour à un secteur donné après un déplacement forcé) de précision variable a été décrit pour les anguilles jaunes en estuaire (Helfman *et al.* 1983; Dutil *et al.* 1988; Parker 1995; Parker et McCleave 1997; Barbin 1998).

Toutes ces considérations écologiques sur les civelles et les facteurs qui guident la colonisation dulçaquicole pourraient être utiles pour l'établissement des critères (période d'échantillonnage, localisation spatiale des engins de capture, potentiel des rivières témoins) d'indices de recrutement qui seront développés dans le futur. Le suivi de l'abondance des civelles dans les estuaires européens constitue en effet un élément important dans la dynamique des populations (Moriarty 1986 et 1990). Lorsque les suivis sont réalisés dans les estuaires (ou près de l'interface), les données permettent de quantifier l'apport océanique. La connaissance du déroulement de la migration dans un système donné est importante car la structure en âge et en taille, et les densités subséquentes en dépendent.

6.2 Colonisation des milieux continentaux

6.2.1 Entrée en eau douce

Sorensen et Bianchini (1986) ont suivi la migration des civelles dans le cours inférieur d'un ruisseau du Rhode Island et à partir de la zone d'interface eau douce/eau salée. Même si l'arrivée massive des civelles au mois de mai coïncidait avec une augmentation marquée de la température de l'eau, qui passait de 12°C à 19°C en une semaine, les captures subséquentes n'ont pu être corrélées avec aucune des variables environnementales mesurées (température de l'eau, heure du jour et état de la marée). Une migration plus importante a eu lieu lorsque que la température de l'eau a atteint 14°C (Sorensen et Bianchini 1986). Un seuil minimal de 11-12°C a été suggéré pour le début de la migration d'*A. rostrata* (Smith et Saunders 1955; Helfman *et al.* 1984a) et d'*A. anguilla* (Tesch 1977). Toutefois Jellyman (1979a) mentionne que les basses températures ne semblent que ralentir l'activité migratrice. Sorensen et Bianchini (1986) ont observé les pics d'activité à environ 20°C au Rhode Island, tandis que Day (1941) mentionne 20-25°C pour le Nouveau-Brunswick. Une fois qu'un seuil de 10-15°C est franchi, la température de l'eau ne semble pas influencer outre mesure l'activité migratoire à l'interface eau douce/eau salée (Sorensen et Bianchini 1986).

En début de saison (à partir du 23 mars), la migration semble influencée principalement par l'augmentation de la température de l'eau et les faibles débits (Martin 1995a). À une période ultérieure (16 mai –12 juin) c'est le stade de la marée (cycle de 14,8 jours) qui déterminait l'ampleur de la migration (Martin 1995a). En ce qui concerne l'effet de la marée pour l'initiation et le rythme de la migration chez *A. rostrata*, les résultats semblent contradictoires. En effet, McCleave et Kleckner (1982) ont observé une forte relation positive avec le cycle des marées, tandis que Sorensen et Bianchini (1986) n'ont observé aucune relation. À une distance de 200 m de l'interface, les captures ont été plus nombreuses vers l'heure de midi et elles suivaient un cycle de 14,8 jours correspondant à celui des marées de printemps mais en déphasage de quelques jours (Sorensen et Bianchini 1986). Jellyman (1979a) a aussi observé une périodicité de 14,8 jours et l'activité diurne chez les espèces de Nouvelle-Zélande. Deelder (1958) a noté le changement de comportement nocturne vers un mode diurne lors de l'entrée en eau douce. Sörensen (1951) a aussi noté que les civelles (7-10 cm) semblaient moins sensibles à la lumière que les individus de plus grande taille (15-30 cm). Ali *et al.* (1987) mentionnent que la rétine des civelles d'*A. rostrata* (stades VI_{A0} à VI_{A3} selon Élie *et al.* 1982) est capable de répondre à la fois aux faibles et fortes conditions d'illumination, en correspondance avec la transition du milieu marin vers un habitat dulçaquicole. Les pêcheurs commerciaux de civelles tirent profit de ce comportement la nuit en utilisant la lumière comme un attracteur (Tesch 1977). Toutefois ce phénomène est transitoire car l'anguille est lucifuge pendant la plus grande partie de l'ontogénie. La colonisation de l'eau douce par les civelles peut se poursuivre jusqu'au mois d'octobre mais à cette période elle se déroule principalement de nuit et n'est plus cyclique (Martin 1995a).

Le comportement migrateur possède une forte composante stochastique car il est influencé par les conditions hydrographiques locales (Sorensen et Bianchini 1986). Une forte pluie peut par exemple ralentir considérablement la colonisation dulçaquicole. Au Rhode Island, Haro et Krueger (1988) ont mentionné que les pics d'arrivée des civelles concordaient avec une augmentation de la température de l'eau et une baisse du débit de la rivière Annaquatucket. Il est toutefois difficile de généraliser les informations sur les stimuli guidant la colonisation car ils varient en fonction de la saison (signaux issus de l'environnement) et sont concomitants aux changements physiologiques et comportementaux observés chez les civelles.

Les anguilles ont un odorat très développé (Tesch 1977; Sorensen 1986) et certaines substances dissoutes pourraient servir de stimuli migratoires. Sorensen (1983, 1986) a déterminé que les civelles manifestaient une réponse rhéotaxique variable à diverses odeurs (ou bouquets), la matière organique végétale en décomposition étant particulièrement attractive. Il est possible que ces odeurs, indicatrices des caractéristiques écologiques du bassin, puissent servir d'indicateurs de la qualité du milieu aux individus en migration. Miles (1968a) mentionne que des odeurs issues de l'association de plantes et d'animaux seraient caractéristiques d'un habitat. La géosmine, une substance produite dans les systèmes continentaux par les actinomycètes pourrait jouer un rôle important dans l'attraction des civelles vers certains systèmes (Tosi et Sola 1993). Miles (1968a) a déterminé expérimentalement que les civelles étaient attirées plus fortement par l'eau douce que par l'eau salée, par la matière organique particulaire et par l'odeur des anguilles jaunes. Elles étaient repoussées par l'odeur d'autres civelles (lien avec mécanisme dépendant de la densité). Oliver *et al.* (1996) ont montré au laboratoire que la rhéotaxie des civelles pouvait être modifiée par certains stimuli chimiques (induisant une chémotaxie).

Toutes les anguilles ne migrent pas vers l'amont des systèmes, une certaine proportion demeurant dans les estuaires et s'y alimentant jusqu'à la phase argentée. La biologie de ce sous-groupe est relativement peu connue et il existe encore moins d'information concernant la vie en eau salée. Castonguay *et al.* (1990) ont déterminé que l'activité locomotrice spontanée différait entre les anguilles jaunes capturées en estuaire (sédentaires) et au pied d'une chute située en eau douce (migratrices). Les migrants affichaient un niveau de thyroxine significativement plus élevé, ce qui suggérait que le degré d'activité de la thyroïde semble jouer un rôle dans le comportement migrateur. Mentionnons aussi l'existence de déplacements saisonniers reliés à l'alimentation et à l'hibernation entre les eaux douces et salées (Day 1948; Medcof 1969; Smith et Saunders 1955; Eales 1968; Hain 1975), qu'il est parfois difficile de départager de la migration (voir chapitre 12, point 12.5). Moriarty (1986) a suggéré que les phénomènes dépendants de la densité dans les estuaires jouent un rôle important dans la colonisation des milieux dulçaquicoles.

6.2.2 Migration en relation aux obstacles

Les capacités des civelles, anguillettes et anguilles jaunes à franchir les obstacles ont fait l'objet de nombreuses observations (Jellyman 1977a; Liew 1982; Moriarty 1987; Legault 1988; Dutil *et al.* 1989; voir chapitre 16) dont certaines datent de plus d'un siècle. McGovern (1880) mentionne que les parois humides recouvertes de végétation permettent aux civelles de franchir des parois verticales de petits barrages, qu'elles tirent avantage de toute inclinaison ou anfractuosité pour franchir de nuit les obstacles, allant même sur « terre » et dans les herbes mouillées aux abords des rivières. Un bon nombre d'études sur la biologie de l'anguille ont été réalisées au pied d'obstacles naturels ou artificiels (Levesque et Whitworth 1987; Eckersley 1982; Dutil *et al.* 1989; White et Knights 1997b; Oliveira 1997, entre autres). Les connaissances issues de ces études doivent être interprétées avec précaution car de nombreux effets peuvent se côtoyer : accumulation des individus au pied de l'obstacle; ralentissement de la migration; augmentation de la prédation; cannibalisme et comportements agonistiques; amplification de la compétition pour les aliments ou pour des abris. Dans les grands systèmes il est relativement aisé de capturer les migrants à ces endroits, toutefois les données biométriques pourraient être biaisées. Même si ces données n'autorisent pas toutes les généralisations, elles permettent de se faire une idée des patrons migratoires en eau douce.

La montaison n'est pas limitée aux civelles, plusieurs groupes d'âge pouvant effectuer la migration vers l'amont (McCord 1977; Liew 1982; Michaud *et al.* 1988). Cette migration suit un rythme nocturne qui est aussi influencé par la saison (Dutil *et al.* 1989). Dans la Petite rivière de la Trinité, un tributaire du Saint-Laurent situé sur la Côte-Nord, les migrants n'atteignent une cascade située à quatre kilomètres de l'embouchure que dans la deuxième ou troisième année passée en eau douce (Michaud *et al.* 1988; Dutil *et al.* 1988 et 1989). Dans certaines rivières des maritimes dont la configuration est favorable (dénivelé moindre), les civelles peuvent parcourir une distance similaire en quelques semaines (Smith et Saunders 1955). Dans la rivière Annaquatucket au Rhode Island, les civelles ont pris quatre semaines pour remonter une distance de 180 m au-delà de la ligne de marée, le fort dénivelé à l'embouchure expliquant cette lente progression (Haro et Krueger, 1988). White et Knights (1997a) décrivent la migration des civelles d'*A. anguilla* dans les rivières Severn et Avon, en Angleterre. Les premières captures ont eu lieu à des températures de 10 à 11^{o}C, l'activité s'est accrue vers 15-16^{o}C et le pic migratoire a été observé lorsque la température dépassait 20^{o}C. La migration s'effectue lentement; la densité diminue avec la distance de la mer, tandis que la taille et l'âge moyens augmentent en fonction de celle-ci. Les barrages et digues présents sur ces cours d'eau ont des effets sur la migration. La possibilité de procéder à des transferts de juvéniles vers l'amont a été avancée comme une solution pour permettre une plus grande utilisation des habitats à la tête des systèmes hydrographiques (White et Knights 1997b).

Sur le cours principal du fleuve Saint-Laurent, le premier obstacle artificiel rencontré par les anguilles est le complexe hydroélectrique de Beauharnois (voir chapitre 16 pour plus d'information). Il n'existe pas de passe migratoire à cet endroit et il a été avancé que les écluses de la voie maritime serviraient au franchissement vers l'amont (Kolenosky et

Hendry 1982; Liew 1982; Desrochers 1996). Le nombre d'anguilles présentes au pied du barrage a été estimé à 405 232, et il pourrait dépasser les 1,5 million d'individus (Desrochers 1995). En 1994, la taille moyenne des anguilles a été de 434,2 mm pour un poids moyen de 109,8 g (N = 4185) (Desrochers 1995). En 1995, la taille moyenne était de 449,6 mm et le poids moyen de 116,6 g (N = 6086) (Desrochers 1996). La période de pointe de migration se déroule alors que la température de l'eau est la plus élevée au cours de la saison et que les niveaux hydrologiques approchent de la période d'étiage en août et septembre. En 1994 elle est survenue du 24 au 30 juillet alors que 39% des captures étaient réalisées du 17 au 30 juillet. En 1995 le pic de migration a eu lieu du 30 juillet au 5 août, avec 65% des captures effectuées entre le 30 juillet et le 19 août (Desrochers 1995 et 1996). Un certain nombre d'anguilles relâchées à environ deux kilomètres en amont du barrage dévalent aussitôt en passant par les turbines; il pourrait s'agir d'un comportement exploratoire naturel.

Un deuxième obstacle se dresse sur le cours du Saint-Laurent au niveau de Cornwall à environ 48 km en amont. Au barrage Moses-Saunders, qui est doté d'une passe migratoire, la migration débute lorsque la température de l'eau atteint entre 14-18^{o} C. Le pic migratoire, qui est le maximum des captures journalières, est observé entre 21-23^{o}C et l'activité diminue considérablement lorsque la température diminue à 12-19^{o}C (Eckersley 1982). Il semble que les individus de plus petite taille d'une sous-population donnée soient plus actifs pendant les deux mois où la température de l'eau est la plus élevée (période de pointe de migration), alors que les plus grands se déplacent tout l'été (Liew 1982; Moriarty 1987; Desrochers 1998). Une montaison plus faible des plus petites anguilles a été observée de pair avec une diminution de température (Liew 1976 et 1977); on ignore cependant s'il s'agit d'une relation de type causale. De 1974 à 1979 au barrage de Moses-Saunders, 80% des migrants mesuraient entre 20 et 45 cm (étendue de 13-84 cm) et pesaient entre 20 et 125 g (étendue de 1-1140 g). Kentell (1994) rapporte que le pic de migration a eu lieu du 22 au 25 juillet en 1993, ce qui est comparable aux observations réalisées à Beauharnois (Desrochers 1995 et 1996). Casselman *et al.* (1997a) ont déterminé que l'âge moyen des anguilles franchissant la passe migratoire était d'environ 12 ans, suggérant que la progression à partir de l'embouchure du Saint-Laurent (750 km) s'étalait sur plusieurs années.

Au barrage de Chambly sur la rivière Richelieu, le pic de migration a eu lieu du 1er au 15 août (50% des captures), lors des périodes les plus chaudes de l'été (Desrochers 1998). Les mouvements ont été principalement nocturnes, l'activité principale se déroulant entre 24h00 et 02h30. À cet endroit on peut constater une activité diurne seulement pendant la période de pointe de migration. Le nombre d'anguilles au pied du barrage, un obstacle infranchissable, a été estimé à 19 650 individus, et la taille moyenne a été de 368,5 mm (N = 10862). Facey et LaBar (1981) ont constaté la rareté des anguilles de taille inférieure à 55 cm dans le lac Champlain et ils ont avancé que l'entrée dans ce milieu devait se faire à une taille d'environ 40 cm.

6.3 Migration catadrome

6.3.1 Eau douce et estuaire

Les connaissances sur les anguilles argentées européennes sont nombreuses et ont été synthétisées (Bertin 1951; Sinha et Jones 1975; Tesch 1977; Moriarty 1978; Langon et Dartiguelongue 1997, entre autres). Pour l'espèce américaine, les informations comparables sont plus éparses (Bigelow et Schroeder 1953; Smith et Saunders 1955; Vladykov 1955; Eales 1968; Gray et Andrews 1970 et 1971; Hurley 1972; Winn *et al.* 1975; Facey et LaBar 1981; Facey et Helfman 1985; Jessop 1987; Dumont *et al*. 1998, entre autres). Les informations concernant la migration de l'anguille d'Europe ont parfois été appliquées sans distinction à l'anguille d'Amérique (Bigelow et Welsh 1925; Hildebrand et Schroeder 1928). D'autres informations sur les anguilles argentées sont présentées ailleurs dans ce document (chapitres 3 et 7).

La portion initiale de la migration catadrome se déroule parfois en eau douce (une certaine proportion des anguilles vivent en eaux saumâtres et salées). Après un nombre variable d'années de croissance des anguilles jaunes (voir chapitre 13), des transformations physiologiques et morphologiques (voir chapitre 3, point 3.4.4) s'opèrent lors de la migration catadrome. Cette métamorphose anticipe partiellement les changements d'environnement car elle prend place dans un milieu que le poisson s'apprête à quitter (Wald 1958) pour s'adapter à l'eau salée et poursuivre la migration jusqu'à l'aire de reproduction.

Il a été suggéré que la dévalaison soit déclenchée lorsque le pourcentage de lipides corporels excède une certaine limite (Larsson *et al.* 1990) ou que l'individu atteint une certaine taille (Helfman *et al.* 1987), qui permettent l'accomplissement de la migration jusqu'à la mer des Sargasses et le développement des œufs. Ces réserves énergétiques sont importantes car il semble que les anguilles en migration ne s'alimentent pas (Tesch 1977; Pankhurst et Sorensen 1984). D'autre part la distance à parcourir jusqu'à l'aire de fraie varie en fonction de la latitude, les individus des populations canadiennes devant parcourir plus de 4000 km (Helfman *et al.* 1987). Chez les anguilles argentées européennes, la taille corporelle moyenne augmente avec la distance qui sépare les différents groupes de l'aire de fraie (Vøllestad 1992). Bien qu'à un degré moindre, cette tendance semble aussi se manifester pour les femelles de l'anguille d'Amérique, les populations du Canada étant en moyenne plus grandes que celles du Rhode Island, situé plus au sud (Helfman *et al.* 1987). Toutefois, en ce qui concerne les mâles argentés, aucune corrélation n'a pu être établie entre la latitude et leur taille du Rhode Island jusqu'en Georgie (Helfman *et al.* 1987). La taille corporelle et le poids sont des facteurs qui déterminent la fécondité (Wenner et Musick 1974; Barbin et McCleave 1997) mais l'influence de la latitude sur cette dernière reste à démontrer (Barbin et McCleave 1997).

Wenner (1973) a postulé que toutes les anguilles du continent arriveraient environ à la même période sur le site de reproduction. Ceci implique que les populations d'anguilles quittent les milieux continentaux à des périodes différentes en fonction de la distance qui les sépare de la Mer des Sargasses (la période de reproduction est étendue, allant de janvier à juillet). Les informations provenant des régions tempérées d'Amérique du Nord

indiquent que la dévalaison s'effectue en été, à l'automne et pendant une partie de l'hiver (tableau 8). Dans les grands systèmes la dévalaison peut survenir tôt en saison (Hurley 1972). Kleckner *et al.* (1983) mentionnent que le mois de février serait la période de plus intense activité de fraie dans la Mer des Sargasses. Aussi, les anguilles quittant le continent vers ces périodes rateraient donc le pic mais pourraient tout de même frayer avant la fin de la saison de reproduction.

La période de dévalaison est variable mais elle s'effectue principalement de nuit (Parker et McCleave 1997). Euston *et al.* (1997a, 1997b) ont étudié la dévalaison des anguilles argentées dans la rivière Shenandoah (Virginie). Les anguilles de grande taille (moyenne de 87 cm, étendue 56-112 cm) ont surtout dévalé à des températures de 9 à 13^{o} C. Les faibles débits n'ont pas eu d'effet dans cette étude, tandis que la phase lunaire (nombre de jours jusqu'à la pleine lune) a affiché une faible corrélation avec le nombre d'anguilles en dévalaison. L'activité migratoire se déroule surtout pendant les deux premières heures après la tombée de la noirceur (Hain 1975; Winn *et al.* 1975; Euston *et al.* 1997a, 1997b). Winn *et al.* (1975) ont suggéré l'existence d'une relation avec la lune, les captures d'anguilles argentées étant plus élevées pendant la phase décroissante (effet direct de la lumière). Les déplacements plus importants coïncident parfois avec des pluies abondantes (Smith et Saunders 1955; Winn *et al.* 1975). À partir de l'analyse de quelques études, Hain (1975) mentionne que les pics de captures d'anguilles argentées surviennent les nuits sans lune. L'illumination lunaire pendant la période plus intense d'activité migratoire (les deux premières heures de noirceur) est critique pour la dévalaison (Hain 1975). Le fait qu'au laboratoire il n'a pas été possible de déphaser ce cycle de plus de quelques heures signalait un contrôle endogène (Hain 1975). Medcof (1966) signale que parfois, lorsque de fortes pluies se conjuguent à des nuits « noires » (sans lune après le coucher et jusqu'à minuit), d'importantes dévalaisons d'anguilles argentées peuvent être observées. Tard en saison, lorsque l'eau devient trop froide et qu'apparaissent les « grandes » anguilles (plus de 100 cm), la fin de la période de migration approche.

Les individus des populations du Sud effectuent la migration à un plus jeune âge et à une taille moindre que leurs congénères de même sexe des régions septentrionales (Hansen et Eversole 1984). Ce phénomène serait relié à la croissance qui est plus élevée dans les régions du sud (Hansen et Eversole 1984; Helfman *et al.* 1984b) et où les individus n'atteignent pas une taille aussi grande que dans les régions plus nordiques (tableau 8). D'une manière générale, Helfman *et al.* (1987) ont suggéré que la migration des femelles débutait entre 41-100 cm, de la Georgie jusqu'au Canada. Les individus femelles de petite taille (35-40 cm) sont plutôt rares (Jessop 1987; Krueger et Oliveira 1997). D'après le tableau 8, l'étendue des tailles et des âges des femelles argentées d'*A. rostrata* serait de 320 à 1123 mm et de 7 à 25 ans, et pour les mâles elle serait de 282 à 438 mm et de 3 à 10 ans. Chez *A. anguilla*, les femelles argentées mesurent entre 540 et 610 mm (8-12 ans), tandis que les mâles argentés ont en moyenne de 350 à 410 mm (6-9 ans) (Tesch 1977). Les mâles migrent à un âge et à une taille inférieurs à ceux des femelles (Tesch 1977). Les deux sexes ne semblent pas avoir les mêmes périodes de migration car les plus

Tableau 8. Périodes de capture et caractéristiques des anguilles argentées en Amérique du Nord.

Site	Période	Sexe	N	Taille moyenne (étendue)	Âge moyen (étendue)	Source
Terre-Neuve	Août-septembre	F	92	694 (535-931)	12,3 (9-18)	Gray et Andrews 1970 et 1971
Terre-Neuve	Fin septembre-début octobre	F	94	778 (640-930)	13 (9-18)	Bouillon et Haedrich 1985
Terre-Neuve	Fin septembre-début octobre	F	90	722 (570-910)	12,9 (8-17)	Bouillon et Haedrich 1985
Haut Saint-Laurent	Mi-septembre-fin octobre	ND	36	(832-918)	(13-14)	Hurley 1972
Bas Saint-Laurent	Automne	F	3841	764 (562-1088)	16 (7-25)	Larouche *et al.* 1974
Haut et Bas Saint-Laurent	Mai-novembre	F	408	(441-1123)	-	Desjardins *et al.* 1983a
Moyen et Bas Saint-Laurent	Juillet-octobre	F	339	843	-	Dutil *et al.* 1985
Bas Saint-Laurent	Mi septembre-début novembre	F	474	840 (770-920)	-	Couillard *et al.* 1997
Rivière Richelieu 1987	Juin-octobre	ND	181	890 (688-1086)	-	Dumont *et al*. 1998
Rivière Richelieu 1995	Juin-octobre	ND	125	999 (750-1220)	-	Dumont *et al*. 1998
Rivière Richelieu 1996	Juin-octobre	ND	153	1001 (710-1255)	-	Dumont *et al*. 1998
Rivière Richelieu 1997	Juin-octobre	ND	492	1017 (820-1200)	-	Dumont *et al*. 1998
Nouvelle-Écosse	Fin août-mi-novembre	F	644	491 (320-945)	-	Jessop 1987
Nouvelle-Écosse	Fin août-mi-novembre	F	730	563 (352-939)	-	Jessop 1987
Rhode-Island	Septembre-novembre	F	54	537 (410-800)	-	Winn *et al.* 1975
Rhode-Island	Septembre-novembre	M	87	334 (280-400)	-	Winn *et al.* 1975
Cape Charles	Novembre	F	46	633 (418-845)	-	Wenner et Musick 1974
Cape Charles	Novembre	M	52	372 (339-438)	-	Wenner et Musick 1974
Georgie	Octobre-mars	F	7	584 (413-682)	8,6 (4-13)	Facey et Helfman 1985
Georgie	Octobre-mars	M	73	329 (282-375)	5,5 (3-10)	Facey et Helfman 1985
Georgie	Mars	M	8	387 (353-411)	4,1 (3-6)	Helfman *et al.* 1984a
Georgie	Mars	F	1	587	5	Helfman *et al.* 1984a

petits spécimens migrent plus tôt dans une région donnée (Medcof 1969). Le sexe-ratio (voir chapitre 7) peut être biaisé en fonction des périodes d'échantillonnage des anguilles argentées et de la sélectivité des engins utilisés. D'autre part, les informations sur les mâles argentés d'*A. rostrata* sont moins abondantes que celles sur les femelles et les tailles des échantillons sont moins importantes.

Hain (1975) mentionne qu'*A. rostrata* en phase argentée manifeste trois comportements face aux stimuli au laboratoire, soit une rhéotaxie positive, une rhéotaxie négative ou une réponse neutre. *A. rostrata* présente un rhéotaxie négative en eau douce mais dès que de l'eau salée est détectée, la rhéotaxie devient positive. Il s'agit d'une réponse adaptée aux conditions d'estuaire où l'eau douce s'écoule en surface et l'eau salée afflue sous cette couche en contre courant. Une fois en eau salée d'autres stimuli que la salinité commencent à agir. Hain (1975) suggère que l'orientation migratoire de l'anguille pourrait être organisée en étapes séquentielles.

L'utilisation spatio-temporelle des estuaires de 59 rivières de la côte Est des États-Unis par les anguilles argentées lors de la dévalaison varie en fonction de la latitude (Nelson *et al.* 1991; Stone *et al.* 1994; Jury *et al.* 1994). Indépendamment des lois sur l'exploitation en vigueur dans chaque état, les pics d'abondance de la dévalaison survenaient à des périodes différentes dans chaque région : de septembre à octobre dans la région Nord (Maine au Massachusetts), d'août à novembre dans la région centrale (Massachusetts à Virginie) et d'août à avril dans le Sud (Caroline du Nord jusqu'en Floride).

Les estimations du nombre d'anguilles argentées capturées en estuaire sont rares. Les données de Caron et Verreault (1997) et Caron (1998) pour le Saint-Laurent constituent des éléments importants pour la gestion du stock et pour la quantification de l'importance de ce système. En 1996, ces auteurs ont estimé à 488 696 (383 291-622 542 individus) le nombre de migrants, et en 1997 celui-ci a été de 423 499 (364 893-491 461 individus) (voir chapitres 14 et 18). En estuaire, Parker et McCleave (1997) mentionnent que les anguilles argentées utilisent préférentiellement les courants de marée descendante pour migrer. La réaction aux conditions de marée n'étant pas toujours synchrone, Parker et McCleave (1997) ont suggéré l'influence d'un rythme endogène. On dispose de très peu d'information sur le comportement individuel des anguilles en dévalaison dans le système Saint-Laurent. LaBar et Facey (1983) mentionnent qu'un spécimen marqué au lac Champlain a été recapturé en phase argentée au niveau de la ville de Québec, ayant parcouru 400 km en moins de 60 jours. Normandeau Associés et Skalski (1998) mentionnent que cinq individus marqués et relâchés à la centrale Moses-Saunders ont été recapturés après des périodes de 20-75 jours à 235-437 km en aval, ce qui pourrait signifier une vitesse de dévalaison de 3-22 km/jour.

6.3.2 Adaptations morpho-physiologiques au milieu marin

Au cours de son cycle vital, l'anguille effectue deux migrations et traverse deux métamorphoses (Tesch 1977) qui sont accompagnées de nombreuses modifications morphologiques (voir point 3.4.4) et physiologiques (Kleckner et Krueger 1981;

Pankhurst et Sorensen 1984). Pour *A. rostrata*, Egginton (1986a, 1986b et 1987) mentionne que la métamorphose entre la phase anguille jaune et argentée entraîne une démarcation significative au niveau du diamètre oculaire et de la longueur du rete mirabile (capillaires de la rétine), qui subissent un accroissement de 1,5 et 2,3 fois respectivement. Les anguilles argentées présentent plusieurs caractéristiques au niveau des muscles qui les distinguent des anguilles jaunes : attachement plus profond des muscles « lents »; accroissement des réserves énergétiques dans les muscles « lents » par une métabolisation aérobique des hydrates de carbone et par oxydation des acides gras dans les mitochondries; activité accrue de 1,6-3,1 fois pour certaines enzymes (hexokinases et palmitoyltransferase); élévation d'un facteur deux de la myoglobine cytoplasmique; augmentation des lipides intracellulaires de 25% dans les fibres « lentes »; augmentation de la capacité de métabolisme aérobique; modification des capacités contractiles des fibres musculaires en favorisant l'endurance et le rétablissement périodique des réserves énergétiques musculaires endogènes (Egginton 1986a, 1986b et 1987). Tous ces changements semblent compenser la relative « inefficience locomotrice » des anguilles jaunes et de « pré-adapter » les anguilles argentées à la migration. Cette capacité locomotrice accrue pourrait être amplifiée par l'entraînement subséquent (Egginton 1986a).

Chez *A. rostrata*, l'augmentation marquée des lipides musculaires appuie l'idée de Bertin (1951) que la migration marine repose en grande partie sur ces réserves (Egginton 1986b). Le passage de la phase anguille jaune à la phase argentée constitue une vraie métamorphose, tant quantitativement que qualitativement (Egginton 1986b). Mayerle et Butler (1971) ont établi expérimentalement que les réserves lipidiques jouaient un rôle significatif dans le bon fonctionnement du métabolisme des anguilles argentées d'*A. rostrata*, particulièrement pendant le jeûne (voir chapitre 8, point 8.2).

Parmi d'autres changements observés, la vessie natatoire des anguilles argentées se transforme en début de migration marine et permet ainsi d'atteindre une plus grande profondeur (150 m pour une taille de 540 mm) tout en restant fonctionnelle (Kleckner 1980a et 1980b; Kleckner et Krueger 1981). Rien n'exclut toutefois une compensation hydrodynamique pour le maintien dans la colonne d'eau une fois dépassé les 200 m. Robins *et al.* (1979) rapportent d'ailleurs des observations de spécimens du genre *Anguilla* par 2000 m de fond. Beatty (1975) a constaté une modification du complexe des pigments visuels (peu de cas documentés) d'*A. rostrata* en phase argentée, reflétant l'adaptation du système au nouvel environnement photique marin, qui est probablement plus profond et moins riche au niveau spectral.

Il a été fait mention précédemment des déplacements saisonniers de l'anguille jaune entre les habitats estuariens et l'eau douce. Chez les anguilles jaunes d'*A. rostrata*, Munroe et Poluhowich (1974) signalent que les concentrations d'ions sodium, potassium et chlorure sont plus élevées en milieu salin qu'en eau douce (adaptatives en fonction du milieu) et que les variations observées au niveau des diverses hémoglobines entre les deux milieux reflétaient le caractère euryhalin de l'espèce. Le passage du milieu d'eau douce vers l'eau salée entraîne une augmentation du cortisol plasmatique qui atteint un maximum après

deux jours et qui reste élevé pendant 5-7 jours pour permettre aux teneurs élevées de sodium de diminuer. L'adaptation complète à l'eau salée est signalée par le retour du cortisol à une concentration normale (Forrest *et al.* 1973) et la période requise pour l'homéostasie pourrait être liée au ralentissement observé dans la dévalaison des anguilles argentées avec l'atteinte de l'estuaire. Pankhurst et Sorensen (1984) ont postulé que l'augmentation des concentrations du cortisol chez les anguilles argentées d'*A. rostrata* et *A. anguilla* en maturation (artificielle) avancée pourrait jouer un rôle dans la dégénérescence du tractus digestif. Dutil (1984) et Dutil *et al.* (1987) fournissent des informations supplémentaires sur le passage en eau salée des anguilles argentées et les mortalités associées à cette transition (voir chapitre 11, point 11.6).

6.3.3 Observations de la migration en mer

Stasko et Rommel (1974 et 1977) ont observé que des anguilles argentées dotées d'émetteurs au début de la migration marine, n'affichaient pas un comportement lucifuge; elles nageaient près de la surface (25% du temps), à toute heure du jour. Les anguilles (N=5) ont passé la majeure partie de leur temps à changer de profondeur. Un changement de comportement a été noté avec l'entrée de certains individus dans une région de courants marins plus élevés. On ignore si c'est la recherche des courants marins propices qui dicte les importants mouvements verticaux observés en début de migration ou bien la recherche de stimuli particuliers (salinité, température, odeurs, champs électriques).

Wenner (1973) mentionne que dix *A. rostrata* femelles et un mâle ont été capturés en mer au cours de chalutages expérimentaux menés sur trois ans au-dessus du plateau continental. Les prises ont été réalisées entre 9 m et 82 m de profondeur du début novembre à la fin décembre, entre Cape Cod et la Baie Chesapeake. Les anguilles avaient atteint divers niveaux de maturité correspondant à la phase argentée observée dans les estuaires. Ces informations appuient l'idée de McCleave et Kleckner (1985), voulant que la migration soit épipélagique.

Robins *et al.* (1979) ont rapporté avoir observé plusieurs anguilles du genre *Anguilla* au large des Bahamas, sur le fond marin à 2000 m. Cette découverte appuie l'idée de Tucker (1959) selon laquelle l'anguille d'Amérique utiliserait les contre-courants profonds du Gulf Stream pour atteindre l'aire de fraie. La capture d'anguilles argentées en pleine mer est difficile (Tesch 1977) et aucun chercheur n'a réussi à en attraper sur l'aire de fraie présumée. Deelder (1960) avait mentionné cette différence de disponibilité aux engins de pêche en comparaison avec les civelles et les leptocéphales. La fraie de l'anguille pourrait se dérouler à de grandes profondeurs (5000 m), ce qui expliquerait qu'aucune des tentatives de capturer des œufs ou des géniteurs n'a été concluante (Élie, comm. pers.).

6.3.4 Orientation en mer

Beebe et Tee-Van (1934) avancent l'hypothèse que pour retourner aux sites de reproduction parentaux, les anguilles pourraient se « remémorer » le trajet emprunté (ou stimuli rencontrés) pendant la période larvaire plusieurs années auparavant. Bien qu'ils n'aient

apporté aucun élément servant à appuyer cette affirmation, il n'en demeure pas moins que cette idée constituait une « assertion » étonnante, les mécanismes de « imprinting » chez certaines espèces migratrices (saumons du Pacifique) n'ayant été élucidés que bien plus tard (Hasler 1966). McCleave et Kleckner (1985) ont réalisé une synthèse des connaissances sur l'orientation des leptocéphales et des adultes en mer.

McCleave et Kleckner (1985) signalent que les voies migratoires marines et les mécanismes d'orientation demeurent inconnus. Il n'est pas requis que les anguilles possèdent un mécanisme de compas très précis (hypothèse parcimonieuse). Une orientation générale leur permettrait d'atteindre l'aire de reproduction. D'après la nature des modifications morphologiques et physiologiques (coloration, œil et vessie natatoire), il semble que les anguilles effectuent la migration dans les premières centaines de mètres de l'océan; c'est dans cette zone que les signaux célestes, géomagnétiques, thermiques, chimiques (halo et thermoclines) sont plus importants; de plus, la couche d'eau profonde est relativement homogène. La limite Nord de l'aire de reproduction, située environ entre 24-29^{o}N, correspond à la zone de convergence (front). La distribution des leptocéphales de part et d'autre de cette discontinuité océanique appuie ce point de vue. Les caractéristiques des couches d'eau de surface, telles leur odeur et leur température, pourraient être des déclencheurs signalant la cessation de la migration pour les adultes (McCleave et Kleckner 1985; McCleave 1987).

Rommel et Stasko (1973) mentionnent que l'utilisation des courants marins et l'optimisation des dépenses énergétiques par les migrateurs impliquent une reconnaissance de la direction de la masse d'eau (Rommel et Stasko 1973; Rommel et McCleave 1973). Pour déterminer la direction d'un courant, les champs électriques pourraient servir à donner des points de référence stationnaires (guidepost) (Rommel et Stasko 1973; Rommel et McCleave 1973). Ces champs induits sont toutefois très faibles (moins d'un microvolt/cm de liquide) mais ils sont stables et peu influencés par les conditions locales. On ne connaît pas les récepteurs électriques de l'anguille mais elles détectent néanmoins de faibles champs. Tesch (1974) mentionne qu'une grande sensibilité serait impliquée. La présence de magnétite dans certains os crâniens pourrait expliquer les mécanismes d'orientation (McCleave 1987).

Les mécanismes qui pourraient servir à l'orientation en milieu océanique sont nombreux. Miles (1968b) a déterminé que les anguilles argentées d'*A. rostrata* n'utilisaient pas les repères célestes pour s'orienter. McCleave *et al.* (1971) discutent du rôle potentiel des champs géomagnétiques et géoélectriques dans l'aide à la navigation. Les anguilles pourraient détecter les champs électriques générés par les courants océaniques ou celui induit à l'intérieur du corps lors du mouvement à travers le champ magnétique terrestre (effet magnéto-hydrodynamique). D'ailleurs, certains groupes de poissons présentent une grande sensibilité aux champs électriques (Gymnotidae, Mormyridae, requins, Ictaluridae). Il a été tenté de conditionner une décélération cardiaque à la suite d'un stimulus électrique ou magnétique. Les champs détectés par *A. rostrata* ont été de l'ordre de ceux générés par les courants océaniques, suggérant un rôle possible de l'électro-navigation (McCleave *et al.* 1971; Rommel et McCleave 1972). Les effets des champs

sont relatifs en fonction de la direction de nage, mais aussi les composantes verticales et horizontales du champ varient en fonction de la latitude (McCleave *et al.* 1971; Rommel et McCleave 1972 et 1973), ce qui procure à l'anguille un mécanisme pour déterminer l'axe du courant (Rommel et Stasko 1973). *A. rostrata* réagit aux faibles champs électriques mais les expériences concernant les champs magnétiques sont équivoques (Rommel et McCleave 1973). Tesch (1974) mentionne que la position des anguilles argentées d'*A. anguilla* et *A. rostrata* dans des bassins d'expérimentation était dépendante du champ géomagnétique et que la réponse n'était pas la même entre l'eau douce et salée. Rommel et McCleave (1973) ont déterminé que la sensibilité aux champs électriques augmentait avec l'accroissement de la salinité.

6.4 Biorythmes et comportement

Les connaissances sur le comportement d'*A. anguilla* et d'*A. rostrata* sont relativement limitées (Tesch 1977) malgré que ces deux espèces aient fait l'objet d'un grand nombre d'études. Il est généralement admis que les anguillidés présentent une activité nocturne, mais les données sont pour la plupart qualitatives. Es-Sounni *et al.* (1987) mentionnent que les anguilles jaunes (*A. anguilla* et *A. rostrata*) possèdent une rétine caractéristique des animaux adaptés aux milieux de faible luminosité. Les changements ultrastructuraux observés au niveau de la rétine au cours de l'ontogénie (du leptocéphale à l'anguille jaune) semblent induits par les conditions photiques ambiantes.

En laboratoire, Bohun et Winn (1966) ont noté que les anguilles jaunes manifestaient deux principaux pics d'activité au cours d'un cycle journalier : un premier au crépuscule, l'autre à l'aube et ce dernier étant souvent d'égale ou moindre importance que d'autres pics nocturnes secondaires. *A. rostrata* possède un cycle d'activité circadien qui répond aux conditions de luminosité, la lumière étant un inhibiteur de l'activité (Bohun et Winn 1966). Edel (1975b) a employé le terme « scotocinétique » pour décrire ce comportement de l'anguille, l'activité étant toujours plus importante lors des périodes de noirceur que lors de périodes d'illumination. Des observations similaires ont été rapportées pour les anguilles jaunes et argentées au laboratoire (Edel 1976 et 1979; Castonguay *et al.* 1990), en milieu semi-naturel (Davidson 1949) et dans le milieu naturel (Helfman *et al.* 1983; Helfman 1986). Bohun et Winn (1966) ont rejeté l'existence d'une horloge biologique chez les anguilles jaunes en constatant que celles-ci réagissaient immédiatement aux changements de luminosité. Toutefois, Edel (1979) souligne que certains détails méthodologiques peuvent masquer les biorythmes. La capture de spécimens en milieu naturel puis leur transfert en laboratoire pour l'étude des biorythmes peuvent induire des modifications comportementales et un déphasage de certains cycles (Karlsson *et al.* 1984; Wippelhauser et McCleave 1988). D'après les expériences menées par Edel (1979), l'activité locomotrice semblait régie par un rythme endogène; seule une analyse spectrale a permis de constater ce phénomène pour le photocycle. La phase et la périodicité de l'activité natatoire dépendaient uniquement de l'alternance du jour et de la nuit (Edel 1979). Par ailleurs, la présence de biorythmes semble varier au cours du cycle vital. Edel (1976) signale que chez les anguilles argentées dont la maturation était induite artificiellement, ainsi que chez certains groupes d'anguilles jaunes, l'activité se déroulait tant de

nuit comme de jour. Castonguay *et al.* (1990) signalent aussi une importante activité diurne des anguilles jaunes au laboratoire. Toutes ces informations suggèrent que la luminosité environnante semble être le principal élément inhibiteur et synchronisateur de l'activité, les cycles endogènes (lorsqu'ils existent) et les cycles environnementaux (marées, saisons) étant toujours dépendants et ayant un rôle secondaire.

Helfman (1986) rapporte des observations effectuées dans une source de caverne avec l'aide de plongeurs et de caméra vidéo sous-marine. Les anguilles étaient quiescentes de jour, elles s'activaient surtout au crépuscule, à l'aube et de nuit. Les déplacements des milieux plus profonds vers les zones littorales, où les organismes benthiques étaient plus abondants, étaient reliés à la quête alimentaire. Certaines différences de mobilité ont été observées en fonction de la taille corporelle ; les plus petits spécimens étaient contraints à des déplacements plus importants, probablement dû à leur capacité inférieure à défendre un territoire ou à s'imposer lors des « altercations » avec les individus de plus grande taille. Un seuil de luminosité ambiante de 10-100 lux modulait le début et la cessation de l'activité en milieu naturel. Un rythme endogène et l'état physiologique (faim) peuvent aussi jouer sur les patrons d'activité (Helfman 1986).

La présence d'abris joue un rôle important dans la biologie de l'anguille (voir chapitre 12). L'activité locomotrice des anguilles argentées mâles et femelles est modifiée au laboratoire par la présence d'abris (Edel 1975b et 1979). Edel (1975b) a appelé la « sciasmokinèse négative » (negative sciasmokinesis) l'augmentation de l'activité natatoire face à une diminution de la disponibilité des abris. Ce comportement pourrait jouer un rôle anti-prédateur, être une réponse aux conditions environnementales ou pourrait permettre de minimiser les dépenses énergétiques (Edel 1975b). Chez *A. anguilla*, la « stéréotaxie » (stereotaxis) désigne le comportement de recherche de contact avec le substrat (Bertin 1951; Deelder 1984). Nyman (1972) a trouvé que chez *A. anguilla*, le type d'abri naturel préféré était dépendant de la température ambiante. Deelder (1984) a décrit la préférence d'*A. anguilla* à se cacher dans des tubes, plantes et dans le substrat. Pour *A. rostrata*, Edel (1979) mentionne plusieurs types d'abris : substrat; débris; bancs de moules; roches; blocs de ciment; végétation; sous les quais et bateaux stationnaires.

D'autres comportements ont été observés chez l'anguille, et bien qu'il n'existe pas d'éthogramme pour *A. rostrata*, certaines informations sont présentées aux chapitres 7, 8 et 16. Medcof (1966) mentionne : le « prélassement dans la végétation » aquatique (weed lolling); les « boules » d'anguilles sur le fond et en surface (free floating balls) parfois observées en pleine mer; la production de sons à la surface (chirping); les migrations saisonnières d'anguilles jaunes de 10-55 cm (août à septembre). Barila et Stauffer (1980) ont observé « l'agrégation » (clumping; associé à une basse température et non à la thigmotaxie) en laboratoire et des comportements agonistiques (morsures et préhension de la tête et de la queue). Helfman (1986) a réalisé des observations sur les comportements agonistiques. Oliver *et al.* (1996) décrivent deux types de nage influencés par des stimuli chimiques (chémotaxie) : le « casting » consiste en une nage zigzagante

pour mieux repérer une odeur et le « filament tracking » en la filature d'une odeur en direction de la source peu importe le sens du courant.

6.5 Effets de la température

Les anguillidés sont un groupe d'origine sub-tropicale (Schmidt 1932) et Godfrey (1951) a suggéré que l'eau froide pourrait constituer une barrière physique. Toutefois *A. rostrata* est bien adaptée aux climats septentrionaux (Schmidt 1909) et peut même tolérer les milieux sub-arctiques (Jensen 1937; Backus 1957; Boëtius 1985). Barila et Stauffer (1980) ont déterminé en laboratoire que les anguilles jaunes préféraient un milieu à 16,7^{o}C (moyenne). Karlsson *et al.* (1984) ont révisé les conclusions de Barila et Stauffer (1980) après avoir constaté des lacunes méthodologiques et ils ont souligné de nombreux biais dans les études expérimentales, issus de la méconnaissance du comportement de l'anguille. Le preferendum s'est révélé être de 17,4^{o}C ± 2.0^{o}C et la température d'acclimatation jouait un rôle significatif dans l'élection (Karlsson *et al.* 1984).

Walsh *et al.* (1983) ont observé qu'à des températures d'acclimatation situées entre 10-20^{o}C (typiques de la saison estivale) les anguilles jaunes d'*A. rostrata* s'alimentaient régulièrement et manifestaient un ajustement compensatoire dans la consommation d'oxygène (réaction caractéristique des espèces ectothermes). Toutefois, lorsque la température d'acclimatation descendait sous les 5^{o}C (typique de l'hiver) et sur une période de plus de cinq semaines, l'alimentation cessait et la consommation d'oxygène chutait notablement. Les individus entraient dans un état de torpeur qui servait à hiberner et qui contribuait à préserver les réserves métaboliques pour de longues périodes de jeûne. Après six mois, les anguilles jeûnant et maintenues à 5^{o}C avaient des réserves quasi identiques à celles qui étaient alimentées et maintenues à 15^{o}C. Nyman (1972) rapporte des observations similaires pour *A. anguilla*; une alimentation normale est observée entre 13-17^{o}C; des comportements agonistiques sont plus fréquents à une température supérieure à 17^{o}C; sous les 8^{o}C l'alimentation cesse, les individus s'enfouissent dans le substrat et demeurent inactifs.

Les anguilles jaunes migrent de manière plus intense alors que la température de l'eau (minimum de 20^{o}C) est la plus élevée de la saison (Liew 1982; Eckersley 1982; Moriarty 1987; Desrochers 1998). Les civelles semblent aussi préférer des températures plus élevées lors de la migration. Peterson et Martin-Robichaud (1994) ont établi que pour une gamme de températures de 13,8 à 24,7^{o}C, la croissance des civelles capturées en estuaire (juin) était la plus faible à 13,8^{o}C et maximale à 22^{o}C. L'optimum pour *A. anguilla* serait aussi dans cette gamme de température, soit entre 20,0 et 26,5^{o}C (Sadler 1979; Seymour 1989; Degani et Gallagher 1995). White et Knights (1997a) mentionnent un seuil minimal de 20^{o}C pour l'initiation de la montée des civelles d' *A. anguilla* dans deux rivières d'Angleterre. Medcof (1969) mentionne que les déplacements des anguilles jaunes en provenance des estuaires pour hiberner dans les lacs pourraient être stimulés par une différence de température entre les deux milieux.

Dans trois bassins hydrographiques des maritimes, Peterson et Gale (1991) ont déterminé qu'*A. rostrata* était plus abondante et dominait dans les sites aux eaux plus chaudes (19,8°C) que la moyenne (16°C) en période estivale. L'anguille a montré une tolérance à une vaste étendue de températures mais sa densité diminuait à moins de 19°C (Peterson et Gale 1991). Dans la rivière James (Virginie), *A. rostrata* affichait une abondance maximale au mois de septembre (19-20°C) et minimale entre les mois de décembre à mars (3-6°C) (Maurakis et Woolcott 1984). Hedgepeth (1983) a observé une relation entre les CPUE des casiers à anguilles et le cycle de température annuel en milieu estuarien.

7. BIOLOGIE DE LA REPRODUCTION

7.1 Taille de différenciation et de maturation sexuelle

7.1.1 Différenciation sexuelle

Il est difficile de déterminer le sexe des anguilles car la différenciation, pour la grande majorité des individus, ne débute pas avant une taille de 200 mm (Vladykov 1966; Gray et Andrews 1970) à 240 mm (Servidio 1986). Les tailles mentionnées par les diverses études se situent dans cet intervalle (Dolan et Power 1977; Harrell 1977). Il arrive parfois que des individus de plus de 350 mm et âgés de 6 à 7 ans soient toujours indifférenciés (Dolan et Power 1977; Harrell 1977; Helfman *et al.* 1984a; Servidio 1986). D'après les informations présentées au tableau 9, la différenciation pourrait débuter à 166 mm pour les femelles (Dolan et Power 1977) et à 209 mm pour les mâles (Helfman *et al.* 1984a). La distinction du sexe des anguilles jaunes à l'aide de la taille (Harrell 1977) ou d'une observation macroscopique (Vladykov 1966; Boëtius et Boëtius 1967; Harrell 1977) est incertaine. L'histologie est requise (Dolan et Power 1977).

Le terme de « juvénile » peut être appliqué aux anguilles qui ne sont pas encore différenciées. L'utilisation courante (Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Harrell 1977; Jessop 1987, entre autres) du terme « immature » pour décrire certains niveaux de développement porte à confusion. Selon la définition de la maturité, les civelles, anguillettes, anguilles jaunes et argentées sont toutes immatures (Facey et Den Avyle 1987). Une fois la différenciation sexuelle entamée, il s'agit de « l'adolescence » (période « adulte » selon Balon 1975) de l'anguille jaune qui perdure jusqu'à la phase argentée. La maturation finale et fonctionnelle des gonades se déroule en mer (Hedgepeth 1983; McCleave *et al.* 1987) et n'a été observée qu'en conditions de laboratoire (Edel 1975a; Sorensen et Winn 1984). La période « sénescente » de l'anguille n'a fait l'objet d'aucune observation mais on présume qu'elle est de courte durée (voir chapitre 3 pour plus d'information sur les intervalles de développement).

7.1.2 Maturation sexuelle

Chez l'anguille la fraie se déroule à la fin de l'existence. Les tailles et les âges observés lors de la dévalaison des anguilles argentées sont ceux qui se rapprochent le plus de la maturation. Ils varient selon la latitude et le sexe (voir chapitre 13), et correspondent approximativement aux tailles maximales de chaque individu. L'atteinte d'une certaine taille pourrait être un des déclencheurs de la maturation et de la migration (voir chapitre 6). Les mâles argentés ne dépassent généralement pas 450 mm dans les régions septentrionales et cette taille est inférieure plus au sud. La taille maximale signalée pour l'Amérique du Nord est de 503 mm pour les mâles (Dolan et Power 1977) et de 1275 mm pour les femelles (Vladykov 1966). Il y a très peu de mentions de mâles argentés dépassant 400 mm : un spécimen de 503 mm au Québec (Dolan et Power 1977), un de 473 mm en Nouvelle-Écosse (Jessop 1987) et un de 438 mm en Virginie (Wenner et Musick 1974). À toutes les latitudes, les femelles argentées ont, en général, une taille

Tableau 9. Données en taille, poids et âge des anguilles mâles, femelles et indifférenciées dont le sexe a été déterminé par histologie pour quelques milieux.

Site	Sexe	N	Taille moyenne (mm)	Poids moyen (g)	Âge moyen (ans)	Source
Topsail Barachois, TN	Femelle	106	514 (281-760)	-	8	Gray et Andrews, 1970
	Indifférencié	4	324 (241-336)	-	5.5	
Ruiss. Burnt Berry, TN	Femelle	54	398 (227-840)	-	6	Gray et Andrews, 1970
	Mâle	1	252	-	4	
	Indifférencié	4	196 (159-269)	-	2.5	
Système Matamek, QC	Femelle	608	(166-870)	-	-	Dolan et Power, 1977
	Mâle	5	370 (270-503)	-	-	
	Indifférencié	345	(< 150-375)	-	-	
Eel Brook, NÉ	Femelle	117	508 (385-702)	240 (98-693)	12.9 (7-22)	Jessop, 1987
Rivière Medway, NÉ	Femelle	276	555 (394-945)	362 (107-1641)	19.2 (8-31)	Jessop, 1987
	Mâle	7	392 (346-473)	115 (90-198)	12.7 (6-18)	
Rivière La Have, NÉ	Femelle	352	610 (435-939)	483 (163-1793)	19.4 (8-43)	Jessop, 1987
Riv. Annaquatucket, RI	Mâle	45	294 (220-351)	-	-	Servidio, 1986
	Femelle	15	387 (251-574)	-	-	
	Indifférencié	89	251 (180-354)	-	-	
Charleston Harbour, Riv. Cooper, CS	Mâle	32	317 (213-408)	71 (15-166)	2.7 (1-5)	Michener, 1980
	Femelle	444	446 (224-719)	199 (33-790)	4.5 (1-11)	
Riv. Cooper, CS	Mâle	19	329 (260-406)	80 (32-108)	2.8 (1-5)	Hansen et Eversole, 1984
	Femelle	435	466 (287-687)	241 (44-767)	4.4 (2-12)	
	Indifférencié	4	303 (301-320)	58 (45-74)	2.8 (2-3)	
Pinnopolis Dam, Riv. Cooper, CS	Mâle	4	257 (214-289)	34 (19-49)	3 (2-4)	Harrell, 1977
	Femelle	204	523 (280-834)	335 (11-1302)	6.1 (1-15)	
	Indifférencié	50	213 (98-403)	25 (1-151)	1.3 (0-6)	
Wadboo Creek, Riv. Cooper, CS	Mâle	2	318 (314-322)	70 (64-76)	3	Harrell, 1977
	Femelle	60	493 (312-703)	273 (41-926)	5.4 (2-10)	
Doe Eddy, Riv. Altamaha, GE	Mâle	12	303 (209-343)	(15-91)	(3-7)	Helfman *et al.*, 1984a
	Femelle	180	(186-702)	(9-869)	(3-13)	
	Hermaphrodite	3	(269-311)	(40-60)	5	
	Indifférencié	27	(79-330)	(1-89)	(1-7)	
Ruisseau Fridaycap, Riv. Altamaha, GE	Mâle	62	(214-470)	(15-230)	(3-6)	Helfman *et al.*, 1984a
	Femelle	113	(246-567)	(24-371)	(3-7)	
	Hermaphrodite	3	299 (267-328)	48 (36-63)	4.3 (4-5)	
	Indifférencié	25	(225-363)	(23-115)	(3-6)	

Légende : ( ) = Étendue CS = Caroline du Sud GE = Georgie NÉ = Nouvelle-Écosse
QC = Québec RI = Rhode Island TN = Terre-Neuve

Note : Le terme indifférencié a été utilisé au lieu « d'immature ».

supérieure à 400 mm. Les mentions de petites femelles migrantes sont rares aussi; Bieder (1971) a décrit une anguille femelle argentée de 352 mm au Rhode Island et Jessop (1987) mentionne deux spécimens de femelles argentées de 394 mm et 399 mm en Nouvelle-Écosse. Gray et Andrews (1971) donnent les caractéristiques de femelles argentées de Terre-Neuve, avec des âges de 9 ans à 18 ans (moyenne 12,3), une taille de 535 mm à 931 mm (moyenne de 694 mm) et un poids de 224 g à 1517 g (moyenne de 592 g). À titre comparatif, Tesch (1977) donne pour *A. anguilla* un âge à la dévalaison de 6 ans à 9 ans pour les mâles et de 8 ans à 12 ans pour les femelles, pour des tailles respectives de 29 cm à 48 cm et de 38 à 101 cm. Les informations sur les anguilles argentées en migration sont présentées en détail au chapitre 6.

Malgré le dimorphisme (voir 7.3) entre les sexes au niveau de la taille, l'attribution du sexe sur ce critère a été critiquée par Dolan et Power (1977). Servidio (1986) a aussi avancé que la taille n'était pas un indicateur fiable du sexe en observant un certain chevauchement entre les mâles et les femelles du Rhode Island. Des chevauchements ont aussi été constatés entre les anguilles jaunes et argentées (Michener 1980), et entre les poids et tailles selon les classes d'âge (voir chapitre 13). La « méthode de la taille » pourrait s'appliquer à certaines populations dont les sexes possèdent des caractéristiques bien démarquées. Krueger et Oliveira (1997) estiment que ce critère, combiné à une observation macroscopique des gonades, peut servir à séparer efficacement les sexes des anguilles argentées. Winn *et al.* (1975) ont discriminé avec très peu d'erreur les anguilles argentées du Rhode Island, presque tous les individus de taille supérieure à 40 cm étant des femelles.

La détermination du sexe par l'observation macroscopique de la gonade a été jugée incertaine par quelques chercheurs (Huver 1966; Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Servidio 1986) qui ont préconisé l'utilisation de l'histologie de façon standardisée lors du sexage. Vladykov (1966) a observé macroscopiquement 1131 spécimens de plus de 191 mm et aucun n'a été classé comme indifférencié. Les mentions d'organes mâles atypiques (Dolan et Power 1977; Servidio 1986) sont toutefois rares et l'observation macroscopique chez les anguilles argentées pourrait fournir des résultats valables pour la plupart des populations. Krueger et Oliveira (1997) ont noté que l'apparence des gonades mâles et femelles des individus de la rivière Annaquatucket, dont le sexe a aussi été déterminé par une autre méthode, correspondaient aux descriptions habituelles de ces organes. Smith et Saunders (1955) ont pu distinguer les gonades des spécimens femelles de plus de 45 cm seulement; à une taille inférieure l'examen macroscopique n'a pas permis de détecter de différences entre les sexes.

7.2 Développement des gonades

Le développement des gonades de l'anguille d'Amérique a fait l'objet d'un certain nombre d'observations, mais il existe parfois un manque de concordance entre les chercheurs. Un problème important dans l'identification du sexe et des intervalles du développement a été souligné par Servidio (1986). Ce dernier a attribué les discordances au manque d'indications, tant sur la structure de l'organe que sur la façon précise

d'identifier les oogonies, oocytes, spermatogonies et spermatocytes sur les coupes histologiques (Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Harrell 1977; Helfman *et al.* 1984a).

Hedgepeth (1983) a utilisé la classification des niveaux de maturité proposée par Kesteven (1969) en y apportant quelques modifications. Cette classification comprend quatre subdivisions : I. Les organes sexuels ne sont pas visibles; II. Commencement du développement : les oocytes de stades I et II sont présents; III. Accroissement des organes sexuels : les oocytes atteignent les stades I à IV, la régression des testicules est observée et elle est suivie d'une féminisation (hermaphrodisme); IV. Anguilles argentées : les oocytes vont du stade IV à VI et l'organe de Syrski est présent chez les mâles. La classification des oocytes utilisée par Hedgepeth (1983) suivait celle de Smith (1966b) et Combs (1969) qui comprenait six intervalles. Les étapes de la spermatogenèse suivaient celle utilisée par Hyder (1969) pour les tilapias.

Vu le manque de concordance dans la nomenclature utilisée pour *A. rostrata*, nous avons retenu les descriptions des « phases » de maturation des gonades utilisées par Bertin (1951) pour *A. anguilla*. Ces informations ont été compilées à partir de la synthèse des travaux réalisée pour l'anguille d'Europe. Le développement des gonades peut se diviser en quatre grandes « phases » (correspondant à des « étapes » selon Balon 1975) : 1. « Phase » de neutralité (ou d'indifférenciation) initiale (6-14 cm); 2. « Phase » de féminisation précoce (14-18 cm); 3. « Phase » d'hermaphrodisme juvénile (18-30 cm); 4. « Phase » de masculinisation ou de féminisation définitive (> 30 cm). L'étendue des tailles de ces intervalles chez *A. rostrata* n'a pas été précisée; elles ont été déduites à partir des diverses informations disponibles.

7.2.1 « Phase » de neutralité

La phase d'indifférenciation de la gonade primitive est caractérisée par la présence de protogonies (archéogonocytes) réparties dans tout l'organe. Les archéogonocytes, quiescents chez les civelles, commencent à se multiplier à partir de 10-12 cm (Bertin 1951).

Harrell (1977) mentionne les caractéristiques des *A. rostrata* indifférenciées : il s'agissait des plus petits spécimens récoltés lors des échantillonnages; leurs gonades étaient difficiles à localiser et ne montraient aucun signe de développement. La phase de « neutralité » de Bertin (1951) diffère quelque peu de la première subdivision présentée par Kesteven (1969), car les gonades ne sont pas visibles à l'œil nu avant une taille de 10 à 12 cm environ. Dolan et Power (1977) n'ont observé aucune anguille de taille inférieure à 15 cm qui était différenciée. La « phase » de neutralité pourrait s'étendre chez *A. rostrata* de la phase civelle jusqu'à 16 cm (tableau 9).

7.2.2 « Phase » de féminisation précoce

Vers 14-18 cm il peut se produire une première différenciation sexuelle. Les gonocytes issus de la multiplication des protogonies forment des amas cellulaires (nids d'oogonies) dans la région corticale. Il s'agit d'une féminisation précoce et transitoire, car elle peut faire place à la masculinisation plus tard au cours du développement. Il y a aussi une accumulation de cellules adipeuses dans le mésenchyme (Bertin 1951).

Selon les informations fournies au tableau 9, cette phase semble être présente aussi chez *A. rostrata*, puisque des femelles de 186 mm (Helfman *et al.* 1984a) et de 166 mm (Dolan et Power 1977) ont été rapportées. Le terme ambigu de « femelles immatures » a été utilisé chez *A. rostrata* par Gray et Andrews (1970), qui ont décrit les gonades comme ayant des cellules semblables aux oocytes en périphérie (région corticale) et par la quantité intermédiaire de lipides dans les tissus. Harrell (1977) a aussi utilisé cette terminologie, mais il a décrit les tissus comme ayant des petits oocytes fortement colorés (hématoxyline-éosine), sans développement intracellulaire et sans noyau apparent. On ignore quelle proportion des « femelles immatures » décrites chez *A. rostrata* constitue un niveau équivalent à celui de la féminisation précoce mentionnée par Bertin (1951). Cette phase pourrait s'étendre chez *A. rostrata* d'une taille de 160 mm à 200 mm.

7.2.3 « Phase » d'hermaphrodisme juvénile

Entre 18-30 cm, alors que la féminisation poursuit son cours en région périphérique de la gonade, les gonocytes de la partie médullaire (centre) engendrent des cordons de spermatogonies (amas vermiculaires). La présence simultanée des oocytes et des cordons spermatiques constitue la phase d'hermaphrodisme juvénile qui est non efficient. Un canal déférent est présent dans le mésoderme qui rattache la gonade à la paroi cœlomique. Les cordons spermatiques suivent une multiplication et un accroissement de volume, et se transforment en spermatocytes. L'apparence externe produit une accentuation des lobes qui les font ressembler à l'organe de Syrski, ordinairement associé aux mâles argentés (Bertin 1951). La phase hermaphrodite est absente d'environ 10% des individus qui évoluent directement et de façon continue vers le sexe femelle, et parfois elle se prolonge jusqu'à la phase d'anguille argentée (Bertin 1951).

Le manque de correspondance dans la terminologie utilisée chez *A. rostrata* est illustré par le classement en gonades « indifférenciées » lorsqu'elles présentaient des archéo-gonocytes et des gonocytes, ou des oogonies et des spermatogonies (Gray et Andrews 1970). Il s'agit d'un regroupement de la phase de neutralité avec la phase hermaphrodite. Dolan et Power (1977) ont appliqué ce terme sans autre précision histologique aux anguilles de taille inférieure à 150 mm et jusqu'à 375 mm, couvrant aussi diverses étapes de maturation. Servidio (1986) mentionne que les anguilles jaunes « indifférenciées » avaient une moyenne de 251 mm (180-354 mm). Macroscopiquement, la gonade ressemble à cette étape à une bande mince ou à un organe de Syrski continu. Des anguilles « indifférenciées » allant jusqu'à 403 mm ont été trouvées dans plusieurs études

(Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Harrell 1977; Hansen et Eversole 1984; Helfman *et al.* 1984a) (tableau 9).

La présence d'oogonies dans les organes lobés (caractéristique des mâles) a été rapportée pour la première fois chez *A. rostrata* par Dolan et Power (1977), mais aucune signification n'a été associée à cette découverte. Ce phénomène est bien documenté chez *A. anguilla* (Bertin 1951; Sinha et Jones 1966; Colombo et Rossi 1978; Colombo *et al.* 1984). Sinha et Jones (1966) ont trouvé des oocytes dans 7% des organes lobés et soutenu que ces derniers ne pouvaient être utilisés pour identifier les mâles. Colombo et Rossi (1978) ont observé des oocytes adjacents à des spermatogonies-spermatocytes chez les anguilles de plus de 25 cm classées macroscopiquement comme indifférenciées ou des mâles. Chez *A. rostrata*, Servidio (1986) a pour sa part considéré les organes lobés contenant des oocytes comme étant du sexe femelle. Helfman *et al.* (1984a) ont décrit des juvéniles hermaphrodites, dont les gonades contenaient à la fois des oogonies et des spermatogonies ou des spermatocytes. Ces auteurs ont formulé trois hypothèses concernant la faible occurrence de ces individus (1,4%, 6 sur 418) : la plupart des anguilles ne traverseraient pas cette étape; l'hermaphrodisme constitue un développement anormal; l'étape hermaphrodite est de courte durée et a été observée peu fréquemment. La deuxième des trois hypothèses est la seule qui ne concorde pas avec les observations de Bertin (1951). Les caractéristiques des anguilles hermaphrodites sont intermédiaires entre celles des anguilles différenciées et indifférenciées (Helfman *et al.* 1984a). Hedgepeth (1983) a aussi observé une étape hermaphrodite chez l'anguille d'Amérique, mais il s'agissait de cas de féminisation des testicules (1,6%, soit 8 individus sur 533). Les tailles des anguilles hermaphrodites allaient de 278 mm à 368 mm (35-86 g); la gonade ressemblait à un organe de Syrski, mais les lobes étaient constitués de tissus indifférenciés dans la partie distale. Relativement peu d'études sur *A. rostrata* font mention d'anguilles hermaphrodites (Dolan et Power 1977; Hedgepeth 1983; Helfman *et al.* 1984a; Servidio 1986). L'étendue de taille observée (267 mm à 368 mm) suggère qu'il s'agisse d'une phase transitoire.

7.2.4 « Phase » de masculinisation ou de féminisation définitive

L'oogenèse et la spermatogenèse se déroulent de pair dans la gonade, mais la première débute vers 14 cm tandis que la deuxième ne se déclenche que vers 18 cm environ. L'étape hermaphrodite laisse alors place à la masculinisation ou à la féminisation définitive (Bertin 1951). Il est généralement admis que les organes lobés (Syrski) constituent les gonades mâles alors que les organes enrubannés (Mondini) forment les ovaires (Bertin 1951). Hormis quelques mentions de spécimens atypiques, les descriptions réalisées chez *A. anguilla* semblent s'appliquer chez *A. rostrata* (Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Hedgepeth 1983). Chez les anguilles argentées, Krueger et Oliveira (1997) ont observé que tous les ovaires étaient enrubannés et sans lobes, tandis que les organes de Syrski avaient tous des lobes qui se chevauchaient. Bien que l'histologie soit préconisée par la majorité des chercheurs pour la détermination du sexe, la technique du broyat à l'acéto-carmine (Guerrero et Shelton 1974) pourrait

constituer une technique moins lourde. L'examen histologique réalisé sur 60 spécimens a permis de corroborer la validité de la méthode du broyat (Krueger et Oliveira 1997).

7.2.4.1 Mâles

Syrski (1876) identifiait les organes mâles comme une structure mince, lobée ou fortement découpée, située au long des reins dans la cavité corporelle. Lorsque la spermatogenèse prédomine par rapport à l'oogenèse, les cordons spermatiques évoluent en tubes séminifères qui se relient au canal déférent. Les spermatocytes subissent une division réductionnelle et équationnelle ce qui sépare chaque spermatocyte en quatre spermatides. Chez les mâles argentés, l'évolution de la gonade ne dépasse pas généralement ce niveau au moment de quitter les eaux douces vers la mer. La maturation complète a fait l'objet de rares observations, et elle a entre autres été réalisée artificiellement par induction hormonale (voir 7.2.6). Ces expériences ont permis d'observer la phase ultime de la spermatogenèse, soit la transformation des spermatides en spermatozoïdes. Un des premiers changements dans l'apparence externe des gonades mâles est une augmentation de volume des lobes provoquée par une vaso-dilatation. Ils passent de 2 mm chez l'étape hermaphrodite à 20-25 mm chez l'anguille argentée, devenant ainsi plus fermes et plus blancs (Bertin 1951).

Servidio (1986) a identifié les spermatocytes dans les gonades mâles en se basant sur les descriptions effectuées chez *A. australis* et *A. dieffenbachii* (Todd 1981) et chez *Tilapia leucostica* (Hyder 1969). Au niveau de la reconnaissance des spermatocytes, la concordance avec les descriptions a été bonne. Avec un microscope conventionnel, Servidio (1986) n'a toutefois pu établir de distinction entre les cellules indifférenciées et les spermatogonies. Hedgepeth (1983) a publié des photographies des spermatocytes. Colombo *et al.* (1984) mentionnent d'ailleurs qu'il n'est pas possible de distinguer correctement les spermatogonies des oogonies en microscopie conventionnelle. Servidio (1986) a considéré deux intervalles pour les anguilles jaunes mâles : 1. Spermatocytes en amas parmi les cellules indifférenciées (diamètre moyen du noyau de 3 μm); 2. Seulement des spermatocytes sont observés (moyenne du noyau de 3.2 μm). Servidio (1986) mentionne que le critère macroscopique des lobes se chevauchant pour l'organe de Syrski peut être utilisé pour distinguer les mâles argentés d'*A. rostrata*. Harrell (1977) mentionne que les mâles possèdent l'organe de Syrski caractéristique et que le critère distinctif est l'apparence des spermatogonies secondaires, qui sont beaucoup plus petites en comparaison avec les oocytes des « immatures ».

Dolan et Power (1977) ont publié la seule photo sur l'apparence macroscopique d'un organe de Syrski chez un mâle argenté d'*A. rostrata*, montrant un recouvrement des lobes. Malgré la facilité à les distinguer macroscopiquement, Dolan et Power (1977) ont remis en question cette façon de faire, car ils ont trouvé un ovaire atypique (sur 608 femelles examinées) chez une anguille jaune de 353 mm, qui ressemblait à l'organe mâle. D'après la photographie présentée dans l'article, les lobes de ce spécimen étaient peu prononcés et il n'y avait pas de recouvrement de ceux-ci. Seulement deux organes de Syrski ont été observés qui étaient un ovaire au niveau histologique (Dolan et Power

1977; Servidio 1986). Dolan et Power (1977) ont aussi observé un organe de Syrski contenant des tissus indifférenciés. Smith et Saunders (1955) et Huver (1966) ont soutenu que l'organe de Syrski ne constituait qu'une étape d'une gonade en différentiation et qu'il n'indiquait pas nécessairement une caractéristique des mâles. Vu la faible occurrence de gonades présentant des caractéristiques ambiguës chez les anguilles argentées, l'utilisation de l'histologie ou de broyat est nécessaire uniquement pour les anguilles jaunes, car leurs gonades ne sont pas sexables selon l'aspect externe.

7.2.4.2 Femelles

Tesch (1977) a soutenu que l'oogenèse chez les anguilles ressemblait beaucoup à celle d'autres téléostéens. Néanmoins, Servidio (1986) a constaté des problèmes de correspondance dans les descriptions histologiques en attribuant des stades de développement des oocytes à partir de la description de l'oogenèse élaborée par Wallace et Selman (1981) et par Selman et Wallace (1986). Les descriptions données par ces derniers pour certains stades de l'oocyte ne concordaient pas avec ce qui a été observé chez *A. rostrata* (Servidio 1986). Le développement d'une nomenclature spécifique à l'anguille d'Amérique est souhaitable.

Chez les femelles, les cordons spermatiques régressent, les nids d'oocytes se développent davantage et ensuite se déroulent les divisions réductionnelles et équationnelles. Chaque oocyte se transforme en trois ou quatre cellules, dont la plus volumineuse est l'ovule, les autres devenant les globules polaires. Les ovules atteignent au plus 0,300 mm lorsque les anguilles arrivent dans la mer Méditerranée et ils contiennent de nombreuses gouttelettes lipidiques issues de la trame adipeuse qui entourait la gonade. La forme externe de la gonade subit une profonde modification, passant de lobée à enrubannée (godronnée). Il s'agit alors de l'organe de Mondini. Le canal déférent apparu pendant la phase hermaphrodite dégénère au cours de la féminisation définitive et les femelles argentées, qui n'ont pas d'oviducte, évacuent les ovules directement à partir de la cavité cœlomique (Bertin 1951).

Chez *A. rostrata*, Servidio (1986) a séparé le développement les anguilles jaunes femelles (251-574 mm) en trois intervalles : 1. Les oocytes sont trouvés isolément (diamètre moyen de 0,010 mm) ou en petits amas parmi des cellules primordiales indifférenciées; 2. Les oocytes sont trouvés dans toute la gonade (moyenne 0,034 mm); 3. Diverses phases de développement des oocytes sont observées (moyenne 0,054 mm). Harrell (1977) a aussi utilisé un critère de taille des oocytes pour séparer les « femelles immatures » des « femelles matures ». Chez ces dernières ils étaient plus grands, ils contenaient aussi des « granules vitelliques » aisément détectables et le noyau était apparent.

La distinction entre les gonades des anguilles jaunes et argentées nécessite l'utilisation de l'indice gonado-somatique (IGS) et la mesure de la taille des ovocytes (tableau 10). Desjardins *et al.* (1983a) ont récolté 600 anguilles jaunes et argentées dans le système du

Tableau 10. Données comparatives sur la condition des gonades des femelles en phases anguilles jaune (AJ) et argentée (AA).

Site	État	Phase	Diamètre Ovocytes (mm)	IGS %	N	Tailles mm	Source
Topsail Pond	TN	AA	0.165 (0.109-0.214)	-	92	535-931	Gray et Andrews, 1970
Lac Ontario-Kamouraska	QC	AA	0.162 [0.10-0.21]	3.04 [2.11-3.72]*	408	441-1123	Desjardins *et al.*, 1983a
Lac Ontario-Kamouraska	QC	AJ	0.067 [0.049-0.072]	0.64 [0.29-0.68]*	76	555-932	Desjardins *et al.*, 1983a
Lac Ontario-Cornwall	QC	AA	0.100 (0.087--0.113)	-	10	774--898	Dutil *et al.*, 1985
Lac Ontario-Cornwall	QC	AJ	0.069 (0.060--0.078)	-	40	666--832	Dutil *et al.*, 1985
Lac Champlain-Riv. Richelieu	QC	AA	0.129 (0.117--0.141)	-	39	770--924	Dutil *et al.*, 1985
Lac Champlain-Riv. Richelieu	QC	AJ	0.049	-	1	744	Dutil *et al.*, 1985
Lac Saint-Pierre-Kamouraska	QC	AA	0.171 (0.128—214)	-	342	740--946	Dutil *et al.*, 1985
Lac Saint-Pierre-Kamouraska	QC	AJ	0.065 (0.057--0.074)	-	20	587--709	Dutil *et al.*, 1985
Kamouraska, Saint-Laurent	QC	AA	(0.038-0.288)	4.5 (3.3-5.3)*	473	770-920	Couillard *et al.*, 1997
Eel Brook	NÉ	AJ	-	0.63 (0.6-4.2)	114	398-702	Jessop, 1987
Rivière Medway	NÉ	AA	-	3.48 (1.2-5.7)	260	399-945	Jessop, 1987
Rivière La Have	NÉ	AA	-	3.47 (0.4-8.7)	346	435-939	Jessop, 1987
Annaquatucket River	RI	AJ	0.046 (0.009-0.167)	-	15	251-574	Servidio, 1986
Sud-est Cape Cod	MAS	AA	0.170	-	1	642	Wenner, 1973
Est Assateague Island	VI	AA	0.356 (0.25-0.45)	5.78 (4.46-7.02)	6	609-658	Wenner, 1973
Sud-est Chesapeake Bay	VI	AA	0.270 (0.17-0.37)	-	3	512-579	Wenner, 1973
Chesapeake Bay	VI	AA	0.244 (0.17-0.37)	4.81 (2.65-6.25)	21	418-845	Wenner et Musick, 1974
Charleston Harbor	CS	AJ	0.096 (0.029-0.290)	0.58 (0.06-3.09)	451	224-719	Michener, 1980

Légende : ( ) = Étendue
[ ] = Moyennes pour différents groupes
* = IGS corrigé en soustrayant le poids des gonades du poids total
-- = Valeurs calculées à partir de la moyenne ± l'écart type

CS = Caroline du Sud QC = Québec MAS = Massachusetts
RI = Rhode Island VI = Virginie.

fleuve Saint-Laurent et d'autres tributaires. Les anguilles migrantes possédaient un IGS de 2,1% à 3,7% et le diamètre moyen des ovocytes dépassait 0,085 mm (0,100-0,210 mm) tandis que l'IGS chez les anguilles résidentes était de 0,3-0,7% et les ovocytes avaient une taille moyenne inférieure à 0,085 mm (0,049-0,072 mm). Pour le lac Saint-Pierre la limite servant à départager les anguilles a été fixée à 0,070 mm car la migration est plus hâtive dans ce secteur. Des résultats similaires ont été observés par Dutil *et al.* (1985) pour les anguilles du Saint-Laurent. Ces derniers ont aussi établi un seuil critique distinctif à 0.085 mm et ils ont observé une progression de la taille des ovocytes jusqu'à 0,200 mm chez les anguilles argentées capturées à Kamouraska à l'automne. Toujours chez les anguilles argentées du fleuve Saint-Laurent, Couillard *et al.* (1997) ont trouvé en pourcentages variables quatre classes de tailles d'ovocytes ne se chevauchant pratiquement pas, avec des moyennes approximatives de 0,057, 0,116, 0,168 et 0,258 mm.

Michener (1980) a déterminé que l'IGS des anguilles jaunes augmentait pendant la saison de croissance. L'IGS et le diamètre des ovocytes augmentaient aussi avec l'âge. Par exemple à l'âge de deux ans l'IGS atteignait 0,336% et les ovocytes 0,071 mm; à 8 ans, ils atteignaient 0,760% et 0,125 mm. Couillard *et al.* (1997) ont constaté que l'IGS augmentait pendant la période de sept semaines que dure la dévalaison dans le Saint-Laurent. En comparant des anguilles de même âge mais de tailles différentes, les individus de plus grande taille ont des ovaires plus développés (Tesch 1977). Hedgepeth (1983) a déterminé que la corrélation de Pearson entre la largeur de l'ovaire et la taille corporelle (r = 0,876) était plus forte qu'avec le poids (r = 0,841) ou avec l'âge (r = 0,647). Les plus grandes femelles ont en général les ovaires avec plus de crénelures (Hedgepeth 1983; Dolan et Power 1977). Une largeur de l'ovaire d'environ 20 mm indiquerait l'approche de la phase argentée où la gonade atteint 25 mm de large environ.

7.2.5 Différences entre le diamètre des ovocytes et le synchronisme du développement en fonction de la latitude

En se basant sur le fait que l'anguille fraie une seule fois au cours de son existence et que la reproduction est probablement suivie par la mort, Wallace et Selman (1981) ont stipulé que les anguilles catadromes avaient un ovaire synchrone. Après avoir observé une certaine uniformité de la condition histologique de l'ovaire, Hedgepeth (1983) a avancé que la ponte se déroulerait massivement en une seule occasion. Les données disponibles n'appuient pas ces affirmations. Boëtius *et al.* (1962) ont constaté chez *A. anguilla* une grande variabilité de la taille des oocytes au cours de la maturation en phase argentée. Wenner et Musick (1974) ont rapporté la présence de très petits oocytes parmi les cellules plus développées chez les anguilles argentées (cuboïdes et avec un cytoplasme dense). Couillard *et al.* (1997) ont établi quatre catégories de tailles d'ovocytes chez les anguilles en migration dans le Saint-Laurent. Les différents niveaux de développement rencontrés chez l'anguille d'Amérique en phase argentée suggèrent que l'ovaire soit asynchrone (Sorensen et Winn 1984; Servidio 1986). La signification de cette particularité biologique demeure inconnue mais une synchronisation pourrait avoir lieu pendant la migration marine et/ou l'anguille pourrait frayer à plusieurs reprises (Sorensen et Winn 1984).

L'apparent manque de synchronisme au sein de la gonade femelle contraste avec l'état de maturation des anguilles argentées en fonction de la latitude, au moment de la migration catadrome. Wenner (1973) a avancé que les anguilles nord américaines issues de différents estuaires pourraient atteindre l'aire de fraie approximativement à la même période et dans le même état reproducteur (synchronisme). Hedgepeth (1983) a aussi constaté que dans les régions du sud, les anguilles femelles migraient à un âge inférieur à celui des régions septentrionales. Les deux espèces de l'Atlantique fraient dans la mer des Sargasses (Schmidt 1925) mais la distance qui sépare *A. rostrata* de l'aire de reproduction est cependant moins grande. Boëtius *et al.* (1962) ont déterminé que l'état de maturation des gonades de l'anguille américaine (diamètre des oocytes de 0,33-0,45 mm et IGS 4,5-6,8%) en phase argentée indiquait un niveau de développement plus avancé que chez l'anguille d'Europe (diamètre des oocytes de 0,10 mm à 0,20 mm et IGS de 1,1-2,3%) au début de la migration. La période plus courte requise pour faire maturer artificiellement *A. rostrata* indique aussi que le développement est plus avancé que chez *A. anguilla* à la phase argentée (Edel 1975a). D'après le diamètre moyen des ovocytes (tableau 10), la maturation serait aussi plus hâtive dans les régions du sud de l'aire de distribution (Wenner et Musick 1974; Michener 1980). Ces informations rejettent une partie de l'argumentation de Tucker (1959) voulant que l'anguille d'Europe était en maturation plus avancée que l'anguille d'Amérique au moment de la migration.

7.2.6 Maturation finale des gonades mâles et femelles par induction artificielle

Les premières inductions artificielles de la maturation finale furent réalisées pour *A. anguilla* à l'aide d'extraits d'hypophyse (glande pituitaire) de carpe. Boucher *et al.* (1935) rapportent les observations pour les mâles et Fontaine *et al.* (1964) pour les femelles. Ces expériences ont été reproduites par la suite (Olivereau et Fontaine 1966). Hansen (1939) fit un essai infructueux d'induction des femelles d'*A. rostrata* en utilisant des hypophyses de grenouilles et de la gonadotrophine chorionique.

Boëtius *et al.* (1962) ont induit avec des hormones (gonadotrophine chorionique humaine et œstrogènes) la maturation des mâles et des femelles d'*A. anguilla* et de femelles d'*A. rostrata* mais sans parvenir à la libération des gamètes. À la fin de l'expérience pour *A. rostrata*, le diamètre maximal de l'œuf observé a été de 0,6 mm, et le poids relatif des ovaires était de 15,8%. Une perte de poids de 40-50% a été observée chez *A. anguilla* après 200 jours d'induction. Edel (1975a) a réussi la maturation artificielle complète chez deux femelles d'*A. rostrata*. La température optimale de maturation serait entre 18-22^{o}C (Boëtius et Boëtius 1967). Il semble qu'un extrait d'hypophyse de poisson (GTH extrait de la carpe) contienne les hormones les plus efficaces pour produire la maturation d'*A. rostrata* (Edel 1975a). Deux anguilles argentées maintenues comme témoins avaient un IGS de 6% après 100 jours de captivité, tandis qu'un des individus qui a relâché des œufs avait un IGS de 34,4%. Sorensen et Winn (1984) ont réussi à fertiliser artificiellement les œufs d'*A. rostrata*. Ils ont observé que les femelles en maturation avancée avaient un IGS de 32-41% et qu'après l'atteinte d'une masse maximale, une certaine résorption a été constatée.

7.3 Stratégies vitales reliées au sexe

7.3.1 Déterminisme du sexe

En se basant sur la féminisation précoce des gonades de l'anguille au cours du développement, Bertin (1951) a avancé que les organes génitaux d'*A. anguilla* semblaient principalement femelles. Malgré un début de masculinisation, le retour au sexe femelle est toujours possible. Les caractères mâles ont une situation précaire et ils apparaissent greffés au développement femelle prédominant (Bertin 1951). Cette description correspond chez l'anguille au type d'un gonochoriste indifférencié d'après la nomenclature employée par Yamamoto (1969). D'autre part, il existe chez les poissons une grande diversité au niveau de la détermination du sexe, qui peut impliquer des mécanismes chromosomiques, physiologiques et comportementaux (Chan et Yeung 1983; Yamazaki 1983). La présence de chromosomes sexuels chez *A. rostrata* et *A. anguilla* n'est pas confirmée hors de tout doute (Sola *et al.* 1980; Wiberg 1983; Sola *et al.* 1984). Toutefois, selon les chercheurs qui postulent leur existence, les homochromosomes ZZ seraient caractéristiques des mâles tandis que les femelles porteraient les hétérochromosomes ZW (Park et Grimm 1981; Passakas et Tesch 1980; Passakas 1981).

Le mode de détermination du sexe de l'anguille demeure inconnu (Bertin 1951; Tesch 1977). D'après Bertin (1951) la détermination du sexe dès la fécondation (détermination syngamique) ou lors du développement (détermination métagamique) interagiraient pour expliquer l'équilibre des sexes. Dans le deuxième cas, les civelles seraient asexuées à leur arrivée sur les côtes et l'environnement déterminerait le sexe. Bertin (1951) a évalué à partir des expériences réalisées chez *A. anguilla* que la détermination métagamique (environnementale) du sexe serait prédominante. Il a toutefois estimé à environ 10% le nombre de « femelles syngamiques » qui évolueraient précocement vers le sexe femelle; cette féminisation serait réversible en conditions adverses. Bertin (1951) a appelé « théorie des hétérochromosomes vulnérables » les mécanismes de détermination du sexe chez l'anguille. Les chromosomes seraient sujets au dédoublement sous l'action de facteurs physico-chimiques particuliers. Le changement de sexe de certaines cellules entraînerait la formation d'une gonade hermaphrodite et la prédominance de l'un des deux sexes ne dépendrait que du métabolisme, influencé indirectement par le milieu environnant.

Les expériences menées chez *A. anguilla* indiquent que l'action de l'environnement en conjonction avec les fortes densités de population et la disponibilité des ressources alimentaires favorisent le développement du sexe mâle (Tesch 1977; Passakas et Tesch 1980). Passakas et Tesch (1980) ont examiné des anguilles de divers milieux et lorsque la densité de la population était plus faible, certaines des gonades femelles rencontrées étaient génétiquement mâles. Dans les régions affichant des densités plus élevées, des gonades mâles étaient génétiquement femelles. Ces chercheurs ont suggéré que la pression (sous-alimentation) sur la population pourrait modifier le développement des femelles génotypiques en mâles phénotypiques. Cette plasticité sexuelle faciliterait l'adaptation de

l'espèce face à des environnements diversifiés. La température pendant une période spécifique du développement pourrait aussi contribuer à la détermination du sexe et ce trait pourrait être contrôlé par plusieurs gènes (polygénique).

Pour *A. rostrata*, les densités élevées semblent aussi favoriser les mâles. Hansen et Eversole (1984) ont postulé que la domination (95%) des femelles dans la rivière Cooper était liée à la faible densité des anguilles. La détermination métagamique du sexe semble aussi prédominer chez *A. rostrata* (Krueger et Oliveira 1997).

7.3.2 Sexe-ratio en fonction de la salinité

L'influence de la salinité sur la détermination du sexe chez *A. anguilla* et *A. rostrata* a fait l'objet de beaucoup d'observations. Selon un énoncé général, les mâles seraient plus abondants en eaux salées ou saumâtres et les femelles domineraient en eaux douces (Smith 1913; Bigelow et Welsh 1925; Bertin 1951; Vladykov 1966; Boëtius et Boëtius 1967). Pour *A. rostrata* il existe des études qui appuient cette hypothèse (Vladykov 1966; Hurley 1972; Harrell 1977; Facey et LaBar 1981; Helfman *et al.* 1984a) et d'autres qui l'invalident (Bigelow et Schroeder 1953; Huver 1966; Gray et Andrews 1970; Winn *et al.* 1975; Dolan et Power 1977; Michener 1980; Hansen et Eversole 1984). Bertin (1951) a cité autant d'études favorables que défavorables pour l'espèce européenne. Tesch (1977) mentionne que la salinité ne semblait pas influencer le sexe-ratio chez diverses populations d'Europe. Sinha et Jones (1966) ont examiné le sexe de 8000 anguilles d'Europe et ils ont constaté que mâles et femelles se côtoyaient dans tous les types d'habitats. L'hypothèse de D'Ancona (1960) suggérant que l'intensité de la migration d'*A. anguilla* soit en fonction de différences métaboliques entre les sexes, est inadéquate pour expliquer pourquoi la ségrégation n'opère pas dans certains bassins. Cette hypothèse d'une migration différentielle a tout de même une certaine base physiologique car le taux de croissance des femelles est plus élevé que celui les mâles (Helfman *et al.* 1984a).

Dans toutes les études sur le sexe-ratio il y a habituellement prédominance d'un seul sexe (tableau 11). Selon Hansen et Eversole (1984), les femelles peuvent dominer tant en eaux douces qu'en eaux saumâtres. Dans les petits cours d'eau de la côte Est de l'Amérique du Nord, il a été démontré que les mâles dominaient dans les estuaires mais que la proportion de femelles y était élevée (Winn *et al.* 1975). Les études ayant utilisé l'histologie montrent une prépondérance des femelles dans plusieurs systèmes hydrologiques nord américains, indépendamment de la salinité du milieu (tableau 11). Les mâles représentaient de 0% à 2% dans les populations de Terre-Neuve (Gray et Andrews 1970), de la Nouvelle-Écosse (Jessop 1987), de la rivière Matamek (Dolan et Power 1977), du fleuve Saint-Laurent (Desjardins *et al.* 1983a; Couillard *et al.* 1997), du lac Champlain (Facey et LaBar 1981) et les sections d'eau douce de la rivière Cooper (Harrell 1977). La proportion de mâles varie de 4% à 7% dans l'estuaire de la rivière Cooper (Michener 1980; Hansen et Eversole 1984). En contraste, les mâles représentaient 6% en eau douce et 36% dans l'estuaire de la rivière Altamaha; cependant les femelles dominaient toujours (Helfman *et al.* 1984a).

Tableau 11. Proportion d'anguilles mâles dans différents milieux nord-américains en fonction de la latitude.

Localité	Ét./Pr.	Salinité	Latitude	Phase	Taille mm	N	% Mâles	Technique	Source
Faeringehavn	GR	D	63°42'	AJ/AA	345-667	23	8,7	Macros.	Boëtius 1985
Salmon River	TN	D	51°07'	AJ	291-571	33	0	Histologie	Gray et Andrews 1971,1970
Burnt Berry Brook	TN	D	49°22'	AJ	159-784	55	0,02	Histologie	Gray et Andrews 1971,1970
Topsail Barachois	TN	S	47°32'	AJ	241-760	106	0	Histologie	Gray et Andrews 1971,1970
Topsail Pond	TN	D	47°32'	AA	535-931	92	0	Histologie	Gray et Andrews 1971,1970
Indian Pond	TN	S	47°26'	AJ	356-770	60	0	Histologie	Gray et Andrews 1971, 1970
Dog Bay	TN	D	49°30'	AA	640-930	94	0	Taille	Bouillon et Haedrich 1985
Holyrood Bay	TN	D	46°42'	AA	570-910	90	0	Taille	Bouillon et Haedrich 1985
-	TN	-	-	AJ	193-930	191	5,8	Macros.	Vladykov 1966
Fleuve Saint-Laurent	QC	D	47°00'	AA	562-1088	3841	0	Macros.	Larouche *et al.* 1974
-	QC	-	-	AJ	193-1275	165	0,6	Macros.	Vladykov 1966
Système Matamek	QC	D	50°15'	AJ	166-870	571	0,01	Histologie	Dolan et Power 1977
Système Matamek	QC	S	50°15'	AJ	170-587	42	4,8	Histologie	Dolan et Power 1977
Kamouraska, Fleuve Saint-Laurent	QC	S	47°34'	AA	770-920	473	0	Histologie	Couillard *et al.* 1997
Fleuve Saint-Laurent	QC	D	47°34'	AJ/AA	358-1123	600	0	Histologie	Desjardins *et al.* 1983a
Lac Ontario Est	ON	D	44°00'	AJ	295-1060	1471	0	Taille/E	Hurley 1972
-	ON	D	-	AJ	422-1030	151	0	Macros.	Vladykov 1966
-	NB	-	-	AJ	212-642	198	20,2	Macros.	Vladykov 1966
-	NÉ	-	-	AJ	203-732	37	0	Macros.	Vladykov 1966
Eel Brook	NÉ	D	43°53'	AJ	385-702	117	0	Histologie	Jessop 1987
Rivière Medway	NÉ	D	44°04'	AA	346-945	283	2,4	Histologie	Jessop 1987
Rivière La Have	NÉ	D	44°25'	AA	435-939	352	0	Histologie	Jessop 1987
Lac Champlain	VT	D	44°41'	AJ	430-900	356	0	Histologie	Facey et LaBar 1981
-	MAS	-	-	AJ	258-415	107	9,4	Macros.	Vladykov 1966
-	NY	-	-	AJ	225-625	106	33,0	Macros.	Vladykov 1966
-	NJ	-	-	AJ	191-679	77	57,1	Macros.	Vladykov 1966
Rivière Annaquatucket	RI	D	41°33'	AJ/AA	265-935	1824	89,5	AC/Histo.	Krueger et Oliveira 1997
Rivière Annaquatucket	RI	D	41°30'	AJ	220-574	60	75	Histologie	Servidio 1986
Rivière Annaquatucket	RI	S/D	41°30'	AJ	160-740	245	76,3	AC/E	Oliveira 1997
Divers sites	RI	D	41°27'	AJ/AA	280-800	1413	88,2	Taille	Winn *et al.* 1975
Divers sites	RI	S	41°27'	AJ/AA	280-800	106	54,7	Taille	Winn *et al.* 1975
Point Judith Pond	RI	S	41°24'	AJ	241-668	559	10,6	Macros.	Bieder 1971
Rivière Narrow	RI	D	?	AA	?	?	88-90	?	Bianchini *et al.* 1982
Rivière Narrow	RI	D	?	AA	?	?	10	?	Bianchini *et al.* 1982
Cape Charles, Baie Chesapeake	VI	S?	37°13'	AA	339-845	98	53	Histologie	Wenner et Musick 1974
Estuaire Rivière James	VI	S	37°14'	AJ/AA	53-689	30	0	Histologie	Hedgepeth 1983
-	VI	-	-	AJ	400-642	41	0	Macros.	Vladykov 1966
Rivière Cooper	CS	S	32°52'	AJ	260-687	458	4,2	Histologie	Hansen et Eversole 1984
Pinnopolis Dam, Rivière Cooper	CS	D	33°14'	AJ/AA	98-834	208	1,5	Histologie	Harrell 1977
Wadboo Creek, Rivière Cooper	CS	D	33°11'	AJ/AA	284-703	62	1,3	Histologie	Harrell 1977
Charleston Harbour, Riv. Cooper	CS	S	32°47'	AJ	213-719	483	6,6	Histologie	Michener 1980
Bermudes	BE	S/D	32°15'	AJ	178-576	80	3,8	Macros.	Boëtius et Boëtius 1967
Doe Eddy, Rivière Altamaha	GE	D	31°38'	AJ	79-702	215	6	Histologie	Helfman *et al.* 1984a
Ruisseau Fridaycap, Riv. Altamaha	GE	S	31°21'	AJ	214-567	203	36	Histologie	Helfman *et al.* 1984a
-	FL	-	-	AJ	206-592	36	52,8	Macros.	Vladykov 1966
-	TRI	-	10°35'	AJ	269-496	16	37,5	Macros.	Vladykov 1966

LÉGENDE :
Ét./Pr. : État ou province
Salinité : D = Douce et S = Saumâtre ou salée
Phase : AJ = Anguille jaune et AA = Anguille argentée
N : Nombre de mâles et femelles uniquement
Technique :Macros. = Observation macroscopique; E = Extrapolation; AC = Broyat à l'acéto-carmine; Histo. = Histologie.

BE = Bermudes, GE = Georgie, GR = Groenland, CS = Caroline du Sud, FL = Floride, NB = Nouveau-Brunswick, NÉ = Nouvelle-Écosse, MAI = Maine, MAS = Massachusetts, NJ = New Jersey, NY = New York, ON = Ontario, QC = Québec, RI = Rhode Island, TN = Terre-Neuve, TRI = Trinidad, VIR = Virginie, VT = Vermont

7.3.3 Dimorphisme sexuel et influence de la latitude

Chez plusieurs espèces fécondes, il existe peu de différences morphologiques ou chromatiques entre les géniteurs et ce même en période de fraie (Moyle et Cech 1988). Le dimorphisme sexuel est défini comme les critères morphologiques externes permettant d'établir un diagnostic clair entre les sexes. Lorsqu'il existe une différence, le type le plus commun concerne la taille corporelle, la femelle étant souvent plus grande. Harrell (1977) a avancé que le dimorphisme sexuel existait chez *A. rostrata* et mentionne des études supportant l'affirmation (Boëtius et Boëtius 1967; Wenner et Musick 1974; Winn *et al.* 1975). D'un autre côté, Panfili *et al.* (1994) ont soutenu que le dimorphisme sexuel au niveau de la taille n'existait pas chez *A. anguilla*, les différences étant dues au fait que les femelles vivent plus longtemps. En affichant une meilleure croissance et une maturation plus tardive les femelles atteindraient une taille plus élevée. Cependant la définition du dimorphisme sexuel n'inclut pas de considérations sur l'âge.

Les anguilles jaunes femelles atteignent des âges plus élevés, ont une masse corporelle supérieure et sont plus grandes que les mâles (Michener 1980; Hansen et Eversole 1984). Certains chercheurs (Smith 1913; Bigelow et Welsh 1925; Smith et Saunders 1955; Vladykov 1966) ont postulé que chez *A. rostrata*, tout comme chez *A. anguilla* (Bertin 1951), les mâles atteindraient la maturité à une taille et à un âge inférieurs. Les mâles argentés sont généralement plus petits que les femelles argentées (Vladykov 1966). Au Rhode Island les mâles argentés atteignaient 28-40 cm et les femelles de 41-80 cm (Winn *et al.* 1975). Dans la rivière Annaquatucket, Krueger et Oliveira (1997) ont observé que les mâles argentés avaient une taille moyenne de 335 ± 0,5 mm (N = 1632) tandis que les femelles affichaient 475 ± 4.8 mm (N = 192). Pour cette population, la séparation presque complète entre les sexes indiquait que la taille est un bon discriminant du sexe des anguilles argentées. Colombo et Rossi (1978) ont aussi avancé que la taille était un critère utile pour séparer les sexes chez *A. anguilla*.

En général, les populations d'anguilles jaunes des régions septentrionales atteignent une taille, un poids et un âge moyen plus élevés que celles des régions du sud (voir chapitre 13). Les femelles sont dominantes à ces latitudes et affichent une meilleure croissance que les mâles. Helfman *et al.* (1987) ont avancé l'hypothèse que les mâles et les femelles emploieraient des stratégies vitales distinctes. Les premiers chercheraient à minimiser la durée de la phase anguille jaune, tandis que les femelles maximiseraient leur taille en passant plus de temps en phase anguille jaune. La taille pourrait d'ailleurs être un stimulus pour le déclenchement de la phase argentée chez *A. anguilla* (Frost 1945b). Cette taille de passage en phase anguille argentée dépend probablement de la taille minimale requise pour compléter la migration jusqu'à la Mer des Sargasses (Helfman *et al.* 1987). Les anguilles en migration ne s'alimentent pas et la distance à parcourir jusqu'à l'aire de fraie varie en fonction de la latitude (plus de 4000 km à partir du Canada). Vøllestad (1992) a démontré que chez *A. anguilla* en phase argentée, la taille des anguilles augmentait avec la distance de l'aire de ponte. Les informations pour l'anguille d'Amérique semblent aller dans le même sens en ce qui concerne les femelles. Les populations du Canada sont en moyenne plus grandes que celles du Rhode Island, situé

plus au sud (Helfman *et al.*, 1987). Cependant aucune corrélation n'a pu être établie entre la latitude et la taille des mâles argentés du Rhode Island jusqu'en Georgie (Helfman *et al.* 1987).

7.4 Sexe-ratio en fonction de la distribution géographique

Les sexe-ratios avancés par les chercheurs utilisant des techniques morphologiques, telles que la taille ou l'observation macroscopique (Vladykov 1966; Boëtius et Boëtius 1967; Winn *et al.* 1975) ont été remis en question (Dolan et Power 1977; Facey et LaBar 1981). Vladykov (1966) a suggéré l'existence d'une relation entre la taille des civelles atteignant les côtes de l'Amérique et le sexe-ratio. Il a observé que la taille des civelles augmentait entre la Floride et le Québec, en correspondance avec une augmentation du nombre de femelles à partir du sud jusqu'aux régions septentrionales. Toutefois une mauvaise attribution du sexe, la sélectivité des échantillonnages (exclusion des petits spécimens) et le petit nombre d'individus examinés dans certaines localités ne permettaient pas de tirer ces conclusions (Winn *et al.* 1975; Dolan et Power 1977; Harrell 1977; Helfman *et al.* 1984a; Jessop 1987). Michener (1980) a réfuté le corollaire de l'hypothèse de Vladykov (1966) stipulant que les mâles dominent les habitats plus au sud de l'aire de répartition. D'ailleurs il existe très peu de données disponibles sous le 30^{e} parallèle. Krueger et Oliveira (1997) ont estimé que l'apparente diminution du nombre de femelles dans les régions du sud pourrait refléter un biais dans les échantillonnages des anguilles argentées lors de la dévalaison. Les données sous-estimeraient leur nombre dans ces régions. Dans les régions nordiques, le nombre de mâles argentés pourrait être plus élevé que ne le laissent croire les données, leur échantillonnage pouvant aussi être inadéquat (Krueger et Oliveira 1997).

Les sexe-ratios présentés au tableau 11 sont basés sur le nombre de mâles et de femelles différenciés uniquement. Les anguilles mâles sont rares dans les régions septentrionales de l'aire de distribution (Vladykov 1966; Gray et Andrews 1970; Dolan et Power 1977; Jessop 1987; Couillard *et al.* 1997). La grande majorité des études des populations tant en eaux douces qu'en eaux saumâtres ou salées, à partir du Groenland jusqu'en Floride, a montré une domination des femelles (tableau 11). Pour les études ayant employé l'histologie pour la détermination du sexe, il existe néanmoins quelques exceptions : 91% de mâles dans les eaux douces en Georgie (Facey et Helfman 1985); 58% dans l'estuaire de la rivière Savannah en Georgie (Helfman *et al.* 1987); 75% dans la rivière Annaquatucket au Rhode Island (Servidio 1986; Oliveira 1997); 53% dans l'estuaire de la baie Chesapeake en Virginie (Wenner et Musick 1974). Pour les quelques études ayant employé l'observation macroscopique des gonades ou d'autres techniques, il y a aussi des cas de domination des mâles : 84% dans le lac Crecy au Nouveau-Brunswick (Vladykov 1966) et de 55-90% dans divers habitats du Rhode Island (Winn *et al.* 1975; Bianchini *et al.* 1982; Oliveira 1997; Krueger et Oliveira 1997). La domination des mâles à la rivière Annaquatucket au Rhode Island constitue un cas particulier pour une population nordique, car il n'existe pas d'autres exemples aussi bien documentés. Une certaine stabilité temporelle ressort des études dans ce système, indiquant que des facteurs locaux contribuent à maintenir le phénomène. Cette rivière possède de nombreux barrages, dont

le premier est situé à moins d'un kilomètre de l'embouchure et la densité moyenne en aval de cet obstacle de 1844 individus/ha de plus de 160 mm est très élevée (voir chapitre 12).

7.5 Déroulement de la fraie

7.5.1 Fraie

La fraie qui se déroule en haute mer n'a fait l'objet d'aucune observation en milieu naturel, mais certains détails ont été déduits à partir d'expériences menées au laboratoire. Lors de la maturation artificielle complète des femelles qui ont libéré des œufs, une forte odeur caractéristique émanait de la peau et du mucus (Edel 1975a; Sorensen et Winn 1984). Cette odeur pourrait jouer un rôle attracteur en milieu marin pélagique (Edel 1975a). Sorensen et Winn (1984) ont réussi à fertiliser artificiellement les œufs d'*A. rostrata* et à observer quelques comportements d'individus matures. L'olfaction très développée chez les anguilles peut jouer un rôle dans la reproduction. Une phéromone sexuelle libérée avec les œufs pourrait intervenir dans le comportement des mâles. Les mâles semblaient aussi utiliser leur sens de la vision pour repérer les femelles (pourrait intervenir pour la localisation en milieu pélagique). Des milliers d'œufs ont été relâchés à la fois, à des périodes erratiques de quelques heures et pendant un à trois jours. Ces données suggèrent une fraie répétée des femelles avant qu'elles ne succombent éventuellement. Une nage active des femelles accompagnait la libération des œufs. Toute stimulation mécanique provoquait aussi l'évacuation des œufs. Les mâles ont surtout manifesté une attraction pour les femelles sur le point de lâcher des œufs. Pendant des périodes dépassant parfois cinq minutes, les mâles exerçaient de légères pressions (nudging) sur la région urogénitale de la femelle et sous la mandibule, dans le but de provoquer l'émission des œufs. Les femelles n'ont montré aucun comportement particulier, à l'exception de la nage, et n'ont pas libéré d'œufs en présence des mâles. Les mâles maintenaient un contact étroit et intermittent avec les femelles, et la libération de la semence a été observée simultanément pour quelques mâles. Une fois dans la zone de reproduction et passée la zone de convergence sub-tropicale, McCleave (1987) a avancé qu'une phéromone émise par les femelles matures servirait à attirer les mâles et éviterait le croisement entre les deux espèces.

7.5.2 Période de reproduction

Chez *A. anguilla*, le pic d'activité de fraie dans la Mer des Sargasses a lieu au début du mois de mars (Schmidt 1925). L'expédition allemande réalisée en 1979 a confirmé ces résultats (Schoth 1982; Tesch et Wegner 1990). Il est probable que la fraie débute aussi tôt que le mois de janvier et qu'elle se prolonge au moins jusqu'en juillet (Schmidt 1925; McCleave *et al.* 1987). Pour *A. rostrata* la fraie semble aussi s'étaler sur les mêmes périodes (Schmidt 1923; Vladykov 1964; Smith 1968; Vladykov et March 1974). Ces observations ont été déduites à partir de l'étude de la croissance des larves (Schmidt 1925) et plus particulièrement à partir de la distribution des plus petites larves (5 mm). Les considérations sur la période de fraie sont discutées par Tesch (1977).

7.5.3 Sites de reproduction

Les anguilles fraient dans la Mer des Sargasses, loin des continents et à des profondeurs supposées de 400 m à 700 m (Schmidt 1925). Les sites exacts de ponte demeurent toutefois inconnus. La population d'*A. rostrata* est supposée panmictique et elle se reproduirait entre les Bermudes et les Antilles de l'Ouest (Avise *et al.* 1986; McCleave *et al.* 1987). Vladykov (1964) a avancé que les sites de fraie seraient plus au sud que les données antérieures ne le suggèrent. La migration marine des anguilles a fait l'objet de peu d'observations et hormis la capture de onze spécimens de phase argentée en mer près des côtes des États-Unis (Wenner 1973) et l'observation d'anguilles au large des Bahamas par 2000 m de fond (Robins *et al.* 1979), aucune anguille et aucun œuf n'ont été récoltés sur l'aire de reproduction présumée.

Les captures des larves de 5 mm ont lieu principalement à des profondeurs de 70 m. Ces larves n'effectuent pas de migration verticale (les plus grandes migrent). Certaines larves d'*A. anguilla* de 5 mm ont été capturées à des profondeurs de 250 m (Schoth et Tesch 1984). Les plus petites larves d'*A. rostrata* ont été prises dans les filets à plancton à 300 m de profondeur (Kleckner *et al.* 1983). La fraie semble se dérouler dans la zone épipélagique, dans les premières centaines de mètres de profondeur (Kleckner *et al.* 1983; McCleave et Kleckner 1985; Castonguay et McCleave 1987; Tesch et Wegner 1990). La température optimale de maturation lors d'expériences en laboratoire a été de 20°C (Boëtius et Boëtius 1967). Selon Wegner (1982) la température sur l'aire de reproduction en 1979 était de 21°C à 22°C à une profondeur de 100 m, et de 20°C à 200 m. Pour les deux espèces d'anguilles en 1979, les larves étaient plus abondantes entre les méridiens 60° et 70° ouest et à une latitude de 25° nord (20-30°) (Tesch et Wegner 1990). McCleave *et al.* (1987) ont mentionné que la fraie pourrait survenir entre 20° et 29° de latitude nord et 52° à 79° de longitude ouest. Il est possible de rencontrer les deux espèces aux mêmes stations d'échantillonnage (Schmidt 1925; Beebe et Tee-Van 1934; Boëtius et Harding 1985; McCleave *et al.* 1987) mais *A. rostrata* prédomine à l'ouest du 62e méridien et au sud du 25e parallèle (Kleckner et McCleave 1985). Wegner (1982) et Kleckner *et al.* (1983) ont souligné l'importance de la convergence subtropicale dans la localisation de l'aire de fraie principale pour les deux espèces. Les plus petites « prélarves » et larves (3,9 mm à 5,5 mm) d'*A. rostrata* ont été capturées au long de ce front thermique qui sépare les deux masses d'eau présentes.

McCleave et Harden-Jones (1979) ont estimé que Schmidt ne disposait pas de suffisamment d'informations pour déterminer l'aire de reproduction d'*A. rostrata*. L'acceptation générale des hypothèses formulées par le chercheur danois a fait que peu de poids a été accordé aux observations de Vladykov (1964) qui stipulait que la présence d'*A. rostrata* à Trinidad et aux Guyanes concordait avec une aire de reproduction située beaucoup plus au sud. Boëtius et Harding (1985) ont révisé le travail de Schmidt tout en complétant l'étude des collections récoltées par ce dernier. Ces chercheurs ont établi que : l'affirmation de Schmidt stipulant qu'*A. anguilla* ne se reproduisait pas dans la Mer Méditerranée était basée sur très peu de données; la reproduction s'étalait sur une plus

longue période que ne le prétendait Schmidt; l'aire de reproduction délimitée par Schmidt résultait d'un artéfact méthodologique provoqué par la distribution de l'effort d'échantillonnage. Bien que Schmidt ait bien mis en évidence la forte différence de densité des plus petites larves (10 mm) selon un axe nord-sud, rien ne lui permettait de conclure à des différences selon un axe est-ouest. Les hypothèses sur les mécanismes de séparation d'*A. anguilla* et d'*A. rostrata* vers leurs continents respectifs ont aussi été infirmées par Boëtius et Harding (1985), mais le problème concernant le sort des larves dans les zones de mélange des deux espèces est resté entier.

7.6 Fécondité potentielle, caractéristiques des œufs et ontogenèse de l'œuf fécondé

Plusieurs études montrent que la taille moyenne et maximale des femelles augmente avec la latitude (Hurley 1972; Facey et LaBar 1981; Helfman *et al.* 1987). Toutefois l'idée de Vladykov (1966) suggérant que la proportion de femelles augmentait dans les réseaux hydrographiques en fonction de la latitude est basée sur des données moins probantes (Helfman *et al.* 1987). La fécondité étant proportionnelle à la masse et à la taille corporelle, ces tendances suggèrent que les populations septentrionales contribuent pour une portion importante du potentiel reproducteur de l'espèce (Barbin et McCleave 1997). Seulement deux études ont lié la fécondité à la taille ou au poids corporel pour l'anguille d'Amérique (Wenner et Musick 1974; Barbin et McCleave 1997). Edel (1975a) a présenté la fécondité pour deux spécimens chez lesquels la ponte avait été induite expérimentalement. Les grandes valeurs avancées (10 à 20 millions d'œufs) auparavant pour la fécondité par divers chercheurs (Vladykov 1955; Eales 1968) demeurèrent anecdotiques car elles n'ont pas été reliées à des caractéristiques morphologiques et ne provenaient pas d'observations directes (Scott et Crossman 1974). Les informations sur les autres espèces d'anguilles sont peu nombreuses. La fécondité d'*A. anguilla* a été étudiée par Boëtius et Boëtius (1980) et celle de *A. australis* et *A. dieffenbachii* par Todd (1981). Boëtius et Boëtius (1980) ont d'ailleurs estimé que des anguilles d'Europe de 630 mm à 920 mm produisaient entre 0,7 et 2,6 millions d'œufs par individu. À cause de la fraie unique (sémelparité), la mesure de la fécondité constitue la contribution totale à l'effort reproducteur (Barbin et McCleave 1997).

D'après Wenner et Musick (1974) le nombre d'oocytes peut être calculé à partir des équations suivantes :

Selon la taille corporelle : $\log F = -4{,}29514 + 3{,}74418 \log Lt$

Selon le poids : $\log F = 3{,}2299 + 1{,}1157 \log W$

Où F = Fécondité, Lt = Longueur totale (mm) et W = Poids (g).

Barbin et McCleave (1997) ont obtenu les relations suivantes pour la fécondité :

Selon la taille corporelle : $\log F = 1{,}2601 + 2{,}9642 \log Lt$

Selon le poids : $\log F = 4{,}1646 + 0{,}9153 \log W$

Où F = Fécondité, Lt = Longueur totale (cm) et W = Poids (g).

L'étude de Barbin et McCleave (1997) couvrait l'étendue des tailles rapportées dans la littérature pour les anguilles argentées. Les estimés de la fécondité de ces derniers pour le Maine ont été d'un ordre de 1,5 à 3,3 fois plus élevés que ceux réalisés par Wenner et Musick (1974) pour la population de la baie Chesapeake en Virginie (plus au sud). Il est toutefois hasardeux d'inférer des tendances spatiales ou temporelles sur la fécondité à partir des données de ces deux études seulement.

D'après Edel (1975a) les œufs d'*A. rostrata* dans l'eau salée ont un diamètre de 1,25 mm au stade de maturité le plus avancé. Le diamètre moyen des œufs était de 1.06 mm (0,59-1,25 mm) en eau salée; ils étaient transparents, légèrement ellipsoïdaux et ils possédaient des gouttelettes lipidiques aidant probablement à la flottaison dans la colonne d'eau. Un estimé de leur nombre pour un individu de 560 g a donné 1,3-1,5 million. Une autre anguille (65 cm) a aussi relâché des œufs spontanément suite aux injections, et ils mesuraient en moyenne 0,78 mm (0,50-0,99 mm). Sorensen et Winn (1984) ont observé une taille moyenne des œufs de 1 mm, et ceux qui ont été fertilisés ont atteint le stade de gastrula en 15 heures avant de mourir. Les œufs étaient similaires à ceux des autres espèces d'*Anguilla*. La production de sperme viable a duré au moins deux semaines, tandis que les femelles semblaient réceptives sur une période plus courte (quelques jours) en conditions expérimentales. Eldred (1968) mentionne que les larves d'*A. rostrata* pourraient mesurer environ 6 mm à l'éclosion et que les individus atteindraient de 7 mm à 9 mm après quelques jours. Une fois le sac vitellin résorbé, débute l'intervalle leptocéphale qui peut durer plusieurs années (voir chapitre 6, point 6.1.1).

Il existe très peu d'informations sur les œufs et la période embryonnaire des anguilliformes (Castle 1984). Aucun œuf n'a jusqu'à présent été récolté en milieu naturel (Schmidt 1929 dans Tesch 1977; Tåning 1938; Tucker 1959) et ceux identifiés par Fish (1926 et 1927) comme appartenant à *A. rostrata* étaient en fait des œufs de la murène *Anarchias yoshiae* (Eldred 1968). Yamamoto *et al.* (1975) dans Tesch (1991) ont décrit les œufs et les larves obtenues par fertilisation artificielle d'*A. japonica*. Les œufs de seulement quelques espèces ont été étudiés et on ne dispose pas de clés pour les familles. Les œufs des anguilles sont grands; le chorion est mince et translucide, mais il peut abriter des chromatophores de taille réduite. L'espace périvitellin est grand. Le vitellus (yolk) constitue jusqu'à la moitié du diamètre de l'œuf, il est segmenté et peut contenir des chromatophores (Castle 1984). Des globules lipidiques (oil globules) sont habituellement présents mais leur nombre varie en fonction du développement. Le développement dure quatre jours à 20^{o}C chez certaines espèces, mais cette période peut être plus longue. L'embryon atteint à l'éclosion entre 4,5-5,5 mm; il s'enroule à différents degrés autour du vitellus qui est alors plus réduit en dimension. Au stade de développement le plus tardif l'embryon peut posséder des mélanophores et une segmentation; toutefois le nombre

définitif de myomères et les caractéristiques pigmentaires des larves, si elles en possèdent, ne sont pas complètement établies avant l'éclosion (Castle 1984).

Yamamoto et Yamauchi (1974) ont réussi les premiers à fertiliser artificiellement des œufs d'*A. japonica*. Après la fertilisation en eau salée à 23°C, les larves ont commencé à éclore après 38-45 heures et ont survécu cinq jours, passant de 4,8 mm au moment de l'éclosion à 6,2 mm au cinquième jour. Au troisième, jour la bouche et l'anus se sont développés et les nageoires pectorales sont apparues.

8. ALIMENTATION

8.1 Alimentation des leptocéphales, civelles et anguillettes

On ignore presque tout du régime alimentaire des leptocéphales, mis à part le fait qu'ils consomment du plancton (Kracht et Tesch 1981). À partir des caractéristiques de taille, de transparence et de dentition des leptocéphales, Westerberg (1990) a suggéré que les proies potentiellement utilisées parmi le zooplancton doivent être relativement grandes, transparentes et de consistance gélatineuse. L'information sur la diète des civelles en milieu marin est rare aussi. On suppose qu'elles ne s'alimentent pas pendant la métamorphose (Bertin 1951). Pour *Anguilla anguilla* en voie de pigmentation, certaines caractéristiques morphologiques et physiologiques indiquent néanmoins qu'elles seraient incapables de s'alimenter (Lecomte-Finiger 1983). Les expériences en aquarium menées sur différents stades ont fourni des résultats contradictoires (Tesch 1977; Lecomte-Finiger 1983). Selon Tesch (1977) les premiers organismes ingérés par des spécimens d'*A. anguilla* provenant de milieux naturels n'apparaissent qu'au stade VI_{A4}, tel que défini par Élie *et al.* (1982).

Dutil *et al.* (1989) ont décrit l'alimentation des civelles en montaison dans la Petite rivière de la Trinité sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. L'alimentation a débuté aux stades VI_{A2}-VI_{A3} avec 17% des individus contenant des proies. La plupart des civelles des stades VI_{A4}-VI_{B} (75%), et des anguillettes de stade VII (98%) avaient ingéré des proies. Les larves de chironomides (90% en nombre) et les larves de simulidés (8% en nombre) ont constitué l'essentiel du régime.

McCord (1977) a analysé les contenus stomacaux de 84 anguillettes de 74 mm à 127 mm, et seulement 18 avaient ingéré des proies. Les larves d'insectes (chironomidés et trichoptères) ont constitué les principales proies, avec les crustacés.

8.2 Alimentation des anguilles jaunes ; généralités

À cause des habitudes omnivores, il est difficile d'extraire un portrait général du comportement alimentaire des anguilles jaunes. Le régime varie en effet avec la taille de l'individu, la dimension des mâchoires, la saison et la disponibilité des proies. Fahay (1978), Facey et Van Den Avyle (1987), Lary et Busch (1997) ont effectué des synthèses des informations disponibles.

L'activité alimentaire est nocturne et les principales proies sont des invertébrés benthiques et des poissons. Les anguilles attrapent ces derniers par la chasse mais elles les capturent plus aisément lorsqu'ils sont confinés dans des trappes (Godfrey 1951; O'Connor 1971; Caron *et al.* 1986), dans des filets de pêche ou encore profitent des carcasses trouvées. Des matières végétales (2-5% d'occurrence) et des débris inorganiques (5-18% d'occurrence) sont souvent trouvés dans les estomacs en proportions variables (Wenner et Musick 1975; McCord 1977; Facey et LaBar 1981), suggérant un mode alimentaire benthique qui a été confirmé par des observations directes (Perlmutter

1951; Jenkins et Jenkins 1980; Helfman 1986 et 1995). Dans les zones tempérées de l'aire de distribution, il est généralement admis que l'anguille cesse toute activité durant la période hivernale, témoignant possiblement de l'origine sub-tropicale du groupe (Tesch 1991). Walsh *et al.* (1983) ont déterminé expérimentalement qu'à des températures d'acclimatation situées entre 10-20°C, typiques de la saison estivale, les anguilles jaunes d'*A. rostrata* s'alimentaient régulièrement. Sous les 5°C (typique de l'hiver) et sur une période de plus de cinq semaines, l'alimentation cessait. Bruun (1963) a rapporté que l'alimentation d'*A. anguilla* ne débutait pas avant qu'une température d'au moins 10°C soit atteinte. Nyman (1972) mentionne 14°C comme le minimum pour déclencher la quête active de nourriture chez *A. anguilla*. Barila et Stauffer (1980) mentionnent aussi une limite de 14°C pour *A. rostrata*. Boëtius et Boëtius (1967) ont constaté qu'*A. rostrata* des Bermudes semblait s'alimenter sur une grande partie de l'année et ne pas avoir de période d'hibernation.

Il existe chez l'anguille, comme chez de nombreuses autres espèces prédatrices, une certaine relation entre la taille des proies et celle de l'individu (Ogden 1970; Facey et LaBar 1981). À mesure que l'individu grandit, le pourcentage de poissons et de crustacés augmente (Sinha et Jones 1967b; Ogden 1970; Moriarty 1978; Facey et LaBar 1981; Lookabaugh et Angermeier 1992). Cependant la taille de la proie (poisson) n'est pas toujours corrélée à la taille corporelle (Beumer 1979 dans Tesch 1991). La taille de la proie peut aussi être corrélée avec la largeur de la bouche (tête). Lammens et Visser (1989) ont décrit un phénomène de flexibilité morphologique chez des populations d'*A. anguilla* présentant des individus avec une spécialisation alimentaire pour les insectes ou les poissons. Les anguilles piscivores ont présenté en moyenne des têtes de 1,2 à 1,5 fois plus larges, et une condition équivalente ou meilleure que celle des insectivores. La réponse morphologique a semblé correspondre aux conditions environnementales, mais la part reliée au sexe n'a pu être établie (Lammens et Visser 1989).

À l'approche de la phase d'anguille argentée, il a été avancé que l'alimentation cessait pendant la dévalaison, probablement à cause d'une certaine dégénérescence (ou réduction) du tractus digestif (Gray et Andrews 1971; Tesch 1977). Chez les anguilles argentées d'*A. rostrata* et *A. anguilla* en maturation avancée (induite expérimentalement), on constate une dégénérescence de l'appareil digestif (Pankhurst et Sorensen 1984). L'anguille ne s'alimentant pas en eau salée et réussissant à régler l'osmorégulation avec des structures réduites, le phénomène est interprété comme la « fermeture » (shut down) d'un système redondant. L'énergie ainsi « économisée » pour le maintien des tissus fonctionnels peut ainsi être mise à contribution pour la migration. Fontaine *et al.* (1982) ont néanmoins démontré que cet état de dégénérescence n'était pas irréversible. Frost (1946) a capturé des anguilles argentées qui avaient ingéré des proies dans le cours supérieur du bassin de drainage. Facey et Helfman (1985) mentionnent que, parmi les anguilles argentées d'*A. rostrata* en début de migration en eau douce, certains individus (deux sur six) avaient des proies dans l'estomac et aucun ne présentait de signes de régression du tractus digestif. Dans les régions septentrionales, le synchronisme de la dévalaison avec le moment de l'année où les températures sont à la baisse pourrait en

partie expliquer la diminution de l'activité alimentaire des individus en migration catadrome.

8.3 Comportements associés à l'alimentation

Les anguilles, en plus de se nourrir par succion (inertial feeding) et « préhension-brassage » (grasp and shake), peuvent aussi déchiqueter des grandes proies par rotation du corps (spin feeding) (Tesch 1977; Deelder 1984; Helfman et Clark 1986; Helfman et Winkelman 1991). Cette particularité comportementale, observée chez relativement peu de groupes, leur confère une plasticité étonnante au niveau des habitudes alimentaires. Elle permet la consommation partielle de grandes proies (Wenner et Musick 1975), malgré l'absence d'une dentition spécialisée pour couper. Les anguilles peuvent aussi occuper une niche de nécrophage de « première ligne » car elles n'apprécient pas la matière en décomposition trop avancée (Tesch 1977). Le tournoiement est induit lorsque le ratio de la largeur de la proie sur celle de la mâchoire dépasse 85% (Helfman et Clark 1986). Le « spin feeding » a été observé en laboratoire sur des poissons, crevettes, annélides, écrevisses et crabes (Perlmutter 1951; Helfman et Winkelman 1991). Une dépense énergétique plus élevée y est toutefois associée et face à un choix d'aliments, les anguilles optent en général pour les types ingérés plus aisément (Helfman et Winkelman 1991). Helfman (1995) rapporte des observations d'anguilles ayant ainsi vidé de leurs œufs une alose savoureuse (*Alosa sapidissima*) et un esturgeon noir (*Acipenser oxyrhynchus*) captif. Le fait de tournoyer peut aussi les aider à se libérer des prédateurs (Helfman et Clark 1986).

Helfman (1995) a effectué de nombreuses observations comportementales en milieu naturel. Le fait d'avoir une production abondante de mucus la rend plus difficile à saisir pour les prédateurs et lui permet de s'aventurer dans les endroits exigus. Elle peut aussi nager de reculons avec force et s'enfouir queue ou tête première. En chasse elle nage près du fond avec des arrêts périodiques pour fouiller du rostre les sédiments (nosing) (Perlmutter 1951; Jenkins et Jenkins 1980; Helfman 1995). Fahay (1978) a estimé que l'anguille dépendait davantage de son odorat que de sa vision pour trouver des proies. La nage ondulée des anguilles, produisant peu de turbulences acoustiques, pourrait leur être utile pour surprendre les poissons la nuit (Helfman 1995).

Perlmutter (1951) a effectué des essais en aquarium visant à déterminer la capacité des anguilles d'effectuer la prédation sur les ammocètes des lamproies (*Lampetra appendix*). L'excellente aptitude au fouissage (même dans le sable grossier) leur a permis de les détecter dans la boue et de les capturer. Cet auteur a noté que les anguilles enfouies laissent à peine dépasser le bout de leur rostre (Perlmutter 1951).

8.4 Cannibalisme

Quelques études ont mis en évidence le cannibalisme tant chez *A. anguilla* que chez *A. rostrata* et d'autres espèces d'anguilles (Sinha et Jones 1967b; Gray et Andrews 1971; McCord 1977; Moriarty 1978; Wattendorf 1979; Beumer 1979; Lookabaugh et

Angermeier 1992). Ce phénomène est particulièrement présent au printemps et lorsque des nombres considérables de civelles migrent. La forme allongée de l'anguille facilite son ingestion par ses semblables. Pour *A. anguilla*, Sinha et Jones (1967b) rapportent que jusqu'à seize civelles ont été trouvées dans l'estomac d'un spécimen de 33 cm, et que des anguilles de 26 cm et 30 cm avaient été avalées respectivement par des individus de 59 cm et 64 cm. Pour *A. rostrata*, le cannibalisme n'a pas été observé pour des spécimens de moins de 30 cm (McCord 1977). Wattendorf (1979) rapporte qu'en aquarium, des civelles d'*A. rostrata* de 70 mm peuvent attaquer et tuer des individus à peine plus petits qu'elles. Cependant, ce comportement s'apparente davantage à une manifestation agonistique qu'au cannibalisme et semble lié à l'établissement de hiérarchies de dominance dans les bassins, provoqué par des densités élevées.

8.5 Alimentation des anguilles jaunes en milieux lotiques

Dans les rivières Kennebecasis et Coverdale du Nouveau-Brunswick l'anguille s'est alimentée principalement de larves d'insectes aquatiques (éphéméroptères, plécoptères, diptères, trichoptères), d'annélides et de poissons (Godfrey 1951). Sur les 302 spécimens récoltés de nuit à la pêche à l'électricité, seulement 5% avaient ingéré des poissons et les salmonidés n'ont pratiquement pas été utilisés. Godfrey (1951) mentionne toutefois que l'anguille s'alimente des œufs, des alevins et des fretins de salmonidés dans la rivière Petitcodiac.

Godfrey (1957) a décrit le régime estival (juillet à août) dans quatre ruisseaux se jetant dans la rivière Didgeguash au Nouveau-Brunswick. Au total 382 anguilles de 6 cm à 51 cm ont été récoltées à la pêche à l'électricité, dont 82 (21%) avaient l'estomac vide. Le régime était dominé par les larves d'insectes. Les proies secondaires ont été les crustacés, mollusques, annélides et poissons. Les 30 anguilles qui ont mangé des poissons avaient ingéré 62 naseux noirs (*Rinichthys atratulus*), dix saumons (*Salmo salar*), une épinoche et un chabot (*Cottus sp*.). D'après les densités de petits poissons observées sur les sites de capture des anguilles, l'auteur a estimé la prédation de ceux-ci par les anguilles à 3% par nuit, ce qui pourrait réduire les effectifs de 50% en un mois.

Ogden (1970) a décrit le régime d'été de 196 anguilles (129 avec des proies) capturées à la pêche à l'électricité dans huit ruisseaux du New Jersey. Les insectes ont dominé le régime pour les classes de tailles 145 mm à 244 mm et 245 mm à 344 mm; les crustacés sont toutefois apparus à ces dernières tailles. Une plus grande diversité apparaît de 345 mm à 494 mm, mais les insectes sont encore les proies principales; les poissons commencent alors à être utilisés et la contribution des crustacés augmente. La diète est moins variée pour les individus de 495 mm à 594 mm : les crustacés dominent, suivis par les poissons et les insectes, en faible proportion toutefois. Les anguilles de plus de 595 mm utilisent presque exclusivement les poissons et les crustacés. Le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) est le poisson le plus fréquemment consommé, suivi de loin par le meunier rouge (*Catostomus catostomus*). Un petit mammifère a été trouvé, ingéré probablement à l'état de carcasse. Ogden (1970) a aussi réalisé pour un ruisseau (Big Flatbrook), une comparaison qualitative entre les contenus stomacaux et des échantillons

de benthos. L'auteur a observé que les proies trouvées dans les estomacs reflétaient bien les proportions des organismes benthiques trouvés dans le milieu. Il semble toutefois que certains insectes aient été utilisés préférentiellement (mégaloptères), et d'autres proies sous-utilisées (diptères, pélécypodes, gastéropodes, annélides et planaires), ce qui contredit l'observation générale stipulée précédemment par Ogden (1970).

McCord (1977) a analysé les contenus stomacaux de 257 anguilles capturées à la pêche à l'électricité dans le Tailrace Canal (Cooper River), en Caroline du Sud. Seulement 85 (33%) individus avaient des proies dans l'estomac. Les poissons ont constitué la catégorie de proie la plus importante (42% en nombre et 95% en volume), suivis par les crustacés (19% en nombre et 3% en volume), les mollusques et les larves d'insectes. Les anguilles de taille intermédiaire (20-59 cm) ont présenté un régime plus diversifié que les autres classes de tailles. Les poissons ont été incorporés dans la diète surtout au printemps et en hiver, les clupeidés (*Alosa aestivalis* surtout), *A. rostrata*, les ictaluridés et les centrarchidés étant les groupes les plus utilisés (McCord 1977).

Denoncourt et Stauffer (1993) ont analysé les contenus stomacaux de 325 spécimens du secteur amont de la rivière Delaware. De ce nombre 154 (47%) avaient l'estomac vide. Le régime alimentaire estival a été dominé par les insectes, soit 99% d'occurrence et du nombre. Les larves d'éphéméroptères, plécoptères, trichoptères, coléoptères et diptères ont formé la quasi-totalité de la diète. En moyenne les anguilles avaient ingéré dix-huit organismes. Celles qui présentaient des poissons avaient ingéré relativement moins de proies. Les ammocètes de *Petromyzon marinus*, le chat-fou liséré (*Noturus insignis*) et des cyprins (*Notropis sp*.) ont été repertoriés (7% d'occurrence). La comparaison du régime alimentaire avec le benthos a permis de déterminer la préférence des anguilles pour certaines larves d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères. La plupart des groupes benthiques ont été sous-utilisés : mollusques, oligochètes, certains trichoptères, coléoptères et diptères (chironomidés). Les émergences d'insectes ont fait varier la disponibilité de certains groupes et l'indice de sélectivité au cours de l'été. La nette sous-utilisation des chironomidés a été constatée en présence d'éphéméroptères et de trichoptères (Frost 1946; Sinha et Jones 1967b; Moriarty 1978; Ogden 1970; Denoncourt et Stauffer 1993).

Les informations concernant l'alimentation dans le bassin du fleuve Saint-Laurent sont rares. Eckersley (1982) a examiné 425 anguilles (probablement entre 25 cm et 45 cm) au pied de la centrale Moses-Saunders. Seulement douze individus avaient ingéré des proies (larves de diptères). Latour *et al.* (1980) mentionnent qu'une anguille du lac Saint-Louis avait mangé des gastéropodes et une écrevisse.

8.6 Alimentation des anguilles jaunes en milieu lentique

Il y a relativement peu de données concernant les milieux lacustres, bien qu'ils soient considérés par plusieurs comme des aires d'alimentation importantes, et que les femelles prédominent dans ces habitats.

O'Connor (1971) a constaté le régime essentiellement piscivore des anguilles (N = 22) de plus de 45 cm du lac Bill, sur la Côte Nord du Saint-Laurent, près de Sept-Îles. L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) représentait 56% du volume stomacal et la proportion augmentait avec la taille des individus. Les épinoches (*Pungitius pungitius*) constituaient la deuxième proie en importance, tandis que les larves d'odonates étaient les insectes les plus utilisés. La méthode de capture des anguilles (trappe) a pu avoir une influence sur la présence importante des poissons dans cette étude. Le jour les anguilles ont occupé les habitats les plus profonds disponibles, et la nuit les zones littorales pour s'alimenter. Aucune anguille n'a été capturée avant le 1er juillet et avant que la thermocline ne soit formée à 16^{o} C.

Facey et LaBar (1981) ont examiné 427 anguilles du lac Champlain (35% d'estomacs vides). Globalement le régime alimentaire était composé par les poissons (38% en volume), les décapodes (30%) et les insectes (10%). Les plus petites anguilles (43-57 cm) ont utilisé des larves d'insectes (40%), des poissons (24%) et des crustacés (22%). L'importance des insectes a diminué chez les anguilles de taille moyenne (31%) et chez les plus grandes (10%). Les plus grandes anguilles (73-87 cm) ont consommé des poissons (37%), des crustacés (35%) et d'autres types de proies (18%). Les poissons utilisés ont été, en ordre décroissant, les chabots (*Cottus sp*.), les cyprins, l'omisco (*Percopsis omiscomaycus*), la perchaude (*Perca flavescens*), le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*), la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*). L'importance des poissons (38% du volume et 26% d'occurrence) dans cette étude est due à la taille élevée des individus (> 43 cm).

8.7 Alimentation des anguilles jaunes en milieux estuariens

Sorensen *et al.* (1986) ont étudié l'activité alimentaire dans l'estuaire de la rivière Pettaquamscutt de la fin de l'été au début de l'automne. Les anguilles se sont alimentées toute la nuit, avec un maximum peu après le coucher de soleil (55% des captures) et une activité plus réduite par la suite (44% des captures). Très peu d'individus ont été pris dans les casiers à anguilles appâtés le jour (1%). Il semble y avoir un lien entre l'activité alimentaire et locomotrice, et des paramètres environnementaux et physiologiques.

Brinley et Bowen (1935) ont observé des groupes d'anguilles attaquer des bancs de gaspareaux (*Alosa pseudoharengus*) et d'aloses tyrans (*Brevoortia tyran*) en été, peu avant le coucher de soleil et rester inactives de jour.

Wenner et Musick (1975) décrivent le régime alimentaire dans les estuaires de trois rivières (James, Rappahannock et York) se déversant dans la baie Chesapeake en Virginie. D'avril à octobre, ils ont examiné 336 spécimens de 25 cm à 74 cm, dont la plupart avaient des proies dans l'estomac (68%). Les crustacés (surtout le crabe bleu, *Callinectes sapidus*) ont totalisé entre 17% et 77% du volume, suivis par les mollusques bivalves (surtout *Mya arenaria*, *Mulinia lateralis* et *Macoma sp*.) qui ont constitué entre 10% et 62% du volume selon le secteur. Les annélides polychètes ont complété l'essentiel

de la diète. Les poissons ont été peu importants, seul le gaspareau ayant été trouvé (< 5% d'occurrence). Un recouvrement alimentaire important a été observé entre les classes de tailles, toutefois les plus petites anguilles n'ont réussi qu'à arracher les siphons des bivalves et les appendices des crabes, tandis que les plus grandes les ont ingérés au complet.

Dans le bassin de la rivière James (26 400 km^2), Lookabaugh et Angermeier (1992) ont étudié le régime alimentaire dans les secteurs dulçaquicoles et estuariens. Sur les 367 spécimens étudiés, 62% n'avaient pas de proies dans l'estomac. Pour les petites anguilles (100-249 mm) les invertébrés aquatiques (soit insectes ou micro-crustacés) ont été les proies principales, peu importe le secteur considéré. Les grandes anguilles (> 375 mm) ont surtout utilisé des poissons (53% du poids sec) et des écrevisses (42% poids sec), les premiers dominant dans les secteurs amont et les seconds dans la plaine côtière. Les anguilles de taille moyenne (250-374 mm) ont présenté un régime intermédiaire avec une dominance des invertébrés en nombre et des poissons en poids sec. Les percidés, cyprinidés, ictaluridés, catostomidés et *A. rostrata* ont été les poissons trouvés en ordre décroissant d'importance. Des grenouilles adultes (ranidés) ont aussi été ingérées. Une relation entre la taille des proies et la taille corporelle a pu être notée. Les grandes anguilles des secteurs amont étaient largement piscivores, ce qui leur permet peut-être de tirer un avantage bioénergétique (croissance plus forte).

Boëtius et Boëtius (1967) donnent des informations qualitatives sur l'alimentation des anguilles de Bermudes, un milieu tropical. Pour les dix-huit individus qui avaient ingéré des proies (sur 79 examinés), huit avaient des poissons (*Fundulus bermudae*), six avaient des insectes (pupes de chironomidés), trois avaient des gastéropodes (*Physa sp*.) et un avait des amphipodes. Les insectes ont surtout été trouvés chez les plus petites anguilles de 20 cm à 28 cm, tandis que les poissons ont été trouvés chez les anguilles de 30 cm à 50 cm.

9. RELATIONS INTERSPÉCIFIQUES

9.1 Interactions de l'anguille avec d'autres espèces de poissons

L'anguille a souvent été considérée comme un compétiteur potentiel de plusieurs espèces de poissons à cause de ses mœurs omnivores. Smith (1955) a même préconisé l'installation de barrages étanches aux anguilles pour les empêcher d'atteindre les habitats à salmonidés. La plupart des études ont porté sur la relation avec des espèces d'intérêt sportif ou commercial, en particulier les salmonidés. Certaines de ces études ont montré que les populations d'anguilles, par prédation ou compétition trophique, ont entraîné peu d'effets quantifiables sur l'abondance ou sur la croissance des salmonidés (Godfrey 1951; Thomas 1962; Sinha et Jones 1967b; Mann et Blackburn 1991). D'un autre côté Godfrey (1957) a estimé les pertes estivales pour le saumon de 1% à 12% par nuit, selon le secteur des ruisseaux du Nouveau-Brunswick. Le nombre de saumoneaux pourrait être considérablement réduit aux endroits où la densité des anguilles est élevée. Elson (1957) a effectué un suivi de la survie des saumoneaux jusqu'au smolt dans deux secteurs de la rivière Pollett séparés par une chute et où la densité de l'anguille (de taille assez grande pour s'alimenter de poissons) est trois fois moindre en amont. La survie a été de 30% en moyenne dans le secteur avec de plus faibles densités d'anguilles, comparée à 15% pour l'autre secteur. O'Connor et Power (1973) ont suggéré que la prédation de l'anguille pourrait réduire la productivité de l'omble de fontaine dans les lacs. La biomasse d'omble de 0,34 kg/ha observée dans le lac Bill s'est avérée plus basse que celle des lacs environnants (1,6-4,3 kg/ha), apparemment dépourvus d'anguille. Engstrom-Heg et Loeb (1971) ont examiné dix anguilles de la rivière Ten Mile (New York) et six avaient ingéré des poissons dont *Salmo trutta*, *Rinichthys atratulus* et *R. cataractae*. Smith et Saunders (1955) mentionnent que les densités d'anguilles sont plus faibles dans les eaux froides propices aux salmonidés et que l'hibernation de l'anguille limite la prédation pendant la saison froide. Cette description des systèmes naturels pourrait toutefois être remise en question par des ensemencements massifs de civelles (Tesch 1991).

Peterson et Gale (1991) ont étudié la composition estivale des communautés dans trois bassins hydrographiques des provinces maritimes du Canada. L'ordination des espèces et les corrélations canoniques ont permis d'identifier trois groupes d'espèces au niveau supérieur de l'arbre hiérarchique, dont un incluant *Salvelinus fontinalis*, *A. rostrata* et *Semotilus atromaculatus*, et de déterminer que le pH, le débit (une fonction de la taille du cours d'eau), la température médiane de l'eau et la concentration d'acides humiques (couleur) étaient les paramètres les plus influents dans la distribution. Dans le système Sainte-Croix, le pic d'abondance d'*A. rostrata* a été distinct de celui de *Salmo salar*, l'anguille dépassant 40% des nombres dans les milieux à débit supérieur à 1,0 m^3/s et avec une température médiane de 21-23^oC, tandis que le saumon dominait des habitats distincts (débits de 0,3-0,5 m^3/s et température de 20-21^oC). La distribution d'*A. rostrata* était semblable dans les deux autres bassins, excepté que l'absence de certaines espèces (*Salvelinus fontinalis* et cyprins) lui permettait d'accroître son abondance relative en réponse à la diminution probable de la compétition, et ainsi de dominer le cours inférieur des bassins (d'autres informations sont présentées au chapitre 12).

Un outil quantitatif d'évaluation des interactions (Interaction assessment II, INTASS) a permis d'estimer le « fitness » d'*A. rostrata* en fonction de diverses variables environnementales et de la densité des espèces (Emlen *et al.* 1992). En période estivale, les achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieui*) de moins de 10 cm et le naseux des rapides (*R. cataractae*) ont un effet positif sur l'anguille, tandis que les achigans à petite bouche de plus grande taille, le naseux noir (*R. atratulus*) et la densité des congénères entraînent un effet négatif (voir chapitre 15 pour des détails).

La prédation sur les œufs de poissons par l'anguille est négligeable car cet item n'apparaît pratiquement pas dans les études alimentaires. Seuls les œufs déposés au printemps ou à l'été sont consommés à l'occasion (Godfrey 1951). Les œufs des salmonidés, qui sont déposés de la fin de l'automne au tout début du printemps, sont moins sujets à la prédation à cause de la diminution de l'activité de l'anguille entraînée par les basses températures. Jenkins et Jenkins (1980) rapportent la prédation sur les œufs du chevalier jaune (*Moxostoma valenciennesi*), à des températures de 16˚C à 19^{o}C, de jour et de façon plus importante la nuit.

9.2 Prédateurs de l'anguille

D'après toutes les données disponibles, il semble que le nombre de prédateurs potentiels de l'anguille adulte soit assez restreint. Il en va autrement des leptocéphales et des civelles, qui sont la proie de nombreux organismes, incluant leur propre espèce. Après avoir examiné près de 1000 poissons appartenant à 25 espèces marines carnassières, Appelbaum (1982) dans Tesch (1991) a constaté une très faible prédation des leptocéphales. Des larves ont été trouvées seulement pour *Ceratoscopelus warmingii* (pour une occurrence de 5/278). Needler (1929) mentionne que parmi les 316 aiglefins (*Melanogrammus aeglefinus*) capturés au large du Cap Breton entre le 14 mai et le 4 juin, 32 (10%) avaient ingéré des civelles de 5 cm à 6,5 cm en migration côtière. Moriarty (1978) mentionne que les congres (*Conger sp*.) peuvent s'alimenter de bons nombres d'*A. anguilla*, et que l'occurrence des congres serait limitante pour la distribution des anguilles dans les régions côtières marines. Scott et Scott (1988) estiment que les anguilles en migration sont ingérées par les grands poissons prédateurs marins, malgré le peu de mentions dans la littérature. Hornberger *et al.* (1978) mentionnent que les bars rayés (*Morone saxatilis*) et les achigans à grande bouche (*Micropterus salmoides*) de la rivière Cooper (Caroline du Sud) ont utilisé des civelles et des petites anguilles jaunes, mais en faible quantité. Après l'introduction de l'anguille (*A. anguilla*) dans plusieurs lacs de Biélorussie, Kostyuchenko et Prishchepov (1972) ont examiné plus de 2500 perches (*Perca fluviatilis*), 530 brochets (*Esox lucius*) et 42 lottes (*Lota lota*). Des anguilles n'ont été trouvées que dans les estomacs de cinq perches, de deux brochets et d'une lotte. Dans les rivières de la Norvège, Vøllestad et Jonsson (1988) mentionnent que la truite brune et le saumon atlantique pourraient jouer un rôle significatif dans la réduction par prédation des densités d'*A. anguilla*. Adams et Hankinson (1916) rapportent avoir trouvé une anguille morte portant des marques de lamproies.

Les observations sur la prédation par les oiseaux ichtyophages sont presque toutes de nature qualitative ou anecdotique. Les contenus stomacaux du grand harle (*Merganser merganser*) et du martin-pêcheur d'Amérique (*Megaceryle alcyon*) examinés par Godfrey (1951) ont fait ressortir une importance mineure de l'anguille pour les deux oiseaux. Coldwell (1939) mentionne que l'alimentation hivernale (novembre à mars) du grand harle sur la rivière Gaspareau (Nouvelle-Écosse) était exclusivement constituée d'*A. rostrata*. Les becs-scies ont capturé des anguilles de 25 cm à 51 cm (maximum 56 cm), mais non sans quelques difficultés pour les avaler, allant parfois sur la rive pour y parvenir. Seymour (1974) a observé les goélands marins (*Larus marinus*) plonger dans les eaux peu profondes de l'estuaire de la rivière Antigonish en Nouvelle-Écosse pour capturer des anguilles de 25 cm à 61 cm (estimation). Les goélands n'ont tenté de les avaler qu'une fois rendus sur la berge. Seymour (1974) mentionne aussi que les pygargues à tête blanche (*Haliaetus leucocephalus*) capturent des anguilles sur les estrans, et que la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrynchos*) réussit à localiser les anguilles enfouies mais n'a pas été observée en train d'en avaler. Malgré les nombreux goélands argentés (*Larus argentatus*) chassant dans cette zone, aucun n'a été observé attaquant une anguille. Scott et Scott (1988) rapportent la capture d'une grande anguille par un balbuzard (*Pandion haliaetus*). Au niveau de la prédation aviaire en Europe, les espèces les plus généralement mentionnées sont : le héron cendré (*Ardea cinerea*), le grand cormoran (*Phalacrocorax corbo*) et le harle huppé (*Mergus serrator*) (Vøllestad et Jonsson 1988; Adam 1997). Adam (1997) mentionne qu'après l'exploitation humaine, la prédation par le grand cormoran et le héron cendré constituait la seconde source de mortalité des anguilles du lac de Grand-Lieu.

La prédation par des mammifères a rarement été observée en milieu naturel. Helfman et Clark (1986) rapportent qu'un vison (*Mustela vison*) a réussi à immobiliser, non sans peine, une grande anguille qui tournoyait en réaction à sa capture. Libois et Rosoux (1989) ont estimé que l'anguille (*A. anguilla*) constituait la proie la plus abondante de la loutre européenne (*Lutra lutra*) dans le marais Poitevin. Vladykov (1946) constate que la consommation supposée de l'anguille par les bélugas (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent s'est avérée sans fondement, aucune trace de celle-ci n'a été trouvée dans les 165 spécimens disséqués. Schmidt (1909) fait mention d'un cachalot (*Physeter macrocephalus*) capturé au large des Açores qui avait ingéré un spécimen d'*A. anguilla*.

10. PARASITES ET AGENTS INFECTIEUX

10.1 Parasites indigènes de l'Amérique du Nord

Des listes des parasites de l'anguille ont été fournies par Hoffman (1967) pour l'Amérique du Nord et par Margolis et Arthur (1979) pour le Canada. Les autres sources consultées sont : Hanek et Molnár (1974) pour le Québec, Hanek et Threlfall (1970) pour le Labrador et Terre-Neuve, Dechtiar et Christie (1988) pour le lac Ontario et Cone *et al.* (1993) pour la Nouvelle-Écosse. D'une façon plus spécifique, Van Cleave (1921) et Arai (1989) ont été consultés pour les acanthocéphales, Gibson (1996) pour les trématodes, et Manter (1955) pour les parasites marins. La synthèse de ces informations est présentée au tableau 12. Nous avons retenu l'organisation taxonomique utilisée par Margolis et Arthur (1979). Les parasites peuvent se présenter chez l'anguille sous la forme de larves, d'immatures ou d'adultes. La plupart des informations concernent les parasites en milieu dulçaquicole. Lorsqu'il s'agissait d'infestations expérimentales, il en a été fait mention, et la distribution géographique dans quelques états a été rapportée en autant que possible (tableau 12). La liste nord américaine de parasites de l'anguille comprend : 6 Protozoa, 4 Myxosporida, 25 Trematoda, 5 Cestoda, 14 Nematoda, 16 Acanthocephala, 6 Arthropoda et 1 Mollusca. Aucune sangsue (Annelida) n'a été rapportée, et il existe une seule mention de parasitisme par les lamproies (Adams et Hankinson 1916).

10.1.1 Protozoa

Ichthyophthirius multifiliis est responsable de la maladie des « points blancs » (ichthyophthiriose) qui peut être contrôlée efficacement en pisciculture par un traitement simultané avec du vert de malachite et de la formaline (Loyacano et Crane 1977). Ce parasite peut causer des pertes de poids et la mort. Il est potentiellement le plus néfaste pour l'anguille dans le lac Ontario (Dechtiar et Christie 1988). Les infestations provoquées par *I. multifiliis* en milieu naturel ont rarement été observées. Jessop (1995c) rapporte que l'occurrence a varié de 13% à 23% pour les civelles (49,9-68,2 mm) et de 8% à 12% pour les anguillettes (70-120 mm) de la rivière East en Nouvelle-Écosse. L'épizootie, qui présentait une faible intensité (2-3 parasites/individu), semblait reliée à des forts débits observés pendant la montaison des civelles aux mois de juin et juillet. Néanmoins, les conditions environnementales favorables au développement du protozoaire sont restées obscures. Hanek et Molnár (1974) signalent la présence de *Eimeria anguillae* pour la première fois au Québec.

10.1.2 Myxosporida

Ghittino *et al.* (1974) ont décrit l'infestation cutanée par *Myxidium giardi* et *M. illinoisense* dans la région de la baie Chesapeake (Virginie). Newman (1977) a signalé *M. giardi* (fort probablement) au Maryland. Ces parasites peuvent causer des dommages importants aux muscles et aux branchies de l'hôte (Dechtiar et Christie 1988). Komourdjian *et al.* (1977) font une première mention de *M. zaelandicum*, trouvé avec une occurrence de 13,5% dans les branchies et les reins d'*A. rostrata* au Québec et en Ontario.

Tableau 12. Liste des parasites indigènes et introduits (soulignés) de l'anguille.

Protozoa	*Cryptobia markewitchi*, *Eimeria anguillae* (Qué), *Ichthyophthirius multifiliis* (Ont, CaN), *Trichodina anguillae*, *T*. sp. (Ont), *Trichodinella epizootica*, *Trypanosoma murmanensis* (exp, Atl)
Myxosporida	*Myxidium giardi* (Qué), *M. illinoisense* (Ont), *M. zealandicum* (Ont, Qué), *Myxobolus* sp. (Ont, Qué) = *Myxosobolus* sp. ? (Qué)
Trematoda	*Azygia acuminata* (exp), *A. longa* (NÉ, Ont, Qué, NY), *A. sebago*, *Brachyphallus crenatus* (exp), *Bunodera luciopercae* (Ont), *B*. sp. (Qué), *Centrovarium lobotes* (Ont), *Crepidostomum brevivitellum* (Lab, NÉ, Qué) = *C. brevivivitellanum* (Qué), *C. cornutum* (Ont, Qué), *Derogenes varicus* (Atl), *Deropristis inflata* (Atl), *Diplostomum flexicaudum*, *D. spathaceum* (Lab, TN, Ont) = *Diplostumulum spathaceum* ? (Lab, TN), *D. spathaceum indistinctum* (Ont), *Diplostomulum* sp. (NY), *Distomum vitellosum* ? (Atl), *Gyrodactylus anguillae*, *Hemiurus appendiculatus* ? (Atl), *H*. sp. (Atl), *Microphallus opacus* (Ont), *Plagioporus angulatus*, *Podocotyle atomon* (Lab, TN), *P. olssoni* (Atl), *Posthodiplostomum minimum*, *Pseudodactylogyrus anguillae* (NÉ), *Sphaerostoma bramae*, *Stephanostomum tenue*, *Tubulovesicula pinguis* (Atl)
Cestoda	*Bothriocephalus claviceps* (Lab, TN, NÉ, NB, Ont, Qué, NY), *B. scorpii* (Lab), *B*. sp. (Lab, TN), *Diphyllobothrium latum*, *D*. sp. (Ont), *Proteocephalus macrocephalus* (NÉ, Ont, Qué, NY), *P*. sp. (TN), *Triaenophorus nodulosus*
Nematoda	*Anguillicola crassus* (CaS, NY), *Camallanus lacustris*, *C. truncatus*, *Contracaecum spiculigerum*, *C. squalli*, *C*. sp. (Lab, TN), *Cystidicoloides tenuissima* (Qué), *Eustrongylides tubifex* (Vir), *Haplonema aditum* (Lab, TN, Qué), *H*. sp. (NY), *Ichthyobronema gnedini*, *Metabronema salvelini* (Qué), *Paraquimperia aditum* (Lab, TN, Ont, Qué, NY), *P. tenerrima* (NÉ), *Raphidascaris acus*, *Spinitectus inermis*, *S.* sp. (Ont), *Thynnascaris brachyura* (Ont)
Acanthocephala	*Acanthocephalus anguillae*, *A. jacksoni*, *A. lateralis* (Lab, TN), *A. lucii*, *Corynosoma semerme*, *Echinorhynchus coregoni* (Mar), *E. lateralis* (Lab, TN), *E. thecatus* (NY), *Leptorhynchoides thecatus* (Lab, Ont, NY) = *L. thecatum* (Lab), *Metechinorhynchus lateralis* (Lab, TN), *M. salmonis* (Ont), *M.* sp., *Neoechinorhynchus cylindratus* (NY), *N. rutili*, *Pomphorhynchus laevis*, *Pseudoechinorhynchus clavula*, *Tanaorhampus ambiguus* (Mar)
Arthropoda	*Argulus foliaceus*, *A. laticauda*, *Ergasilus caeruleus* (Qué), *E. celestis* (NÉ, Qué), *E. gibbus*, *E*. sp. (Lab, TN), *Lernea cyprinacea*
Mollusca	Glochidia

Légende : exp = Infestation expérimentale, Atl = Atlantique, CaN = Caroline du Nord, Lab = Labrador, Mar = Maryland, NB = Nouveau-Brunswick, NÉ = Nouvelle-Écosse, NY = New York, Ont = Ontario, Qué = Québec, TN = Terre-Neuve, Vir = Virginie, ? = identification ou équivalence incertaine.

Ce myxosporide avait été précédemment rapporté chez les anguilles de Nouvelle-Zélande et il n'a pas été clarifié s'il s'agissait d'une introduction récente ou d'une extension de l'aire de distribution. Hanek et Molnár (1974) mentionnent que pour le système Matamek, *M. giardi* était le parasite le plus courant (51% d'occurrence) ; il s'agissait aussi d'une première mention pour le Québec.

10.1.3 Trematoda

Le genre *Azygia* atteint la maturité dans l'hôte; il est caractéristique des eaux douces et il est rencontré chez les poissons carnivores (Van Cleave et Mueller 1932). Dans le lac Oneida (New York) *A. rostrata* est l'hôte naturel le plus important de *A. longa* (Van Cleave et Mueller 1932). Cousineau (1977) mentionne que *A. longa* cause des granulomes pyloriques chez les anguilles du Saint-Laurent. Parmi les trematodes qui touchent l'anguille et qui montrent des adaptations à plusieurs espèces de poissons, on trouve *Crepidostomum cornutum* et *Diplostomum* sp. (Van Cleave et Mueller 1932). Les larves (metacercaires) et adultes des genres *Diplostomum*, *Crepidostomum* et *Posthodiplostomum* ont été associés à des mortalités de poissons juvéniles, tandis que *Gyrodactylus* est considéré très nuisible pour les populations (Dechtiar et Christie 1988). Cone et Marcogliese (1995) ont avancé que *Pseudodactylogyrus anguillae* trouvé en Nouvelle-Écosse semblait être un parasite naturel à la fois d'*A. rostrata* et d'*A. anguilla*, et que sa présence ne semblait pas provenir d'une introduction. *P. anguillae* s'attaque aux branchies des anguilles et il est rare en Amérique du Nord (environ 8‰). Cousineau (1977) donne l'occurrence de *A. longa* (34%), *C. cornutum* (12%) et *Bunodera* sp. (7%) dans le Saint-Laurent et des tributaires du fleuve.

10.1.4 Cestoda

Le stade larvaire de *Triaenophorus nodulosus* s'enkyste dans le foie et le mésentère et peut causer des dommages importants aux tissus, tandis que les espèces du genre *Diphyllobothrium* sont pathogènes à l'état de plérocercoïdes et causent de graves épizooties chez les salmonidés (Dechtiar et Christie 1988). Van Cleave et Mueller (1932) signalent que *Bothriocephalus claviceps* et *Proteocephalus macrocephalus* sont communs dans le lac Oneida (New York). Dans le fleuve Saint-Laurent l'occurrence est de 10% pour *B. claviceps*, de 18% pour *P. macrocephalus* et de 15% pour les autres cestodes (Cousineau 1977).

10.1.5 Nematoda

Haplonema aditum serait spécifique à l'anguille (Hanek et Threlfall 1970). Il se loge dans l'intestin en provoquant des granulomes (Cousineau 1977), mesure de 8 mm à 12 mm (Mueller 1934) et aurait une occurrence de 20% dans le Saint-Laurent et les tributaires (Cousineau 1977). Le stade larvaire et les stades adultes de quelques espèces sont pathogènes. Par exemple *Eustrongylides tubifex* s'enkyste dans le mésentère et dans les muscles en causant des dommages aisément visibles chez les hôtes (Dechtiar et Christie 1988). En Virginie, Bursey (1982) a rapporté que *E. tubifex* s'enkystait aussi dans le

derme en provoquant des lésions semblables à celles de la furonculose, une maladie bactérienne, ce qui pouvait entraîner un mauvais diagnostic et un traitement inapproprié en pisciculture. Dans le lac Oneida de l'état de New York, *Haplonema* sp. serait commun, tandis que *Diplostomulum* sp. serait un parasite occasionnel d'*A. rostrata* (Van Cleave et Mueller 1932).

10.1.6 Acanthocephala

Neochinorhynchus cylindratus et *Leptorhynchoides thecatus* montrent des adaptations à une grande variété d'hôtes (Van Cleave et Mueller 1932). Le genre *Leptorhynchoides* est commun dans le lac Oneida (New York), tandis que *N. cylindratus* parasite occasionnellement *A. rostrata* (Van Cleave et Mueller 1932). *L. thecatus* et *Metechinorhynchus salmonis* ont des effets très néfastes chez les populations de poissons. Chez les individus fortement atteints, l'incorporation des nutriments est altérée suite aux hémorragies et à l'inflamation causée à la muqueuse intestinale (Dechtiar et Christie 1988). *Echinorhynchus thecatus* serait un des acanthocéphales les plus caractéristiques de l'habitat d'eau douce, tandis que *N. cylindratus* serait le plus répandu en Amérique du Nord (Van Cleave 1921). Les acanthocéphales parasitant *A. rostrata* sont tous dulçaquicoles et un certain nombre d'espèces sont aussi des parasites de l'anguille d'Europe (Van Cleave 1921).

10.1.7 Arthropoda

Les crustacés parasites du genre *Ergasilus* et *Argulus* sont considérés comme des organismes pathogènes importants. Ils s'alimentent de l'épithélium; leurs déplacements dans les branchies causent de l'hypotrophie des filaments branchiaux et ils sont parfois associés à des mortalités (Dechtiar et Christie 1988).

10.1.8 Mollusca

Les glochidies sont les larves des mollusques bivalves et ils s'attachent aux branchies et nageoires des poissons. Ils peuvent à l'occasion entraîner la mort de l'hôte (Dechtiar et Christie 1988).

La plupart des parasites rapportés par Hanek et Molnár (1974) pour le système Matamek au Québec affectaient le tractus digestif. Cousineau (1977) mentionne d'ailleurs que la gastro-entérite est parfois reliée à la présence de trématodes, nématodes et acantho-céphales. Dechtiar et Christie (1988) rapportent que la prévalence des infestations a atteint 95% (N = 42) pour les anguilles du lac Ontario. L'occurrence des treize espèces de parasites, qui touchaient principalement le tractus digestif et les branchies, a varié de 5% à 35%. Hanek et Threlfall (1970) rapportent que le taux d'infestation des anguilles de Terre-Neuve et du Labrador a atteint 58% pour tous les parasites.

10.2 Distinction des populations d'anguilles à partir des parasites

La distinction des populations d'anguilles à partir des parasites offre au départ un certain potentiel, la diversité des parasites qui touchent *A. rostrata* étant grande (Van Cleave 1921). D'autre part, le mode de vie amphihalin entraîne l'existence de communautés parasitaires distinctes entre les eaux douces, mixtes et salées. Il pourrait s'agir d'un moyen pour distinguer le milieu de résidence dans les zones estuariennes (Van Cleave 1921). Hanek et Threlfall (1970) signalent que certaines anguilles du Labrador et de Terre-Neuve possédaient à la fois des parasites typiquement marins et dulçaquicoles, mais que la plupart étaient infestées par des espèces dulçaquicoles ou marines. Au total, ils ont trouvé six espèces caractéristiques des eaux douces, trois pour les milieux marins et le cestode *Bothriocephalus claviceps* dans les deux milieux.

Dans une étude sur la discrimination des populations d'anguilles à partir des contaminants, Couillard *et al.* (1997) ont mis en évidence une relation inverse entre le taux de parasitisme et les niveaux de contamination. Ils ont trouvé des nématodes seulement dans les anguilles moins contaminées capturées à la pêche commerciale de Kamouraska (occurrence 2,7%), et non dans les anguilles contaminées du même site ou d'un tributaire de référence, la rivière aux Pins. La présence du trématode *Azygia longa*, qui touche les anguilles en migration à Kamouraska (occurrence moyenne de 23%) n'a pas servi à distinguer les différents groupes car son taux d'infestation a peu varié au cours de la saison. Ce parasite avait une occurrence de 9% à la rivière aux Pins. Les nématodes du mésentère et de l'estomac ont été plus abondants au début de la saison de pêche (1ère semaine) alors que la contamination était la plus faible. D'après Couillard *et al.* (1997), ces parasites sont probablement des indicateurs de l'origine géographique des anguilles et non de la contamination. Ils pourraient éventuellement servir à distinguer l'origine des migrants (Williams *et al.* 1992) mais des études beaucoup plus aprofondies sur les parasites sont nécessaires pour l'évaluation de cette méthode de discrimination.

Cone *et al.* (1993) ont observé des différences entre les communautés parasitaires des anguilles dans des sections de rivières aux eaux acides (pH 4,5-5,0) et tamponnées artificiellement avec de la chaux (pH 6,0-7,0) en Nouvelle-Écosse. La richesse spécifique a été plus élevée dans la section alcaline et les infections multiples y ont été plus nombreuses. Cette variation de la diversité des parasites face aux eaux acides semble similaire à celle de la faune invertébrée benthique dans les mêmes conditions. Les trématodes *Crepidostomum brevivitellum* et *Azygia longa* étaient absents des anguilles dans les eaux acides, tandis que les cestodes *Bothriocephalus claviceps* et *Proteocephalus macrocephalus* se rencontraient de façon similaire entre les milieux. Ces quatre organismes avaient une occurrence inférieure à 13%. Le parasite dominant *Paraquimperia tenerrima* infestait de 10% à 60% des anguilles et son occurrence était plus variable dans les eaux acides. Cone *et al.* (1993) ont conclu que l'étude des parasites pouvait fournir des informations sur certaines caractéristiques de l'environnement, ainsi que sur les perturbations à la chaîne trophique.

10.3 Parasites introduits en Amérique du Nord

La faune parasitaire de l'anguille d'Amérique (tableau 12), telle que compilée à partir des sources disponibles, ne permet pas d'identifier l'origine géographique des organismes. Il semble que le seul critère retenu pour qu'un parasite figure sur une liste est le fait qu'il soit établi dans une région donnée. On dispose de l'information plus détaillée sur les espèces exotiques qui ont été introduites récemment et qui ont eu un impact écologique. Lorsque des doutes existaient quant à l'origine, dans le cas du myxosporide *Myxidium zaelandicum* (Komourdjian *et al.* 1977) et du trématode *Pseudodactylogyrus anguillae* (Cone et Marcogliese 1995), ils ont été considérés comme des parasites indigènes.

*10.3.1 Le cas d'*Anguillicola crassus

Le nématode *Anguillicola crassus* est originaire de l'Asie de l'Est et *A. japonica* en est l'hôte naturel. Le parasite a été introduit en Allemagne au début des années 1980, apparemment avec l'importation d'anguilles du Japon pour des fins d'évaluation en pisciculture (Peters et Hartmann 1986). Après son introduction il s'est rapidement propagé à travers l'Europe, atteignant un taux d'infection de près de 100% dans certaines localités (Kennedy et Fitch 1990). Les manifestations de l'infection par *A. crassus* vont de lésions hémorragiques, à la fibrose et au collapsus de la vessie natatoire (Haenen *et al.* 1994). Une infection modérée ne semble pas provoquer d'effet sur la condition d'*A. anguilla*, mais les individus en captivité semblent plus apathiques (Peters et Hartmann 1986). Molnár (1994) mentionne que l'anguillicoliose a entraîné des mortalités massives d'anguilles dans un lac de Hongrie au début des années 1990. L'altération de la capacité natatoire des anguilles infectées pourrait réduire le nombre de géniteurs atteignant les sites de fraie et provoquer une diminution des populations en Europe (Möller *et al.* 1991). Höglund et Thomas (1992) considèrent que *A. crassus* pose des risques sérieux aux pêcheries d'anguilles en Europe.

Le genre *Anguillicola* comprend cinq espèces, toutes des parasites des anguilles (Ooi *et al.* 1996). Le cycle de vie de *A. crassus* est simple et en conditions expérimentales il peut être complété en moins de deux mois, ce qui peut expliquer sa propagation rapide en Europe (DeCharleroy *et al.* 1990). Les anguilles sont infectées par l'ingestion d'une larve logée dans un hôte intermédiaire (copépode ou ostracode) ou chez un poisson hôte paraténique (DeCharleroy *et al.* 1990). La larve traverse la paroi du tractus digestif et migre dans le cœlome jusqu'à la vessie natatoire. À cet endroit elle s'alimente de sang, puis se développe jusqu'à l'adulte. Les adultes s'accouplent, puis les embryons se développent dans l'utérus des femelles et sont libérés par milliers dans la vessie natatoire. Les larves quittent la vessie par le canal pneumatique jusqu'à l'intestin et sont évacuées de l'organisme avec les fèces. Une fois libres, elles s'attachent au substrat et attendent d'être ingérées par l'hôte intermédiaire qui leur sert à atteindre le stade infectieux (DeCharleroy *et al.* 1990).

Un autre facteur qui favorise la propagation de *A. crassus* est qu'il est peu spécifique quant à l'habitat ou face aux hôtes intermédiaires. Aux Pays-Bas, Haenen et Van Banning

(1990) ont trouvé des larves chez plusieurs poissons d'eau douce servant de proies à l'anguille, et ils ont démontré que l'infection survenait par l'ingestion de ces hôtes paraténiques (Haenen et Van Banning 1991). Kennedy et Fitch (1990) ont déterminé que le taux de survie du nématode dans l'hôte variait en fonction de la salinité du milieu, mais ils n'ont pas démontré la transmission dans l'eau de mer. Le fait que les larves puissent survivre en milieu saumâtre (15‰) jusqu'à trois semaines (DeCharleroy *et al.* 1990) et que des larves aient été trouvées chez des espèces marines et d'eau saumâtre d'Europe suggère que ces derniers puissent servir de vecteurs importants de dispersion du nématode (Höglund et Thomas 1992).

La découverte en 1995 de *A. crassus* dans une pisciculture du Texas a signalé son introduction en Amérique du Nord (Fries *et al.* 1996). Parmi les 23 anguilles examinées, huit étaient infectées à divers degrés. Les vérifications préliminaires de sa présence chez les populations naturelles d'anguilles au Texas n'ont pas réussi à retracer le nématode. Toutefois, sa détection chez une anguille en Caroline du Sud a permis d'avancer que le parasite semblait déjà établi sur le continent.

Secor *et al.* (1998) décrivent l'infestation par *A. crassus* dans la rivière Hudson, dans l'état de New York. L'occurrence a atteint 8% au site le plus en amont (210 km), 20% à une autre station (140 km) et aucun parasite n'a été détecté dans l'estuaire. La mention de l'espèce dans la rivière Hudson ainsi que dans la Baie Chesapeake (occurrence 20-40%) suggère que le nématode touche *A. rostrata* de façon étendue et confirme son implantation en Amérique du Nord.

Après l'examen de 329 spécimens récoltés à quatre sites de la baie Chesapeake et de 150 spécimens capturés à quatre sites dans la rivière Hudson, Barse et Secor (1999) ont trouvé une prévalence d'*A. crassus* de 10-29% et de 0-12% respectivement. Bien que la recherche du nématode uniquement dans la vessie natatoire constitue une sous-estimation de sa prévalence et de son intensité de parasitisme, la moyenne à chacun des sites de la baie Chesapeake variait de 3,1-7,6 nématodes/anguille et elle était de 0-1,7 nématodes/ anguille à la rivière Hudson.

La réponse de l'anguille d'Amérique dans son milieu naturel face à ce nouveau parasite est inconnue, mais les infections chez l'anguille d'Europe laissent présager que les effets sont plus pathogènes chez les nouveaux hôtes que chez l'hôte naturel (Rickards 1978; Ooi *et al.* 1996). Chez *A. japonica* le nématode n'entraîne pas de maladie clinique et encore moins la mort (Ooi *et al.* 1996). Après une propagation rapide du nématode en Europe (Kennedy et Fitch 1990), une certaine diminution de l'infection a été rapportée aux Pays-Bas (Haenen *et al.* 1994). Bien que les raisons de cette baisse demeurent inconnues, il a été suggéré que les anguilles développent une certaine réponse immunitaire qui minimiserait leur susceptibilité (Höglund et Thomas 1992; Molnár 1994; Ooi *et al.* 1996).

Ooi *et al.* (1996) rapportent qu'une épizootie de *A. crassus* a entraîné des mortalités massives d'*A. rostrata* dans les élevages à Taiwan. Des hémorragies ainsi que des

perforations de la vessie natatoire provoquées par les larves ont été observées, résultant en anémie et péritonite, et qui provoquaient la mort dans certains cas. Les *A. rostrata* infectées présentaient une région abdominale enflée et des hématomes dans la région périanale. Le traitement avec l'helminthicide Hodrin a contribué à diminuer les mortalités. Il semble que les migrations atypiques des larves dans le corps, qui peuvent causer d'importantes infections, contribuent à la mort de l'hôte (Ooi *et al.* 1996).

Les informations disponibles suggèrent que ce nématode soit établi sur la côte Est de l'Amérique du Nord et qu'il touche une proportion importante de la population dans certains secteurs. Il est impossible de situer précisément dans le temps l'arrivée sur le continent, ainsi que de retracer de quelle façon il a été introduit. Malgré le peu de données dont on dispose pour l'Amérique du Nord, ce nématode exotique pose un risque écologique énorme qui doit être pris en considération par les gestionnaires. Ce parasite constitue un facteur de stress supplémentaire pour la population d'anguilles, ce qui pourrait entraîner des pertes pour les pêcheries commerciales. Avec l'accroissement des transports de poissons vivants entre les pays, il est hautement probable que le nombre d'espèces introduites ira en augmentant et les problèmes qu'ils posent continueront d'inquiéter les gestionnaires (Kennedy et Fitch 1990). La seule façon efficace de limiter la propagation de *A. crassus* consiste à contrôler par des règlements plus sévères les importations/exportations d'anguilles vivantes, ainsi que les ensemencements.

10.4 Agents pathogènes bactériens, fongiques et viraux

10.4.1 Agents pathogènes rencontrés en milieu naturel

La recherche d'agents pathogènes en milieu naturel a visé à identifier les causes des mortalités massives dans le fleuve Saint-Laurent (voir chapitre 11). À titre exploratoire, Cousineau (1977) a identifié les bactéries *Aeromonas hydrophila*, *A. proteolytica*, *A. punctata*, *A. salmonicida*, *Pleisiomonas shigelloïdes* et *Vibrio parahaemolyticus* chez les anguilles du fleuve Saint-Laurent et de divers tributaires (tableau 13). Par la suite, Dutil et Lallier (1984) ont vérifié, à la fois chez des anguilles saines et malades, la présence d'*A. salmonicida*, *A. hydrophila*, *Renibacterium salmonarium* et *Vibrio anguillarum* dans le fleuve Saint-Laurent. Les individus sains étaient porteurs de ces organismes potentiellement pathogènes mais ne manifestaient pas des signes d'infection, tandis qu'aucune bactérie n'a pu être isolée chez les anguilles moribondes. L'hypothèse bactérienne a été écartée par ces chercheurs pour expliquer le phénomène des mortalités récurrentes. Il semble toutefois que chez *A. anguilla* de fortes mortalités soient provoquées en milieu naturel par *A. hydrophila* et *V. anguillarum* (Tesch, 1977). Chez les salmonidés, *A. salmonicida* et *R. salmonarium* provoquent respectivement la furonculose et l'infection rénale. Parmi les autres agents pathogènes isolés, on signale le virus IPN de la nécrose pancréatique infectieuse (Dutil 1994; Desrochers et Letendre 1994), ainsi que les champignons *Saprolegnia* sp. (Desrochers et Letendre 1994). Doyle (1970) mentionne aussi la présence d'un virus non identifié dans les érythrocytes.

Tableau 13. Agents bactériens, fongiques et viraux de l'anguille.

Bactéries	*Aeromonas hydrophila* (Qué, CaN, CaS), *A. proteolytica* (Qué), *A. punctata* (Qué), *A. salmonicida* (Qué, CaN, CaS), *A. shigelloides* (CaN), *A*. sp. (CaN), *Edwarsiella tarda* (CaN), *Pleisiomonas shigelloides* (Qué), *Pseudomonas fluorescens* (CaN), *P*. sp. (CaN, CaS), *Renibacterium salmonarium* (Qué), *Vibrio anguillarum* (Qué), *V. parahaemolyticus* (Qué), *V*. sp. (CaN, CaS)
Champignons	*Saprolegnia* sp. (Qué, CaN)
Virus	IPN (Qué)

Légende : CaN = Caroline du Nord, CaS = Caroline du Sud, Qué = Québec

10.4.2 Agents pathogènes rencontrés en conditions d'élevage

L'incidence des maladies et des agents pathogènes en milieu d'élevage doit être surveillée car il existe souvent un risque de contagion des populations naturelles. Ces connaissances peuvent aussi faciliter le maintien d'anguilles en captivité pour des fins scientifiques.

Suite à d'importantes mortalités dans une pisciculture d'anguille en Caroline du Nord, Inman et Bland (1981) ont identifié les agents bactériens et fongiques présents. Au total, 31 souches bactériennes ont été isolées chez les civelles et les anguilles jaunes : *Aeromonas* (10 souches), *Pseudomonas* (10 souches) et *Vibrio* (1 souche). Quelque dix autres souches non identifiées ont aussi été isolées. Certaines souches telles que *A. hydrophila*, *A. salmonicida*, *A. shigelloides* et *Vibrio* sp. ont été trouvées chez des individus présentant des signes de maladie seulement. *Pseudomonas* sp. et *P. fluorescens* ont été isolées à la fois chez des civelles malades (nageoires érodées) et saines. Un seul champignon du type *Saprolegnia* sp. (probablement *S. parasitica*) a été identifié. Inman et Bland (1981) ont reconnu la difficulté à identifier et contrôler les agents pathogènes chez les civelles et anguilles jaunes. Plusieurs organismes potentiellement pathogènes font partie de la flore bactérienne normale des anguilles. D'ailleurs il n'est pas rare que plusieurs bactéries produisent des signes pathologiques semblables ou encore qu'on se réfère à une maladie sous diverses descriptions. Ceci est davantage compliqué par le fait que de nombreuses souches peuvent être isolées à partir d'un prélèvement réalisé sur une lésion, rendant l'identification étiologique incertaine (Inman et Bland 1981).

Davis et Hayasaka (1983) ont examiné les bactéries pathogènes dans une pisciculture en Caroline du Sud. L'utilisation de l'antibiotique nitrofurazone a conduit au développement de souches résistantes d'*A. hydrophila*, le principal agent pathogène. Les autres agents pathogènes potentiels (*A. salmonicida*, *Vibrio* sp. et *Pseudomonas* sp.) n'ont pas été

associés à des maladies. Toutefois, *A. salmonicida* est un agent reconnu pour provoquer la furonculose (Hayasaka et Sullivan 1981). Une incidence plus élevée d'infections a été reliée aux mois les plus chauds pour les grandes anguilles et au triage (manipulations) pour les civelles (Davis et Hayasaka 1983).

Vigier (1990) dans Dutil (1984) mentionne que l'entérobactérie *Edwarsiella tarda* (= *Paracolobactrum anguillimortiferum*) a été isolée chez *A. rostrata* dans le sud des États-Unis. Cette dernière provoquerait des lésions rénales et hépatiques, et des ulcères cutanés (maladie de Paracolo), mais qu'elle est appelée de façon erronée « maladie des nageoires rouges ». Une revue détaillée sur l'étiologie, le diagnostic et le traitement des maladies des anguilles en conditions d'élevage a été réalisée par Rickards (1978).

11. SANTÉ DES ANGUILLES

11.1 Généralités

L'anguille est considérée comme une espèce robuste à cause de sa résistance aux fluctuations de température, de salinité, d'oxygène et de disponibilité de nourriture. Cependant, en ce qui concerne la susceptibilité aux produits toxiques, il a été établi que sa tolérance était moindre que ce qui avait été généralement avancé. Les mortalités massives observées dans les segments d'eau douce du Saint-Laurent (Foissac 1974; Dutil *et al.* 1987; Desrochers et Letendre 1994), les difformités chez les anguilles en dévalaison (Homer 1986; Dutil 1994) et un déclin du nombre d'anguilles jaunes remontant le fleuve au barrage de Moses-Saunders signalé au début des années 1990 (Hendrick 1990; Castonguay *et al.* 1994a) ont contribué à modifier les perceptions sur le statut de l'espèce en Amérique du Nord. Divers contaminants ont été détectés à des niveaux élevés chez l'anguille du Saint-Laurent (Moreau et Barbeau 1982; Desjardins *et al.* 1983a et 1983b; Dutil *et al.* 1985; Castonguay *et al.* 1989; Hodson *et al.* 1992; Couillard *et al.* 1997). Parallèlement aux risques encourus par les populations naturelles d'anguilles face aux polluants, des risques pour la santé humaine ont aussi été envisagés (Turgeon et Beaulieu 1973) et certaines pêcheries commerciales nord-américaines ont déjà fait l'objet de prohibitions à l'exportation par les marchés internationaux (Robitaille et Tremblay 1994; Axelsen 1994).

L'incorporation des substances polluantes dans la chaîne alimentaire dépend de plusieurs facteurs, selon la persistance des molécules à la dégradation dans l'environnement (biodégradation, stabilité, et demi-vie) et la métabolisation biologique (affinité avec les différents tissus, durée d'exposition et détoxication). La tolérance aux contaminants peut aussi dépendre de la phase de développement étudiée. Le phénomène de bioconcentration contribue parfois de façon plus importante à l'accumulation de certains polluants, tels le mercure, que la contamination généralisée du milieu (Hodson *et al.* 1992 et 1994). Ce premier processus est distinct, car même si la concentration des polluants dans l'environnement est très faible, ils sont facilement incorporés dans la chaîne alimentaire, peu ou pas du tout métabolisés et possèdent un facteur de concentration très élevé entre les poissons et le plancton (Ramade 1979).

Dans la littérature existante, il est possible de répartir les études selon leur nature descriptive ou expérimentale (Bruslé 1991). Les études environnementales ont analysé les teneurs des contaminants dans les anguilles pour définir la consommation humaine et examiner les effets toxicologiques aigus et chroniques chez les populations. Les contaminants ont aussi été utilisés pour l'identification de l'origine géographique à l'aide de « marqueurs » (Desjardins *et al.* 1983a; Dutil *et al.* 1985; Castonguay *et al.* 1989; Couillard *et al.* 1997). Les études en laboratoire ont porté sur la toxicité de diverses substances chimiques (doses létales, caractérisation des effets sur la physiologie) et aussi sur l'évaluation des produits sanitaires normalement utilisés en condition d'élevage ou pour déparasiter les souches lors d'ensemencements (Hinton et Eversole 1978, 1979 et 1980). L'anguille est de plus en plus utilisée au laboratoire pour des études

écotoxicologiques et physiologiques (Bruslé 1991). Barak et Mason (1990) ont suggéré d'utiliser *A. anguilla* comme une indicatrice de la contamination des rivières en Angleterre.

11.2 Contamination par les métaux lourds

La pollution par le mercure est la mieux documentée en ce qui concerne les métaux lourds. Sa présence dans l'environnement dépend à la fois de sources anthropiques (utilisations industrielles et combustibles fossiles) et naturelles (cycle géochimique). Au cours du cycle biogéochimique entre les divers compartiments (terrestre, atmosphérique et aquatique) le mercure minéral subit des conversions. Sous la forme de monométhyl-mercure il demeure dans l'hydrosphère, mais le diméthyl-mercure est volatile et passe facilement dans l'atmosphère, pouvant ainsi contaminer des écosystèmes très éloignés de toute source de ce métal. Dans l'hydrosphère le monométhyl-mercure est incorporé dans la chaîne alimentaire à partir du phytoplancton au zooplancton, puis aux niveaux trophiques supérieurs. Étant très peu biodégradable, il tend à s'accumuler. Les poissons prédateurs affichent les teneurs les plus élevées en général et peuvent présenter des concentrations 400 000 fois plus élevées que le phytoplancton (Ramade 1979).

La distribution du méthyl-mercure dans les tissus des poissons diffère de celle des autres métaux, s'accumulant surtout dans les muscles en fonction de son affinité avec les protéines. Chez l'anguille, Zitco *et al.* (1971) ont déterminé que le méthyl-mercure représentait 86% du mercure total dans les chairs. Cette proportion de méthyl–mercure semble toutefois variable, pouvant atteindre 50% du mercure total (Freeman et Horn 1973). Zitco *et al.* (1971) ont trouvé de 0,07-2,08 ppm en poids frais de méthyl-mercure chez les anguilles jaunes de la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse). L'anguille était la plus contaminée (moyenne de 0,42 ppm) parmi les espèces échantillonnées (*Esox niger*, *Morone americana*, *Perca flavescens*, *Salmo salar*, *Salvelinus fontinalis* entre autres) et chez ces dernières les teneurs étaient comprises entre 0,08-1,58 ppm. Freeman et Horn (1973) ont observé des teneurs semblables de méthyl-mercure (moyenne de 0,40 ppm en poids frais) dans les anguilles de Nouvelle-Écosse. Ces études furent les premières à souligner les dépassements de la norme de consommation humaine aux États-Unis et au Canada, fixée par l'organisation mondiale de la santé (OMS), qui est de 0,5 ppm.

En comparant la teneur moyenne de mercure en 1970 avec celle d'un spécimen de musée capturé 46 ans auparavant dans un lac du Nouveau-Brunswick, Zitco *et al.* (1971) ont trouvé que les concentrations n'avaient pas varié pendant cette période. Ils ont avancé que les teneurs actuelles seraient, dans certains cas, le reflet des conditions naturelles. Dans le Saint-Laurent, Hodson *et al.* (1992 et 1994) ont aussi constaté que la contamination des anguilles par le mercure était relativement stable d'une année à l'autre, et d'un site à l'autre (0,13-0,31 µg/g au site de référence de la rivière aux Pins et 0,02-0,54 µg/g à Kamouraska), ce qui indiquait une accumulation à partir de sources naturelles et/ou des apports par voie atmosphérique. L'activité industrielle peut être reliée à des valeurs plus élevées que la moyenne pour certains sites. Des déversements importants de mercure ont

été constatés jusqu'aux années 1970 dans le système du Saint-Laurent et les Grands Lacs (Moreau et Barbeau 1982). Cette pollution a eu pour conséquence en 1970-1971 d'entraîner l'arrêt des exportations des pêcheries commerciales du Québec et de l'Ontario à cause des teneurs trop élevées en mercure. Aujourd'hui, les anguilles du système Saint-Laurent semblent légèrement moins contaminées par ce métal (Hodson *et al.* 1994) et il n'y pas eu de nouvel épisode de fermeture des pêcheries. On ignore toutefois si ce sont les taux de sédimentation élevés du fleuve Saint-Laurent, et/ou la diminution des apports industriels qui ont contribué à réduire sensiblement la contamination par le mercure.

Moreau et Barbeau (1982) ont trouvé une contamination par le mercure assez faible en général (< 0,5 μg/g) pour les anguilles jaunes et argentées du Saint-Laurent et de quelques tributaires. Toutefois les teneurs observées au lac Saint-Pierre (0,776 μg/g) et au Saguenay (1,253 et 1,994 μg/g) étaient les plus élevées parmi les sites échantillonnés. Ils ont aussi mesuré les teneurs de divers métaux lourds, valeurs qui sont difficiles à comparer car les données dans la littérature sont rares et certains de ces métaux sont des éléments constitutifs de l'organisme de l'anguille.

Il existe peu d'études expérimentales sur les effets des métaux lourds chez *Anguilla rostrata*. Gill et Epple (1993) ont étudié l'effet du cadmium en mesurant la réponse hématologique reliée à ce stress aigu. Ils ont détecté l'induction d'une certaine anémie chez plusieurs spécimens et une altération des mécanismes de défense immunitaires contre les agents pathogènes (diminution de la réponse au stress). Ils ont suggéré l'existence d'une possible relation entre la contamination par les métaux et les mortalités massives observées en milieu naturel (voir 11.6).

11.3 Contamination par les composés organohalogénés

Les composés organohalogénés (chlorés ou fluorés) sont des molécules synthétiques hydrophobes et lipophiles, ce qui favorise leur association à la matière organique. Ils présentent une forte affinité pour les membranes cellulaires, ont des propriétés neurotropes, sont faiblement carcinogènes (mutagènes) et tératogènes (malformations congénitales) entre autres (Ramade 1979). Certains sont extrêmement stables et persistants dans l'environnement, leurs nombreuses utilisations industrielles (biphényles polychlorés) et dans l'agriculture (biocides) ont contribué à leur vaste répartition dans tous les écosystèmes.

En 1976 la capture et la vente des anguilles provenant de la rivière Hudson et du lac Ontario ont été interdites dans l'état de New York à cause des dépassements de la norme maximale de 2 ppm pour les BPC (biphényles polychlorés). Les teneurs étaient de 50-75 ppm dans le fleuve Hudson et de 2,5-4,5 ppm dans le lac Ontario (Blake 1982). La pêcherie de l'Hudson prit fin alors, mais en 1978 des assouplissements réglementaires permirent la reprise de la pêche dans le lac Ontario pour des fins d'exportation, la norme en Europe étant plus élevée qu'aux États-Unis. Jusqu'à récemment, Secor *et al.* (1998) signalent que bon nombre d'individus dépassaient encore la norme de 2,0 ppm de BPC dans la rivière Hudson en 1997 et que les teneurs étaient plus élevées dans les secteurs

amont de ce système. À nouveau en 1982 et 1983, les pêcheries commerciales du Québec et de l'Ontario se sont vues imposer un bannissement des exportations, pour des teneurs élevées en Mirex (certaines des informations sur ce composé sont présentées au point 11.7). Desjardins *et al.* (1983a) ont mesuré du Mirex (moyenne de 0,18 μg/g de poids frais, étendue de 0,10-0,22 μg/g) chez toutes les anguilles du lac Ontario et du Saint-Laurent, entre Kingston et Cornwall. Des valeurs identiques ont été observées par Dutil *et al.* (1985), soit 0,18 μg/g (0,12-0,19 μg/g) pour les anguilles du lac Ontario et 0,17 μg/g pour celles capturées en migration dans le fleuve. Ces restrictions à la consommation humaine de l'anguille fournissaient les premiers signes d'une contamination importante du système Saint-Laurent.

Au milieu des années 1970, Bélanger *et al.* (1977) ont établi que l'anguille était l'un des poissons les plus contaminés du Québec, avec un maximum de 37,2 μg/g de BPC au lac Saint-Pierre. Peu après cette période, Desjardins *et al.* (1983b) ont déterminé que la contamination des anguilles jaunes et argentées par les BPC était généralisée dans le bassin du Saint-Laurent. Ils ont mesuré 5,06 μg/g au lac Ontario, 2,95 μg/g au lac Saint-Pierre, 5,54 μg/g à Québec et 6,32 μg/g à Kamouraska. Même les anguilles moins contaminées de la rivière Richelieu et du lac Champlain (moyenne de 2,55 μg/g) dépassaient la norme (2,0 μg/g) de consommation humaine. Les Grands Lacs ont été particulièrement touchés par les déversements industriels. Ryan *et al.* (1984) ont mesuré dans les filets d'anguilles jaunes du lac Ontario les teneurs les plus élevées (6,4 à 38,5 ng/g) de Tétrachloro-dibenzo-ρ-dioxine (TCDD) et de BPC (4,90 μg/g), en comparaison avec trois autres espèces (centrarchidés). La concentration de ces contaminants était reliée à la quantité de lipides, tout comme la probabilité de trouver des dioxines (très toxiques).

En 1990 les concentrations de BPC, mercure, Mirex et d'autres pesticides organochlorés étaient de 10 à 100 fois plus élevées dans les tissus des anguilles en migration capturées à Kamouraska que dans un tributaire de référence sur la Côte-Nord (rivière aux Pins) de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (Hodson *et al.* 1992 et 1994). Les teneurs étaient comprises entre 0,612-2,133 μg/g pour les BPC, 0,006-0,086 μg/g pour le Mirex et 0,229-0,701 μg/g pour les pesticides. Les niveaux de dioxines, de furannes et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été inférieurs aux seuils de détection. Aucune relation n'a pu être établie entre la taille corporelle et les quantités de contaminants présents chez les anguilles. L'âge des individus (non déterminé) pourrait être un meilleur prédicteur de la charge toxique. En comparant les données de 1990 avec celles de 1982, malgré le fait qu'en 1982 l'échantillon ait été récolté sur une courte période, une baisse de la contamination chimique des anguilles a été établie. En corrigeant les données, la baisse a été de 68% pour les BPC et de 56% pour le Mirex. Les autres pesticides ont aussi été observés à des teneurs plus basses qu'en 1982, à l'exception de la Dieldrine. Ces résultats doivent toutefois être interprétés à la lumière d'une grande variabilité de la contamination des échantillons observée à une période donnée et par l'augmentation des teneurs en organochlorés d'un facteur plus grand que huit avec l'avancement de la saison de pêche (sept semaines). La diminution des polluants chez les anguilles à Kamouraska contraste notamment avec les niveaux relativement constants observés chez d'autres espèces de

poissons des Grands Lacs depuis 1980. Suite à la constatation des perturbations majeures de l'équilibre écologique du lac Ontario entre les années 1970 et 1990, Busch et Lary (1996) signalent que parmi les trois sources de stress anthropiques identifiées, la contamination chimique avait diminué d'importance pendant cette période. Malgré les incertitudes, il semble que la baisse de la contamination des anguilles à Kamouraska se poursuive. Couillard *et al.* (1997) ont mesuré en 1996 une concentration moyenne de 0.54 µg/g (0,32-1,10 µg/g) de BPC et 0,024 µg/g (0,007-0,107 µg/g) de Mirex. Ils ont toutefois signalé les fortes teneurs d'Endrine et d'Heptachlor époxyde. Il est difficile de se prononcer sur la diminution de la pollution avec ces informations comme seule base, sans connaître la provenance des anguilles à partir des secteurs amont (voir 11.7).

Au Nouveau-Brunswick, Keenleyside (1959) décrit les effets délétères des épandages extensifs de DDT dans les années 1950, effectués dans le but de contrôler les insectes ravageurs des forêts. Suite au ruissellement du DDT vers les rivières, les communautés d'invertébrés aquatiques ont aussi subi des mortalités importantes. Une diminution de l'ordre de 80% dans les densités d'anguilles et de saumons a été constatée, suite à la réduction de leurs sources alimentaires, passant pour la première de 179 individus/ha à 36 individus/ha après les arrosages dans le secteur Nord-Ouest de la rivière Miramichi.

Les écosystèmes estuariens, de par la sédimentation importante qui y survient, ont été particulièrement touchés par la pollution des cours d'eau. Sims *et al.* (1977) ont trouvé 0,44 µg/g de BPC (Arochlor 1254 et 1260), et 0,56 µg/g de dichloro-diphényl-trichloréthane (DDT) dans les anguilles jaunes entières de la côte Atlantique du Canada. Ces teneurs étaient plus élevées que celles trouvées dans le hareng (*Clupea harengus*), le maquereau (*Scomber scombrus*), le saumon (*Salmo salar*) et les éperlans (*Osmerus mordax*), tous des poissons moins gras que l'anguille. Dans l'estuaire du Saint-Laurent l'analyse de quelques organismes a montré que les concentrations de BPC étaient plus élevées chez l'anguille jaune (0,77-1,61 µg/g en poids frais) que chez le hareng, (0,06-0,13 µg/g en poids frais) (Bertrand *et al.* 1986). Delval *et al.* (1986) ont mesuré 1,18 µg/g de BPC dans les anguilles de la Baie des Anglais, soit 17 fois plus que dans les harengs du même site. Ces teneurs ont été considérées très élevées pour cette région peu industrialisée, et seul un apport local expliquerait ces valeurs. En effet, Desjardins *et al.* (1983b) avaient mesuré pour un site témoin de l'estuaire une concentration de 0,10 µg/g de BPC chez l'anguille.

Même si on trouve des teneurs élevées de produits chimiques dans les anguilles du fleuve Saint-Laurent, elles ne sont pas plus contaminées que celles d'autres bassins Nord Américains. Entre la fin des années 1970 et le début 1980, les anguilles dans les estuaires et les eaux côtières du New Jersey avaient en moyenne de 1,52 à 7,2 µg/g de BPC (tel que l'Arochlor 1254), selon les régions (Kennish *et al.* 1992). Kennish et Ruppel (1996) ont aussi examiné la contamination de l'anguille et d'autres poissons par le Chlordane entre les années 1986 et 1991. Les teneurs moyennes ont dépassé 300 ppb dans une région (plus industrialisée) et variaient de 100 ppb à 300 ppb dans une autre, tandis que les autres espèces de poissons estuariens étaient beaucoup moins polluées (< 100 ppb). Ces chercheurs ont constaté que malgré l'interdiction de son utilisation, le Chlordane a

continué à s'accumuler chez les poissons. Une certaine diminution de la contamination des anguilles a pu être observée mais les niveaux demeuraient encore élevés. Giam *et al.* (1978) rapportent une très forte contamination par les BPC (15,0 µg/kg), le DDT (2,0 µg/kg) et le DDE (5,0 µg/kg) chez les anguilles jaunes du secteur Nord-Ouest du Golfe du Mexique au milieu des années 1970.

Un certain nombre d'études expérimentales concernant l'effet des organohalogénés sur l'anguille ont été réalisées. Nous n'en présentons que quelques-unes. Eisler (1970 et 1972) a déterminé la toxicité aiguë (LC50 à 24, 50 et 96 heures) des anguilles jaunes en eau salée avec douze insecticides organochlorés et organophosphorés (Endrine, Dieldrine, DDT, Aldrine, Heptachlor, Lindane et Malathion entre autres). Parmi les douze composés testés, l'Endrine a été l'élément le plus toxique (LC-96 heures de 0,6 ppb) et le méthyle-parathion (LC-96 heures de 16 900 ppb) le moins nocif. L'anguille a été la plus susceptible des espèces estuariennes testées. Janicki et Kinter (1971) ont mesuré chez des anguilles jaunes l'inhibition de l'osmorégulation intestinale par le DDT en eau salée. À une concentration de 5 ppm, le DDT a inhibé 43% de l'activité de l'adénosine triphosphate Na^+, K^+ et Mg^{2+} dépendante, et à 15 ppm la réduction a été de 50%. Kinter *et al.* (1972) ont déterminé que les BPC (Arochlor 1221) avaient également des propriétés inhibitrices du transport ionique. Cette sensibilité extrême des poissons aux polluants organochlorés implique la dysfonction des mécanismes osmorégulateurs, cruciaux dans le maintien de l'homéostasie (Janicki et Kinter 1971). Bien que ces deux études aient établi un lien entre le DDT, les BPC et les dérèglements de l'osmorégulation en eau salée, aucun lien n'a été effectué avec les mortalités observées en eau douce dans le Saint-Laurent (voir 11,6).

Holmberg et Saunders (1979) ont étudié l'effet provoqué par le pentachlorophénol (PCP) et noté l'augmentation de certains paramètres reliés au stress, tels qu'une consommation d'oxygène accrue et une utilisation plus rapide du glucose sanguin. Ces mesures impliquaient une réaction à un effort physique modéré (nage soutenue) et illustrent les difficultés de mettre à jour les effets de certains contaminants.

Roberts et Bendl (1982) ont testé la toxicité aiguë chez des civelles (LC50 à 24, 48 et 96 heures) et ils ont établi la concentration toxique maximale acceptable (MATC) pour le Kepone à 0,14 µg/l. En comparant cette valeur avec les teneurs de 5 ng/l trouvées dans la rivière James (Baie Chesapeake), ils ont conclu à l'absence d'effet aigu en milieu naturel. Le calcul de la MATC reflète le souci d'établir une correspondance entre les études de laboratoire et les conditions environnementales existantes.

Nava et Engelhardt (1982) ont étudié l'induction des oxydases à fonctions multiples (cytochrome-P450 et Benzo-α-pyrène-hydroxylase (BαPH)) par le pétrole. Ils ont montré qu'*A. rostrata* pouvait métaboliser les composés xénobiotiques (hydrocarbures), et que la détoxication s'effectuait principalement par le foie. La réponse des BαPH a été dose-dépendante tandis que celle du cytochrome-P450 a été indépendante des doses utilisées.

11.4 Pathologies

L'observation de mortalités massives d'anguilles (voir 11,6) dans le système du Saint-Laurent a motivé les recherches sur l'état de santé de la population. Suite à l'examen d'une centaine d'anguilles, Cousineau (1977) rapporte une série de pathologies : hypoplasie du foie, infiltration glycogénique dans le foie, atrophie du pancréas, hyperplasie du pancréas, granulomes du tractus digestif, gastro-entérite, diverses affections des branchies (anévrismes, hyperplasie), gliose et sclérose vasculaire du cerveau, nécrose et calcification aux reins, épicardite, granulomes dermatiques et épidermite entre autres. Cette étude n'a pas permis de déterminer les causes des mortalités, mais elle a permis de répertorier quelques affections.

Une pathologie des branchies a été constatée chez les anguilles malades du Saint-Laurent. Elles possédaient moins d'ionocytes et présentaient une hypertrophie-hyperplasie des cellules, des nécroses et anévrismes, des dommages probablement responsables du dérèglement osmorégulateur et de la mort (Dutil *et al.* 1987). Ces auteurs n'ont pu établir de lien avec la contamination du milieu, les anguilles saines et malades affichant des charges de métaux lourds et de pesticides similaires. Dutil *et al.* (1987) ont toutefois suggéré que la pollution du Saint-Laurent aurait pu provoquer des dommages aux branchies, affecter l'équilibre ionique et influencer les mortalités en eau douce. Couillard *et al.* (1997) ont réalisé des examens histologiques sur les anguilles capturées à Kamouraska et à un site témoin (rivière aux Pins). Ils ont observé une occurrence de 15% de lésions du foie (foci basophiles et vacuolés) seulement chez les anguilles du Saint-Laurent, qui étaient aussi plus contaminées par les organochlorés. Il s'agit de la première étude à établir une corrélation entre les niveaux de contaminants (organochlorés) et un type de lésion histologique spécifique.

La présence du virus de la nécrose pancréatique infectieuse (IPN) a été signalée chez *A. rostrata* (Dutil 1994; Desrochers et Letendre 1994), ainsi que les types de bactéries *Aeromonas* et les champignons *Saprolegnia* (Desrochers et Letendre 1994). La furonculose, présente chez les anguilles d'élevage en Caroline du Sud, est provoquée par *Aeromonas salmonicida* (Hayasaka et Sullivan 1981). Ce type de lésion cutanée a aussi été observé en milieu naturel en Caroline du Nord (Noga et Berkhoff 1990). Rickards (1978) effectue une revue détaillée des maladies rencontrées en conditions d'élevage.

L'étiologie des pathologies observées chez l'anguille en milieu naturel n'est pas toujours claire. Elles peuvent avoir une origine virale, bactérienne, mycélienne, parasitologique, endogène ou encore toxicologique. L'influence de la pollution chimique n'a pas été clarifiée et vu le nombre très limité de marqueurs fiables de la contamination environnementale, les relations demeurent pour l'instant circonstancielles.

11.5 Lésions et malformations

Les lésions et malformations ont généralement une origine traumatique (naturelle ou anthropique) ou congénitale, mais il est difficile d'en établir l'étiologie. La séparation

(artificielle) de cette catégorie des autres pathologies découle du fait que ces lésions peuvent être aisément identifiées et qu'elles sont observées par les pêcheurs commerciaux. En ce qui concerne les blessures provoquées par les barrages hydroélectriques, les informations sont présentées au chapitre 16.

L'examen externe de 12 243 anguilles jaunes et argentées capturées dans cinq pêcheries commerciales du Saint-Laurent (lac Ontario, Saint-François, Saint-Pierre, Richelieu et Kamouraska) a révélé une faible prévalence (< 1%) des lésions de toute nature à la majorité des sites (Dutil 1994; Dutil *et al.* 1997b). Les lésions retenues incluaient la cyphose (lordose), la scoliose, les « égratignures sur tout le corps », les ulcères profonds, les ulcères multiples et la queue coupée. Les malformations touchant les vertèbres ont été environ six fois plus fréquentes chez les anguilles en migration à Kamouraska que chez celles résidant (anguilles jaunes) dans le lac Ontario (Dutil 1994; Dutil *et al.* 1997a). De nombreuses anguilles difformes et avec des malformations sont rencontrées plus fréquemment à la fin de la saison de pêche commerciale dans l'estuaire du Saint-Laurent (Homer 1986; Couillard *et al.* 1997). Couillard *et al.* (1997) ont examiné 473 anguilles et seulement neuf (1,9%) spécimens avaient des malformations des vertèbres, sept (1,5%) avaient la nageoire caudale incomplète et les autres lésions (cutanées, yeux, mâchoires) avaient une occurrence inférieure à 1%. La prévalence des lésions dans les groupes en migration est sous-estimée car les individus atteints peuvent mourir avant d'arriver aux sites de pêche et ils peuvent être moins vulnérables à la capture (Dutil 1994; Dutil *et al.* 1997a). L'examen externe contribue aussi à sous-évaluer le phénomène, les radiographies d'anguilles sans lésions externes ayant montré que 19% avaient des dommages aux vertèbres (Couillard *et al.* 1997). L'évaluation des lésions par questionnaire auprès des pêcheurs sous-estime également l'occurrence des lésions (Dutil *et al.* 1997a).

Une lésion cutanée particulière, les « égratignures sur tout le corps », rapportée par les pêcheurs commerciaux, fut attribuée par Vladykov (1946) aux attaques manquées des bélugas (*Delphinapterus leucas*). Ce type de lésion n'a été observé qu'à Kamouraska (Dutil *et al.* 1997b). Sur la base des fortes teneurs de Mirex mesurées dans les carcasses de bélugas échouées, Hodson *et al.* (1992 et 1994) ont postulé que l'anguille en migration dans l'estuaire serait un vecteur important de transport du pesticide vers ces mammifères. Il semble que les « égratignures sur tout le corps » surviennent lorsque les anguilles s'échappent des trappes des pêcheurs commerciaux.

11.6 Mortalités massives d'anguilles

Dans le système Saint-Laurent des mortalités massives ont lieu depuis les années 1960 (Dutil et Lallier 1984) et sont surtout observées lorsque l'anguille entreprend sa migration d'avalaison du printemps jusqu'à l'automne. Il semble que le phénomène, qui ne touche aucune autre espèce de poisson, ait atteint une intensité maximale entre 1972 et 1974. Selon les estimations formulées par des pêcheurs commerciaux, les pertes ont été de 45 tonnes en 1973, de 91 à 227 tonnes en 1973, et de 7 tonnes en 1974 (Foissac 1974). Aucune différence n'a pu être détectée entre les anguilles saines et malades au niveau de la condition et du niveau de lipides, mais certaines sources potentielles de mortalité

(anoxie, variations du pH, mortalité induite par les turbines hydroélectriques et déversements chimiques localisés) ont pu être écartées (Foissac 1974). En 1975, Cousineau (1977) a réalisé des examens bactériologique, histologique, parasitaire, hématologique et biochimique des anguilles du Saint-Laurent et de divers tributaires. Aucun paramètre susceptible d'être associé directement avec les mortalités observées antérieurement n'a pu être mis en évidence.

Entre 1981 et 1985, diverses causes potentielles ont été examinées ou réexaminées : infection bactérienne; infection virale; intoxication; stress physiologique associé au processus de maturation pendant la migration des femelles (Desjardins *et al.* 1983a et 1983b; Dutil 1984; Dutil et Lallier 1984; Dutil *et al.* 1987). Les quelques agents pathogènes bactériens identifiés (*Aeromonas*, *Renibacterium* et *Vibrio*) n'ont pas été associés directement aux mortalités (Dutil 1984; Dutil et Lallier 1984; Dutil *et al.* 1987). L'examen pathologique des anguilles moribondes a montré des lésions sévères aux branchies et un dérèglement de l'osmorégulation (Dutil 1984; Dutil *et al* 1987). La mort survenait au travers de ces désordres physiologiques, lors du passage de l'eau douce vers l'eau salée, sous les conditions particulières de contamination du fleuve Saint-Laurent (Dutil 1984; Dutil *et al.* 1985 et 1987). Les niveaux des contaminants mesurés (métaux lourds et organochlorés) n'étaient pas différents entre les anguilles moribondes et saines, indiquant selon Dutil *et al.* (1987), que ces composés n'étaient pas reliés aux mortalités. Dutil *et al.* (1987) mentionnent que malgré la régression du phénomène, en comparaison aux années 1970, les mortalités persistaient toujours.

Le phénomène s'est manifesté de nouveau en 1993, principalement au lac Saint-François, avec des pertes estimées de « plusieurs dizaines de milliers d'individus » (Desrochers et Letendre 1994). La cause est restée incertaine, mais l'hypothèse du dérèglement du système osmorégulateur a été écartée. Une épizootie d'origine virale aurait pu sévir pendant ce dernier épisode. Il n'a pas été clairement établi si cette épidémie était la source primaire des mortalités ou si elle s'était déclenchée sous des conditions favorables telles que la contamination des anguilles et/ou du milieu.

Malgré les efforts de recherche consentis, le phénomène des mortalités massives n'a pu être corrélé avec un facteur chimique quelconque, probablement à cause de la complexité des diverses proportions de contaminants trouvés dans les zones polluées. D'ailleurs, le lien entre le déséquilibre ionique des muscles et du sang et la mortalité reste encore à clarifier (Dutil 1984). Les problèmes physiologiques peuvent être induits par les retards occasionnés par des barrières physiques sur la route migratoire ou encore par des substances chimiques (Dutil 1984). La synergie entre la perte des minéraux, la contamination et l'arrêt de l'activité alimentaire pourrait aussi contribuer aux mortalités (Dutil *et al.* 1987). L'établissement d'un protocole standardisé de recherche et d'intervention préalable est nécessaire pour déterminer les causes exactes, surtout lorsqu'il s'agit d'un phénomène récurrent qui a probablement une origine multifactorielle (Hill 1992).

11.7 Discrimination de l'origine géographique des anguilles à partir des contaminants

Moreau et Barbeau (1982) ont été les premiers à tenter d'utiliser des « marqueurs » distinctifs (les teneurs en métaux lourds) pour établir les origines géographiques des anguilles. La plupart des métaux (chrome, cobalt, cadmium, cuivre, nickel et plomb) ont présenté un faible pouvoir discriminant. Seuls le mercure et le zinc ont montré une faible corrélation avec l'âge, la taille ou le poids. Les teneurs en mercure n'ont toutefois permis d'identifier que certaines rivières seulement, tandis que le zinc a présenté trop de variabilité.

La présence de Mirex dans les anguilles du système Saint-Laurent a suscité une attention particulière. Cet organochloré (insecticide) a été rejeté dans l'environnement de manière très hétérogène ce qui a permis de l'utiliser comme « marqueur ». Il s'agit d'un composé très stable, faiblement soluble dans l'eau, lipophile et qui s'accumule dans les sédiments (Fournier 1987). À la suite des rejets effectués dans deux tributaires du lac Ontario, ce dernier est devenu la source principale de ce polluant (Desjardins *et al.* 1983a; Fournier 1987). Cette répartition localisée a servi dans un premier temps à identifier les anguilles en provenance du lac Ontario et du tronçon du Saint-Laurent immédiatement à la décharge (Desjardins *et al.* 1983a; Dutil *et al.* 1985), puis à mesure que le produit était transporté vers l'aval, à distinguer les anguilles du lac Ontario/fleuve Saint-Laurent de celles des autres tributaires (Castonguay *et al.* 1989; Couillard *et al.* 1997). Castonguay *et al.* (1989) ont évalué que le Mirex s'était propagé rapidement dans le système fluvial, couvrant au-delà de 400 km en moins de 20 ans.

Desjardins *et al.* (1983a) ont utilisé les premiers la présence du Mirex pour discriminer l'origine géographique des anguilles dans le système Saint-Laurent. Ils ont estimé à 65% (60-70%) la contribution du lac Ontario pour les anguilles capturées dans les pêcheries commerciales. Tout en élargissant le spectre d'analyse à divers produits de synthèse, incluant le Mirex, Dutil *et al.* (1985) ont aussi déterminé que le lac Ontario contribuait fortement (74%) aux pêcheries d'anguilles. Castonguay *et al.* (1989) ont séparé les anguilles provenant du lac Ontario/Saint-Laurent de celles provenant des autres tributaires à l'aide de quinze contaminants organochlorés. Ils ont néanmoins estimé que l'utilité du Mirex pour distinguer les différents groupes avait quelque peu diminué. Selon Castonguay *et al.* (1989), les chiffres avancés surestimeraient la proportion d'anguilles en provenance du lac Ontario, car les données supposent que tout poisson contenant du Mirex en provient. Le pesticide, qui était supposé avoir une origine très localisée, a toutefois été détecté chez quelques anguilles jaunes du lac Saint-Pierre (Desjardins *et al.* 1983a; Dutil *et al.* 1985) et il a été postulé qu'il s'agissait de poissons qui avaient séjourné dans le lac Ontario. Castonguay *et al.* (1989) ont détecté à nouveau du Mirex dans les anguilles (0,1 à 195 ng/g) et l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) du lac Saint-Pierre, confirmant indéniablement qu'il n'était plus confiné au secteur du lac Ontario. Hodson *et al.* (1992 et 1994) n'ont pu discriminer l'origine des anguilles capturées à Kamouraska sur le seul critère de présence/absence de Mirex, avançant que l'utilité en tant que « marqueur » avait pratiquement disparu. Cependant, Couillard *et al.*

(1997) ont obtenu une bonne séparation des groupes d'anguilles en utilisant la relation entre la masse corporelle et la teneur de Mirex. Ils ont aussi montré que la proportion d'anguilles avec des charges plus élevées en Mirex augmentait avec l'avancement de la saison de pêche/migration. Pour toute la période de pêche, 71% des anguilles provenaient du lac Ontario/fleuve Saint-Laurent.

11.8 Effets des contaminants sur les populations

Quelques hypothèses concernant le déclin de l'anguille d'Amérique ont été formulées. L'une d'entre elles suggère que l'accumulation de contaminants et leur toxicité pourraient avoir contribué à une baisse du recrutement (Castonguay *et al.* 1994a). Couillard *et al.* (1997) ont signalé que les anguilles du système Saint-Laurent étaient toujours fortement contaminées et que malgré la baisse des concentrations de polluants signalée par Hodson *et al.* (1992 et 1994), des effets négatifs sur la santé des populations étaient envisageables (morbidité et perturbation de la reproduction). Parmi de nombreuses pathologies identifiées chez l'anguille, seules les lésions hépatiques indiquent une exposition spécifique à des contaminants (Couillard *et al.* 1997).

Les études sur les contaminants ont rarement considéré les effets de synergie entre les multiples produits de synthèse. Hodson *et al.* (1994) ont établi que d'après les concentrations en équivalents toxiques (TEQ) pour les BPC, une certaine toxicité pourrait être causée aux anguilles et aux mammifères qui les ingèrent. D'autre part, les expériences en laboratoire se sont rarement attardées à évaluer les doses minimales qui entraînent des effets quantifiables. Les mesures effectuées sur les tissus somatiques peuvent ne pas être représentatives des risques pour la reproduction. Dutil *et al.* (1985) soulignent que l'effet potentiel des polluants sur les gonades n'a jamais été étudié. Les niveaux de BPC (8,78 μg/g) et de DDT (2,82 μg/g) mesurés dans les ovaires des anguilles du Saint-Laurent pourraient dépasser les limites de toxicité évaluées chez les salmonidés (Hodson *et al.* 1994). Chez l'anguille, l'étape de la maturation finale des gonades se déroule en pleine mer. L'activité alimentaire cesse et la mobilisation des lipides est alors importante. Malgré l'absence de preuve directe et la difficulté à démontrer de tels effets, une toxicité potentielle pour les œufs et les larves est envisageable. Un accroissement de la mortalité périnatale et juvénile des descendants de femelles exposées aux composés organohalogénés a été documenté chez divers organismes (salmonidés, oiseaux et mammifères). La période de résorption du sac vitellin au cours des derniers jours de la vie embryonnaire et les jours suivant l'éclosion s'accompagnent de la mise en circulation des organohalogénés accumulés préférentiellement dans le vitellus, qui est riche en lipides (Ramade 1979).

Le mode de vie benthique, la position de prédateur de l'anguille dans la chaîne alimentaire, les niveaux élevés de lipides et la fraie unique réalisée en fin d'existence sont tous des facteurs qui contribuent à augmenter la susceptibilité de l'espèce.

12. HABITAT

12.1 Facteurs déterminant la distribution

La compréhension des mécanismes qui déterminent la distribution et l'abondance des organismes est un des thèmes centraux en écologie. À différentes échelles géographiques, la répartition d'une espèce est fonction de la tolérance physiologique, des stratégies de cycle vital, de l'utilisation des ressources et des interactions biologiques. Les associations écologiques entre l'abondance de l'anguille et les descripteurs de l'environnement peuvent aussi varier selon l'échelle spatio-temporelle retenue (Smogor *et al.* 1995).

L'anguille est une espèce catadrome et le recrutement des populations en eau douce est dépendant de l'influx de civelles à partir de l'océan. La colonisation des milieux continentaux serait dépendante de la densité dans les estuaires. La migration vers l'amont minimiserait la compétition et le cannibalisme dans les milieux côtiers (Moriarty 1987). Les plus faibles densités d'anguilles sont observées à de plus grandes distances de la mer (Smith et Saunders 1955; Gray et Andrews 1971; Smogor *et al.* 1995; Oliveira 1997) et reliées à la présence d'obstacles à la montaison des civelles (Greeley 1932; Smith et Saunders 1955; Ogden 1970; Gray et Andrews 1971; Levesque et Whitworth 1987; Oliveira 1997). D'après Chaput *et al.* (1997), l'abondance de l'anguille diminue avec l'altitude du site dans les rivières Miramichi et Restigouche. Ces auteurs ont avancé l'hypothèse que l'importance des débarquements en anguille devrait augmenter en fonction de la superficie du bassin de drainage. L'anguille semble éviter les eaux froides (Adams et Hankinson 1928; Smith et Saunders 1955; Gray et Andrews 1971; Walsh *et al.* 1983) et la quantité que peut supporter un habitat donné dépendrait beaucoup de sa richesse en éléments nutritifs (Smith 1937; Smith et Saunders 1955; Bozeman *et al.* 1985). En eaux douces, l'espèce manifeste une préférence pour les milieux riverains et littoraux aux berges peu abruptes, les baies peu profondes et les tributaires (Adams et Hankinson 1928; Facey et LaBar 1981; Helfman *et al.* 1983; Lary et Busch 1997). Les civelles et les anguilles jaunes ont tendance à se tenir près du fond et à s'abriter dans le substrat, terriers, tubes, sous les roches, masses de végétaux ou tout type d'abri disponible (Perlmutter 1951; Godfrey 1951; Facey et Van Den Avyle 1987). La présence d'un substrat meuble est importante pour les anguilles en migration, qui y trouvent des abris. Godfrey (1951) et Vladykov (1955) mentionnent que les anguilles s'enfouissent dans la vase pendant l'hiver. Chez *A. dieffenbachii* la distribution pourrait être limitée dans les milieux continentaux par la diminution des alluvions fines, reliée à l'élévation et à la distance de la mer. Les caractéristiques de l'habitat seraient aussi importantes pour la distribution que la capacité à remonter et à franchir les obstacles (Jellyman 1995).

Les travaux cités ci-haut indiquent que la distance d'un site par rapport à l'océan, l'altitude, la présence d'obstacles naturels ou artificiels, le type de substrat, la présence de lacs pouvant servir d'aire d'hivernage, comptent parmi les variables pouvant expliquer la présence de l'anguille dans un milieu donné. Des observations similaires ont été rapportées pour d'autres espèces d'anguilles en Irlande (Moriarty 1987) et en Nouvelle-Zélande (Hayes *et al.* 1989). Toutefois, seuls Smogor *et al.* (1995) ont testé un modèle

simple de diffusion pour expliquer la distribution d'*A. rostrata*. Il existe peu de documentation concernant les relations entre les anguillidés et l'habitat à vaste échelle spatiale. L'espèce s'adapte d'ailleurs à une grande variété d'habitats, qui changent selon les intervalles du cycle vital considéré.

Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer le déclin de l'anguille, et parmi elles la détérioration des habitats en eaux douces (Robitaille et Tremblay 1994; Castonguay *et al.* 1994a; Busch et Lary 1996). Robitaille *et al.* (1988) font état des modifications physiques apportées à l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984. Les principales perturbations concernent la qualité des eaux, dégradée en maints endroits par les rejets industriels et domestiques. Les principales pertes d'habitat ont été provoquées par le remblayage et l'assèchement de zones inondables, à des fins d'agriculture et de développement urbain. Les dépôts de sédiments suite au dragage de la voie maritime et la modification de l'écoulement du fleuve sont d'autres causes de perte d'habitat ou de perturbation de leur équilibre.

Parent et Schrimi (1995) ont évalué empiriquement le « risque d'extinction » d'une espèce dans la zone des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Parmi les facteurs mis en évidence pour expliquer le statut d'une espèce, les caractéristiques concernant l'habitat (aires d'alimentation et de reproduction) contribuaient à modifier le classement. Malgré un risque inférieur à celui des espèces longévives comme les esturgeons, l'anguille était sur le seuil d'être considérée « à risque d'extinction », ce qui indiquait selon les chercheurs des signes de déclin de la population.

Les informations concernant à la fois la taille de la population, la densité, la biomasse totale et l'étendue de l'aire vitale sont peu nombreuses. De plus, la comparaison entre les études est difficile, car les habitats échantillonnés et les techniques analytiques diffèrent. La pêche à l'électricité (Godfrey 1951; Ogden 1970; Peterson et Gale 1991; Oliveira 1997), l'empoisonnement (Smith et Saunders 1955; Rupp et DeRoche 1965) et la capture-marquage-recapture (Bianchini *et al.* 1982; LaBar et Facey 1983; Bozeman *et al.* 1985; Ford et Mercer 1986; Oliveira, 1997) ont servi a estimer l'abondance relative et les densités d'anguilles. Les données concernant l'abondance relative de l'anguille estimée à partir des pêcheries commerciales sont présentées au chapitre 14.

12.2 Milieux estuariens

Les informations concernant l'habitat océanique (leptocéphales et civelles) et estuarien (civelles) sont présentées au chapitre 6. Peu d'études ont analysé les relations écologiques de l'anguille dans les zones côtières. Ford et Mercer (1986) ont estimé à 350 le nombre d'individus (sans intervalle de confiance) dans une section de 600 m d'un ruisseau tidal du Massachusetts, soit l'équivalent de 875 anguilles/ha. Bianchini *et al.* (1982) ont étudié la population dans une section tidale de 200 m de la rivière Narrow au Rhode Island, qu'ils ont estimée à 288 individus (157-434), pour une densité de 300 anguilles/ha et une biomasse de 75 kg/ha. Ces valeurs sont plus élevées que celles obtenues par Bozeman *et al.* (1985), de

182-232 anguilles/ha correspondant à une densité de 12,2-13,0 kg/ha dans la section d'eau douce d'un ruisseau tidal de la Georgie (tableau 14).

A. rostrata est présente dans les 59 estuaires inventoriés de la côte Est des États-Unis (Nelson *et al.* 1991; Stone *et al.* 1994; Jury *et al.* 1994). À partir de l'état du Maine jusqu'en Floride, les anguilles jaunes et les civelles sont considérées communes à très abondantes toute l'année dans les zones d'eau douce, tidale et d'eau salée. Des pics d'abondance surviennent à des périodes différentes dans les états en fonction de la latitude : de mai à juin plus au nord (Maine au Massachusetts), de mars à août dans la région centrale (Massachusetts à Virginie) et de mars à mai dans le sud (Caroline du Nord jusqu'en Floride). Pour tous les estuaires, l'abondance relative et la richesse spécifique de toutes les espèces de poissons étaient maximales en été et minimales en hiver.

12.3 Milieux lotiques

Godfrey (1956) a estimé l'abondance relative de l'anguille dans quatre rivières du Nouveau-Brunswick (tableau 14). Avec l'anguille, les autres espèces dominantes étaient *Rhinichthys atratulus* et *Salmo salar*. L'efficacité de la pêche à l'électricité expérimentale a été vérifiée en effectuant entre deux et quatre passes dans des sections fermées de chaque rivière. En moyenne 83% du nombre total d'anguilles ont été capturées à la première passe, 11% à la deuxième et 6% à la troisième. Selon Godfrey (1956) *A. rostrata* a montré une très grande sensibilité au courant direct (600-700 V DC avec 1,0-1,7 ampères) et elle était récoltée aisément. L'électricité a même réussi à les déloger du dessous des roches, puis lorsqu'elles se dirigeaient vers l'électrode positive, elles étaient électronarcosées à environ 30 centimètres de la sonde. Godfrey (1951) rapporte que l'anguille était présente dans les 25 ruisseaux inventoriés à l'aide de la pêche à l'électricité, pour la plupart tributaires du système Petitcodiac. Elle était absente des sections supérieures de quelques ruisseaux dotés de barrages ou de chutes, ou lorsque l'eau était trop froide et que l'omble de fontaine dominait. L'efficacité de la pêche à l'électricité a été évaluée dans le ruisseau Bennett à l'aide de trois passes réalisées à six jours d'intervalle dans une section ouverte de 85 m^2. La première passe a permis de récolter 68% des anguilles, la deuxième 20% et la troisième 13%. L'exercice a été répété dans le ruisseau Nigus dans une section de 1050 m^2, donnant 64% pour la première passe, 22% pour la deuxième, 12% pour la troisième et 2,2% pour la quatrième. Malgré le peu d'observations, Godfrey (1951) est d'avis que le substrat est important pour la densité et la distribution en taille de l'anguille. Les plus grands spécimens ont été capturés plus souvent dans les sections où le substrat était plus grossier tandis que les plus petites abondaient dans les graviers.

Tableau 14. Abondance relative (%), biomasse relative (%), densité (N/ha) et biomasse totale (kg/ha) de l'anguille dans différents habitats nord-américains.

Site	Technique	Nombre (%)	Poids (%)	Densité (n/ha)	Biomasse (kg/ha	Source
Lac Bill, NB	Sulfate de cuivre /Roténone?	77.2	98.9	529	79.3	Smith et Saunders 1955
Lac Cook, NB	Sulfate de cuivre /Roténone?	0.2	-	22	-	Smith et Saunders 1955
Lac Potter, NB	Roténone	9.2	39.9	52	9.0	Smith et Saunders 1955
Lac Boar's Back, NÉ	Sulfate de cuivre	1.1	1.3	12	0.2	Smith et Saunders 1955
Lac Jesse, NÉ	Sulfate de cuivre	3.1	3.3	59	0.8	Smith et Saunders 1955
Lac Tedford, NÉ	Sulfate de cuivre	3.3	6.3	133	2.6	Smith et Saunders 1955
Lac Trefry's, NÉ	Sulfate de cuivre /Roténone?	9.2	14.9	153	2.9	Smith et Saunders 1955
Lac Champlain, VT	Casiers à anguilles, CMR	-	-	232-636	161-421	LaBar et Facey 1983
Lac Coleback, MAI	Roténone	1.4	40.7	204	47.6	Rupp et DeRoche 1965
Marais Sippewisset, MAS	Casiers à anguilles, CMR	-	-	857	-	Ford et Mercer 1986
Ruisseau Bennett, NB	Électricité (3)	-	-	24398	171	Godfrey 1951
Ruisseau Nigus, NB	Électricité (4)	-	-	13111	106	Godfrey 1951
Ruisseau Turtle, NB	Électricité (1)	-	-	4745	41	Godfrey 1951
Ruisseau Coverdale, NB	Électricité (1)	-	-	2189	19	Godfrey 1951
Ruisseau Pollett, NB	Électricité (1)	-	-	2321	34	Godfrey 1951
Rivière Didgeguash, NB	Électricité (2-4)	6.1	-	-	-	Godfrey 1956
Rivière Becaguimic, NB	Électricité (2-4)	28.4	-	-	-	Godfrey 1956
Ruisseau Cold Stream, NB	Électricité (2-4)	2.5	-	-	-	Godfrey 1956
Rivière Shiktehawk, NB	Électricité (2-4)	14.6	-	-	-	Godfrey 1956
Bassin Saint-Croix, NB	Électricité (2)	0- > 60	-	-	-	Peterson et Gale 1991
Bassin Gold, NÉ	Électricité (2)	?	-	-	-	Peterson et Gale 1991
Bassin Medway, NÉ	Électricité (2)	60-80	-	-	-	Peterson et Gale 1991
Rivière Ten Mile, NY	Roténone	6.0	42.8	11.9	50.7	Engstrom-Heg et Loeb 1971
Rivière Narrow, RI	Casiers à anguilles, CMR	-	-	300	75	Bianchini *et al.* 1982
Rivière Annaquatucket, RI	Électricité (10), CMR	-	-	1844	-	Oliveira 1997
Ruisseau Big Flatbrook, NJ	Électricité (3)	20	37	-	-	Ogden 1970
Bassin James, VIR	Seine à l'électricité (2)	-	-	883	-	Smogor *et al.* 1995
Bassin Rappahannock, VIR	Seine à l'électricité (2)	-	-	483	-	Smogor *et al.* 1995
Bassin Chowan, VIR	Seine à l'électricité (2)	-	-	232	-	Smogor *et al.* 1995
Ruisseau Fridaycap, GEO	Casiers à anguilles, CMR	-	-	182-232	12.2-13.0	Bozeman *et al.* 1985

Légende : GEO = Georgie, NB = Nouveau-Brunswick, NÉ = Nouvelle-Écosse, MAI = Maine, MAS = Massachusetts, NJ = New Jersey, NY = New York, RI = Rhode Island, VIR = Virginie, VT = Vermont, Électricité = Pêche à l'électricité et entre parenthèse est donné le nombre de passes, CMR = Capture-marquage-recapture.

Ogden (1970) décrit la communauté ichtyologique du ruisseau Big Flatbrook au New Jersey. Au total 25 espèces ont été inventoriées à la pêche à l'électricité et l'anguille constituait 20% du nombre et 37% du poids total. *A. rostrata*, *Catostomus catostomus*, *Notropis hudsonius* et *Semotilus corporalis* dominaient la communauté en totalisant 60% des nombres et 83% de la biomasse. Ogden (1970) mentionne que pour le bassin hydrographique Lehigh en Pennsylvanie, entravé par des barrages et fortement pollué, l'abondance relative des anguilles était inférieure à celle des bassins avoisinants. Les inventaires réalisés dans 94 ruisseaux du New Jersey ont déterminé que l'anguille totalisait 9,1% des nombres, tandis qu'elle ne représentait que 0,8% dans les 47 stations du bassin Lehigh. En comparaison, l'anguille comptait pour 22,9% des captures dans trois stations situées dans un autre bassin en Pennsylvanie.

Engstrom-Heg et Loeb (1971) font état de la recolonisation d'une section peu profonde de la rivière Ten Mile (New York), dix mois après un empoisonnement à la roténone. Lors du premier épandage, l'anguille représentait 6,0% du nombre et 42,8% de la biomasse totale, avec 50,7 kg/ha et 11,9 individus/ha (tableau 14). Au deuxième empoisonnement, l'anguille avait diminué en importance relative et absolue, avec 2,2% du nombre et 31,9% de la biomasse totale, 12,1 kg/ha et 3,0 individus/ha. Après dix mois, l'anguille avait récupéré 24% de la biomasse initiale et 25% en nombres, ce qui était inférieur aux valeurs moyennes respectives de 32% et 69% calculées pour la communauté. À l'exception de la taille des anguilles qui était similaire entre les deux périodes, la plupart des poissons immigrants étaient de taille inférieure, indiquant une recolonisation par des juvéniles. Parmi les autres espèces présentes, les plus importantes étaient *Percina maculata*, *Rinichthys atratulu*s et *R. cataractae*.

Maurakis et Woolcott (1984) ont comparé la distribution de seize espèces entre les sections de la rivière James (Virginie) possédant un régime thermique naturel et celles chauffées artificiellement par les rejets d'une usine. Dans les sections à régime normal, *A. rostrata* a été associée à un groupe de six espèces incluant *Nocomis raneyi*, *Notropis hudsonius*, *Lepomis auritus*, *L. macrochirus* et *Micropterus dolomieui*. Ces espèces ont présenté le même patron annuel de variation d'occurrence avec un maximum d'abondance en septembre, alors que la température de l'eau oscille autour de 19-20^{o}C, que le débit est au plus bas et que les organismes benthiques sont les plus abondants. Passé le mois de septembre, le pourcentage d'occurrence a diminué jusqu'à un minimum situé entre les mois de décembre à mars, lorsque la température de l'eau est à 3-6^{o}C. Par la suite, elle augmente à nouveau et progressivement jusqu'à septembre. Dans les sections chauffées artificiellement, *A. rostrata* a été associée à un autre groupe d'espèces de composition distincte. La distribution annuelle a été l'inverse de celle observée dans les sections à régime normal, avec un maximum au mois d'octobre-novembre et un minimum en juillet-août. Certaines corrélations entre les caractéristiques de l'habitat de chaque secteur et l'occurrence ont été observées, mais presque toutes pour les sections à régime normal. Pour *A. rostrata*, ainsi que les cinq autres espèces associées, le débit a été le facteur le plus important, suivi par la température de l'eau et par la densité des organismes benthiques.

Peterson et Gale (1991) ont étudié la composition spécifique estivale dans deux bassins aux eaux acidifiées de la Nouvelle-Écosse et dans un bassin neutre du Nouveau-Brunswick. L'ordination des espèces en fonction des variables environnementales a permis d'identifier trois groupes, dont un dominé par *Salvelinus fontinalis*, *Semotilus atromaculatus* et *A. rostrata*. Parmi les dix types d'habitats caractérisés, *A. rostrata* a dominé dans les milieux aux eaux plus acides (pH de 5,3), avec plus d'acides humiques (31,1 mg/l), plus larges (2,4 m) et plus chaudes (19,8°C) que la moyenne (pH de 5,9-6.3, 14,6-16,6 mg/l d'acides humiques, 0,9-1,3 m de largeur et 16°C). Les patrons de distribution des principales espèces inventoriées (*Salmo salar*, *Salvelinus fontinalis*, *A. rostrata* et *Semotilus atromaculatus*) étaient similaires dans les trois bassins hydrographiques et influencés principalement par le débit (taille du cours d'eau), *A. rostrata* dominait dans le cours inférieur des systèmes jusqu'à l'embouchure. D'une façon générale, l'anguille s'est avérée tolérante à une vaste étendue de températures, mais semblait moins abondante aux sites avec une valeur inférieure à 19°C au milieu de l'été. Le pH a joué un rôle moins important pour l'anguille dans les trois systèmes, la limite inférieure de tolérance étant probablement plus basse que 4,5.

Smogor *et al.* (1995) ont réalisé l'étude la plus approfondie sur l'habitat de l'anguille. Ils ont montré que dans les ruisseaux de l'état de Virginie, à de grandes échelles spatiales (bassins de drainages et classes physiographiques), les densités d'anguilles de petite (61-249 mm) et moyenne (250-374 mm) tailles diminuaient en fonction de la distance de l'océan et n'étaient ni fortement corrélées ou reliées de façon consistante avec les caractéristiques locales de l'habitat (type d'habitat, abondance d'abris, température de l'eau et densité de prédateurs). Une fonction mathématique analogue à celle décrivant la diffusion de particules à partir d'une source concentrée, a expliqué entre 51-85% de la variance des densités d'anguilles de petite taille, et entre 49-67% de celles de taille moyenne à trois échelles spatiales : état de la Virginie, grandes classes physiographiques et bassins de drainage. À des échelles spatiales plus petites (à l'intérieur d'un bassin de drainage, dans une classe physiographique donnée), les auteurs ont trouvé très peu de relations entre la densité d'anguilles et les caractéristiques de l'habitat. Selon Smogor *et al.* (1995), des modèles parcimonieux, à grande échelle, pourraient être plus efficaces pour prédire la densité de l'anguille américaine que les modèles fonctionnant à plus petite échelle (habitat suitability index models). Toutefois, les auteurs suggèrent qu'à de petites échelles spatiales (rivières en plaine côtière), des effectifs plus élevés et possiblement des caractéristiques d'habitat plus appropriées localement (salinité et productivité) que celles utilisées dans leur étude, permettraient de tester de façon plus concluante les associations entre l'occurrence de l'anguille américaine et l'habitat. Les anguilles dominaient dans les plaines côtières des trois bassins, présentant une densité moyenne de 1272 individus/ha comparativement à 166 individus/ha pour les autres milieux (tableau 14).

D'autres études suggèrent que les relations entre les caractéristiques de l'environnement et la répartition des anguilles semblent peu fréquentes. Huish et Pardue (1978) n'ont pu trouver d'associations entre les densités (ou biomasse) d'*A. rostrata* et le type d'habitat (runs et pools), la profondeur ou la largeur de petits ruisseaux des plaines côtières de la Caroline du Nord. Bain *et al.* (1988) ont déterminé que l'occurrence d'*A. rostrata* dans les

tributaires de cinquième ordre du système de la rivière Connecticut (Vermont et Massachusetts) n'était pas reliée à la structure de l'habitat (profondeur, vitesse de courant et substrat). Dans une autre étude sur la composition de la communauté ichtyologique de la plaine côtière du bassin de drainage de la rivière Savannah (Caroline du Sud), une analyse en composantes principales n'a pu mettre en évidence de relation entre l'anguille et les quinze variables environnementales retenues (Meffe et Sheldon 1988). Pour une communauté d'un bassin de Nouvelle-Zélande dominée par *A. dieffenbachii*, Hayes *et al.* (1989) ont constaté que l'occurrence de cette dernière était indépendante du type et des caractéristiques de l'habitat (profondeur, vitesse de courant et substrat). Toutes ces études vont dans le même sens que l'étude de Smogor *et al.* (1995) citée précédemment.

Emlen *et al.* (1992) ont appliqué localement un modèle de croissance per-capita à la population d'anguille de la Rivière Deerfield au Massachusetts. Des variables environnementales et biologiques ont été intégrées dans l'équation de cette population. La dimension du cours d'eau et la taille des particles du substrat contribuaient à l'accroissement de la densité d'anguilles, tandis que la vitesse du courant et l'hétérogénéité du substrat étaient des facteurs limitants. Ces informations sont présentées plus en détail au chapitre 15.

Dans la rivière Annaquatucket au Rhode Island, Oliveira (1997) a observé une diminution de la densité d'un facteur 7 entre un site estuarien (3230 individus/ha) et un autre en eau douce (450 individus/ha) situé à 6,4 km en amont, séparés par quatre barrages dotés de passes de type Denil. Il a été impossible de séparer l'effet des barrages de celui de la distance de la mer, mais une corrélation négative ($r = -0.74$) a été établie entre la densité et l'éloignement de l'océan. Une densité très élevée de 1844 individus/ha a été observée dans ce système (tableau 14), malgré le fait que seules les anguilles jaunes de plus de 160 mm aient été échantillonnées.

12.4 Milieux lacustres

Suite à des empoisonnements destinés à introduire l'omble de fontaine, Smith et Saunders (1955) ont observé des biomasses d'anguilles variant de 0 à 79,3 kg/ha dans huit lacs des Maritimes (ableau 14). L'anguille était absente du lac McCormick (Nouvelle-Écosse); elle dominait dans quelques lacs, mais n'était pas plus abondante que d'autres espèces considérées « nuisibles ». Ces lacs ont été considérés comme peu productifs vu leur faible minéralisation, à l'exception du lac Bill qui était peu profond et plus chaud. Parmi les lacs Boar's Back, Tedford et Jesse de la Nouvelle-Écosse, le plus acide, qui affichait aussi des eaux brunes, a été le moins productif tandis que le plus productif possédait une eau claire et il était moins acide (Smith, 1937). La migration catadrome annuelle a entraîné une importante perte nette de biomasse pour ces systèmes lacustres, variant en moyenne de 0,7 à 2,0 kg/ha par année (Smith et Saunders 1955). Selon Smith (1966a) les migrants ont entraîné une perte annuelle moyenne de 2,3 kg/ha (1,5-5,1 kg/ha) sur une période de quinze ans au lac Crecy du Nouveau-Brunswick. L'influx annuel de civelles à été estimé à environ 1 kg/ha, la perte nette annuelle moyenne a donc été chiffrée à 1,3 kg/ha pour le lac.

Au Maine, Rupp et DeRoche (1965) ont trouvé *A. rostrata* seulement dans le lac Coleback parmi les trois échantillonnés. Ce dernier était peu profond (8,5 m maximum), avait un pH très faiblement acide (6,3-6,9) et abritait aussi *Osmerus mordax*, *Lepomis gibbosus*, *Esox niger* et *Catostomus catostomus*. Il s'agissait d'un lac situé à 40 m d'altitude par rapport au niveau de la mer, tandis que les deux autres lacs dépourvus d'anguilles étaient à 260 et 366 m du niveau de la mer. LaBar et Facey (1983) ont réalisé des observations sur l'habitat dans le lac Champlain à partir du suivi d'anguilles dotées d'émetteurs et au cours d'une campagne de capture-marquage-recapture. Les milieux littoraux ainsi que les zones plus profondes (de 3 m à 10 m) ont été utilisés de manière plus importante. Les individus des milieux littoraux présentaient beaucoup de mobilité. Les évaluations d'abondance relative ont donné une densité de 232-636 individus/ha (161-421 kg/ha) dans les trois zones étudiées. La biomasse élevée observée dans ce système pouvait être expliquée par la productivité élevée du lac et par l'absence de pêcherie commerciale.

Busch et Lary (1996) ont déterminé que l'équilibre écologique du lac Ontario avait souffert d'une dégradation globale de 58% entre les années 1970 et 1990. Cette évaluation considérait les dommages subis par 29 habitats types et évaluait la sévérité et la permanence des impacts. La perte fonctionnelle était extrapolée à l'ensemble de l'écosystème. Trois catégories de stress anthropiques contribuaient de façon similaire à la dégradation du milieu. Les impacts biologiques (pertes des espèces indigènes et introduction d'espèces exotiques) ont contribué pour 21% de la dégradation, les impacts physiques (barrages, contrôle du niveau d'eau, dragages et remblais) ont totalisé 20% et les impacts chimiques (déversements de produits toxiques) pour 17%. Lorsque les impacts physiques et chimiques étaient combinés, les tributaires et les baies étaient les habitats les plus durement touchés du lac Ontario.

Le lac Ontario est important pour les pêcheries du Québec car il sert d'habitat de croissance à une proportion de l'ordre de 70% des anguilles capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent (chapitre 11, point 11.7). En ce qui a trait à l'habitat essentiel de l'anguille en milieu lacustre, les données disponibles pour le lac Ontario montrent que l'espèce est présente dans les secteurs profonds et éloignés des rives, mais qu'elles utilisent davantage les habitats situés dans les baies peu profondes et dans les tributaires (Lary et Busch, 1997). Le lac Ontario a une zone littorale peu étendue et les plus importantes rivières du côté des États-Unis ont été entravées par des barrages. Aujourd'hui dans l'état de New York, l'abondance de l'anguille est de beaucoup inférieure aux niveaux historiques. Considérée comme commune en 1927 dans les systèmes Oswego, Oneida, Senaca, Clyde, Cayuga et Owasco, elle était absente des inventaires réalisés entre 1968 et 1993. L'obstruction du fleuve Saint-Laurent (barrages de Moses-Saunders et complexe de Beauharnois) a diminué le recrutement en anguilles dans le lac Ontario. Il n'est pas encore clairement établi si les habitats lacustres constituent la « destination finale » des anguilles en migration dans les grands systèmes dotés de lacs de tête, ou si elles continuent à chercher des habitats propices une fois ces milieux atteints (Lary et Busch 1997).

12.5 Déplacements, aire vitale et territorialité

La forte rhéotaxie positive manifestée par les civelles et les anguilles jaunes (Miles 1968a; Tesch 1977) favorise la colonisation des milieux dulçaquicoles sur de grandes distances (Land 1877; Harden-Jones 1968). Moriarty (1986) avait émis l'hypothèse qu'un des facteurs qui poussait les anguilles à remonter le cours des rivières était l'augmentation de la densité dans les régions estuariennes. D'une façon générale, Bianchini *et al.* (1982) ont suggéré qu'entre les longs déplacements d'un habitat à l'autre, les anguilles maintiennent une aire vitale restreinte et à court terme.

Dans les provinces des maritimes, certaines populations d'anguilles jaunes effectuent une montaison automnale (ou à d'autres périodes) à partir de l'estuaire; elles hibernent en milieu lacustre enfouies dans le substrat et dévalent vers l'estuaire au printemps (ou à l'automne) (Godfrey 1951; Smith et Saunders 1955; Eales 1968; Medcof 1969). Ces déplacements des anguilles jaunes entre les habitats estuariens ou marins et l'eau douce ne sont pas reliés à la reproduction. Medcof (1969) a compilé les observations des pêcheurs commerciaux de la Nouvelle-Écosse. Ces informations indiquaient une montaison automnale qui débutait dès les premières gelées et qui s'étalait sur trois semaines. Parallèlement, une dévalaison printanière des anguilles jaunes a été constatée dans les mêmes cours d'eau débutant en mai et s'étendant sur trois semaines. Selon certains pêcheurs, il s'agissait des mêmes individus qui effectuaient les deux migrations. Des déplacements reliés à l'alimentation ont aussi été observés ; les anguilles remontent les rivières au temps de la fraie du gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et de l'éperlan (*Osmerus mordax*) pour s'attaquer aux œufs et alevins. Le faible développement des cours d'eau côtiers favorise ce type de migration (Medcof 1969). Une différence de disponibilité des substrats meubles (propices à l'hibernation) entre estuaires/eau douce n'est pas en cause, car Day (1948) a constaté que les anguilles hibernaient aussi dans les estuaires salins. Une température de l'eau plus élevée dans les lacs, stable à 4°C pendant de longues périodes en hiver, comparativement à celle des estuaires (moyenne de –1,5°C) pourrait stimuler ces migrations (Medcof 1969). Dans une étude au laboratoire sur les stimuli guidant le comportement migrateur chez les anguilles jaunes, Hain (1975) mentionne l'existence d'une forte variabilité saisonnière; les individus manifestaient une réaction neutre au mois d'août, mais une forte rhéotaxie négative à l'automne (octobre). Hain (1975) a postulé que ce comportement était associé à une « pseudo migration catadrome » (termes utilisés par l'auteur : « false start », « trial run » et « dry run »). Godfrey (1951) et Winn *et al.* (1975) ont aussi noté que des anguilles jaunes étaient capturées en plus grand nombre lors de la dévalaison des anguilles argentées.

Helfman *et al.* (1983) ont étudié l'aire vitale à l'aide de la télémétrie dans un ruisseau estuarien (Fridaycap Creek) en Georgie. Les déplacements étaient rythmés par le cycle nycthéméral (activité nocturne et quiescence diurne) et ils étaient influencés par le cycle des courants tidaux. Sur plus de cinq jours de suivi, la région d'activité de huit anguilles jaunes (464-540 mm) a couvert 1,06 ha de nuit et 1,54 ha de jour. Ces valeurs indiquaient l'existence d'une aire vitale restreinte à court terme et d'ailleurs les « excursions » ramenaient souvent les individus à leur lieu de départ. Bozeman *et al.* (1985) ont mesuré

des valeurs similaires, avec 1,04 ha (0-3,4 ha) dans le même ruisseau. Des aires vitales restreintes, tant au niveau spatial que temporel, ont aussi été observées dans divers milieux : 0,028-0,125 ha (périodes de une semaine à treize mois) dans les rivières de la Louisiane (Gunning et Shoop 1962); 0,11 ha dans un ruisseau tidal du Rhode Island (Bianchini *et al.* 1982); 0,02 ha (0 à 0,22 ha) dans un marais salant au Massachusetts (Ford et Mercer 1986). Au Nouveau-Brunswick, les déplacements des individus ont été relativement restreints sur une période de deux mois dans le ruisseau Bennett, 71% des individus marqués ayant été repris à moins de 50 m du lieu de capture initial (Godfrey 1951). LaBar et Facey (1983) ont estimé à 28 ha (2,4-65,4 ha) l'aire vitale (polygones de déplacements) occupée par les anguilles dans le lac Champlain. Comparativement aux autres études, ces anguilles étaient de plus grande taille (moyenne de 680 mm) et ont été suivies sur une plus longue période de temps (moyenne de 28 jours, périodes de 4 à 67 jours). Des déplacements allant de 0,6-4,9 km ont été observés et aucune évidence de « homing » n'a été notée chez les seize individus dotés d'émetteurs et délocalisés. Hurley (1972) a estimé que les déplacements des anguilles dans la portion Est du lac Ontario indiquaient une certaine territorialité (home territory). Sur une période de quatre ans, plus de 900 anguilles ont été marquées et la plupart des recaptures furent effectuées à moins de 16 km des sites des lâchers, après des périodes de liberté allant de quatre semaines à quatre ans. Dans la rivière Annaquatucket, les déplacements ont été peu étendus pour des périodes de six à 698 jours de liberté. Sur les 200 spécimens recapturés (829 marqués), 87% ont été repris aux stations de capture initiale (Oliveira 1997). Au Nouveau-Brunswick, Vladykov (1971) a déplacé des anguilles jaunes (351-825 mm) sur une distance de 80 km du lieu de capture (plusieurs cours d'eau et baies les séparant du site de lâcher). Sur les 222 anguilles marquées et délocalisées, quatre ont été capturées dans leur rivière d'origine, suggérant une certaine forme de « homing ». Dans le Saint-Laurent Vladykov (1957) a observé un déplacement de 322 km d'un individu sur une période de 5 ans et 11 mois, entre le site de marquage et celui de recapture.

Dutil *et al.* (1988) ont observé les déplacements des anguilles jaunes (52-65 cm) dans l'estuaire de la rivière Calumet, un tributaire du fleuve Saint-Laurent. L'activité des anguilles était principalement nocturne (pic à minuit), mais les marées ont joué un rôle important sur le comportement. De nuit, les anguilles ont été plus actives pendant la marée haute. L'activité était aussi plus importante de jour et à marée haute, que de nuit et à marée basse. L'aire d'activité (liée à l'alimentation ou à la recherche de conditions environnementales propices) était plus grande pendant la marée haute et surtout de nuit. L'aire vitale a été estimée à 0,5-2,0 ha, avec peu de déplacements (800 m linéaires) sur 10 jours de suivi et liés généralement avec les courants tidaux. Les individus suivis à l'aide de la télémétrie ont sélectionné des salinités de moins de 12‰ et une température de l'eau supérieure à 15^{o}C. Dutil *et al.* (1988) ont observé qu'une certaine activité diurne pouvait être induite par une turbidité plus élevée.

Parker et McCleave (1997) ont mentionné que les anguilles jaunes et argentées utilisaient les courants tidaux estuariens comme un mécanisme de transport pour la migration et les déplacements. Les anguilles argentées manifestaient une activité nocturne, qui était plus importante en conditions de marée descendante. Les anguilles jaunes déplacées (vers l'amont ou l'aval) ont utilisé un courant approprié leur permettant de regagner leur site de

capture avec moins d'efforts. Les anguilles jaunes non déplacées effectuaient des « excursions » les ramenant au point de départ (autour aire vitale). On ignore ce qui marque cette apparente fidélité de certains individus à une aire bien définie et qui est celle de la capture.

L'utilisation de l'habitat peut aussi varier en fonction de la taille corporelle. Kling (1993) a déterminé que la migration vers l'amont réduisait le nombre d'anguilles marquées dans une section donnée et que les plus petites anguilles avaient une aire vitale plus grande que celle des grands spécimens dans la même section de rivière. Les anguilles de taille inférieure à 250 mm semblent effectuer l'essentiel des déplacements migratoires (Haro et Krueger 1991), c'est pourquoi Oliveira (1997) n'a observé aucune corrélation entre les groupes de taille supérieurs à 200 mm et la superficie de l'aire vitale occupée. Cet auteur a toutefois noté que les femelles, qui atteignent une plus grande taille, étaient associées aux substrats rocheux ou à des objets submergés servant d'abris, tandis que les mâles se rencontraient dans plusieurs types de substrats. Les sections avec de la vase n'ont permis la capture d'aucune femelle dans la rivière Annaquatucket (Rhode Island). Smogor *et al.* (1995) ont déterminé que les grandes anguilles (> 374 mm) de la Virginie avaient une distribution plus restreinte que les deux autres catégories de tailles (petites de 61-249 mm et moyennes de 250-374 mm), indiquant que les grands spécimens ne constituent pas une portion importante des migrants. Toutefois, les données recueillies aux barrages sur le fleuve Saint-Laurent ont montré que des spécimens de plus de 300 mm migraient intensément vers les secteurs amont (Whitfield et Kolenosky 1978; Liew 1982; Hartley 1992; Desrochers 1995 et 1996). Ford et Mercer (1986) ont observé que les anguilles de plus petite taille dominaient dans une section étroite, à fond vaseux des ruisseaux se jetant dans un marais salant du Massachusetts, tandis que les plus grandes prédominaient dans les sections plus larges, à fond sablonneux-vaseux du marais et près de la mer. Sur une période de cinq semaines en été (juin-août), Ford et Mercer (1986) ont recapturé 93% des individus à moins de 100 m du lieu de marquage. Les plus grandes anguilles (> 38 cm) ont été recapturées plus souvent, indiquant selon ces chercheurs l'établissement d'une aire vitale chez ces spécimens, maintenue par une forme de dominance ou de territorialité qui expliquerait la ségrégation de taille observée. Helfman (1986) a réalisé quelques observations en milieu naturel concernant les interactions entre des individus de différentes tailles. Les diverses manifestations agonistiques observées lors des rencontres pourraient avoir un rôle à jouer dans l'établissement de territoires ou d'une hiérarchie (voir chapitre 6).

La taille des individus, le temps entre la capture et la recapture, ainsi que la productivité générale du milieu pourraient influencer l'étendue de l'aire vitale (Bozeman *et al.* 1985). On ignore toutefois quels peuvent être les effets de la capture, du marquage et des manipulations sur les déplacements. Les milieux estuariens, plus riches, pourraient présenter des ressources plus concentrées comparativement aux milieux lacustres et ainsi limiter l'aire de recherche alimentaire (Bozeman *et al.* 1985). Le comportement territorial de l'anguille n'a pas fait l'objet d'étude expérimentale ; les quelques observations suggèrent une plasticité comportementale qui serait en fonction de la densité et/ou des ressources alimentaires/abris disponibles.

13. ÂGE ET CROISSANCE

13.1 Généralités

La détermination de l'âge constitue un paramètre important dans l'étude des populations, qui est utilisé pour évaluer la croissance, le recrutement, la maturité sexuelle et la mortalité (Casselman 1987). Plusieurs structures permettent d'estimer l'âge des poissons, soit les écailles, les otolithes, les rayons et épines des nageoires et les vertèbres. Chez les anguillidés les écailles ne se forment que tardivement dans le développement (après quelques années), à partir d'une taille de 16 cm à 20 cm en eau douce, ce qui limite leur utilisation (Frost 1945a; Smith et Saunders 1955; Jellyman 1979b). D'autre part, comme les écailles d'un individu ne se forment pas toutes au même moment, l'âge maximal enregistré varie selon l'endroit de prélèvement et de l'écaille observée. Leur petite taille (2,2 mm à 3,2 mm pour une anguille de 55 cm), leur profonde implantation sous-cutanée et le mode de formation irrégulier des annuli compliquent leur utilisation (Frost 1945a). Pour toutes ces raisons elles n'ont été que peu employées dans les études sur *A. rostrata* (Smith et Saunders 1955; Boëtius et Boëtius 1967) et considérées peu fiables pour l'interprétation de l'âge (Bertin 1951; Sinha et Jones 1967a; Jellyman 1979b). Les vertèbres des anguilles n'ont pas fait l'objet d'études approfondies, probablement en raison des mentions de leur structure plus ou moins poreuse (Bertin 1951). On ne dispose pas de mentions sur l'utilisation des rayons des nageoires ou sur d'autres structures.

Seuls les otolithes sont employés actuellement pour déterminer l'âge. Ehrenbaum et Marukawa (1913) furent les premiers à les utiliser pour *A. anguilla*. Les otolithes sont des structures osseuses paires acellulaires et fortement calcifiées qui comprennent les lapilli, astérici et sagittae. Ces derniers sont les plus grands parmi les trois paires et on s'y réfère sous le terme général « d'otolithes ». Malgré que les sagittae soient les plus grands, il n'en demeure pas moins que ces structures sont très petites chez l'anguille et difficiles à manipuler. Vladykov (1970) donne des dimensions de 4,0 mm à 4,5 mm de longueur par 2,3 mm à 2,5 mm d'épaisseur pour des spécimens d'*A. rostrata* allant de 822 à 965 mm. La formation de ces os a lieu tôt au cours du développement du poisson et ils ne font pas l'objet de résorption (Campana et Neilson 1985). Les primordia apparaissent comme les premières concrétions ayant une structure dense et composée essentiellement de matière organique (l'otoline, une fibro-protéine). L'accroissement se fait par addition de couches successives de carbonate de calcium (cristaux d'aragonite) dans une matrice de matière organique (Degens *et al.* 1969; Campana et Neilson 1985). Casselman (1982) a déterminé que pour *A. rostrata* l'otolithe était une structure très dense, constituée à 39% de carbonate de calcium et à moins de 3% de matière organique.

13.2 Analyse de la microstructure des otolithes des civelles

13.2.1 Périodicité des incréments

Pannella (1971) a découvert la présence de zones de croissance journalière (incrément) chez trois espèces de poissons marins de l'Atlantique Nord. L'incrément bipartite est la

plus petite unité identifiable dans la microzonation et serait habituellement formé sur une période circadienne chez certaines espèces, sous contrôle endocrinien et environnemental (Campana et Neilson 1985). Il est composé d'une zone continue, qui apparaît comme une bande translucide en microscopie optique (lumière transmise), et d'une zone discontinue opaque et plus étroite. Une validation de la périodicité de ces marques doit toutefois être réalisée pour une espèce donnée. Un biais substantiel peut survenir quand la période de formation diffère de 24 heures, lorsque la photopériode fluctue, lorsque la température atteint un seuil critique ou encore lors de périodes de jeûnes prolongés (Campana et Neilson 1985). Toutes les espèces n'ont pas une périodicité circadienne à tous les âges, le nombre de dépôts pouvant diminuer avec l'âge (Pannella 1971). Brothers *et al.* (1976) ont souligné que l'étude de la microzonation semblait plus appropriée pour la période larvaire, les juvéniles, les espèces à croissance rapide et les espèces tropicales. Pour des périodes de moins de 100 jours d'âge, le dénombrement des incréments donne de très bons résultats, et ils sont assez fiables jusqu'à concurrence d'un an. La présence d'arrêts de croissance tels que les marques de « frai »" ou « hivernales » restreignent son emploi. Campana et Neilson (1985) font le point sur les recherches effectuées jusqu'en 1985. Toutefois aucune information sur l'anguille n'était disponible à cette date. Les premières études sur les leptocéphales d'*A. rostrata* et *A. anguilla* ont supposé un rythme journalier (Castonguay 1987).

Umezawa et Tsukamoto (1991) ont déterminé que chez *A. japonica* la température et l'alimentation influençaient la formation des incréments des civelles en conditions expérimentales. Le rythme de dépôt des incréments a été de 0,98-1,05/jour à 25^{o}C, de 0,90-0,91/jour à 19^{o}C et de 0,83/jour à 12^{o}C pour une période de 50 jours. Le jeûne prolongé a provoqué l'apparition de « pauses » sur l'otolithe, qui n'ont pas été observées en milieu naturel. Ces travaux ont montré que le dépôt sur l'otolithe n'était pas seulement contrôlé par la croissance somatique et ils ont stimulé la poursuite d'autres recherches sur le sujet (Tzeng et Tsai 1992). Pour ces études, l'âge des civelles a été déterminé par des décomptes des incréments présumés journaliers qui sont aisément identifiés dans la zone de croissance (voir 13.2.2). En dehors de cette zone, les caractéristiques morphologiques sont moins régulières (Lecomte-Finiger 1992; Tzeng et Tsai 1992; Antunes et Tesch 1997). Le début de la métamorphose a été associé avec le commencement de la zone diffuse, mais le « stade » marin où prend lieu cette transformation est incertain et la durée de la zone diffuse est spéculée (Antunes et Tesch 1997). Bien que de nombreuses incertitudes demeurent concernant la phase marine, ceci n'a pas empêché les chercheurs d'en estimer la durée (voir 13.2.3).

En ce qui concerne les incréments des civelles d'*A. rostrata* déposés en eau douce, les résultats sont contradictoires. Liew (1974) n'a pas constaté de correspondance entre le nombre de marques formées dans un étang et le nombre de jours passés en eau douce. D'un autre côté, Martin (1995b) a déterminé que le nombre d'incréments de civelles maintenues en conditions quasi-naturelles au début de la saison de croissance a présenté une très bonne corrélation avec une courte période de captivité (20 jours).

13.2.2 Nomenclature utilisée dans la description de l'otolithe des civelles

La terminologie employée dans la description de l'imagerie des otolithes obtenue par microscopie électronique à balayage (MÉB) n'est pas uniforme et présente des ambiguïtés (Campana et Neilson 1985). La nomenclature d'Antunes et Tesch (1997) intègre bien les éléments des diverses études pour les civelles tout en précisant les synonymes usuels. À partir du centre de l'otolithe, la première des structures récurrentes (permanentes) définie est le nucleus (= primordium, couronne et sillon coronal), suivie par la zone de croissance (= zone dénombrable) et puis par la zone diffuse. Sur la marge on peut parfois observer la zone de transition et/ou la zone marginale. Antunes et Tesch (1997) ont proposé de subdiviser la zone diffuse en trois, soit la zone de croissance sans incréments journaliers, la zone de métamorphose initiale et la zone de métamorphose partiellement complétée.

Lecomte-Finiger (1992) donne une description de la structure de l'otolithe chez *A. anguilla*, qui a été employée dans la plupart des études antérieures à celle d'Antunes et Tesch (1997). Le nucleus comprend une cavité (= primordium) d'environ 7.5 µm encerclée par une couronne cristalline de 18.5 µm et un sillon (= sillon coronal). Ce dernier marquerait le début de l'alimentation exogène du leptocéphale. La zone adjacente au nucleus constitue la zone de croissance et présente des incréments distinctifs. La « zone de métamorphose » (= zone diffuse) débuterait avec l'apparition des marques diffuses et se terminerait avec la formation d'un double « anneau de transition » (= zone de transition).

Tzeng et Tsai (1992) ont observé chez *A. japonica* la même configuration que celle décrite par Lecomte-Finiger (1992), mais ils avancent que le primordium serait déposé durant la phase embryonnaire et la couronne pendant la phase vitelline. Ils décrivent aussi une variabilité dans la largeur des incréments, devenant indiscernables dans une région de ralentissement (= zone diffuse). Ils ont aussi avancé qu'un sillon (transition entre la zone de croissance et la zone diffuse) marquait le début de la métamorphose des leptocéphales en civelles.

13.2.3 Estimation de la durée et croissance de la phase marine

Les estimations de la durée de la phase marine des civelles qui atteignent les côtes varient énormément. Pour *A. anguilla*, les périodes avancées s'échelonnent de : 2-3 ans (Schmidt 1922), 3 ans (Liew 1974), 2-7 ans (Van Utrecht et Holleboom 1985), 11-18 mois (Boëtius et Harding 1985), 7-11 mois (Lecomte-Finiger et Yahyaoui 1989) et 191-276 jours (Lecomte-Finiger 1992). L'anguille d'Amérique aurait une phase marine plus courte : 10-12 mois (Schmidt 1922), 2 ans (Liew 1974) et 8-12 mois (Kleckner et McCleave 1985).

En constatant l'occurrence simultanée des larves d'*A. anguilla* et d'*A. rostrata* dans la mer des Sargasses, Schmidt (1922) avait imaginé un mécanisme de séparation des deux espèces vers leurs continents respectifs. Il avait émis l'hypothèse qu'*A. rostrata* devait avoir une croissance plus rapide qui lui permettrait de se métamorphoser plus tôt près des côtes Nord-Américaines, tandis qu'*A. anguilla* ne le serait que plus tardivement sur les

côtes d'Europe. Boëtius et Harding (1985) ont réanalysé les données de Schmidt (1922) pour déterminer que les deux espèces présentaient des régimes de croissance parallèles, les différences de taille observées provenant du fait qu'*A. rostrata* aurait approximativement un mois d'avance (fraie plus hâtive) sur *A. anguilla*. Castonguay (1986) a estimé un taux de croissance de 0,38 mm/jour pour les leptocéphales d'*A. rostrata* et *A. anguilla*, ce qui est beaucoup plus élevé que les taux de 0,19 mm à 0,24 mm/jour rapportés auparavant (Boëtius et Harding 1985; Wippelhauser *et al.* 1985). Castonguay (1986) a supposé le dépôt d'un incrément par jour et n'a pas pris en compte la durée (+ 5 jours) de la phase embryonnaire (Tzeng et Tsai 1992). À titre comparatif, Tsukamoto (1990) rapporte un taux de croissance de 0,56 mm/jour pour les leptocéphales de *A. japonica*.

Antunes et Tesch (1997) ont remis en question l'interprétation accordée aux otolithes des civelles de *A. anguilla*. Ils ont clairement montré que la zone diffuse, qui a été associée dans la littérature antérieure à la métamorphose du stade II au stade V_A, était déjà présente au stade I, soit avant que ne commence la métamorphose (voir chapitre 3, point 3.4.2). Ils ont souligné le caractère irrégulier des incréments et une diminution de l'espacement dans cette zone diffuse, ce qui rend tout dénombrement incertain et spéculatif. En considérant un incrément journalier pour la zone où ils sont dénombrables (= zone de croissance), ils ont trouvé un certain synchronisme entre le début de la zone diffuse et le début de l'hiver avec des températures plus basses. Antunes et Tesch (1997) estiment que la variabilité observée dans les patrons des otolithes des civelles, reflèterait une flexibilité comportementale. Une partie des migrants aurait la possibilité de coloniser rapidement toute côte se présentant, tandis que l'autre portion pourrait poursuivre sa route.

Arai *et al.* (1997) ont étudié la microstructure et la microchimie des otolithes des leptocéphales et des civelles d'*A. japonica*. La largeur des incréments, supposés journaliers, tout comme le ratio strontium/calcium, ont augmenté pendant la phase leptocéphale (stade I) pour ensuite baisser de façon marquée et rapide sur 20 à 40 jours. Ils ont avancé qu'il s'agirait de la période de métamorphose. À l'exception de Casselman (1982) qui a employé cette technique pour des anguilles jaunes d'*A. rostrata*, le dosage relatif Sr/Ca n'a pas été utilisé pour les civelles d'*A. rostrata* et *A. anguilla*. Cette technique pourrait aider à clarifier les incertitudes concernant le début et la durée de la période de métamorphose, en permettant de quantifier la composition élémentaire en un endroit précis de l'otolithe.

Un autre point important est relié à la séparation de la croissance effectuée en eau salée de celle ayant lieu en eau douce (Boëtius et Boëtius 1967; Liew 1974; Berg 1985). Plusieurs chercheurs ont contourné ces difficultés en ne considérant que la croissance en eau douce (Frost 1945a et 1945b; Sinha et Jones 1967a; Ogden 1970; Gray et Andrews 1971; Jellyman 1979b; Moriarty 1983; Hansen et Eversole 1984, entre autres). Suite à la description donnée par Liew (1974) d'une marque caractéristique (1 ou 2 incréments) sur l'otolithe des civelles, Michaud *et al.* (1988) ont établi qu'elle apparaissait en eau douce trois à quatre semaines après l'arrivée en estuaire et ils l'ont nommée zone de transition. Ces observations ont été confirmées pour les civelles de la rivière Annaquatucket située

sur la côte Est des États-Unis (Martin 1995b). Certains (Vladykov 1970; Gray et Andrews 1971) ont attribué une origine marine à cette marque et d'autres l'ont interprétée différemment en situant sa formation à l'hiver précédent en eau douce (Sinha et Jones 1967a; Liew 1974). En général les civelles demeurent dans les milieux estuariens quelque temps pour s'acclimater aux plus basses teneurs en sels minéraux, avant de poursuivre leur migration vers l'amont (Deelder 1958; Jellyman 1977b). Les changements de salinité et/ou de température rencontrés par les civelles en entrant dans les estuaires pourraient expliquer la formation de la zone de transition. La spectrométrie de masse permettant de mesurer les teneurs relatives d'isotopes stables (oxygène et carbone) a été mise à profit chez plusieurs espèces pour estimer les caractéristiques (salinité et température moyenne) du milieu de croissance à partir de structures osseuses (Degens *et al.* 1969), mais elle n'a pas été appliquée à l'anguille.

13.3 Interprétation des otolithes

13.3.1 Zonation de l'otolithe

En milieu tempéré, la croissance des poissons est en relation étroite avec les cycles des saisons et certaines fluctuations à plus court terme. Ces variations s'inscrivent sous forme de zones d'opacités distinctes sur les structures osseuses. En observant macroscopiquement l'otolithe, une croissance plus rapide se traduit par la formation d'une zone opaque à la lumière et le ralentissement de celle-ci entraîne l'apparition d'une bande translucide (Liew 1974). La transparence serait une fonction de la disposition des cristaux et non de la quantité de calcium déposée. Il semble en effet que les zones opaques aient relativement moins de calcium (Casselman 1982). La teneur en calcium des deux types de zones augmente d'ailleurs avec l'âge et semble inversement reliée au taux de croissance (Casselman 1982). L'interprétation de l'âge repose sur la prémisse que l'alternance des marques suit un cycle annuel et qu'il existe une certaine proportionnalité entre les intervalles observés sur la structure et la croissance du poisson (voir 13.4.2).

Liew (1974) donne une description détaillée de la zonation de l'otolithe en eau douce (microscopie électronique et optique). La zone de croissance « estivale » (opaque en lumière transmise) est caractérisée par la prolifération de cristaux d'aragonite bien définis. À l'approche de l'hiver, la croissance ne s'arrête pas toujours brusquement. Chez certains individus elle peut reprendre pour de courtes périodes. La marque généralement associée à l'hiver (translucide) apparaît le plus souvent comme un sillon profond, mais elle se présente aussi sous forme de « bande-multiple ». Les marques sont parfois séparées par des « lamelles concentriques » (incréments). En général il n'y a pas (ou très peu) de cristaux d'aragonite. Liew (1974) a noté chez *A. rostrata* le plus faible espacement des incréments dans les zones translucides, contrairement à Panfili *et al.* (1990) qui les ont associés chez *A. anguilla* à l'interface « été/hiver » ou aux zones opaques.

13.3.2 Marques surnuméraires

Un des principaux problèmes d'interprétation des otolithes concerne la formation de marques surnuméraires (fausses marques ou pseudoannuli) au cours d'une saison de

croissance (Smith 1968; Liew 1974; Deelder 1976b; Moriarty 1983; Michaud *et al.* 1988). Pour les départager des « vraies » marques, on ne dispose que de certains critères subjectifs qui peuvent ne pas convenir à toutes les populations (Casselman 1987).

Liew (1974) a étudié l'otolithe de civelles maintenues en étang et au laboratoire. Ces expériences ont permis de mettre en évidence quelques facteurs déclenchant la formation de marques surnuméraires : manipulations (stress et/ou changement d'environnement), diminution de l'activité alimentaire (souvent reliée à la température) et une température trop élevée (plus de 30°C) ou trop basse (moins de 10°C). Walsh *et al.* (1983) ont montré expérimentalement que l'anguille d'Amérique ne s'alimentait pas lorsque la température était inférieure à 10°C. Hedgepeth (1983) a noté que les CPUE d'anguilles étaient plus élevées entre 10˚C et 25°C dans l'estuaire de la rivière James. Oliveira (1996) a observé qu'une « fausse marque » était associée à la capture et aux manipulations. Sur des coupes minces, il a constaté que les pseudoannuli pouvaient être complets ou incomplets, ce qui complique leur identification. Deelder (1976) a aussi déterminé qu'il pouvait y avoir plus d'une marque par an chez *A. anguilla* et que la distinction entre les arrêts « estivaux » et « hivernaux » n'était pas aisée.

Michaud *et al.* (1988) n'ont pu attribuer un âge aux civelles et anguilles jaunes juvéniles en migration, à cause de nombreuses marques surnuméraires. Toutefois, leurs observations ont été effectuées principalement en microscopie électronique. Cette étude a aussi montré que les anguilles en migration s'alimentaient peu. Des observations similaires ont été effectuées pour les anguilles en montaison dans la rivière Richelieu à Chambly (Richard Verdon, comm. pers.). Une fausse marque pourrait être associée à la période d'activité migratrice plus intense au cours de l'année.

13.3.3 Période de formation de l'annulus

La détermination du moment exact de formation de l'annulus pour une région donnée est en relation avec la saison de croissance. Les premiers dépôts sur l'otolithe ont lieu plus tard dans les régions septentrionales. Il existe aussi une certaine variabilité individuelle, la démarcation entre le dépôt « estival » et « hivernal » d'une saison donnée pouvant être nette ou mal définie (bandes multiples). Ceci pose un problème lors de la détermination du moment exact de la fin de la saison de croissance.

Sinha et Jones (1967a) ont observé que pour les anguilles jaunes d'*A. anguilla* en Angleterre, la marque opaque est apparue au début d'août et la marque translucide a été formée après le mois de novembre. La période de dépôt de la marque « estivale » s'est étendue sur cinq mois. Cependant le moment exact de début du dépôt de la marque « hivernale » est sujet à interprétation.

Pour *A. rostrata*, Liew (1974) a déterminé la période de formation de l'annulus en récoltant périodiquement des anguilles maintenues en étang. Il a trouvé que vers la mi-mai, près de 30% des anguilles ont déjà à la marge une marque de croissance estivale. Cette marque est visible pour presque tous les spécimens passé la mi-juin. Une première

marque surnuméraire peut apparaître fin septembre à fin octobre, toutefois la marque « d'hiver » n'est pas visible à ces dates. L'annulus est donc formé entre novembre et mai pour le sud de l'Ontario.

Gray et Andrews (1971) ont constaté les premières traces du dépôt de la marque opaque entre le début et la mi-juin à Terre-Neuve. La marque translucide n'était pas apparue avant la fin du mois de septembre, date limite de l'échantillonnage. Helfman *et al.* (1984a) ont signalé une période de formation de la marque estivale étonnamment courte en Georgie; la zone opaque serait formée en quatre mois seulement (avril à juillet). Boëtius et Boëtius (1967) ont signalé pour les Bermudes, situées à une latitude similaire à la Georgie, une période de croissance beaucoup plus longue (huit mois). Liew (1974) a noté l'apparition de fausses marques en fin de saison estivale, qui peuvent être confondues avec le début de la formation de la marque translucide. À l'aide de la méthode capture-marquage-recapture et d'injection de tétracycline, Oliveira (1996) a validé pour *A. rostrata* la formation annuelle des marques translucides qui sont déposées en partie durant l'hiver. Chisnall et Kalish (1993) ont confirmé la formation annuelle des marques translucides chez *A. dieffenbachii* et *A. australis*.

L'emploi des termes « hivernal » et « estival », par analogie aux structures observées sur les écailles, est peu approprié pour désigner les zones de croissance sur l'otolithe de l'anguille, bien qu'ils soient couramment utilisés. Le dépôt de ces zones s'étend sur plus d'une saison, et contrairement aux écailles qui présentent un arrêt net de croissance durant la saison froide, l'otolithe continue de croître à un rythme ralenti. L'utilisation des termes zones opaques et translucides est préférable, et plus directement transposable aux discontinuités observées en microscopie optique (lumière transmise ou réfléchie).

13.3.4 Date de changement de classe d'âge

Frost (1945a) a retenu le 1er mai comme date de changement de classe d'âge (anniversaire) pour *A. anguilla*. Sinha et Jones (1967a) l'ont aussi adoptée, mais d'autres dates ont été retenues et des ajustements, pas toujours possibles, sont nécessaires pour effectuer des comparaisons directes entre les études. Sinha et Jones (1967a) ont proposé qu'au lieu de la fixer arbitrairement, la considération des marques présentes sur l'otolithe doive être notée pour attribuer un nombre d'années passées en eau douce; on obtiendrait alors des dates distinctes dans les régions, selon les périodes d'arrivée des civelles. Cette dernière approche ne permet pas de régler les problèmes de comparaison. Une date unique semble plus appropriée. Helfman *et al.* (1984a) ont considéré le 1er avril comme date de changement pour *A. rostrata*, ce qui correspond approximativement aux estimations du commencement de la fraie (voir chapitre 7, point 7.5.2).

13.3.5 Comparaison des techniques utilisées pour la préparation des otolithes

L'évaluation comparée des différentes techniques disponibles n'a pas encore été réalisée de façon rigoureuse et quantitative, bien qu'elles soient nombreuses et présentent de

multiples variantes : observation sans aucun traitement (Vladykov 1970; Jellyman 1979b; Adam 1997), ponçage (Frost 1945a), ponçage et attaque à l'acide (Sinha et Jones 1967a), brûlage-cassage (Christensen 1964), ponçage-brûlage (Vladykov 1970), coupes minces (Deelder 1976a; Casselman 1982), coupes minces avec attaque à l'acide et coloration (Oliveira 1997; Adam 1997), densitométrie (Deelder 1976a et 1976b; Casselman 1982), microscopie optique de surface (Smith 1968), microscopie électronique (Liew 1974, entre autres), impression sur acétate (Pannella 1971; Liew 1974). Campana et Neilson (1985) décrivent les méthodes de préparation des otolithes pour l'analyse de la microstructure. Vøllestad *et al.* (1988) ont réalisé une revue de littérature sur la détermination de l'âge des anguilles.

Sinha et Jones (1967a) ont estimé que l'interprétation comparative des patrons observés chez plusieurs spécimens d'une localité avait aidé à repérer les marques surnuméraires. Habituellement l'estimation de l'âge se fait de manière indépendante d'un poisson à l'autre, mais dans le cas de l'anguille l'approche comparative pourrait avoir une certaine utilité. D'autre part, l'utilisation simultanée de plusieurs techniques d'estimation de l'âge a contribué à établir des correspondances entre la zonation optique et la microstructure (Liew 1974). Peu de chercheurs ont comparé les résultats issus de deux techniques avant de n'en privilégier qu'une seule.

Moriarty et Steinmetz (1979) ont comparé cinq méthodes en utilisant des anguilles d'âge « connu » à croissance lente maintenues en étang. Aucune des techniques utilisées n'a donné des résultats satisfaisants à la fois pour les jeunes et les plus vieux spécimens. Des écarts considérables de 3 ans à 10 ans sont apparus entre les méthodes. Le ponçage a donné les meilleurs résultats pour les jeunes anguilles tandis que le brûlage-cassage a fourni de bons estimés pour les plus vieux spécimens. Deelder (1981) a aussi évalué quelques méthodes d'estimation de l'âge avec des spécimens maintenus en étang. Il a obtenu des résultats peu fiables, peu importe la technique de préparation et d'interprétation utilisée. Hurley (1972) a estimé que l'interprétation des otolithes d'une population naturelle était difficile. L'obtention de résultats inconsistants pour une même série d'échantillons examinés à plusieurs reprises souligne l'existence de problèmes de précision dans les techniques.

Frost (1945a) signale que le ponçage manuel des otolithes et l'interprétation en lumière réfléchie pose quelques difficultés; cela requiert du temps, l'otolithe se brise facilement, les marges ne peuvent être polies convenablement, l'interprétation n'est pas aisée, les annuli ne sont pas toujours bien séparés et ils se rapprochent avec l'âge sur la marge. Sinha et Jones (1967a) ont effectué le ponçage en ajoutant un acide pour obtenir plus rapidement un otolithe lisible. Sur les 1100 otolithes examinés, ils en ont rejeté 20% donnant des interprétations douteuses ou ayant plus d'un an d'écart entre les diverses lectures. Le ponçage sous différentes formes est la technique utilisée le plus communément en Europe (Vøllestad *et al.* 1988) et en Amérique du Nord (Gray et Andrews 1971; Bieder, 1971; Hurley, 1972; Facey et LaBar, 1981; Harrell et Loyacano, 1982; Levesque et Whitworth, 1987). Svedäng *et al.* (1998) ont tenté d'en établir la précision et la justesse. Les quatre lecteurs qui ont interprété les otolithes provenant de diverses

populations et milieux, ne disposaient que de la taille des spécimens et de leur date de capture. Svedäng *et al.* (1998) ont observé une certaine surestimation de l'âge des jeunes individus et une sous-estimation pour les plus vieux spécimens. L'écart entre les lectures et l'âge « réel » (supposé à partir des dates d'introduction de civelles et anguillettes) s'est avéré grand, mais cette différence pourrait provenir de la composition pluri-annuelle des spécimens utilisés à titre de référence. Une certaine « dérive » des relectures obtenues pour un même groupe d'otolithes a fait ressortir l'importance d'un entraînement standardisé des lecteurs, et le besoin d'avoir recours à des collections d'otolithes de référence (idéalement banques d'images électroniques).

Smith (1968) a obtenu un meilleur contraste sur des otolithes examinés en lumière réfléchie en utilisant un microscope de surface ou un binoculaire modifié. Dans ce type d'instrument, la trajectoire des rayons lumineux issus de la source est parallèle aux rayons réfléchis, ce qui fait ressortir les détails de la structure examinée en diminuant les distorsions. Les images obtenues avec des coupes d'otolithes polies et attaquées à l'acide ont donné de bons résultats. Boëtius et Boëtius (1967) ont utilisé cette technique pour les anguilles des Bermudes. Ils ont éprouvé de la difficulté à interpréter la zone centrale mal définie (presque sans marques concentriques). Un désaccord est survenu entre les deux lecteurs pour 23% des spécimens (N = 78) âgés de un à cinq ans.

Christensen (1964) a employé la technique du brûlage-cassage pour plusieurs espèces de poissons et pour l'anguille. L'avantage de cette méthode est la rapidité de préparation des échantillons. Toutefois, si l'otolithe est poncé préalablement au brûlage (Vladykov 1970) le temps des manipulations est prolongé. Il survient aussi une altération irrémédiable de la microstructure et de la microchimie de l'otolithe. Cette technique a surtout été utilisée en Europe, en Australie et en Nouvelle-Zélande. Moriarty (1973) souligne la fragilisation de la structure et la difficulté d'obtenir une fracture uniforme (image plane) laissant le nucleus visible. Moriarty et Steinmetz (1979) ont déterminé qu'elle surestimait l'âge des jeunes anguilles, mais que parmi quatre autres méthodes utilisées, elle donnait les meilleurs résultats pour les plus vieux spécimens. Deelder (1981) a rapporté le manque de justesse de cette technique en étudiant des otolithes d'âge « connu », tandis que Moriarty (1983) a rapporté des divergences importantes entre des lectures successives des mêmes échantillons. Ces problèmes ne sont pas tous imputables à la technique mais aussi à la fréquente formation de marques surnuméraires chez l'anguille. Vøllestad (1985) a comparé, pour les mêmes poissons, les lectures des otolithes lus entiers dans l'éthanol (éclaircissant) à celles obtenues en les brûlant. Cette dernière technique a donné en moyenne un âge plus élevé de 1,25 an. Il semblerait que la combustion provoque une perte de contraste entre les marques translucides et les marques surnuméraires. Vøllestad *et al.* (1988) ont estimé que cette technique donnait des résultats acceptables pour des fins de gestion. Panfili *et al.* (1990) ne l'ont pas retenue dans une évaluation des méthodes disponibles pour estimer l'âge des anguilles, l'estimant peu fiable.

Jellyman (1979b) a examiné les otolithes d'*A. dieffenbachii* et d'*A. australis* de trois façons : tels quels pour les poissons de taille inférieure à 8 cm, par ponçage entre 8 cm et 25 cm et par brûlage-cassage pour ceux de plus de 25 cm. Une marque surnuméraire a été

identifiée par une opacité distincte et par une bande plus fine souvent incomplète. Ils n'ont préconisé l'utilisation d'aucune technique en particulier. Vladykov (1970) a considéré que les otolithes d'*A. rostrata* mesurant moins de 200 mm pouvaient être interprétés directement sans traitement. Chisnall et Kalish (1993) ont obtenu des résultats comparables entre des otolithes brûlés ou poncés chez *A. dieffenbachii* et *A. australis*.

Deelder (1976) a proposé de sectionner l'otolithe en tranches d'environ 0,2 mm et a recommandé l'utilisation de la densitométrie. Cet effort d'automatisation des lectures a eu l'avantage de réduire le temps de manipulation comparativement au ponçage, de faciliter la détection des marques et de rendre les rétrocalculs plus aisés. Cette dernière technique sous-estime l'âge des anguilles et l'interprétation des graphiques pose les mêmes problèmes que l'observation directe de la structure (Moriarty et Steinmetz 1979). Berg (1985) a aussi utilisé des coupes de 0,2 mm d'épaisseur mais il a effectué l'analyse en microscopie électronique, ce qui lui a permis de détecter la présence de fausses marques sur des spécimens recapturés. Un traitement simultané d'une coupe mince à l'ÉDTA (éthylène diamine-tétra-acétate) et au bleu de toluène (ou de toluidine) pendant trois minutes a donné de très bons résultats pour l'interprétation en lumière transmise (Oliveira 1997). Adam (1997) a effectué les traitements de façon séparée. Ces deux dernières méthodes sont des variantes de celle utilisée par Lecomte-Finiger (1985) qui consiste à poncer l'otolithe, à l'attaquer à l'acide (HCl 1%) et à le colorer avec du bleu de toluène. Panfili *et al.* (1990) mentionnent que la coloration au bleu de toluène (1%) d'otolithes poncés sur les deux côtés, polis et attaqués à l'ÉDTA (5%) donne de bons résultats tant que le ponçage s'effectue sans distorsion par rapport à l'axe de croissance choisi sur la structure. Ils soulignent toutefois que le colorant se fixe préférentiellement à la matrice protéique plus dense et que la zone colorée ne correspond pas exactement à la zone translucide déposée en période « hivernale », ce qui peut poser des problèmes lors de l'identification de l'annulus. Contrairement à ce qui avait été avancé par Brothers *et al.* (1976), l'attaque de l'otolithe avec un acide doux (HCl 1-2% ou ÉDTA) dissout de façon plus importante la zone protéique plus dense (Campana et Neilson 1985).

La technique de réplication sur acétate a été utilisée pour les gadidés (Pannella 1971) et les anguilles (Liew 1974; Helfman *et al.* 1984a). Cette méthode permet une analyse très détaillée de la zonation. Il est possible d'effectuer l'impression d'une coupe ou de la surface même (pour spécimens de moins de 20 cm) de l'otolithe. Le principal inconvénient de cette méthode est qu'elle requiert du temps de préparation. Les avantages sont qu'elle est assez standardisée, qu'on obtient une image plane (pratique pour la numérisation) et que le réplicat présente beaucoup de détail. Bien que cette technique ait été relativement peu employée pour l'anguille, nous estimons qu'elle devrait faire l'objet d'une évaluation *in extenso* de façon à cerner toutes ses potentialités. L'âge moyen des anguilles du lac Ontario évalué avec cette méthode a été plus élevé de quatre ans comparativement aux résultats obtenus par ponçage (Casselman *et al.* 1998).

L'utilisation du microscope électronique à balayage offre le plus grand pouvoir de résolution et le plus fort grossissement parmi toutes les techniques disponibles (Panfili *et al.* 1990). Cette méthode n'est pas envisageable pour l'interprétation routinière des

otolithes car elle est beaucoup trop lourde et coûteuse. La préparation de l'échantillon requiert beaucoup de temps et exige des habiletés pour l'obtention de bons résultats (Campana et Neilson 1985). Elle a surtout été employée pour le dénombrement des incréments et pour l'établissement de critères moins subjectifs servant à définir les discontinuités observées sur les images obtenues en microscopie optique.

L'ordinateur constitue un outil complémentaire à l'analyse qui permet une meilleure distinction des annuli et qui peut faciliter l'acquisition de données sur la morphométrie de l'otolithe de l'anguille (Panfili *et al.* 1990; Adam 1997). Le couplage du microscope avec une caméra numérique facilite la saisie des images et leur intégration à une banque de données. Les contrastes, la netteté et l'interprétation des discontinuités enregistrées sur les images peuvent être l'objet d'un traitement informatique, ce qui ouvre la voie à de nouvelles perspectives qui ont fait l'objet de peu d'études jusqu'à présent.

13.4 Croissance des anguilles

13.4.1 Évaluation de la croissance par des méthodes indirectes

13.4.1.1 Relation longueur-âge

Idéalement, l'étude des populations d'anguilles d'Amérique pourrait être réalisée en introduisant les données empiriques longueur-âge dans un modèle théorique de la croissance, puis en comparant les paramètres des équations. Cette approche n'est pas réalisable actuellement sans remonter aux données brutes, car seule Hedgepeth (1983) a employé un modèle de Von Bertalanffy (permettant de comparer K, L_∞ et t_0). La croissance de l'anguille d'Amérique a été déterminée principalement par des techniques indirectes basées sur des comparaisons des tailles moyennes à un âge donné ou avec les projections obtenues à partir de régressions (Smith et Saunders 1955; Boëtius et Boëtius 1967; Ogden, 1970; Bieder 1971; Gray et Andrews 1971; Hurley 1972; Harrell et Loyacano 1982; Kolenosky et Hendry 1982, entre autres). Cette approche, bien que valide pour d'autres espèces, a été remise en question pour l'anguille. En effet une grande variabilité de la taille à un âge donné est observée pour une population, et des recouvrements de taille importants entre les diverses classes d'âge existent pour *A. rostrata* (Boëtius et Boëtius 1967; Ogden 1970; Bieder 1971; Fahay 1978; Michener 1980; Facey et LaBar 1981; Hansen et Eversole 1984) et pour *A. anguilla* (Bertin 1951; Sinha et Jones 1967a; Moriarty 1983; Panfili *et al.* 1994). Ces disparités pourraient provenir en partie de l'interprétation de l'âge. La grande diversité des habitats occupés par l'anguille peut aussi contribuer à la variabilité de la croissance, tout comme la productivité du milieu (alimentation), la densité d'anguilles (compétition) et la température moyenne annuelle (durée de la saison de croissance). Cette section présente la plupart des données disponibles sur le sujet en soulignant quelques éléments. Le lecteur intéressé y trouvera une masse critique d'informations pour poursuivre plus en détail l'analyse de la croissance.

Le paramètre le plus fréquemment utilisé est le taux moyen de croissance absolue pour une période d'un an (tableau 15). Ce taux est cependant fortement influencé par l'étendue des tailles échantillonnées (les plus petites anguilles ont un taux absolu plus faible). Un taux relatif serait plus utile pour effectuer des comparaisons entre les études mais il a été peu utilisé pour *A. rostrata* (Hedgepeth 1983; Peterson et Martin-Robichaud 1994). Malgré des biais potentiels, il a été décidé de présenter à titre indicatif certaines des informations disponibles. Jellyman (1995) a trouvé chez *A. dieffenbachii* de Nouvelle-Zélande le taux de croissance le plus faible (9 mm/an en moyenne) et l'âge le plus élevé d'une population (56 ans en moyenne, étendue de 17 ans à 106 ans) observé pour le genre *Anguilla*. Le rythme de croissance a été linéaire, comme rapporté pour les anguilles jaunes d'*A. anguilla* (Sinha et Jones 1967a; Vøllestad et Jonsson 1986; Fernández-Delgado *et al.* 1989) et pour *A. rostrata* (Hansen et Eversole 1984), et serait dépendant de la faible productivité du bassin.

Poole et Reynolds (1996) ont rapporté la croissance la plus lente d'*A. anguilla* pour l'Europe. À partir de rétrocalculs sur les otolithes brûlés-cassés et à l'aide des individus recapturés, ils ont obtenu des taux entre 97 mm et 23 mm/an selon le milieu. Les conditions d'oligotrophie des habitats et l'acidité des eaux ont été avancés pour expliquer la faible croissance de ces populations inexploitées. En comparaison, la croissance a été de 62 mm/an en Norvège (Vøllestad et Jonsson 1986) et de 58 mm à 151 mm/an en Espagne (Fernández-Delgado *et al.* 1989). Une analyse très sommaire des données pour *A. anguilla* suggère une relation inverse entre le taux de croissance et la latitude. Une classification de 17 populations européennes a montré que la croissance était plus rapide dans les milieux saumâtres qu'en eau douce, et que la latitude avait aussi une influence (Fernández-Delgado *et al.* 1989).

Berg (1990) a analysé de façon critique une cinquantaine d'études et a révisé à la baisse les valeurs avancées de la croissance des populations naturelles d'*A. anguilla*. Il n'a pas considéré les projections, les informations issues de la propagation artificielle de l'espèce et les valeurs calculées pour des individus. Berg (1990) a souligné les problèmes à comparer la valeur obtenue pour un individu à celle d'une moyenne d'une population, qui est plus informative. La plupart des populations ont présenté des taux de 30 mm à 60 mm/an, avec un maximum de 100 mm/an. L'influence des paramètres environnementaux sur la croissance est apparue moins importante que ce qui avait été supposé; seule la température de l'eau a semblé jouer un rôle plus marqué.

Tableau 15. Sommaire des données biologiques des populations d'anguilles d'Amérique.

Localité	Ét./Pr.	Sal.	Lat.	N	Phase	Sexe	Tech.	Incr.	Lmoy	Wmoy	Amoy	Source
Salmon River	TN	D	51°07'	38	J	F	T	55,8	442	163	6,7	Gray et Andrews 1971
Burnt Berry Brook	TN	D	49°22'	66	J	FM	E	74	382	165	5,7	Gray et Andrews 1971
Topsail Barachois	TN	S	47°32'	145	J	F	B	63,1	492	252	8	Gray et Andrews 1971
Topsail Pond	TN	D	47°32'	82	A	F	V	38,2	694	592	12,3	Gray et Andrews 1971
Indian Pond	TN	S	47°26'	75	J	F	B	68,7	561	368	8,7	Gray et Andrews 1971
Dog Bay	TN	S?	49°30'	94	A	F	V	23	778	971	13	Bouillon et Haedrich 1985
Holyrood Bay	TN	S?	46°42'	90	A	F	V	44	722	730	12,9	Bouillon et Haedrich 1985
Sud-Ouest TN	TN	S,D	48°17'	26	J	F	B	-	487	190	-	Brennan 1976
Sud-Ouest TN	TN	S,D	48°17'	51	A	F	V	-	614	429	-	Brennan 1976
Saint-Laurent	QC	D	47°00'	3841	A	F	T	22,6	764	1013	16	Larouche *et al.* 1974
Chats Falls	ON	D	45°30'	894	J	ND	S	27	280	-	4,5	Hurley 1972
Lac Ontario Est	ON	D	44°00'	1471	J	F	T,V	54,9	790	-	11,5	Hurley 1972
Nouveau-Brunswick	NB	S,D	46°35'	148	C,J	F	?	55,7	276	-	6,01	Vladykov 1970
Lac Bill et Trefry's	NB,NS	D	44°30'	?	J	ND	R	-	-	-	-	Smith et Saunders 1955
Annaquatuck et River	RI	S,D	41°30'	829	J	FM	E	29,9	-	-	-	Oliveira 1997
Annaquatuck et River	RI	S,D	41°30'	16	J	F	E	62,1	-	-	-	Oliveira 1997
Shetucket/Thames	CT	D	41°30'	459	C,J	ND	E	-	-	-	3,6	Levesque et Whitworth 1987
Point Judith Pond	RI	S	41°24'	559	J	FM	B	-	425	-	6,8	Bieder 1971
Point Judith Pond	RI	S	41°24'	59	J	M	B	13,0	297	-	5,5	Bieder 1971
Point Judith Pond	RI	S	41°24'	500	J	F	B	37,5	437	-	6,9	Bieder 1971
8 ruisseaux NJ	NJ	D	40°00'	169	J	ND	E	-	389	-	10	Ogden 1970
James River	VI	S	37°14'	533	C,J,A	FM	V,B,S	82,8	182	44	2,3	Hedgepeth 1983
Cooper River	SC	S	32°52'	462	J	FM	B	48	458	232	4,3	Hansen et Eversole 1984
Pinnopolis Dam	SC	D	33°14'	208	J,A	FM	E,T,L	-	459	-	5,2	Harrell 1977
Pinnopolis	SC	D	33°14'	4	J	M	E,T,L	-	257	34	3	Harrell 1977

Localité	Ét./Pr.	Sal.	Lat.	N	Phase	Sexe	Tech.	Incr.	Lmoy	Wmoy	Amoy	Source
Dam												
Pinnopolis Dam	SC	D	33°14’	254	J,A	F	E,T,L	53,5	523	335	6,1	Harrell 1977
Wadboo Creek	SC	D	33°11’	159	J,A	FM	E	-	373	-	5,1	Harrell 1977
Wadboo Creek	SC	D	33°11’	2	J	M	E	-	318	70	3	Harrell 1977
Wadboo Creek	SC	D	33°11’	155	J,A	F	E	44	493	273	5,4	Harrell 1977
Charleston Harbour	SC	S	32°47’	484	J	FM	T	35,5	438	190	4,4	Michener 1980
Charleston Harbour	SC	S	32°47’	31	J	M	T	31,4	317	71	2,7	Michener 1980
Charleston Harbour	SC	S	32°47’	444	J	F	T	35,4	446	199	4,5	Michener 1980
Bermudes	BE	S,D	32°15’	79	J	FM	B	65	375	111	2,7	Boëtius et Boëtius 1967
Fridaycap Creek	GE	D	31°38’	811	J	FM	R,B	53,4	403	168	6,2	Helfman *et al*. 1984a
Fridaycap Creek	GE	D	31°38’	49	J	M	R,B	-	282	46	4,2	Helfman *et al*. 1984a
Fridaycap Creek	GE	D	31°38’	762	J	F	R,B	-	262	34	3,8	Helfman *et al*. 1984a
Altamaha River	GE	S	31°21’	646	J	FM	B	49,7	357	96	4,6	Helfman *et al*. 1984a
Altamaha River	GE	S	31°21’	233	J	M	B	-	256	31	3,2	Helfman *et al*. 1984a
Altamaha River	GE	S	31°21’	413	J	F	B	-	272	33	3,5	Helfman *et al.* 1984a

Ét/Pr : État ou province
Lat. : Latitude
Phase (C = civelle, J = anguille jaune, A = anguille argentée)
Tech. : Technique de capture(E = électricité, L = ligne morte,
B = casier à anguille, R = roténone, S = seine,
T = trappe, V = verveux)

Sal. : Salinité (D = eau douce et S = eau salée/saumâtre)
N : Effectif,
Sexe (M = mâle, F = femelle et ND = non déterminé)
Incr. : Incrément annuel (mm/an)
Lmoy : Longueur moyenne (mm)
Wmoy : Poids moyen (g)
Amoy : Âge moyen (ans).

Les informations disponibles pour l'anguille d'Amérique (tableaux 15 et 16) ne permettent qu'une analyse partielle des paramètres de croissance. Les données ne sont pas toutes directement comparables entre elles. Certaines incluent les civelles (Hedgepeth 1983), d'autres les anguilles jaunes (Bieder 1971; Gray et Andrews 1971; Hurley 1972; Hansen et Eversole 1984; Boëtius et Boëtius 1967; Helfman *et al.* 1984a), les anguilles argentées (Gray et Andrews 1971; Larouche *et al.* 1974; Bouillon et Haedrich 1985), ou encore plusieurs phases (Harrell 1977; Hedgepeth 1983). En général la croissance a été estimée séparément pour chaque sexe, mais elle s'applique parfois à tous les individus. Les techniques de capture, les saisons échantillonnées, les types d'habitats, les étendues d'âges et de taille couvertes varient d'une étude à l'autre, compliquant davantage les comparaisons. Certains chercheurs ont interprété l'âge sur tout le cycle vital (Vladykov 1970; Casselman 1982), d'autres ont attribué arbitrairement une période d'un an à la phase marine (Hedgepeth 1983), mais la plupart n'ont considéré que la période passée en eau douce, et parfois seulement une partie de la première croissance en eau douce (Gray et Andrews 1971). D'autre part, la date de changement de classe d'âge (anniversaire) n'est pas toujours mentionnée. Aucune correction n'a été apportée aux données présentées dans le tableau 16 mais un facteur (approximatif) permettant de trouver l'âge absolu est donné.

Gray et Andrews (1971) décrivent la plus forte croissance d'*A. rostrata* (74 mm/an) pour les anguilles jaunes du ruisseau Burnt Berry à Terre-Neuve. Gray et Andrews (1971) ont étudié des populations inexploitées dans divers habitats, et ils fournissent les données de croissance les plus nordiques (Salmon River). Les anguilles de l'estuaire de la rivière James (Virginie) ont aussi présenté un taux d'accroissement annuel important (82,8 mm/an) mais ces données incluent des civelles (Hedgepeth 1983).

Le plus faible taux de croissance (13 mm/an) pour *A. rostrata* a été observé pour les anguilles jaunes mâles du Rhode Island (Bieder 1971), suivi par celui observé (approximativement 27 mm/an) à Chats Falls sur la rivière des Outaouais (Hurley 1972). Les anguilles argentées du fleuve Saint-Laurent (Larouche *et al.* 1974) et celles de Terre-Neuve à Dog Bay (Bouillon et Haedrich 1985) ont aussi présenté un faible taux de croissance (23 mm/an). Gray et Andrews (1971) ont signalé l'arrêt de l'alimentation des anguilles argentées pendant la migration et par conséquent l'arrêt de la croissance. Smith et Saunders (1955) avaient relié ces changements aux modifications physiologiques précédant la migration. Hurley (1972) a illustré pour le lac Ontario la diminution de la croissance à l'approche de la maturité (environ 800 mm), ce qui soulève l'importance de séparer les données concernant les anguilles jaunes et argentées. D'ailleurs, les groupes de tailles et âges observés chez les spécimens argentés en migration sont moins fréquents dans les échantillons d'anguilles jaunes résidentes (Gray et Andrews 1971; Harrell et Loyacano 1982; Hansen et Eversole 1984).

Tableau 16. Relation de la taille moyenne (mm) en fonction de l'âge pour quelques populations d'Amérique du Nord.

Localité	TN1	TN2	TN3	TN4	TN5	TN6	TN7	STL	NB	ONT
Latitude	51º07'	49º22'	47º32'	47º32'	47º26'	49º30'	46º42'	47º00'	46º35'	44º00'
Eau	D	D	D	S	S	S?	S?	D	S, D	D
Phase	J	J	A	J	J	A	A	A	C, J	J
N	38	66	92	145	75	94	90	2881	148	195
Sexe	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Facteur	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	0	0	1
0									64	
1									75	
2		174							94	
3		220							114	
4	294	260		249					138	310
5	329	309		277	356				182	
6	422	392		343	370				228	509
7	465	456		418	452			588	343	495
8	522	539		493	503			619	276	532
9	573	625	587	553	572	719	713	648	470	532
10	571	783	617	652	645	744	644	686	492	655
11		840	645	706	724	773	661	698	533	784
12			676	748	763	754	708	746	618	787
13			719			760	714	771	514	834
14			743			804	733	778	648	854
15			815			823	833	783	599	909
16			868				714	791	627	920
17			924			874	866	785		969
18			931			874		807	760	909
19								795		
20								811		
21								839		
22								822		
23								824		
24								842		
25								892		

Eau (D = eau douce et S = eau salée/saumâtre) Phase (C = civelle, J = anguille jaune, A = anguille argentée)
Sexe (M = mâle, F = femelle) Facteur : facteur de correction de l'âge (additif).

Légende : TN1 = Terre-Neuve, Salmon River; TN2 = T.-N., Burnt Berry Brook; TN3 = T.-N., Topsail Pond; TN4 = T.-N., Topsail Barachois; TN5 = T.-N., Indian Pond (Gray et Andrews 1971), TN6 = T.-N., Dog Bay et TN7 = T.-N., Holyrood Bay (Bouillon et Haedrich, 1985), STL = Saint-Laurent (Larouche *et al.* 1974), NB = Nouveau-Brunswick (Vladykov, 1970), ONT = Lac Ontario (Hurley 1972)

Tableau 16. Relation de la taille moyenne (mm) en fonction de l'âge pour quelques populations d'Amérique du Nord (suite).

Localité	RI1	RI2	VI	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5	BER	GE1	GE2
Latitude	41º24'	41º24'	37º14'	33º14'	33º11'	32º52'	32º47'	32º47'	32º15'	31º21'	31º38'
Eau	S	S	S	D	D	S	S	S	S, D	S	D
Phase	J	J	C, J, A	J, A	J, A	J	J	J	J	J	J
N	31	500	432	254	155	442	31	444	75	203	215
Sexe	M	F	FM	F	F	FM	M	F	FM	FM	FM
Facteur	2	2	0	1	1	1	1	1	1	1	1
0				153							
1			59	224		292	288	289	228		
2			138	244	284	361	297	344	334		
3	258		274	321	366	411	325	388	418	271	227
4	278	352	340	365	436	455	314	445	472	347	286
5	298	422	425	486	494	482	371	460	488	386	329
6	308	417	552	544	534	511		508		441	375
7	310	439	556	608	571	580		528		478	460
8	306	449	571	622	586	514		537			546
9		465	643	635	660	611		693			525
10		532		601	645	551		539			602
11		564		680				492			705
12				690							533
13											539
14				834							
15				794							

Eau (D = eau douce et S = eau salée/saumâtre)
Sexe (M = mâle, F = femelle)
Phase (C = civelle, J = anguille jaune, A = anguille argentée)
Facteur : facteur de correction de l'âge (additif).

Légende : RI1 et RI2 = Rhode Island, Point Judith Pond (Bieder, 1971), VI = Virginie, estuaire James River (Hedgepeth, 1983), SC1 = Caroline du Sud, Cooper River à Pinnopolis Dam et SC2 = C. S., C. R. à Wadboo Creek (Harrell, 1977), SC3 = C. S., Cooper River (Hansen et Eversole, 1984), SC4 et SC5 = C. S., Charleston Harbour (Michener, 1980), BER = Bermudes (Boëtius et Boëtius, 1967), GE1 = Georgie, Altahama River et GE2 = Georgie, Fridaycap Creek (Helfman et al., 1984a).

Harrell et Loyacano (1982) ont avancé l'existence d'une influence latitudinale sur la croissance, mais contrairement à l'anguille d'Europe, il semble plus difficile de dégager une relation. La croissance pour les populations d'anguilles jaunes des régions sous-tropicales (parallèles 31 à 33) va de 35 mm/an à 65 mm/an (Boëtius et Boëtius 1967; Harrell 1977; Hansen et Eversole 1984; Helfman *et al.* 1984a) ce qui est comparable aux taux de 27 à 74 mm/an observés pour les groupes plus nordiques (parallèles 37 à 51) (Gray et Andrews 1971; Hurley 1972; entre autres). Les populations d'anguilles jaunes du Nord atteignent une taille, un poids et un âge moyens plus élevés qu'au sud (tableau 15). À ces latitudes les femelles sont dominantes et elles possèdent en général une croissance plus rapide que les mâles. Il faudrait pouvoir comparer les sexes séparément, mais les données pour certaines des populations des régions plus au sud incluent les deux sexes.

Les informations pour les mâles seuls sont moins nombreuses que celles disponibles pour les femelles et les effectifs sont moindres. Helfman *et al.* (1984a) ont observé, en estuaire, un taux de croissance plus faible chez les mâles que chez les femelles. Les mâles n'atteignent pas une taille aussi grande que les femelles. En général ils ne dépassent pas 450 mm dans les régions septentrionales (taille plus faible au sud) et le plus grand mâle atteignait 503 mm (Dolan et Power 1977). La plus grande femelle capturée mesurait 1275 mm (Vladykov 1966). Plusieurs chercheurs ont avancé l'hypothèse que chez *A. rostrata*, à l'instar d'*A. anguilla*, les mâles maturent à une taille et à un âge inférieurs à ceux des femelles (Smith 1913; Bigelow et Welsh 1925; Smith et Saunders 1955; Vladykov 1966). Helfman *et al.* (1987) ont avancé l'hypothèse que les mâles maximisent leur « fitness » en minimisant la durée de la phase anguille jaune, tandis que les femelles utilisent une stratégie maximisant la taille et passent plus de temps en phase anguille jaune. Les sexes ayant des exigences de taille distinctes, ils peuvent donc présenter des taux de croissance différents (Oliveira 1997). La taille semble être aussi un stimulus pour le déclenchement de la métamorphose en phase anguille argentée chez *A. anguilla* (Frost 1945b). La fécondité augmente d'ailleurs avec la taille corporelle des femelles d'*A. rostrata* en phase argentée (Wenner et Musick 1974; Barbin et McCleave 1997).

Les données concernant l'âge et la croissance en eau douce (Ogden 1970; Gray et Andrews 1971; Hurley 1972; Facey et LaBar 1981; Harrell et Loyacano 1982; Helfman *et al.* 1984a) et en eau salée ou saumâtre (Boëtius et Boëtius 1967; Hedgepeth 1983; Helfman *et al.* 1984a; Hansen et Eversole 1984) sont disponibles au tableau 16. Hansen et Eversole (1984) ont observé une croissance plus élevée dans les milieux saumâtres de la rivière Cooper que celle observée plus au Nord de cette région, en incluant le Canada. Bieder (1971) a montré que la croissance en eau saumâtre au Rhode Island était similaire a celle rapportée au Canada (Smith et Saunders 1955) et au New Jersey (Ogden 1970). Gray et Andrews (1971) ont noté que la croissance a été plus lente en milieu saumâtre, bien que ces habitats aient été préférés. Ils ont postulé que la température annuelle plus élevée, la proximité de l'océan et l'absence d'obstacles à la colonisation favorisaient des densités plus élevées dans les milieux saumâtres. Il a été avancé que les mâles pénétraient moins profondément en eau douce et restaient dans les estuaires (Smith 1913; Bigelow et Welsh 1925; Smith et Saunders 1955; Vladykov 1966). Il existe toutefois des études qui appuient et qui infirment cette hypothèse (voir chapitre 7, point 7.3.2).

13.4.1.2 Utilisation des otolithes dans les rétrocalculs

Selon Casselman (1987) l'otolithe est la structure osseuse qui enregistre le mieux le passage du temps et qui donne la meilleure corrélation avec l'âge réel. L'interprétation doit toutefois se faire avec la technique appropriée, car cette structure a tendance à donner une surestimation. Il est important de noter que, si la détermination de l'âge est incorrecte, les rétrocalculs donneront des résultats erronés. Les intervalles mesurés sur l'otolithe doivent refléter la croissance du poisson, et il doit y exister une certaine proportionnalité entre la taille de la structure et celle du poisson. Hedgepeth (1983) a obtenu une bonne corrélation pour les anguilles de la rivière James :

$$R = 0{,}00025\ Lt + 0{,}027$$

où r (Pearson) = 0.90, N = 114, R = rayon maximal de l'otolithe en mm, Lt = longueur totale du poisson en mm.

Appelbaum et Hecht (1978) ont calculé la relation entre la taille de l'otolithe et la taille corporelle chez *A. anguilla* en élevage :

$$L = 0{,}04\ Lt + 0{,}58$$

où r (Pearson) = 0.92, N = 51, L = longueur totale de l'otolithe en mm, Lt = longueur du poisson en mm.

Ces derniers ont noté que la croissance de l'otolithe se faisait de façon continue du leptocéphale à l'anguille jaune, mais que chez les anguilles jaunes elle prenait une forme distincte. La morphologie de l'otolithe semble ne changer légèrement qu'à partir d'une taille de 18 cm : il devient alors de forme plus ovale et les côtés moins convexes. Panfili *et al.* (1994) ont aussi observé une très bonne relation entre la taille de l'otolithe et la taille corporelle, tout comme Jellyman (1979b), qui a en plus noté une croissance isométrique (pas de changement de forme avec accroissement de la taille) de l'otolithe pour les spécimens d'*A. dieffenbachii* de moins de 26 cm. Il est d'usage d'effectuer les mesures au long de l'axe de croissance maximal de l'otolithe. Cependant, Christensen (1964) a noté que lorsque la croissance du poisson était lente, l'otolithe avait tendance à s'accroître davantage en largeur qu'en longueur. C'est pourquoi une section transversale de la structure peut donner une meilleure estimation de l'âge dans certains cas.

Liew (1974) a effectué une validation des rétrocalculs pour *A. rostrata* en comparant les valeurs obtenues avec une relation longueur-âge déterminée de façon classique. Il a aussi clairement montré que la croissance d'une classe d'âge progressait en paliers selon la saison. Panfili *et al.* (1994) ont déterminé que l'âge, le sexe et la saison avaient une forte influence sur la variabilité de la croissance étudiée à partir des rétrocalculs effectués sur l'otolithe. Ces derniers ont noté que la croissance était élevée en début de saison. Hedgepeth (1983) a mesuré le maximum de croissance marginale de l'otolithe au

printemps, lorsque les anguilles étaient plus actives. Casselman (1987) a déterminé que la variabilité des données de croissance était plus faible lorsque les individus étaient récoltés peu avant le début de la saison froide, alors que l'essentiel de la croissance « estivale » était complété.

Deelder (1976) a observé trois grands types des dépôts interannuels sur l'otolithe, sans les associer à des caractéristiques individuelles ou avec l'habitat. Il décrit un patron de dépôt des annuli se rapprochant progressivement, un autre constant et un autre présentant une croissance graduelle. Panfili *et al.* (1990) ont associé à l'eau douce un patron de croissance lente avec formation de marques surnuméraires, tandis qu'en milieu saumâtre la croissance de l'otolithe s'est avérée plus rapide.

Michaud (1986) a mesuré expérimentalement les effets de la température et du jeûne sur la croissance des otolithes des civelles. Les individus maintenus à 5°C et à 10°C sont restés cachés dans des abris et après 52 jours aucune perte de poids n'a pu être détectée. Par contre, des températures de 15°C et de 20°C ont provoqué des pertes de poids substantielles. Ceci démontre que la température est importante pour la croissance. Pour les individus en période de jeûne ceux-ci continuent de croître aussi longtemps que les réserves énergétiques sont suffisantes. Selon Michaud (1986) le calcium des otolithes proviendrait exclusivement de l'alimentation et se diffuserait à travers l'intestin.

13.4.1.3 Croissance en poids

La grande variabilité observée entre les relations longueur-âge se reflète, dans une moindre mesure, sur la relation longueur-poids. En effet, les anguilles du même milieu, de même longueur et même sexe peuvent présenter des différences de poids notables (Sinha et Jones 1967a). Les informations sont cependant plus simples à interpréter car la précision des données dépend d'une mesure directe et non d'une estimation. Un biais mineur peut survenir lorsque les anguilles jaunes s'alimentent intensément. Helfman *et al.* (1984a) ont soustrait un facteur de correction [3,11 g + 0,016 (poids total)] aux individus ayant ingéré beaucoup d'appâts dans les pièges. L'étude des civelles vivantes doit aussi faire l'objet de minutie, l'excédent d'eau devant être absorbé sur un papier buvard avant la pesée (Peterson et Martin-Robichaud 1994).

La relation longueur-poids bien décrite par une courbe du type $W = a L^b$ (W = poids en g, L = longueur totale en mm, a et b = paramètres estimés par l'équation log W = log a + b log L) bien que Hurley (1972) ait souligné la diminution de la croissance à l'approche de la maturité. Pour décrire la relation poids-âge, Hedgepeth (1983) a utilisé une équation de la forme $W_t = W_0 e^{gt}$ (W_t = poids au temps t en g, W_0 = constante correspondant au poids du poisson à l'éclosion en g, gt = ln W_t /W_0). Au cours du cycle vital les gains en poids relatif diminuent de la phase civelle à la phase anguille argentée ; ils sont plus importants jusqu'à une taille d'environ 500 mm (tableau 16). Hedgepeth (1983) a déterminé que la croissance relative en longueur était plus élevée pendant les trois ou quatre premières années d'existence, tandis que le plus grand gain de poids absolu était observé au cours de

la cinquième ou sixième année. Entre trois et six ans, les longueurs et poids ont été variables. Ces changements ont été reliés à la maturation sexuelle.

Il est peu fréquent que le poids des anguilles atteigne 1300 g (environ 900 mm) pour la plupart des populations, seuls les individus du Nord de l'aire de distribution dépassent régulièrement ce poids (tableau 17). Le poids maximum enregistré pour une femelle est de 5216 g pour une taille de 1275 mm (Vladykov 1970). Quant au poids moyen des populations d'anguilles jaunes il ne dépasse pas 375 g en général, les individus de l'est du lac Ontario constituant une exception (tableau 15). Les populations de la Caroline du Sud se démarquent par une croissance en poids plus forte, suivies par celles du fleuve Saint-Laurent et de Terre-Neuve (tableau 17). Le facteur de condition de Fulton (K) augmente de 0,16 à 0,18 entre la taille moyenne 200 mm à 400 mm, puis il oscille entre 0,18 et 0,19 pour des tailles supérieures. Avant l'atteinte d'une taille de 400 mm, les différences entre les populations sont peu marquées. C'est surtout les caractéristiques des individus en dévalaison qui permettent de différencier les populations. Dans les régions septentrionales la maturation a lieu à un âge plus élevé et les migrants ont des poids moyens très élevés, qui dépassent les 900 g (tableau 17).

13.4.2 Évaluation de la croissance par des méthodes directes et validation

Beamish et McFarlane (1983) ont stipulé que la validation, l'évaluation de la justesse (différent de précision), soit un élément incontournable des études ayant recours à l'interprétation des structures osseuses. La validation devrait être réalisée à tous les âges (pas d'extrapolation) et pour diverses populations. Lorsque ces conditions ne sont pas réalisables, plusieurs techniques devraient être employées simultanément et l'introduction d'une marge d'erreur devrait être considérée. Casselman (1987) a souligné que le principal problème des données issues d'introductions, d'élevage artificiel ou naturel, et des études de capture-marquage-recapture (CMR) était d'évaluer leur représentativité.

Une façon de vérifier la justesse des régressions longueur-âge pour décrire la croissance a été le recours aux techniques de CMR (Helfman *et al.* 1984b; Oliveira 1996). Liew (1974) a cherché à valider les méthodes employées dans les déterminations d'âge en maintenant des anguilles en étang. Toutefois ces informations sont sujettes aux effets entraînés par la capture, le marquage, les manipulations et les conditions d'élevage. Oliveira (1996) a déterminé par CMR, un taux de croissance de 29,9 mm/an correspondant à environ un cinquième (169 mm/an) de celui estimé pour trois anguilles par Gunning et Shoop (1962) pour des latitudes similaires en Louisiane. Helfman *et al.* (1984b) ont trouvé un taux de 57 mm/an et 62 mm/an à l'aide des données de recapture. À l'aide de régressions et d'après la longueur moyenne à l'âge, ils ont obtenu un taux de 44 mm/an. L'estimation du taux moyen de croissance calculé par Hurley (1972) pour 13 anguilles a été de 34,2 mm/an. Les données issues de recaptures semblent avoir moins de variabilité, sont plus fines (intervalle de croissance peut être plus court qu'une période d'un an) et elles ont permis de valider les périodes de formation des marques (Helfman *et al.* 1984b).

Tableau 17. Relation longueur-poids pour quelques populations d'anguilles d'Amérique du Nord.

Population	Loc.	N	a	b	Taille (mm)									Source
					200	300	400	500	600	700	800	900	1000	
Salmon River	TN	38	1,0551E-06	3,0812	**13**	**45**	**110**	**218**	**383**	616	930	1336	1849	Gray et Andrews 1971
Burnt Berry Brook	TN	66	3,5457E-07	3,2706	**12**	**45**	**115**	**238**	**432**	**716**	**1108**	1629	2299	Gray et Andrews 1971
Topsail Barachois	TN	145	1,1566E-07	3,4395	**9**	**38**	**103**	**222**	**416**	**706**	**1118**	1676	2408	Gray et Andrews 1971
Indian Pond	TN	75	1,1218E-07	3,4409	9	**37**	**101**	**217**	**407**	**691**	**1094**	1641	2358	Gray et Andrews 1971
Dog Bay	TN	94	3,617E-06	2,91	18	58	135	258	**439**	**688**	**1015**	**1430**	**1942**	Bouillon et Haedrich 1985
Holyrood Bay	TN	90	4,6933E-06	2,86	18	57	130	**246**	**414**	**643**	**943**	**1320**	**1784**	Bouillon et Haedrich 1985
Sud-Ouest Terre-Neuve	TN	77	5,0119E-08	3,55	7	**31**	**87**	**191**	**365**	**631**	**1014**	1540	2239	Brennan 1976
Fleuve Saint-Laurent	QC	3841	2,0755E-06	3,01	18	59	141	**276**	**478**	**760**	**1136**	**1620**	**2224**	Larouche *et al*. 1974
Lac Ontario Est	ON	-	1,2918E-06	3,375	**6**	**29**	**85**	**197**	**392**	**701**	**1151**	**1635**	**2239**	Hurley 1972
Lac Bill et Trefry's	NB/NS	-	1,5933E-06	3,035	**15**	**53**	**126**	**248**	**431**	**687**	**1031**	1474	2029	Smith et Saunders 1955
Shetucket/Thames River	CT	459	-	-	-	**48**	**117**	**233**	**410**	**660**	**998**	**1437**	-	Levesque et Whitworth 1987
Cooper River	SC	462	1,4125E-06	3,07	**16**	**57**	**138**	**273**	**477**	**766**	1155	1658	2291	Hansen et Eversole 1984
Pinnopolis Dam	SC	208	1,4842E-07	3,439	**12**	**49**	**132**	**284**	**532**	**903**	**1430**	**2144**	3080	Harrell 1977
Wadboo Creek	SC	159	5,3666E-07	3,222	**14**	**51**	**130**	**267**	**480**	**788**	**1212**	1771	2487	Harrell 1977
Charleston Harbour	SC	484	1,9249E-06	3,0067	**16**	**54**	**128**	**251**	**434**	**690**	**1031**	1469	2016	Michener 1980
Fridaycap Creek	GE	218	5,0847E-07	3,2315	**13**	**47**	**119**	**246**	**443**	**730**	**1125**	1648	2318	Helfman *et al*. 194a
Altahama River	GE	145	3,6028E-07	3,288	**13**	**49**	**126**	**263**	**478**	794	1231	1814	2565	Helfman *et al*. 1984a
Bermude	BER	79	3,7154E-07	3,25	**11**	**42**	**106**	**220**	**397**	655	1012	1484	2089	Boëtius et Boëtius 1967
Moyenne					13	47	113	226	397	638	964	1387	1849	
Croissance relative (%)					746	259	143	99	76	61	51	44	33	
K (Fulton)					0,16	0,17	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,19	0,18	

Les tailles en gras sont celles présentes dans l'échantillon.
Les poids ont été calculés selon l'équation $W = a L^b$ (W = poids en g, L = longueur totale en mm, a et b = paramètres estimés par l'équation log W = log a + b log L).

14. ÉVALUATION DES STOCKS, EXPLOITATION ET GESTION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE

14.1 Évaluation des stocks et exploitation

14.1.1 Informations indépendantes des pêcheries commerciales

14.1.1.1 Suivi du recrutement des civelles/anguillettes

SYSTÈME SAINT-LAURENT

Québec

Entre 1982 et 1985, Dutil *et al.* (1989) ont amorcé l'évaluation de l'abondance relative des anguillettes en montaison dans la Petite rivière de la Trinité, sur la côte Nord du Saint-Laurent. Des décomptes d'anguillettes qui franchissent une cascade sont effectués trois fois par nuit entre 21 h 00 et 23 h 00, de 10 à 12 reprises annuellement. La structure en taille est aussi déterminée à partir de sous-échantillons de spécimens prélevés à quelques reprises au cours de la saison, la proportion d'anguillettes mesurant moins de 100 mm constituant un indice complémentaire de recrutement. Ce protocole a été appliqué de nouveau de 1993 à 1996 par Fournier et Tremblay (1994), Raymond et Tremblay (1995a, 1996a) et l'ensemble de la série a été présenté par Caron et Verreault (1997b). Les données de Dutil *et al.* (1989) montraient une importante diminution, entre les années 1982-1983 et 1984-1985, du nombre total d'anguillettes dénombrées (4576-4389 vs 1046-1117) ainsi que de la proportion d'individus mesurant moins de 100 mm (57,3-54,1% vs 34,1-22,1%). Par contre, trois des quatre années échantillonnées durant la période subséquente ont affiché des décomptes totaux aussi élevés qu'en 1982-1983 (1993 : 3681; 1995 : 4047; 1996 : 5658), alors que 1994 affichait un décompte total très faible (763). Quant aux proportions d'anguillettes mesurant moins de 100 mm, elles ont été de 23,0% et 24,6% en 1993-1994, et de 53,5 et 39,6% en 1995-1996. La tendance au déclin observée dans les données des années 1980 ne s'est donc pas maintenue au cours des années 1990, qui ont plutôt affiché des valeurs équivalentes à celles observées en début de série.

Région Scotia-Fundy

Jessop (1997b) a procédé à un échantillonnage de la montaison des civelles/anguillettes dans la East River, Sheet Harbour, en Nouvelle-Écosse, entre 1990 et 1996. Les spécimens ont été capturés au moyen d'une trappe irlandaise à civelles. La moyenne des décomptes annuels totaux a été de 242 500 (étendue 101 500-376 000). Le décompte pour 1997 a été d'environ 510 000 (Jessop B., comm. pers. à Richkus et Whalen 1999) (figure 1). La série ne montre pas de tendance significative (analyse de tendance de Mann-Kendall, $p < 0,05$; tableau 18, Richkus et Whalen 1999). Notons cependant que la série est très courte et qu'elle n'inclut pas les années où le déclin se serait amorcé, soit les années 1980.

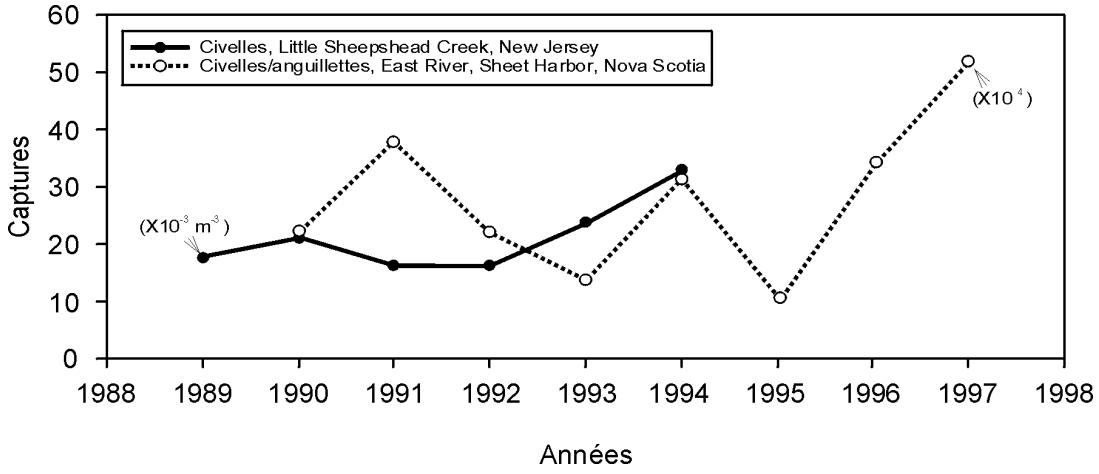


Figure 1. Série temporelle de données de capture de civelles dans le Little Sheepshead Creek, au New Jersey, et de civelles/anguillettes en montaison dans la East River, Sheet Harbor, Nouvelle-Écosse. D'après Richkus et Whalen (1999).

Tableau 18. Sommaire des séries temporelles de données sur l'abondance de l'anguille utilisées dans l'analyse de tendance de Mann-Kendall.

État/ Province	Rivière/lac	Période couverte	Méthode d'échantillonnage	Phase de vie	Tendance (1984-1995)
Nouvelle-Écosse	East River, Sheet Harbor	1990-97	Trappe irlandaise à anguillettes	Civelle	NS
Ontario	Saint-Laurent supérieur	1974-95	Passe migratoire	Anguille jaune	Tendance négative; $p < 0,001$
Ontario	Lac Ontario	1984-96	Pêche commerciale à l'électricité	Anguille jaune	Tendance négative; $p < 0,01$
Québec	Bas Saint-Laurent	1979-95	Pêche avec trappe à anguille	Anguille argentée/ jaune	Tendance négative; $p < 0,01$
Québec	Rivière Richelieu	1986-96	Trappe	Anguille argentée/ jaune	Tendance négative; $p < 0,001$
New Hampshire	Totalité de l'état	1988, 1990-97	Casier à anguilles commercial	Anguille jaune	NS
New York	Rivière Hudson, centrale thermique de Roseton	1973-96	Conduites d'eau du système de refroidissement	Anguille argentée/ jaune	NS
New York	Rivière Hudson, centrale thermique de Danskammer	1974-96	Conduites d'eau du système de refroidissement	Anguille argentée/ jaune	Tendance négative; $p < 0,001$
New Jersey	Ruisseau Little Sheepshead	1989-94	Filet tendu à partir d'un pont	Civelle	NS
PRFC	Fleuve Potomac	1988-97	Casier à anguilles commercial	Anguille jaune	NS
Virginie	Rivière North Anna	1981-97	Pêche et seine électrique	Anguille jaune	Tendance négative; $p < 0,01$
Virginie	VIMS chalutage expérimental; rivières et estuaires	1954-96	Chalut	< 180 mm (civelle/ anguillette)	NS
Virginie	VIMS chalutage expérimental; rivières et estuaires	1954-96	Chalut	181 – 350 mm	NS
Virginie	VIMS chalutage expérimental; rivières et estuaires	1954-96	Chalut	< 350 mm (anguille argentée)	Tendance négative; $p < 0,05$

Seuil de signification utilisé : $\alpha = 0,05$; NS = non significatif.

Les résultats sont présentés selon un gradient approximatif nord-sud (Richkus et Whalen 1999).

États-Unis

Les captures expérimentales de civelles effectuées entre 1989 et 1994 dans le ruisseau Little Sheepshead, au New Jersey, n'ont affiché aucune tendance significative (figure 1; Richkus et Whalen 1999). La même remarque formulée au paragraphe précédent sur la longueur de la série s'applique à ces données. Field *et al.* (1999) présentent une série temporelle de données sur des comptes d'anguillettes prises en montaison dans les ascenseurs à poissons au barrage Conowingo, sur la rivière Susquehanna entre 1972 et 1996. En 1972 et 1973, les décomptes pour la saison ont été inférieurs à 2000 anguillettes. Ils ont varié entre 60 409 et 126 543 entre 1974 et 1976, pour décliner ensuite jusqu'en 1996. La dernière année affichant une valeur supérieure à 10 000 a été 1981. Depuis 1983, à l'exception de 1992, les décomptes annuels ont été inférieurs à 2000.

14.1.1.2 Suivi des anguilles jaunes

Haut Saint-Laurent/Lac Ontario

L'indicateur de recrutement disponible s'étalant sur la plus longue période pour l'anguille américaine dans la totalité de son aire de distribution est basé sur les données de franchissement de la passe migratoire à anguilles, au barrage Moses-Saunders (Casselman *et al.* 1997a). La construction de ce barrage hydroélectrique sur le fleuve Saint-Laurent, au niveau de Cornwall, date de la fin des années 1950. Au début des années 1970, la crainte que la présence du barrage ne restreigne l'accès des anguilles au Haut Saint-Laurent et au lac Ontario incita le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario et Hydro-Ontario à installer une passe migratoire en 1974. Cette première passe a été remplacée par une structure permanente en 1980-1981. L'estimation, au moyen de différentes approches d'observation, du contingent global d'anguilles ayant franchi la passe une année donnée a constitué, jusqu'à tout récemment, l'indicateur de recrutement. Cependant, afin d'éliminer l'incertitude associée aux variations dans les conditions de fonctionnement et dans les stratégies de dénombrement, Casselman *et al.* (1997a) ont procédé à un réexamen des effectifs d'anguilles franchissant la passe afin de développer un indicateur plus fiable et plus quantitatif du recrutement. Les auteurs ont choisi un indice portant sur une période de 31 jours, au moment du pic de la montaison, qui commençait en moyenne le 19 juillet et se terminait le 17 août. Pendant cette période de pointe, la migration quotidienne était assez constante (coefficient de variation : 38,4%) et pour 18 années sur 22, 71,5% du contingent annuel (étendue : 42,7-94,8%) a franchi la passe pendant cette période. Alors que les anciennes informations suggéraient des valeurs élevées et relativement consistantes du passage d'anguilles du milieu des années 1970 au milieu des années 1980, le nouvel indice affiche plutôt un caractère cyclique, avec un maximum record en 1982 (27 489/j) (figure 14,2). L'indice révèle ensuite une baisse régulière et significative ($p < 0,001$, tableau 18; Richkus et Whalen 1999) de l'abondance des anguilles franchissant la passe après 1986, avec des valeurs extrêmement faibles au cours des années récentes. L'année 1993 affiche la plus faible valeur, soit 232 anguilles/ jour, une diminution par un facteur de 118 par rapport à 1982 (figure 2).

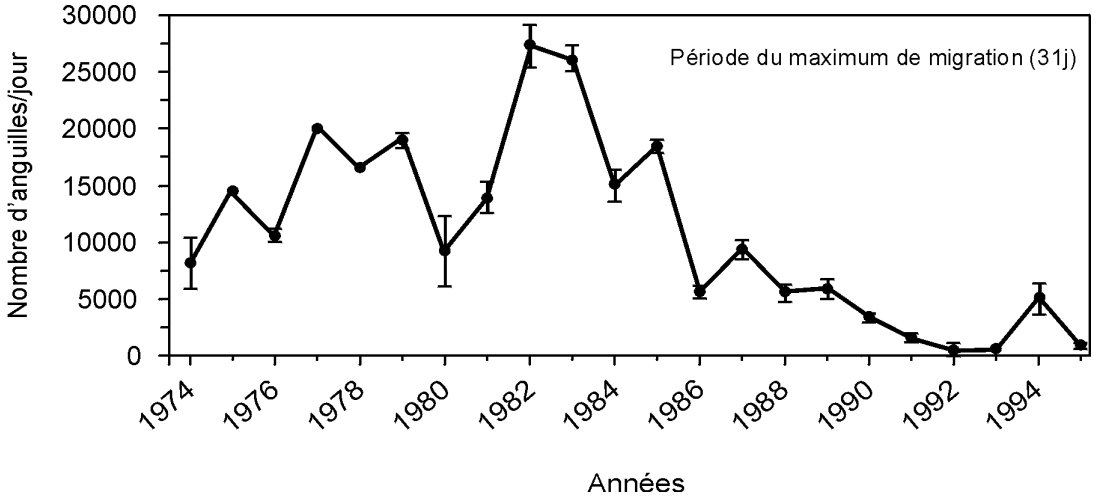


Figure 2. Nombre moyen journalier d'anguilles franchissant la passe migratoire du barrage hydroélectrique Moses-Saunders à Cornwall, Ontario, durant la période de 31 jours correspondant au pic de la migration, entre 1974 et 1995. Les traits verticaux représentent l'intervalle de confiance à 95%. D'après Casselman *et al*. (1997b).

Les auteurs recommandent le maintien du comptage des anguilles à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Ils recommandent aussi que le total du contingent d'anguilles franchissant cet obstacle soit quantifié, de façon à déterminer la fraction empruntant la passe et ainsi estimer l'abondance absolue. Ils recommandent enfin que des otolithes soient prélevés sur des sous-échantillons d'anguilles au moment de leur passage à Moses-Saunders et à tous les points de contact, en particulier la récolte commerciale, de façon à permettre la quantification de la force des classes d'âge et l'élaboration de tables de survie.

Desrochers et Fleury (1999) ont trouvé une corrélation élevée entre le logarithme à base 10 du nombre d'anguilles franchissant la passe migratoire au barrage Moses-Saunders et le débit transitant en juin, juillet et août dans les écluses de Beauharnois ($R^2 = 0.81$, $p < 0{,}01$) entre 1975 et 1993. Les variations du débit d'éclusage pourraient donc expliquer 81% des variations du logarithme du nombre d'anguilles franchissant chaque jour la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Étant donné l'importance de ces résultats, il aurait été intéressant que les auteurs effectuent les calculs en incluant les données pour les années 1994-1998, au cours desquelles des fluctuations importantes de l'indicateur de recrutement ont été observées. En outre, puisque la relation a été calculée entre le logarithme du nombre d'anguilles et la valeur arithmétique du débit d'éclusage, il y aurait lieu de se demander pourquoi l'augmentation du taux de passage est beaucoup plus rapide à fort qu'à faible débit. Les auteurs ont conclu de leurs résultats que si les anguilles juvéniles utilisent les écluses de Beauharnois comme principale voie de migration vers le lac Saint-François, il est fort probable que la diminution des éclusages observée depuis le début des années 1980 contribue à ralentir la migration et à limiter le

nombre d'anguilles qui les traverse. Ce phénomène pourrait donc avoir accentué le déclin observé dans les décomptes d'anguilles au barrage Moses-Saunders. Notons cependant que Desrochers et Fleury (1999) ont aussi observé une diminution marquée de l'abondance des anguilles capturées dans le groupe 37 de la centrale de Beauharnois en 1998 par rapport à 1994 (facteur de 4,3) et à 1995 (facteur de 2,9).

En complément à ce qui précède, Richkus et Whalen (1999) font remarquer qu'on ne connaît pas de façon certaine l'utilisation faite des écluses par les anguilles en migration. En outre, l'existence d'une relation de cause à effet entre les décomptes d'anguilles à Moses-Saunders et le débit éclusé n'a pas encore été prouvée. L'analyse effectuée par Desrochers et Fleury (1999) n'en soulève pas moins le point que des facteurs artificiels agissant en aval pourraient influencer les décomptes d'anguilles au niveau de la passe migratoire du barrage Moses-Saunders et, par le fait même, la perception du déclin de la population. Richkus et Whalen (1999) en concluent que l'évaluation et le développement de séries temporelles de données sur l'abondance de l'anguille à toutes les phases de son cycle vital aideraient grandement à déterminer comment les facteurs locaux influencent la compréhension de déclins qui affecteraient l'espèce.

La série de données sur les prises par unité d'effort (PUE) du chalut dans la baie de Quinte, au lac Ontario (Casselman *et al.* 1997b), présente une forte variabilité mais constitue néanmoins un indice valable de l'abondance relative des anguilles jaunes. Globalement, les captures par unité d'effort affichent une tendance négative (figure 3).

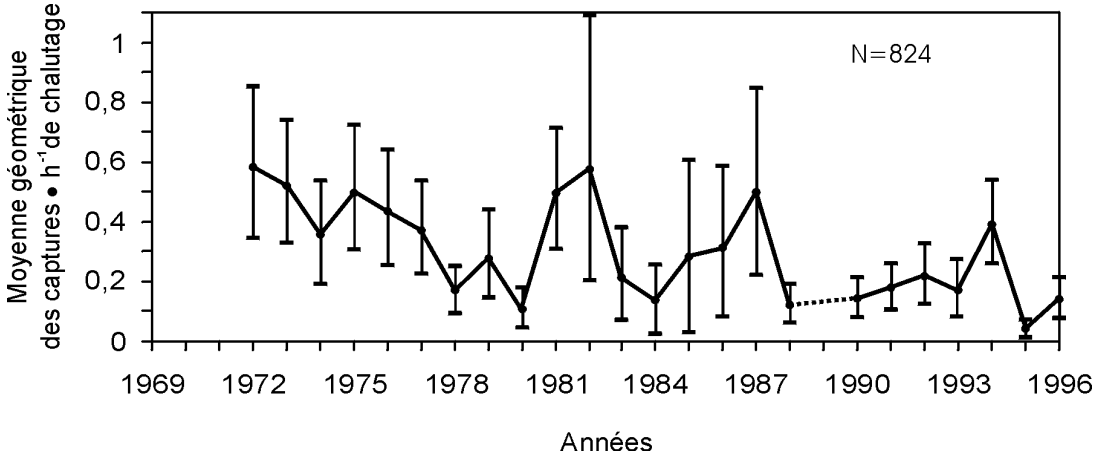


Figure 3. Moyenne géométrique des captures d'anguille américaine par trait de ¼ de mille nautique d'un chalut de fond « western » (maille : ¾ de pouce), dans la baie de Quinte, pour la période 1972-1996. Traits verticaux : intervalles de confiance à 95%. D'après Casselman *et al*. (1997b).

Dans les années 1970, plus de deux anguilles étaient capturées par mille nautique de chalutage, alors que la plupart des prises effectuées durant les années 1990 étaient inférieures à une anguille par mille nautique.

Québec

À sept reprises entre 1988 et 1996, la densité des anguilles jaunes a été évaluée dans 16 stations fermées de pêche à l'électricité échantillonnées sur la rivière Bec-Scie (île d'Anticosti) et sur un de ses principaux tributaires, le ruisseau Castor (Raymond et Tremblay 1995b, 1996b; Caron et Verreault 1997b). Chaque station a été pêchée à trois reprises ou plus, de façon à estimer la densité totale d'anguilles dans la station par retrait progressif. La densité moyenne à l'ensemble des stations constitue l'indicateur d'abondance global pour une année donnée. La première partie de la série (années 1988, 1989, 1991 et 1992) montre une diminution de 17,4 anguilles · m^{-2} à 5,4 m^{-2}, alors que deux des trois dernières années, 1994 et 1996, montrent des valeurs équivalentes à celles observées en début de série (15,9 et 14,4 individus · m^{-2} respectivement); l'année 1995 présente une faible valeur de 6,9 individus · m^{-2}. L'ensemble de la série ne présente pas de tendance claire.

Un autre ensemble de données est présenté par Castonguay *et al*. (1994 a) concernant la densité des anguilles dans la rivière Matapédia. Ces informations ont été recueillies dans le cadre d'inventaires standardisés du saumon atlantique à l'aide de pêche à l'électricité et elles s'étalent sur six années (1982 à 1987). Une moyenne annuelle de 15 stations de 100 m^2 ont été échantillonnées au cours de la période, donnant un total moyen de 40 anguilles par an. Cette série présente un déclin significatif (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), passant de 5 individus · 100 m^{-2} en 1982 à 1 individu · 100 m^{-2} en 1987, notifiant la baisse du recrutement dans ce cours d'eau.

Golfe du Saint-Laurent, secteur sud

Chaput *et al.* (1997) présentent des séries temporelles de données de PUE de la pêche à l'électricité pour les rivières Miramichi et Restigouche. Les quatre sites de la rivière Miramichi ont affiché des tendances négatives, mais non significatives, alors que trois sites de la rivière Restigouche affichaient des tendances négatives statistiquement significatives ($p < 0,05$), le quatrième affichant une faible tendance positive, mais non significative (figure 4). À la rivière Morell, à l'Île-du-Prince-Édouard, des échantillonnages à la pêche à l'électricité menés de façon intermittente entre 1975 et 1996 suggèrent qu'il y ait eu une baisse de l'abondance durant les années 1990 comparativement au milieu des années 1970 et 1980. Pour Chaput *et al.* (1997), ces données viennent étayer davantage la diminution d'abondance suggérée par les débarquements commerciaux (voir 14.1.2.2).

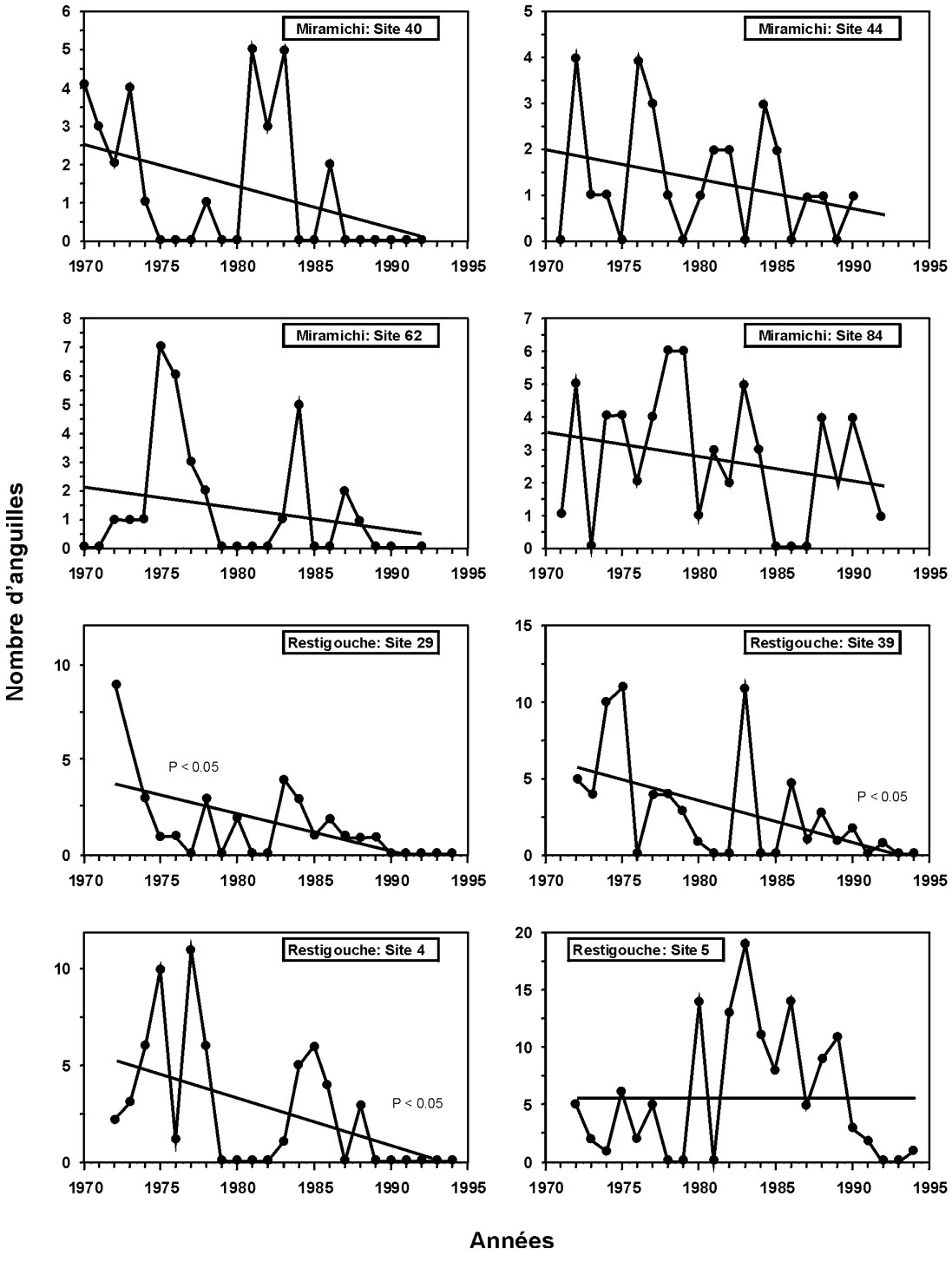


Figure 4. Évolution de l'abondance de l'anguille américaine à différents sites de pêche à l'électricité sur les rivières Miramichi (4 graphiques du haut) et Restigouche (4 graphiques du bas) pour la période 1970 à 1994. D'après Chaput *et al.* (1997).

États-Unis

Des échantillonnages à la seine de rivage et au chalut effectués dans la rivière Hudson, New York, entre 1985 et 1995, ont permis de générer deux indices d'abondance relative de l'anguille américaine. Compte tenu du moment où les pêches ont été effectuées, les anguilles capturées auraient pu comprendre des anguilles jaunes et des anguilles argentées. Les PUE de la seine ont affiché une tendance négative significative (analyse de tendance de Mann-Kendall, $p < 0,05$) (tableau 18, Richkus et Whalen 1999) (figure 5-A). Celles du chalut n'affichent aucune tendance (figure 5-A). Deux autres séries temporelles sur l'abondance de l'anguille dans la rivière Hudson sont présentées par les mêmes auteurs. Entre 1973 et 1996, les anguilles (probablement un mélange d'anguilles jaunes et argentées) entraînées dans le système de refroidissement de deux centrales thermiques (Roseton et Danskammer) ont été dénombrées. Entre 1984 et 1995, les captures totales d'anguilles effectuées à la centrale de Danskammer ont affiché une tendance négative significative (Mann-Kendall, $p < 0,05$, tableau 18) (figure 5-B). Celles effectuées à la centrale de Roseton n'affichent aucune tendance (figure 5-B).

Richkus et Whalen (1999) ont aussi analysé les PUE de pêches à l'électricité effectuées en automne dans la rivière North Anna, en Virginie. Ils ont montré que les PUE d'anguilles affichaient une tendance négative significative entre les années 1984 et 1995 (Mann-Kendall, $p < 0,05$, tableau 18) (figure 5-C). Les auteurs ont effectué les mêmes analyses sur les échantillonnages expérimentaux au chalut réalisés entre 1956 et 1996 par le Virginia Institute of Marine Science (VIMS). Les analyses ont été effectuées sur trois groupes de taille d'anguilles (< 180 mm; 181-350 mm; > 350 mm). Une tendance négative significative a été observée pour le groupe de taille > 350 mm (Mann-Kendall, $p < 0,05$, tableau 18) (figure 6), mais pas pour les deux autres groupes.

14.1.1.3 Suivi des anguilles argentées

Caron et Verreault (1997b) et Caron (1998) ont amorcé une série d'observations sur les anguilles argentées en dévalaison dans le fleuve Saint-Laurent en aval de Québec. Les auteurs ont marqué des anguilles et ont utilisé les recaptures effectuées par les pêcheurs commerciaux pour estimer l'abondance absolue. Ils ont aussi quantifié les débarquements, puis ils ont calculé le ratio des débarquements sur l'abondance absolue pour déduire le taux d'exploitation. Cette expérience a été menée sur deux ans, soit 1996 et 1997. Les résultats de cette expérience sont présentés au point 15.3. Il s'agit de données inédites, très originales. Compte tenu du faible coût impliqué, nous recommandons fortement le maintien de ce suivi au cours des prochaines années.

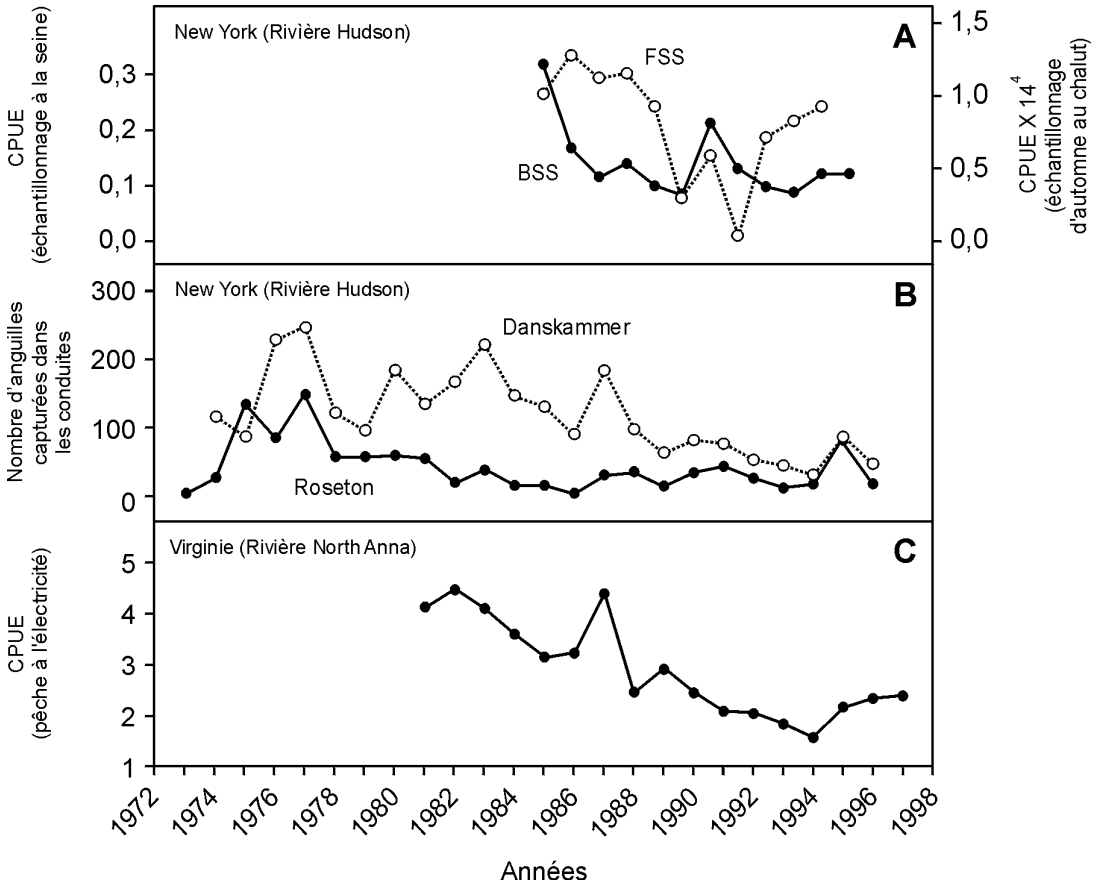


Figure 5. Série temporelle de données d'abondance de l'anguille américaine sur deux rivières des États-Unis. A : Échantillonnage à la seine (BSS) et échantillonnage d'automne au chalut (FSS) à la rivière Hudson; B : nombre d'anguilles capturées dans les conduites du système de refroidissement de deux centrales thermiques sur la rivière Hudson; C : nombre d'anguilles capturées à la pêche à l'électricité/70 m linéaires à la rivière North Anna, Virginie.

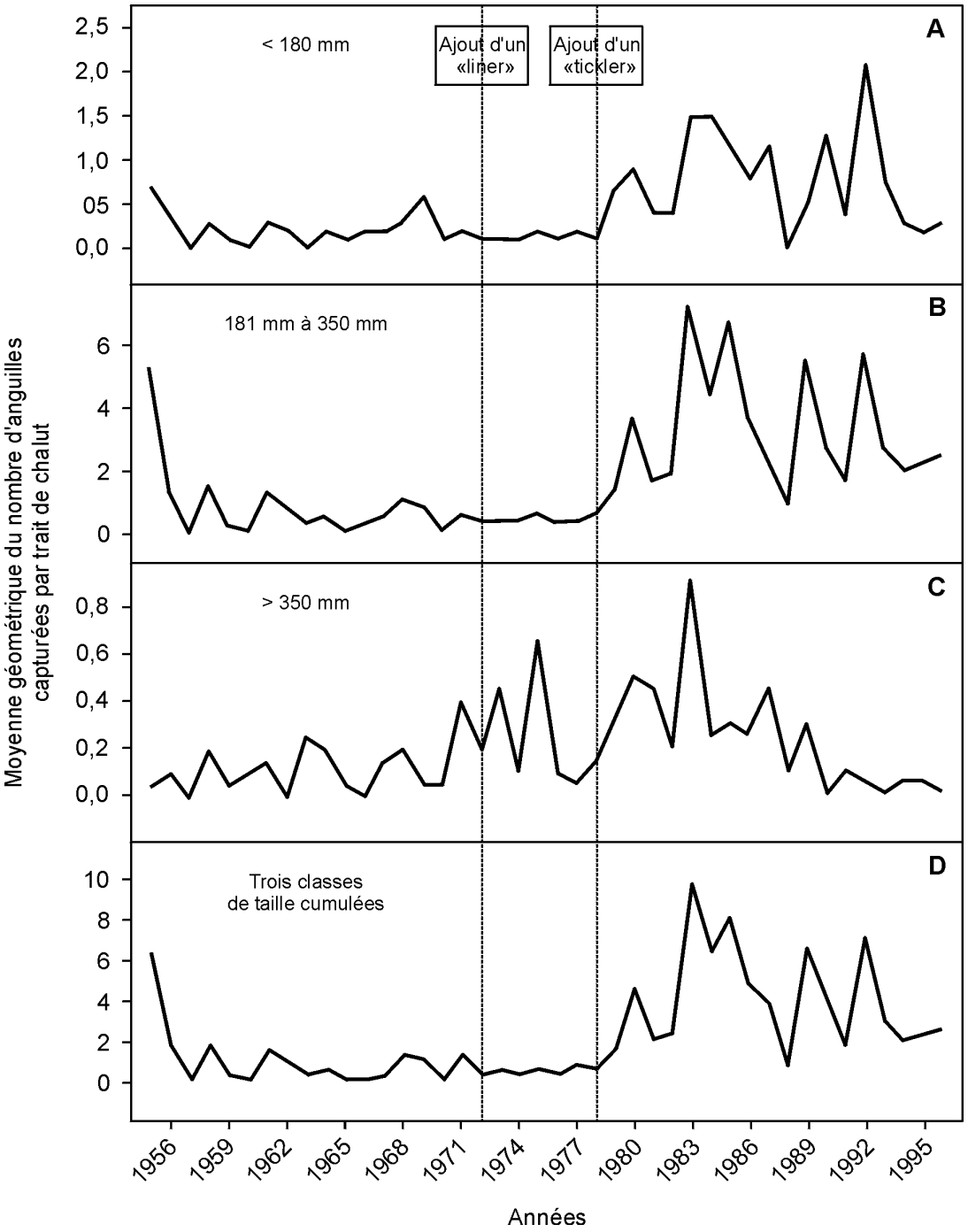


Figure 6. Série temporelle de données de captures d'anguilles par unité d'effort du chalut effectuées par le Virginia Institute of Marine Science (VIMS) entre 1956 et 1996. Les dates où des changements ont été apportés à l'engin de pêche sont indiquées en encadré dans le panneau A. Les données sont présentées par classe de taille des anguilles.

14.1.2 Informations obtenues à partir des pêcheries commerciales

Les informations concernant différents aspects de la pêche commerciale de l'anguille américaine sont nombreuses et disséminées dans de nombreux rapports, souvent à distribution restreinte. Nous allons porter ici une attention particulière aux synthèses les plus récentes décrivant l'évolution des débarquements, notre objectif étant principalement de dresser un portrait général de l'état des stocks et d'en tirer des conclusions sur l'état de la population dans son ensemble.

SYSTÈME SAINT-LAURENT

Haut Saint-Laurent/Lac Ontario

La synthèse la plus récente sur le statut du stock d'anguilles du Haut Saint-Laurent et du lac Ontario est celle de Casselman *et al.* (1997b). La pêche commerciale dans le Haut Saint-Laurent et le lac Ontario est pratiquée principalement au moyen de filets de type enclos (impounding nets) et de palangres. Dans le lac Ontario, la pêche commerciale est pratiquée principalement dans les eaux canadiennes à l'extrémité est du lac (Casselman *et al.* 1997b). Une petite pêcherie commerciale a existé dans les eaux américaines jusqu'en 1982, année où elle a été fermée à cause de la contamination au Mirex (Castonguay *et al.* 1994a). La majeure partie des débarquements commerciaux proviennent de la baie de Quinte, dans la section est du lac Ontario, et du Haut Saint-Laurent, en aval de ce lac (Casselman *et al.* 1997b). En 1995, l'anguille était la troisième espèce commerciale en importance dans ce secteur, représentant 13,5% de la valeur totale des débarquements commerciaux et 7,4% de la biomasse totale. La pêcherie porte principalement sur des anguilles jaunes et sur des individus en train de se métamorphoser en anguilles argentées.

Les données sur les débarquements montrent d'importantes fluctuations qui sont difficiles à interpréter, dû à l'absence de mesures de l'effort de pêche (Casselman *et al.* 1997b). La série sur les débarquements commerciaux montre un premier pic avec un maximum en 1914 (136,3 tonnes métriques, t), suivi d'une baisse qui s'est prolongée jusqu'au début des années 1940, avec un minimum en 1942 (7,1 t) (figure 7). De là, les débarquements ont progressivement augmenté pour atteindre un second maximum en 1964 (116,8 t) et diminuer à nouveau vers la fin des années 1960 (1967 : 52,6 t) (figure 7). La tendance par la suite a été à l'augmentation. Une fermeture partielle de la pêche entre 1970 et 1972, due à la contamination des anguilles par le mercure, n'a pas affecté de façon significative les débarquements, qui sont passés par un troisième pic, le plus élevé du siècle, avec un maximum en 1978 (231,0 t) (figure 7). Les débarquements ont ensuite chuté dramatiquement, pour atteindre un minimum en 1982 (29,3 t), lors de la fermeture du marché européen à cause de la contamination des anguilles par le Mirex. En 1984, un système de quota alloué par zone de pêche été mis de l'avant et au cours des 10 années suivantes, les débarquements ont été stables à plus de 90,9 t. Ils ont ensuite affiché une diminution régulière entre 1993 et 1996 (figure 7), seul segment de la série de 113 ans montrant une baisse pendant quatre années consécutives, alors que la récolte n'était pas affectée par des problèmes de contamination. Selon Casselman *et al.* (1997b), les captures commerciales vont continuer à diminuer, à l'exception peut-être des années où le

fort contingent d'anguilles ayant franchi la passe en 1994 entrera dans la pêcherie (2004 pour l'ensemble de la pêcherie). Selon ces auteurs, si aucun correctif n'est apporté pour favoriser l'échappement de femelles en voie de maturation, le stock du Haut Saint-Laurent et du lac Ontario ne pourra plus produire le présent rendement commercial à l'intérieur d'une génération. Le lecteur intéressé pourra trouver dans Hurley (1973) de l'information sur la structure en taille des anguilles capturées commercialement dans le lac Ontario.

La moyenne des PUE de la pêche commerciale de l'anguille à l'électricité entre 1984 et 1996 dans le lac Ontario a été de 55,2 anguilles/h (± 14,4; Intervalle de confiance à 95%) (Casselman *et al.* 1997b). Sur les treize années d'échantillonnage, elles ont diminué significativement ($p < 0,0001$, tableau 18; figure 8). Les plus fortes PUE ont été observées en 1989 (93 ± 32.2 anguilles/h). Un test de comparaison multiple de moyennes a montré qu'un déclin marqué a commencé à se produire en 1991 (38,5 ± 7,0 anguilles/h,). Le minimum a été atteint en 1995 (10,5 ± 4,9 anguilles/h,).

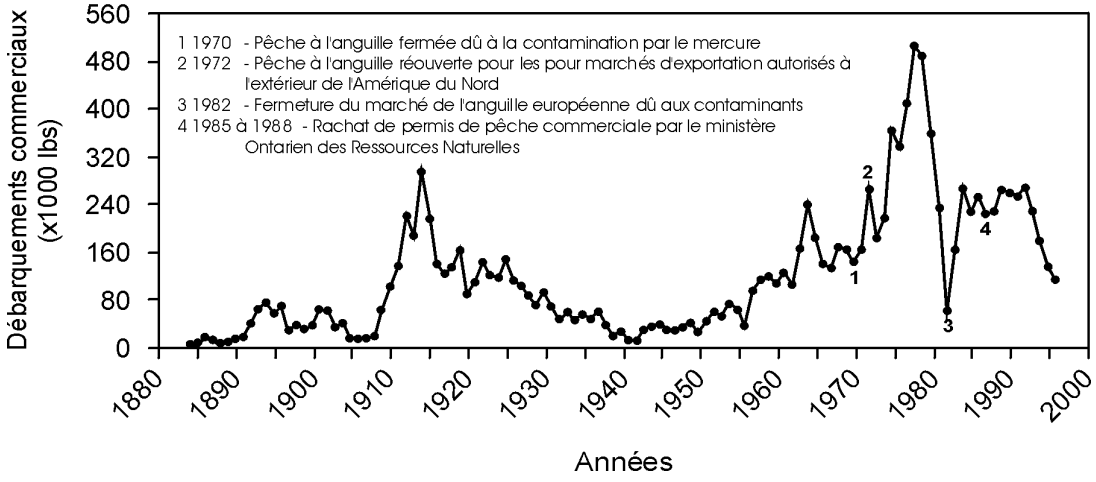


Figure 7. Débarquements commerciaux d'anguille américaine pour l'ensemble des districts statistiques et les zones de quota des eaux canadiennes du lac Ontario et le Saint-Laurent Supérieur, province de l'Ontario (× 1000 lbs), de 1884 à 1996. Les évènements majeurs susceptibles d'avoir influencé la pêcherie commerciale de l'anguille sont indiqués. Les données proviennent de Baldwin *et al*. (1979), MPO (1955) et des rapports annuels sur les débarquements commerciaux de poissons, Ministère ontarien des Ressources naturelles. D'après Casselman *et al*. (1997b).

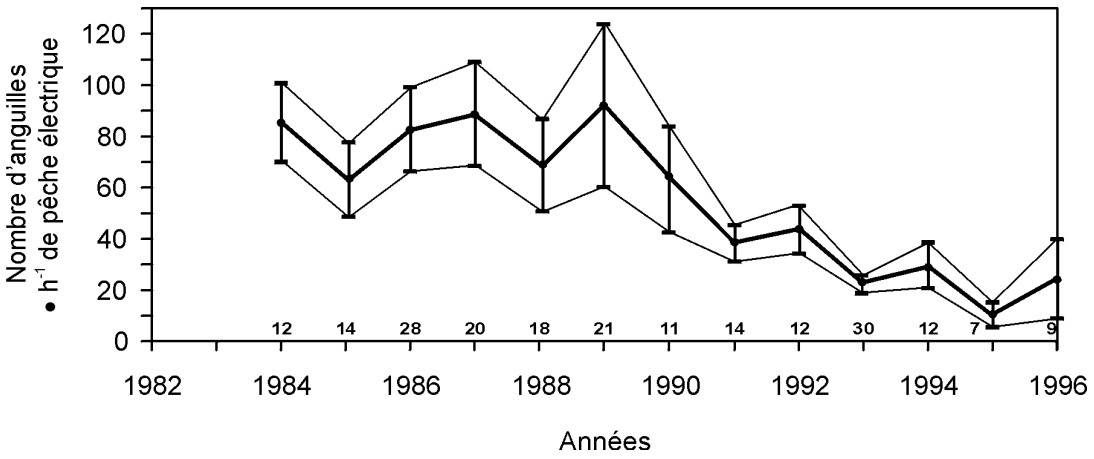


Figure 8. Captures moyennes d'anguille américaine · h^{-1} de pêche à l'électricité diurne dans la partie est du lac Ontario entre 1984 et 1996. Les nombres de jours de pêche à l'électricité sont indiqués sur l'axe des X. Traits verticaux et lignes les reliant : intervalles de confiance à 95%. D'après Casselman *et al*. (1997b).

Québec

Pour le Québec, les synthèses les plus récentes concernant les débarquements commerciaux ont été effectuées par Robitaille *et al.* (1988), Robitaille et Tremblay (1994) et Axelsen (1997). Chacun de ces documents fait référence à plusieurs travaux antérieurs traitant de différents aspects de la pêche commerciale de l'anguille au Québec. Rappelons que l'anguille est l'espèce la plus importante dans les pêches commerciales dans le fleuve Saint-Laurent et son estuaire (Robitaille *et al.* 1988). Malgré le récent déclin des captures commerciales, la pêcherie commerciale d'anguille rapporte encore annuellement deux millions de dollars canadiens au débarquement à environ 150 pêcheurs (Axelsen 1997). La pêche commerciale est pratiquée sur le Saint-Laurent lui-même, depuis Baie-Sainte-Catherine sur la rive Nord et Métis-sur-mer sur la rive sud, jusqu'au lac Saint-François, ainsi que sur les rivières des Outaouais et Richelieu. Les engins utilisés sont la trappe à anguille (weir) (N = 167; au total, 63 980 m de guideau) dans les zones soumises à l'influence de la marée, le verveux (N = 4477), le casier à anguilles (eel pots; N = 350) et la palangre (N = 3800 hameçons) (Axelsen 1997). On peut consulter Axelsen (1997) pour connaître la répartition spatiale des différents types d'engins dans le système Saint-Laurent.

Axelsen (1997) a divisé la série temporelle des débarquements commerciaux pour l'ensemble du Québec en cinq périodes. La première, 1917-1939, est caractérisée par une augmentation en dents de scie, de 272 t en 1917, à 500 t en 1923, puis à 1123 t en 1930 (figure 9). La moyenne des débarquements entre 1930 et 1939 a été de 945 t. La seconde période, 1940-1949, fortement influencée par la seconde guerre mondiale, affiche une diminution des rendements, avec des valeurs moyennes pour la période de 340 t. La troisième période, 1950-1969, affiche une remontée graduelle de 298 t en 1950 à 577 t en

1957, suivie d'une baisse jusqu'en 1962 (moyenne annuelle de 433 t), puis d'une remontée entre 1963 et 1969 (moyenne annuelle de 496 t) (figure 9). La quatrième période, 1970-1974, affiche des faibles valeurs d'environ 300 t, dû au problème de la contamination au mercure et à la fermeture de la pêcherie commerciale en eaux intérieures. Les importantes fluctuations interannuelles observées au cours des quatre premières périodes sont pour la plupart inexpliquées, dû en partie au fort degré d'incertitude associé aux déclarations des débarquements.

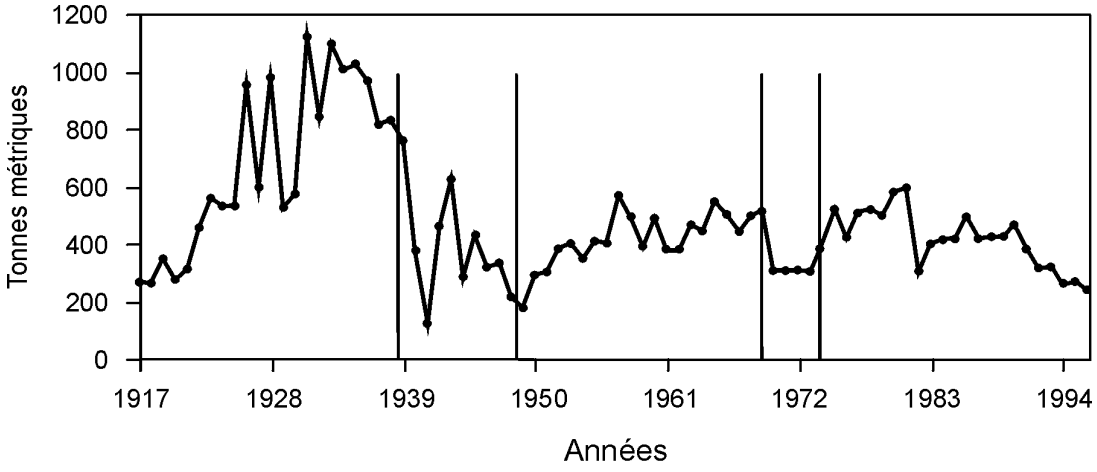


Figure 9. Débarquements commerciaux d'anguille (tonnes métriques) au Québec entre 1917 et 1996 (1996 : données préliminaires). D'après Axelsen (1997).

La cinquième période, 1975-1996, affiche une nette tendance au déclin : débarquements moyens de 529 t entre 1975 et 1981, diminuant à 442 t entre 1983 et 1990 (baisse de 16,5%), puis à 308 t entre 1991 et 1996 (baisse de 30,3%) (figure 9). Axelsen (1997) a aussi démontré que le déclin marqué enregistré depuis 1990 est dû à la diminution des captures en eaux salées, celles effectuées en eaux douces étant demeurées relativement constantes pendant la période. La diminution enregistrée au cours de la dernière période, en particulier depuis 1990, qui reproduit celle observée pour le Haut Saint-Laurent et le lac Ontario, est d'autant plus significative et préoccupante que le nombre de permis actifs a peu changé et que les prix croissants au débarquement ont maintenu la pêcherie à un haut niveau d'activité. De plus, le type et la quantité d'engins de pêche déployés seraient aussi demeurés inchangés, mis à part le remplacement du guideau traditionnel des pêches avec trappe à anguille par un filet de 4 m de hauteur. En outre, selon Axelsen (1997), les déclarations de débarquements pour cette période seraient plus fiables que celles des périodes précédentes, en particulier à compter de 1986, où un carnet d'enregistrement détaillé des captures et de l'effort de pêche a été introduit, avec validation régulière des données. Axelsen (1997) présente aussi les données de captures par unité d'effort des pêches de trappes à anguille pour le comté de Kamouraska (49,2% des captures totales pour la province entre 1979 et 1994), qui affichent une diminution soutenue et statistiquement significative entre 1984 (7,66 kg/m de guideau) et 1995 (3,14 kg/m) ($p < 0,01$,

tableau 18) (figure 10). Il en est de même pour les captures par unité d'effort de la pêcherie fixe située au niveau de Saint-Jean-sur-le-Richelieu, qui affichent une diminution de près de 95% entre 1986 et 1996 ($p < 0,001$, tableau 18) (figure 11). Cette diminution très prononcée des PUE, associée à une augmentation marquée de la taille des individus (Dumont *et al*. 1998), est partiellement due à une diminution importante du recrutement en anguillettes dans cette partie du système, suite à la restauration des barrages de Saint-Ours et de Chambly, à la fin des années 1960, qui aurait transformé les deux obstacles en les rendant pratiquement infranchissables pour les anguilles en migration vers le lac Champlain (Dumont *et al*. 1998).

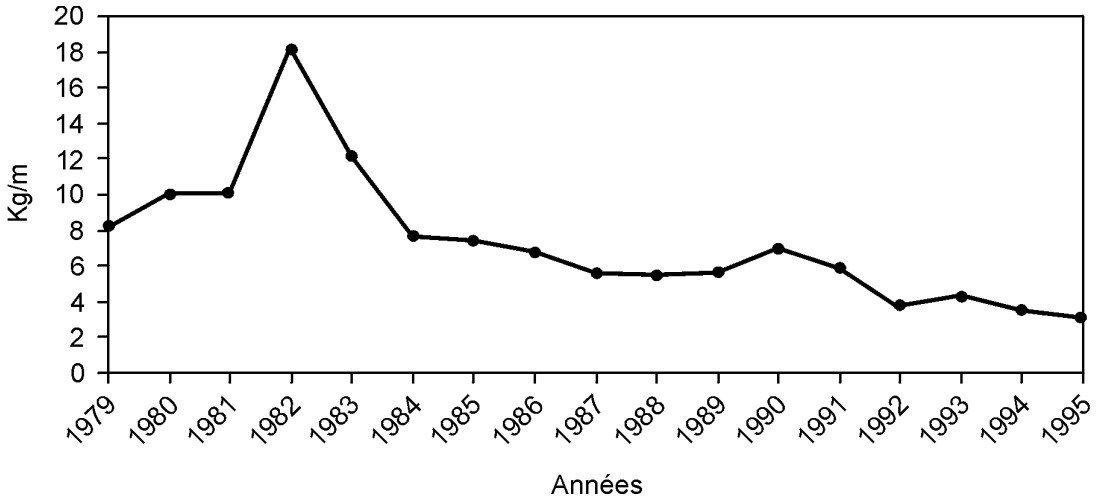


Figure 10. Captures par unité d'effort (kg/m) de la pêcherie utilisant la trappe à anguille dans le comté de Kamouraska (1979-1995). D'après Axelsen (1997).

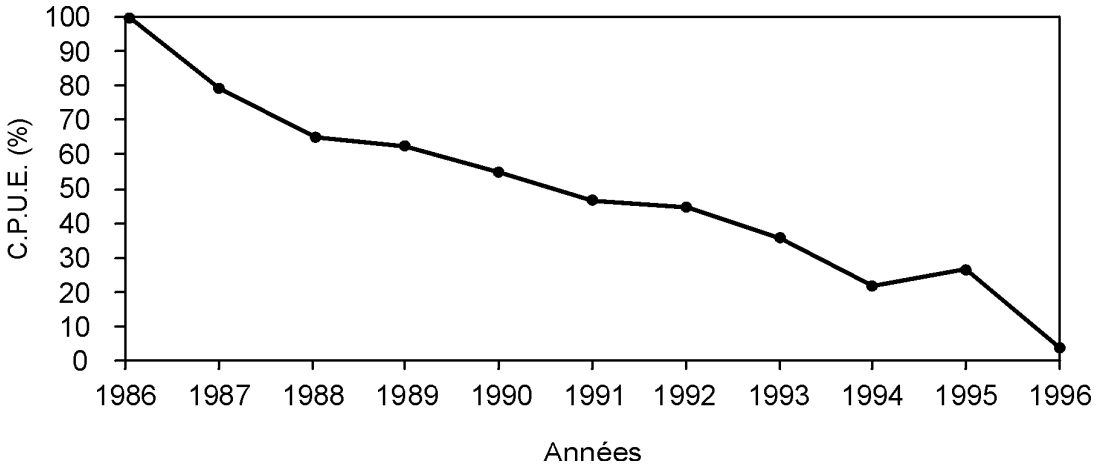


Figure 11. Captures par unité d'effort (%) pour la pêcherie fixe d'anguille de la rivière Richelieu, 1986-1996. D'après Axelsen (1997).

Robitaille et Tremblay (1994) avaient analysé auparavant les données sur les débarquements commerciaux, mais en les ventilant en un plus grand nombre de secteurs. Les points

saillants de leur analyse étaient les suivants : 1) Diminution progressive des débarquements dans l'estuaire supérieur (de l'exutoire du lac Saint-Pierre à la pointe est de l'Île d'Orléans) entre la fin des années 1940, alors que les captures dans ce secteur représentaient entre 50% et 80% des captures totales, et la fin des années 1970, début des années 1980, où elles en représentaient seulement 4-5% (figure 12). 2) Parallèlement à la diminution mentionnée au point précédent, augmentation des débarquements dans l'estuaire salin, avec accentuation du phénomène à certaines périodes où les mortalités massives d'anguilles dans l'estuaire supérieur étaient les plus prononcées, le tout pouvant être dû à des changements ayant possiblement affecté le déroulement de la migration (figure 12). 3) Diminution des débarquements dans l'archipel de Montréal entre le milieu des années 1920 et la fin des années 1940, avec captures presque nulles par la suite, dû possiblement à un changement important du milieu aquatique, en particulier le creusage du canal de Beauharnois et la mise en service du complexe hydroélectrique au début des années 1930 (figure 12). 4). Première augmentation majeure des débarquements dans le lac Saint-Pierre au milieu des années 1930, qui pourrait être due à une accumulation d'anguilles en migration dû à la perturbation causée par le creusage du canal de Beauharnois et la construction du complexe hydroélectrique; à compter de 1957 et s'étalant sur plusieurs années, seconde augmentation majeure des débarquements dans le lac Saint-Pierre, qui se maintiendront à environ 75 t à compter du milieu des années 1960 jusqu'au milieu des années 1980, pour ensuite décroître à environ 50 t; cette seconde augmentation des débarquements serait peut-être due à un ralentissement de la montaison des anguillettes et anguilles jaunes, cette fois associée possiblement à la construction du barrage Moses-Saunders et/ou à celle de la voie et du chenal maritime du Saint-Laurent (figure 12). 5) Tendance à la hausse, malgré d'importantes fluctuations annuelles, des débarquements d'anguilles à la rivière Richelieu entre 1945 et 1981, due possiblement à une réduction de l'accessibilité des aires de croissance dans la portion amont du réseau du Saint-Laurent, le tout suivi d'une diminution radicale des prises, discutée au paragraphe précédent (figures 12 et 11). 6) Une augmentation des débarquements d'anguilles dans le lac Saint-François vers la fin des années 1980, possiblement due à une sédentarisation accrue des anguilles en migration vers le lac Ontario. Toutefois, cette augmentation pourrait découler d'un accroissement de l'effort de pêche, de nouveaux permis de pêche à la palangre ayant été attribués suite à la fermeture de la pêche commerciale à l'esturgeon jaune (Dumont *et al*. 1997b et 1998).

Le lecteur intéressé pourra trouver dans Dumont *et al*. (1997b, 1998), Mailhot (1997, 1998) et Verreault (1997a, 1997b, 1998a, 1998b) une caractérisation des captures d'anguilles (structure en taille, condition, PUE) dans la rivière Richelieu, les lacs Saint-François et Saint-Pierre et dans le Bas Saint-Laurent au cours des dernières années.

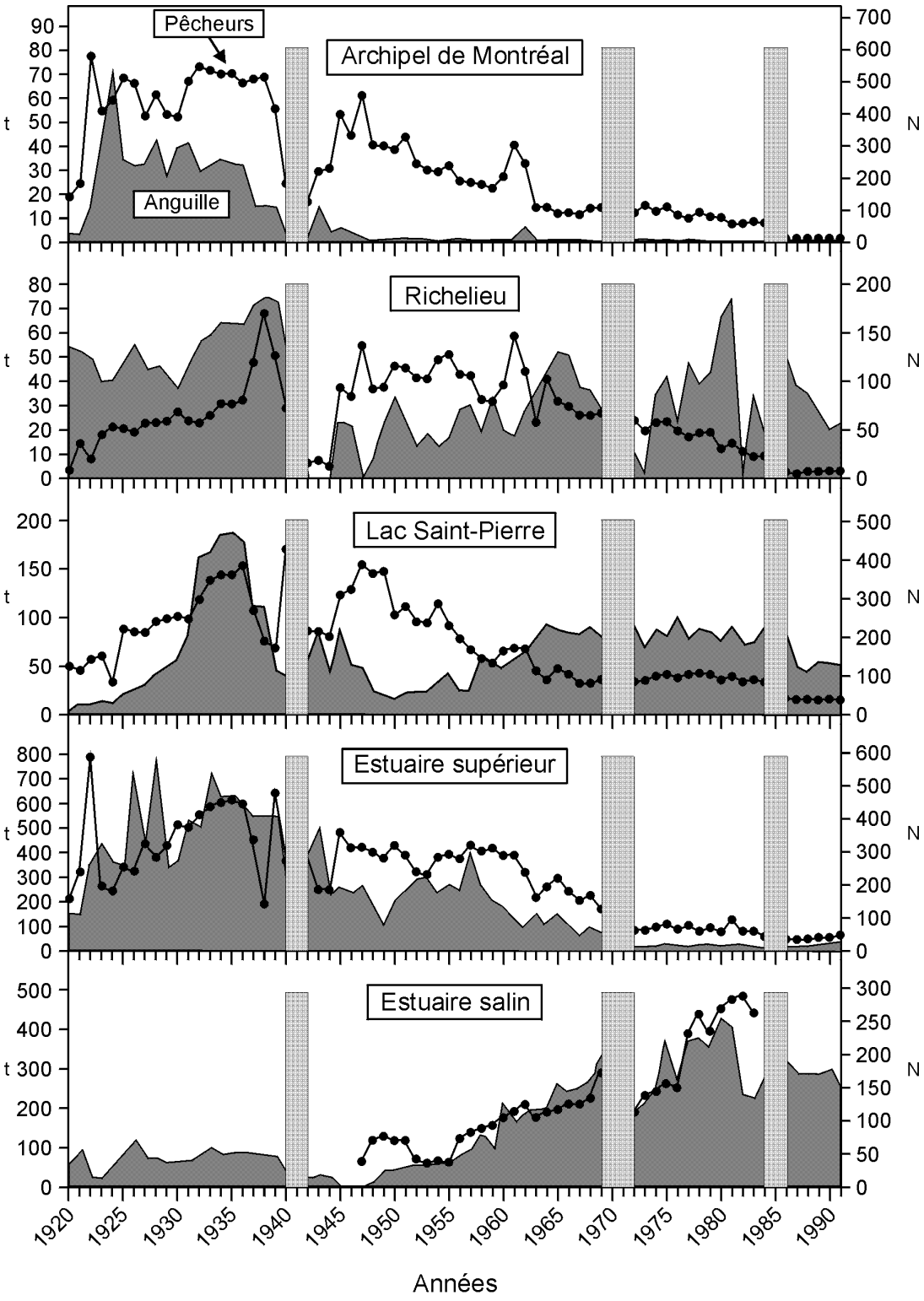


Figure12. Nombre de pêcheurs commerciaux (échelle de droite) et captures d'anguilles (échelle de gauche) (t : tonne métrique) rapportées dans les six principaux secteurs de pêche de 1920 à 1991. D'après Robitaille et Tremblay (1994).

GOLFE DU SAINT-LAURENT, SECTEUR SUD ET RÉGION SCOTIA-FUNDY

Pêche commerciale des civelles/anguillettes

La pêcherie commerciale de civelles/anguillettes de la région Scotia-Fundy a commencé en 1996 avec l'attribution de neuf permis expérimentaux, dont deux servent uniquement à des fins d'aquaculture (Jessop 1997b). Toutefois, des débarquements de civelles/ anguillettes avaient été rapportés depuis 1989. Entre 1989 et 1996, les débarquements ont augmenté de 26 kg à 3000 kg, les 1000 kg étant atteints à compter de 1994. En 1996, les captures étaient effectuées principalement à l'épuisette (66%), au filet trappe (9%), au verveux (2%), au casier à anguille (1%) et avec différentes combinaisons de ces engins, sans ventilation distincte entre chacun (21%).

Pêche commerciale des anguilles jaunes/argentées

Chaput *et al.* (1997) présentent le statut de l'anguille américaine dans le secteur sud du Golfe du Saint-Laurent (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard). Les données sur les débarquements proviennent principalement de factures d'achat enregistrant les débarquements d'anguille individuellement par pêcheur et par localité ; ces factures sont remplies par les acheteurs et soumises au Département des Pêches et des Océans. Globalement, la pêcherie du Nouveau-Brunswick représente la moitié (60-210 t annuellement) des débarquements totaux pour la partie sud du Golfe, suivie par l'Île-du-Prince-Édouard (31-127 t) et par la Nouvelle-Écosse (16-89 t). La plupart des pêcheries ont lieu en estuaire et elles exploitent à la fois les anguilles jaunes et les anguilles argentées. La récolte est plus importante dans les pêcheries d'été et d'automne, pratiquées surtout au moyen de trappes, verveux, casiers à anguilles et palangres, que dans les pêcheries hivernales, pratiquées surtout au moyen de foènes (harpons). Paulin (1997) fait état d'une importante pêcherie récréative de l'anguille dans les provinces maritimes, menée moins comme activité de loisir que comme moyen de se nourrir (pêche de subsistance). Chaput *et al.* (1997) mettent l'emphase sur l'évolution des débarquements commerciaux pour treize districts statistiques dont les débarquements représentent individuellement 3% ou plus du total. Entre 1968 et 1995, les débarquements ont affiché une tendance négative dans sept des treize districts, bien que ces tendances soient statistiquement significatives ($p < 0,05$) dans seulement quatre (figure 13). Aucun district n'a affiché de tendance positive statistiquement significative. Pour dix des treize districts, les débarquements rapportés pour les années 1990 ont été inférieurs à ceux des décennies précédentes. Pour la période 1984-1995, les débarquements de neuf des treize districts ont affiché une tendance négative (figure 13). Cependant, seulement quatre districts affichaient une tendance statistiquement significative ($p < 0,05$). Ces résultats ont amené Chaput *et al.* (1997) à conclure qu'il y a une tendance globale au déclin des débarquements pour l'ensemble de la région. Ces changements dans les débarquements pourraient être dus à des différences dans l'effort de pêche (donnée non quantifiée), aux variations dans la proportion rapportée des captures et, fort probablement, à des variations de l'abondance de l'anguille.

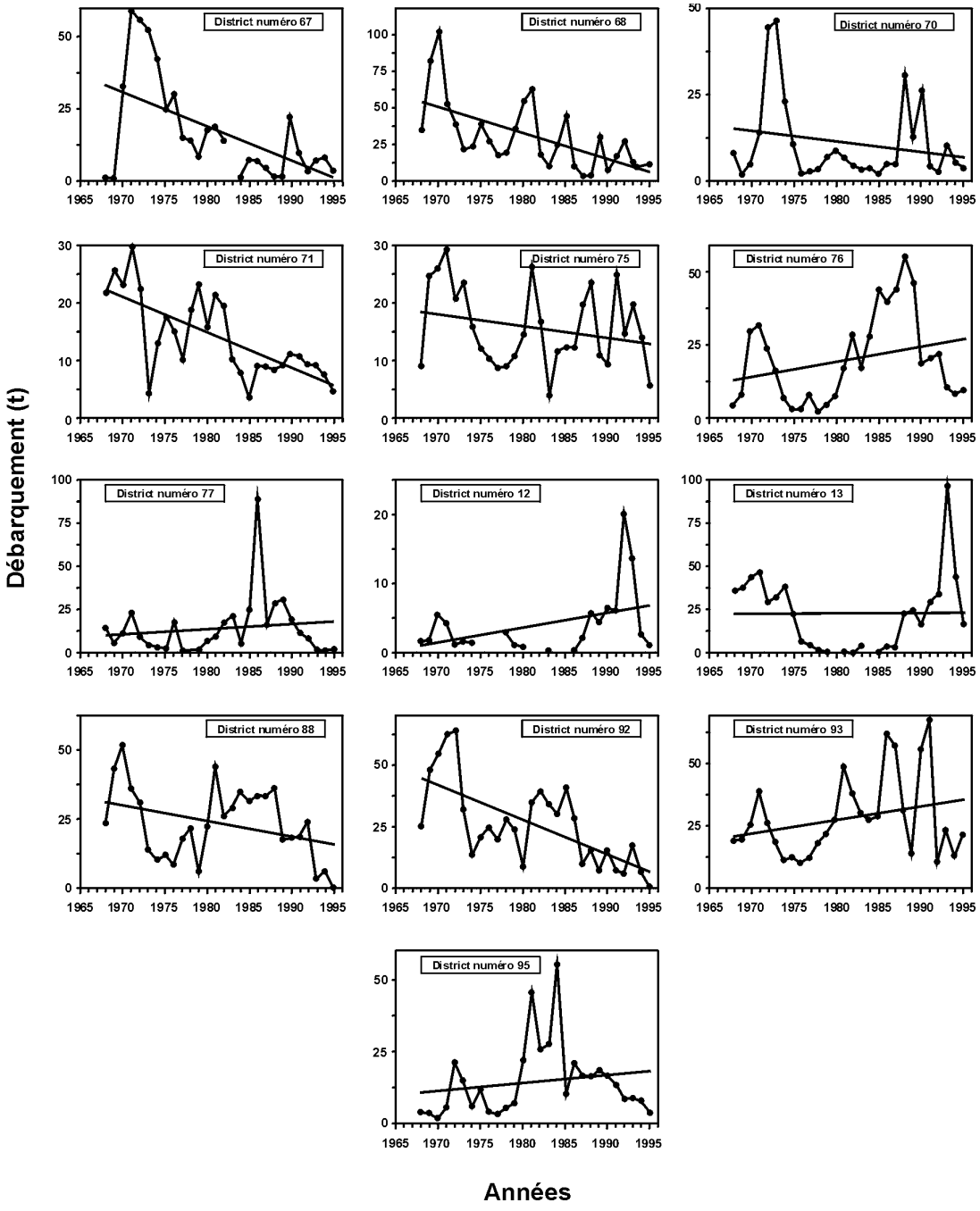


Figure 13. Évolution des débarquements commerciaux d'anguille dans treize districts statistiques du sud du golfe Saint-Laurent entre 1968 et 1995. D'après Chaput *et al*. (1997).

En ce qui a trait à la région Scotia-Fundy, Jessop (1997c) mentionne que les captures commerciales d'anguille sont effectuées principalement dans la région de la rivière Saint-Jean au Nouveau-Brunswick et à partir du comté de Lunenburg jusqu'à celui de Yarmouth, en Nouvelle-Écosse. Contrairement aux captures effectuées dans le Golfe du Saint-Laurent, celles de la région Scotia-Fundy ont augmenté. Toutefois, le nombre de permis commerciaux a augmenté par un facteur de trois et le nombre d'engins de pêche, par un facteur de six entre 1985 et 1993, moment où un ban a été décrété sur l'émission de nouveaux permis. Notons que les nombres de permis et d'engins de pêche récréative ont augmenté par des facteurs de cinq et sept respectivement pendant la même période. Les pratiques d'attribution des permis et la variété des engins de pêche utilisés rendent impossible une analyse globale de l'effort de pêche, mais les PUE ont vraisemblablement décliné (Jessop 1997c).

Terre-Neuve

Knight (1997) présente l'évolution des débarquements d'anguille effectués à Terre-Neuve entre 1961 et 1996. La pêche commerciale est pratiquée au moyen de verveux et de casiers à anguille. Notons que la province de Terre-Neuve a ouvert une pêcherie exploratoire (quatre permis) de civelles en 1996; l'engin autorisé est le carrelet. Les débarquements d'anguilles ont connu des pics en 1972 et en 1980 avec le développement de nouvelles pêcheries dans différents secteurs de l'Île (figure 14). La pêche commerciale de l'anguille a connu une expansion notable au cours des années 1980, jusqu'au début des années 1990, qui s'est traduite par une augmentation marquée des débarquements. Ces derniers sont passés de 14 t en 1984, au maximum record de 134 t en 1991, pour ensuite diminuer par à coups à 85 t en 1995 (figure 14). Différentes réglementations plus restrictives de la pêcherie ont été mises en place à compter de 1990. Knight (1997) ne donne pas d'explication particulière concernant la tendance à la baisse des débarquements observée à compter de 1992, ni sur l'impact qu'auraient joué les nouvelles réglementations sur les débarquements.

CÔTE EST DES ÉTATS-UNIS

Pêche commerciale des civelles/anguillettes

Aucun indicateur fiable de l'abondance des civelles/anguillettes provenant des captures commerciales n'existe présentement aux États-Unis. Les données sur les débarquements dans les différents états impliqués sont pratiquement inexistantes ou, lorsqu'elles sont disponibles, elles couvrent quelques années seulement.

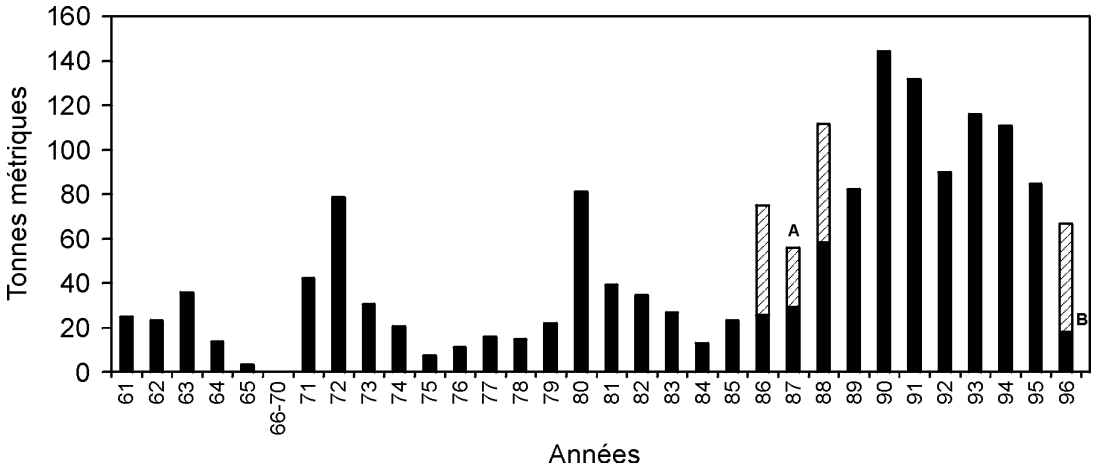


Figure 14. Débarquements commerciaux d'anguille américaine pour la province de Terre-Neuve, 1961-1996. A : Les débarquements rapportés par le Département Provincial des Pêcheries pour 1986, 1987 et 1988 sont d'environ 77 t, 58 t et 116 t, respectivement. B : Les données pour 1996 sont préliminaires.

Pêche commerciale des jeunes anguilles pour fins d'utilisation comme poisson-appât

Des pêcheries additionnelles de jeunes anguilles pour fins d'utilisation comme poisson-appât sont pratiquées le long de la côte est des États-Unis (Richkus et Whalen 1999). Les jeunes anguilles sont utilisées entre autres comme appât pour la récolte commerciale et récréative du crabe bleu, et pour la pêche sportive du bar rayé (*Morone saxatilis*) et de plusieurs autres espèces sportives. L'état du Maryland rapporte des captures annuelles de 454 t à 909 t à cette fin entre 1981 et 1991. Selon Richkus et Whalen (1999), une anguille de 30 cm de longueur peut se vendre au détail un dollar US et plus, de telle sorte que la valeur de cette pêcherie d'appâts vivants peut excéder de manière substantielle le coût au kilogramme des anguilles vendues pour la consommation. Les informations disponibles au NMFS concernant les anguilles récoltées aux fins d'utilisation comme poisson-appât indiquent une baisse dans le tonnage récolté entre 1981 et 1995 (Field *et al.* 1999) (figure 15). Toutefois, durant cette période le poids moyen d'une anguille a varié de 0,11 à plus de 0,45 kg, de sorte que les données doivent être ajustées pour tenir compte des nombres. L'interprétation de ces données est rendue difficile par un autre facteur, soit l'absence de données d'effort de pêche.

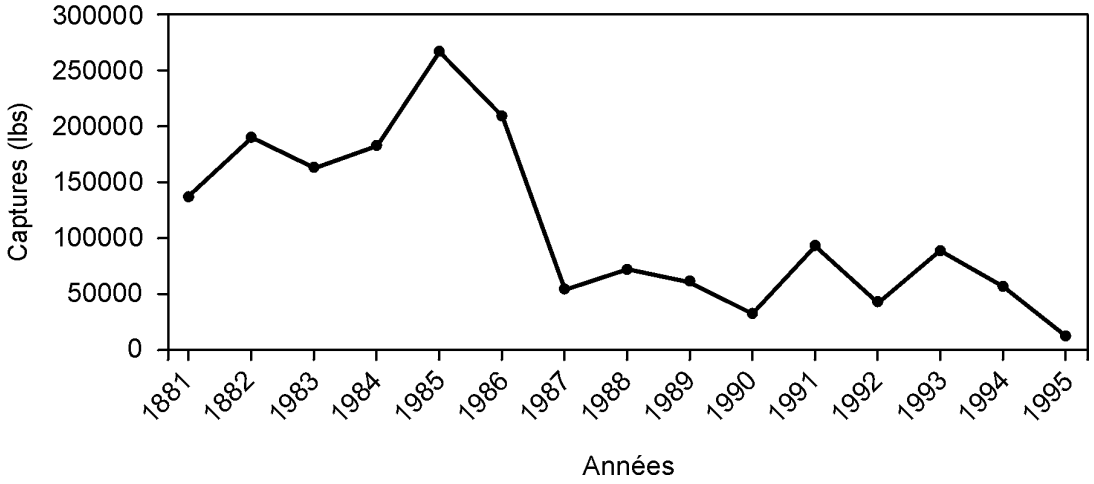


Figure 15. Récolte d'anguille américaine aux fins d'utilisation comme poisson-appât. D'après Field *et al*. (1999).

Pêche commerciale d'anguilles jaunes/argentées

Aux États-Unis, la pêcherie commerciale d'anguille américaine s'étend du Maine au Golfe du Mexique (Jessop 1997a). La nature différente des pêcheries, ainsi que les variations d'abondance des stocks ont affecté les tendances temporelles affichées par les débarquements commerciaux dans quatre grandes régions géographiques, soit la côte atlantique Nord, Centrale et Sud, et le Golfe du Mexique (Jessop 1997a). Pour la période 1955-1973, la pêcherie la plus productive a été celle de la région de la côte atlantique Centrale (du New Jersey à la Virginie; débarquements annuels moyens de 429 t, étendue 152-930 t), suivie de la région de la côte atlantique Nord (du Maine à l'état de New York) (débarquements annuels moyens de 146 t, étendue 75-251 t), de la région de la côte atlantique Sud (de la Caroline du Nord jusqu'en Floride) (débarquements annuels moyens de 80 t, étendue 19-192 t), et la région du Golfe du Mexique où les débarquements ont été négligeables (données du NMFS 1997, dans Jessop 1997a). Durant la période 1974-1995, les débarquements régionaux annuels moyens sont passés à 567 t (106-1349 t) pour la région de la côte atlantique Centrale moyenne, à 160 t (7-556 t) pour la région de la côte atlantique Nord et à 236 t (6-792 t) pour la région de la côte atlantique Sud (Jessop 1997a). Les débarquements régionaux moyens observés pendant la période 1974-1995 affichent une plus grande variabilité annuelle, traduisant une baisse des captures dans toutes les régions (et dans la plupart des états) au milieu des années 1970 et au milieu des années 1980, pour atteindre les faibles valeurs des années récentes (Jessop 1997a).

Pour l'ensemble de la côte Est des États-Unis (Maine-Floride), les débarquements annuels d'anguilles ont varié entre 384 et 1645 t pendant la période 1970-1995, avec des valeurs au débarquement se chiffrant entre 1,17 et 5,48 millions de dollars US (Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC), 1997, dans Jessop 1997a). Entre 1970 et 1982, les débarquements annuels moyens d'anguille ont été de 1179 t, et entre 1983 et 1995 ils ont

été de 635 t, suggérant un déclin généralisé des débarquements commerciaux aux États-Unis (Jessop 1997a) (figure 16).

Les séquences temporelles des débarquements déclarés d'anguille pour les différents états de la côte Est des États-Unis (NMFS 1997, dans Jessop 1997c) affichent trois patrons distincts : débarquements en net déclin (v. g. Rhode Island et New York); débarquements croissants (v. g. New Jersey, Delaware); débarquements revenus aux niveaux observés avant les captures maximales des années 1970, début des années 1980 (v. g. Maine, Massachusetts, Floride) (Jessop 1997a) (figure 17). Le lecteur intéressé pourra trouver dans Jessop (1997a) et dans Field *et al.* (1999) des détails concernant les pêcheries des différents états de la côte Est des États-Unis.

Richkus et Whalen (1999) ont effectué des analyses non paramétriques de tendance de Mann-Kendall sur les données de débarquements de pêcheries commerciales utilisant le casier à anguille, pour l'ensemble de l'état du New Hampshire (1988, 1990-1997), ainsi que pour la rivière Potomac (1988-1997). Aucune tendance significative n'a été décelée ($p < 0,05$; tableau 18, Richkus et Whalen 1999). Notons cependant que dans les deux cas, les séries sont très courtes.

Richkus et Whalen (1999) soulignent que les données de débarquements commerciaux sont fort probablement incomplètes, dû à l'enregistrement partiel ou à la sous-évaluation des débarquements par les pêcheurs. Par exemple au Maryland, une étude de la pêcherie d'anguille a estimé les débarquements à 544 200 kg pour l'année 1980, alors que les débarquements déclarés étaient de 146 027 kg. Autre donnée allant dans le même sens : pour l'année 1993, le tonnage d'anguilles exportées à partir des États-Unis était 2,2 fois plus élevé que les débarquements déclarés (O'Hara et Tarr 1998). Richkus et Whalen (1999) mentionnent que la valeur en dollars d'une espèce-cible a une grande influence sur le niveau de l'effort de pêche dirigé vers elle. Le prix au kilogramme de l'anguille a augmenté de façon notable au cours de la dernière décennie, passant d'environ $3,30 US en 1990 à environ $10,45 en 1995, vraisemblablement à cause de l'augmentation des pêcheries des civelles/anguillettes. Richkus et Whalen (1999) argumentent que compte tenu de l'accroissement de la valeur des débarquements d'anguille, il semblerait raisonnable de penser que l'effort de pêche a augmenté au cours des vingt dernières années. Or les débarquements commerciaux totaux de toute origine ont décliné à la fois au Canada et aux États-Unis au cours de la même période, en dépit de l'augmentation de la valeur de la récolte, ce qui pourrait être interprété comme un indice d'un déclin général de l'abondance de l'espèce. Toutefois, étant donné le caractère incomplet des données de débarquements commerciaux, le manque de documentation concernant la composition des captures, et les changements survenus dans les pêcheries d'anguille au cours des années, les données cumulées de débarquements commerciaux de toute origine ont une valeur très limitée pour évaluer des tendances au niveau de l'abondance ou pour explorer la dynamique des populations de l'anguille américaine (Richkus et Whalen, 1999). Jessop (1997a) avait déjà tiré des conclusions similaires suite à l'analyse des même séries de données : le statut actuel du stock d'anguilles dans la plupart, sinon tous les états, est inconnu dû à l'absence de statistiques de captures et/ou d'effort et à l'absence, ou à tout le moins, la rareté d'études biologiques. Selon Jessop (1997a), les préoccupations généralisées concernant le

statut des stocks d'anguille reflètent davantage l'absence de connaissances qu'une évaluation bien fondée d'un déclin.

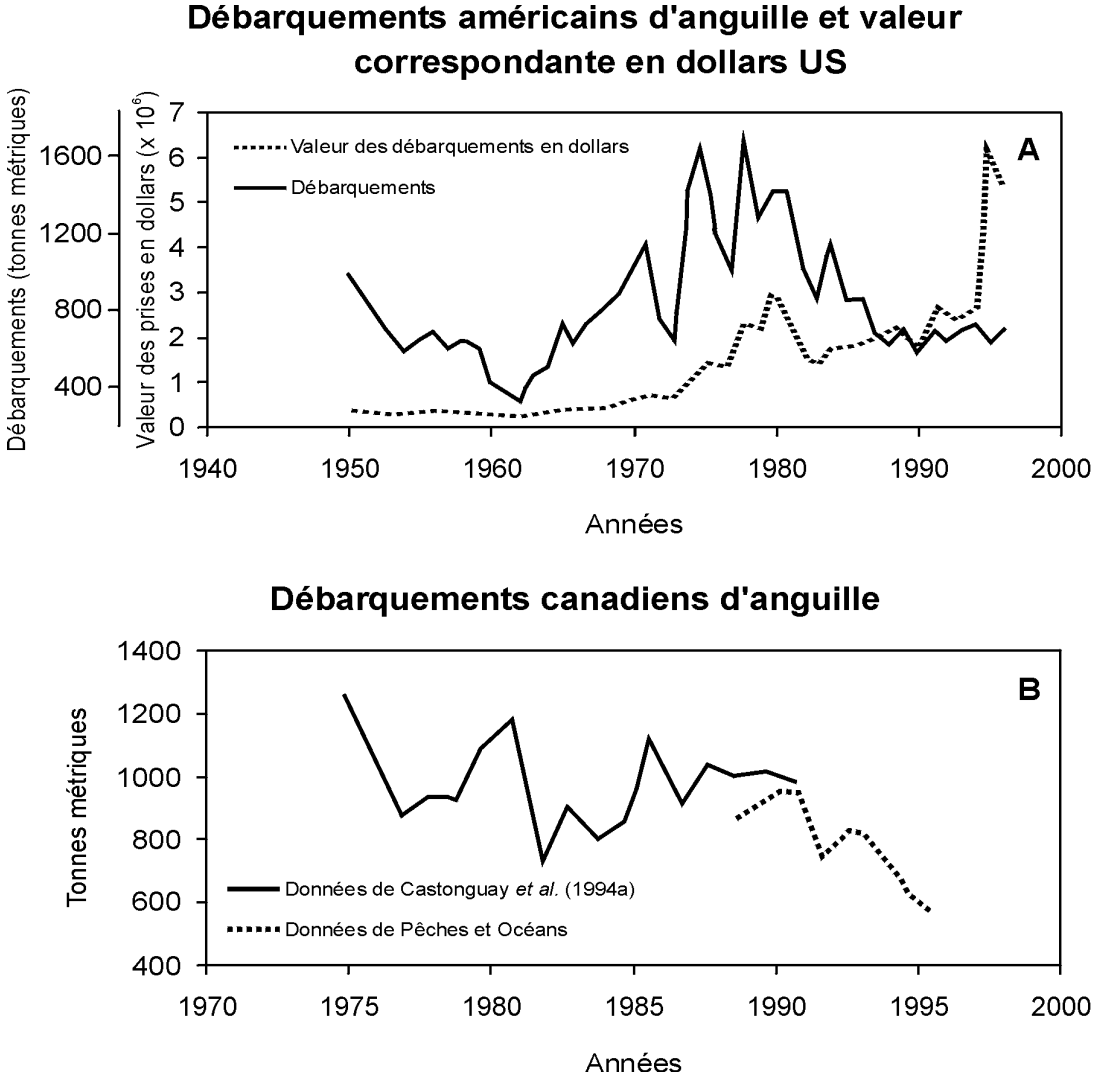


Figure 16. A : Série temporelle des débarquements américains d'anguille et valeur correspondante en dollars US. B : Série temporelle des débarquements canadiens (tonnes métriques); données provenant du Ministère des Pêches et des Océans (MPO) et de Castonguay *et al*. (1994a). D'après Richkus et Whalen (1999).

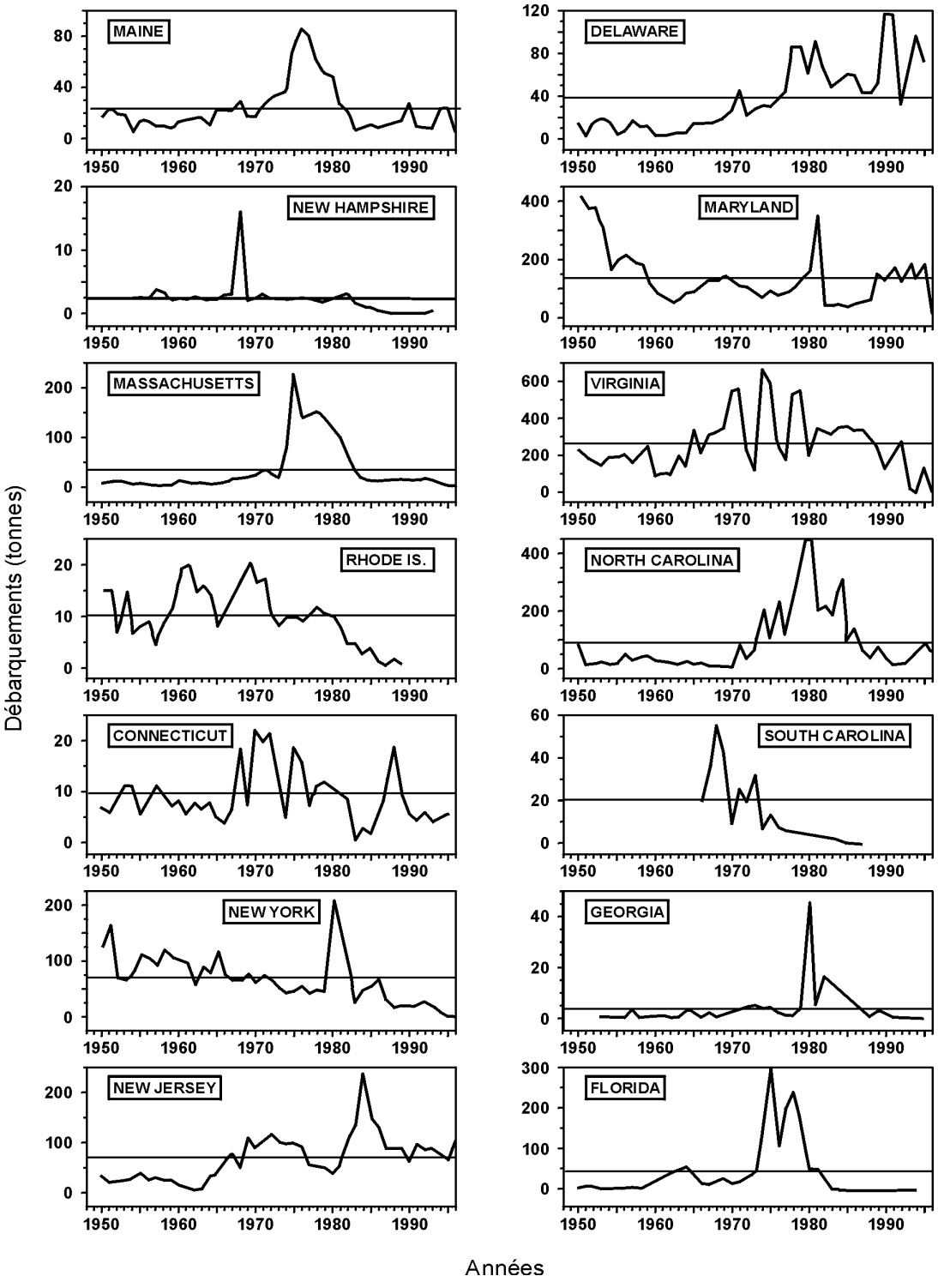


Figure 17. Débarquements commerciaux déclarés d'anguille américaine, par état, pour la côte atlantique entre 1950 et 1996. La ligne horizontale sur chaque graphique représente les débarquements moyens. D'après Jessop (1997a); Les données proviennent du National Marine Fisheries Service.

14.1.3 Bilan sur l'évaluation des stocks

La discussion finale de l'atelier sur l'anguille tenu à Québec en janvier 1997 a permis de tirer un bilan de l'état du stock en fonction de trois phases du cycle biologique de l'anguille (civelle, anguille jaune et anguille argentée) dans sept zones géographiques. Les évaluations des différents stocks ont été classées, de façon un peu subjective, mais selon l'expérience des gestionnaires des divers stocks. Les deux caractéristiques qui ressortent du tableau 19 sont la situation incertaine de la plupart des populations de civelles et l'impression générale de diminution des anguilles jaunes et argentées, particulièrement dans les zones septentrionales (Ritter *et al.* 1997).

Tableau 19. Cotes attribuées pour qualifier l'état du stock d'anguille à trois phases de son cycle vital, dans sept zones géographiques du système Saint-Laurent.

Zone géographique	Civelle	Anguille jaune	Anguille argentée
1 Lac Ontario et le Haut Saint-Laurent	-1	-1	0
2 Moyen Saint-Laurent, entre Cornwall et Québec	?	0	-1
3 Bas Saint-Laurent	?	n.d.	-1
4 Rivière Richelieu/lac Champlain	n.d.	-1	-1
5 Golfe du Saint-Laurent Nord	?	?	?
5 Golfe du Saint-Laurent Sud	?	-1	-1
6 Terre-Neuve	?	-0	0
7 Côte atlantique (Nouvelle-Écosse et baie de Fundy)	?	0	0

Cotes : -1, en baisse; -0, incertain, peut-être en baisse; 0, stable; +0, incertain, peut-être en hausse; +1, en hausse; ?, inconnu.

Selon Richkus et Whalen (1999), en dépit du fait que le nombre et la qualité des ensembles de données disponibles soient limités, des informations convergentes provenant de plusieurs secteurs de l'aire de distribution de l'anguille suggèrent qu'il y ait eu un déclin à grande échelle, possiblement à la grandeur du continent, dans l'abondance de l'espèce depuis le début des années 1980. Toutes les tendances statistiquement significatives observées dans les ensembles de données raisonnablement fiables sont négatives et aucune tendance positive significative n'a été observée. Toutefois, comme le soulignent Richkus et Whalen (1999), parce que la population d'anguille américaine est composée de plusieurs sous-populations occupant les différents systèmes hydrographiques de la côte atlantique, il est probable que des facteurs locaux ou régionaux pourraient aggraver ou contrecarrer les effets du déclin généralisé sur certaines de ces sous-populations. En outre, les variations de l'abondance de l'anguille sur de longues

périodes de temps pourraient être cycliques dû à des variations dans la taille des cohortes (Casselman *et al.* 1998; Richkus et Whalen 1999).

Après avoir énoncé que le statut du stock d'anguille américaine est mal compris dû à la rareté d'indicateurs d'abondance fiables, Field *et al.* (1999) mentionnent que les résultats présentés par Richkus et Whalen (1999) supportent les observations et préoccupations formulées par les diverses agences chargées de la gestion des pêcheries aussi bien au niveau du gouvernement fédéral des États-Unis et que des différents états, par les groupes de conservation et de pêcheurs, à l'effet que l'abondance de la ressource anguille a diminué au cours des 20 dernières années. Un des buts principaux du plan d'aménagement de l'anguille proposé par Field *et al.* (1999) consiste à renverser toute tendance locale ou régionale au déclin de l'espèce et de mettre en place un réseau coordonné de suivi de l'abondance de l'anguille s'appuyant sur des données indépendantes des pêcheries commerciales et sur des données dépendantes de ces pêcheries.

Nous sommes en accord avec les conclusions tirées par Richkus et Whalen (1999) et par Field *et al.* (1999) suite à leur examen de plusieurs ensembles de données sur l'abondance relative de l'anguille dans différents secteurs de son aire de distribution. Toutefois, nous tenons à souligner qu'un degré élevé d'incertitude demeure autour de la démonstration du déclin de l'espèce. Par exemple, en ce qui a trait aux nouvelles données présentées par Richkus et Whalen (1999) pour la partie américaine de l'aire de distribution, certaines sont contradictoires. Ainsi, les données de pêche expérimentale à la seine dans la rivière Hudson affichent une tendance négative statistiquement significative, alors que les données de pêche expérimentale au chalut effectuée dans le même secteur de cette rivière n'affichent aucune tendance. Pour le même cours d'eau, l'échantillonnage des anguilles dans le système de refroidissement de deux centrales thermiques révèle une tendance négative statistiquement significative dans un cas, mais pas dans l'autre. La série de données de chalutage expérimental du VIMS affiche une tendance négative statistiquement significative pour la classe de taille > 350 mm, mais pas pour les deux classes de taille inférieures. Enfin, les débarquements commerciaux cumulés pour l'ensemble des états de la côte atlantique où l'anguille est exploitée ont décliné entre 1980 et 1990, mais le degré de fiabilité des données disponibles semble faible et en absence de données d'effort de pêche, elles sont plus ou moins utiles pour qualifier le statut des stocks.

En ce qui a trait aux données canadiennes, depuis l'analyse effectuée par Castonguay *et al.* (1994a et 1994b), et le bilan sur l'état des stocks tiré par Ritter *et al.* (1997), suite à l'atelier sur l'anguille tenu à Québec en janvier 1997, des informations sont venues atténuer quelque peu le portrait du déclin pour le système Saint-Laurent. Par exemple, la tendance à la baisse de l'anguille dans la Petite rivière de la Trinité et dans la rivière Bec-Scie, évoquée par Castonguay *et al.* (1994a) pour démontrer le déclin, ne tient plus, les données ajoutées à la série durant les années 1990 ayant fait disparaître la tendance observée durant les années 1980. En outre, la démonstration, par Desrochers et Fleury (1999), de l'existence d'une relation positive, statistiquement significative, entre le logarithme du nombre d'anguilles franchissant par jour la passe migratoire du barrage

Moses-Saunders et le débit éclusé dans la voie Maritime du Saint-Laurent vient atténuer l'image du déclin donnée par le principal indicateur d'abondance relative de l'espèce. Ainsi, le lac Ontario serait devenu de moins en moins accessible comme aire de croissance pour les anguilles, ce qui en retour pourrait avoir influencé de façon majeure les débarquements d'anguilles argentées en aval dans le système. De la même façon, la diminution des PUE de la pêcherie fixe de la rivière Richelieu a probablement été accélérée par la restauration des barrages de Saint-Ours et de Chambly, au cours des années 1960, phénomène qui aurait rendu le lac Champlain pratiquement inaccessible et qui aurait aussi influencé les débarquements d'anguilles argentées en aval dans le système.

Ces considérations mettent en évidence la complexité et l'incertitude entourant encore l'évaluation du statut global de l'anguille américaine, d'où l'importance de mettre rapidement en place un réseau de surveillance du recrutement de l'anguille à la grandeur de son aire de distribution. Nous sommes fort conscients, cependant, qu'un tel réseau devra avoir fonctionné plusieurs années avant de donner une image interprétable du statut de l'espèce. À l'instar de Field *et al.* (1999) et de Robitaille et Tremblay (1994), nous croyons que ce réseau devrait cibler autant que possible les civelles au moment de leur montaison en eau douce. Nous reviendrons sur ce point au chapitre 18.

14.1.4 Hypothèses évoquées pour expliquer le déclin

Après avoir constaté une baisse marquée des débarquements commerciaux d'anguilles dans le système Saint-Laurent au début des années 1990, ainsi que la diminution importante, après 1985, du nombre d'anguillettes et anguilles jaunes franchissant la passe migratoire de Cornwall, Robitaille et Tremblay (1994) ont proposé un scénario pour expliquer ce déclin. Ce dernier invoque une baisse graduelle de l'accessibilité et de la qualité des aires de croissance situées plus en amont, qui aurait peu à peu modifié la répartition des anguillettes à l'intérieur du système hydrographique. La proportion des anguilles effectuant leur croissance dans les plans d'eau les moins éloignés de la mer se serait accrue, entraînant une réduction du nombre d'anguilles argentées, de leur taille et de leur fécondité. Cependant, la quantité de civelles pénétrant dans l'estuaire du Saint-Laurent à chaque année n'aurait pas été réduite dans la même proportion parce que des géniteurs d'autres rivières de la côte atlantique parvenaient encore à l'aire de reproduction en nombre suffisant pour combler ce déficit. Ces dernières auraient connu le même sort que le Saint-Laurent, mais comme l'exploitation de ce poisson y était plutôt marginale, le phénomène serait passé inaperçu. Le développement d'un marché international pour l'anguille aurait amené une augmentation des prix au débarquement et une intensification de l'exploitation dans toute l'aire de distribution. L'effet combiné de la baisse généralisée de production d'anguilles argentées dans les rivières et de l'intensification de leur pêche aurait réduit l'échappement vers les aires de fraie au point d'abaisser la production de nouveaux individus (Robitaille et Tremblay 1994).

Castonguay *et al.* (1994a) ont proposé quatre hypothèses pour expliquer le déclin du recrutement de l'anguille américaine dans le fleuve Saint-Laurent. Les auteurs examinent en premier lieu la possibilité que la contamination chimique puisse être responsable du

phénomène. Les principaux éléments de cette hypothèse ont été présentés aux points 12.3 et 12.8. Notons que la contamination en BPC et en Mirex dans les anguilles du Saint-Laurent a diminué par des facteurs de 4,05 et de 2,8 respectivement entre 1982 et 1990, tout en demeurant de 10 à 100 fois plus élevée que chez les anguilles d'un stock de référence. La contamination pourrait avoir été impliquée dans les mortalités d'anguilles argentées rapportées par Dutil (1984) et Dutil *et al.* (1987), de même que dans les lésions hépatiques précancéreuses et les fusions de vertèbres observées chez les anguilles du Saint-Laurent (Castonguay *et al.* 1994a). La contamination pourrait aussi affecter la viabilité des œufs et des larves, puisque les teneurs en DDT observées dans les gonades des anguilles du Saint-Laurent étaient semblables à celles associées à un tel phénomène chez les salmonidés. En outre, une baisse du coefficient de condition des anguilles argentées entre 1982 et 1990 pourrait avoir affecté leur capacité migratoire et compromis leur chance de se reproduire avec succès (Castonguay *et al.* 1994a), en dépit du fait que la contamination ait diminué pendant cette période. Toutefois, ces auteurs argumentent que le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent ont été contaminés depuis longtemps et que des conditions de toxicité létale y ont été observées depuis plus de 30 ans. Si la toxicité était une cause majeure du déclin, il semble que ses effets se seraient fait sentir avant 1986, année où s'est amorcé le déclin de l'indice de recrutement de la passe migratoire au barrage Moses-Saunders.

Castonguay *et al.* (1994a) invoquent comme seconde hypothèse les modifications d'habitat d'origine anthropogénique. Au nombre de ces modifications, les auteurs mentionnent les dragages, changements de débits, activités d'entretien et effets mécaniques du passage des navires associés à la construction et au fonctionnement de la voie maritime du Saint-Laurent. En outre, plusieurs barrages hydroélectriques, tous bâtis avant 1965, sont en fonction sur le Saint-Laurent, sans changements de régime d'opération depuis le début des années 1980. L'important décalage entre ces modifications d'habitat et le moment de l'amorce du déclin constitue un argument contre cette hypothèse, à moins, comme le font remarquer Castonguay *et al.* (1994a), que les populations catadromes d'anguilles ne répondent beaucoup plus lentement que les populations anadromes de différentes espèces du Saint-Laurent (v. g. bar rayé, *Morone saxatilis*, esturgeon noir, *Acipenser oxyrhinchus*, alose savoureuse, *Alosa sapidissima*, grand corégone, *Coregonus clupeaformis*) à de telles modifications, dû possiblement à des mécanismes compensatoires encore inconnus.

La troisième hypothèse mise de l'avant par Castonguay *et al.* (1994a) implique l'exploitation commerciale. Les auteurs ont montré que les captures totales d'anguilles argentées en Amérique du Nord n'ont pas affiché de tendances à la hausse ou à la baisse entre 1975 et 1989, suggérant que le taux d'exploitation global pratiqué sur l'espèce soit demeuré relativement stable pendant cette période. Les captures globales d'anguilles ont cependant augmenté à compter de 1989, dû à des captures plus importantes dans trois états côtiers américains, suggérant une augmentation possible du taux d'exploitation de l'espèce, qui pourrait avoir affecté le recrutement à un degré inconnu. En isolant les captures commerciales effectuées sur le Saint-Laurent et en excluant les faibles débarquements des années 1982 et 1983, fortement influencés par la perte de marché due aux fortes teneurs en Mirex, Castonguay *et al.* (1994a) ont mis en évidence une baisse

d'environ 25% entre les captures commerciales de la période 1984-1991 par rapport à celles de la période 1975-1981; les captures sont cependant demeurées relativement stables après 1984. La pêcherie expérimentale de l'Aquarium de Québec a aussi connu une baisse de rendement durant les années 1980. Si ces deux baisses reflètent un déclin dans l'abondance des anguilles argentées durant les années 1980, il pourrait y avoir une relation de cause à effet avec le recrutement d'anguilles juvéniles à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Pour qu'il en soit ainsi, il faudrait que le stock d'anguilles du Saint-Laurent représente une source majeure de femelles, ce qui pourrait fort bien être le cas, compte tenu de l'importance de la contribution du Saint-Laurent en eau douce, soit 19% du volume total parvenant à l'océan Atlantique. Toutefois, il demeure peu probable qu'une légère diminution de l'abondance des anguilles argentées du Saint-Laurent puisse provoquer une diminution du recrutement à Cornwall par un facteur de 81 (ce facteur de diminution est de 118 lorsque l'indicateur modifié par Casselman *et al.* (1997b) est utilisé).

Enfin, Castonguay *et al.* (1994a) examinent la possibilité que des changements océaniques puissent être responsables du déclin du recrutement des anguilles du Saint-Laurent. Le courant du Gulf Stream, dans lequel les leptocéphales d'anguille dérivent pour atteindre le plateau continental, aurait faibli environ du tiers durant les années 1970 en comparaison avec la fin des années 1950. Selon Castonguay *et al.* (1994a), il semblerait improbable qu'une diminution de vitesse au début des années 1980, de l'ordre de celle observée au début des années 1970, puisse expliquer le déclin dramatique du recrutement observé au cours des années 1980. En effet, la diminution de l'intensité du Gulf Stream au début des années 1970 a néanmoins produit un fort recrutement d'anguilles juvéniles à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders entre 1975 et 1979. Castonguay *et al.* (1994a) terminent leur article en évoquant la possibilité d'effets cumulatifs des différents facteurs énumérés plus haut. Ils concluent que dans l'état actuel des connaissances, on n'a pas encore vraiment identifié les causes de ce déclin majeur du recrutement des anguilles à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders et formulent différentes recommandations de travaux de recherche à mener pour mieux cerner ces causes. Les auteurs insistent sur le fait que dû au phénomène de la panmixie, le déclin du recrutement pourrait toucher l'ensemble de l'espèce.

Dans un second article publié en 1994, Castonguay *et al.* (1994b) ont comparé les indicateurs de recrutement de l'anguille américaine à ceux de l'anguille européenne, en tenant compte du fait que les anguilles mettent environ quatre ans pour migrer de l'embouchure du Saint-Laurent jusqu'au barrage Moses-Saunders. Ils ont observé une correspondance étonnante entre les deux indicateurs, le déclin chez les deux espèces commençant en 1982. Toutefois, le déclin semble généralisé à travers l'Europe, alors qu'il pourrait être plus prononcé dans le Nord de l'aire de distribution dans le cas de l'anguille américaine, un patron qui serait compatible avec une diminution possible, mais non vérifiée, de la vitesse du courant du Gulf Stream au début des années 1980. Ainsi, les larves d'anguille américaine pourraient se métamorphoser plus au sud que dans le passé et/ou les larves atteignant la partie Nord de l'aire de distribution auraient manqué le moment optimal pour se métamorphoser et seraient à toutes fins pratiques perdues pour la population. En outre, Castonguay *et al.* (1994b) avancent que la simultanéité dans le

déclin observé chez les deux espèces constitue un argument en faveur d'une cause océanique plutôt qu'en faveur de problèmes d'habitat, de pollution ou de surpêche, ces derniers facteurs n'ayant pas nécessairement agi de façon simultanée sur les deux continents. L'influence d'autres facteurs océaniques ne peut être exclue, tels qu'une baisse dans la production de larves dans la mer des Sargasses et des changements possibles dans l'intensité et la localisation de fronts thermiques océaniques qui stimuleraient les adultes à se rassembler et à frayer. Les auteurs concluent en identifiant les besoins de recherche sur les changements dans le climat océanique et dans la qualité de l'environnement qui pourraient influencer les migrations des larves et des adultes, la fraie et la survie.

Depuis la publication des deux articles de Castonguay *et al.* (1994a et 1994b), l'âge moyen des anguilles capturées en montaison au barrage de Moses-Saunders a été établi à 11,9 ± 1,1 ans (Casselman *et al.* 1997a), ce qui affaiblit la démonstration de la simultanéité du déclin des deux espèces. Il y aurait lieu de refaire la comparaison des indicateurs d'abondance des deux espèces en prenant en compte le fait que les anguilles mettraient environ douze ans plutôt que quatre (inférés par Castonguay *et al.* (1994a) d'après différentes informations biologiques) pour atteindre la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Par ailleurs, si l'âge moyen des anguilles franchissant la passe migratoire est de douze ans, le déclin, qui s'est amorcé en 1984, pourrait possiblement être relié à la baisse de l'intensité du Gulf Stream observée au début des années 1970.

Pratiquement tous les autres auteurs qui ont fait référence au déclin de l'anguille américaine après 1994 ont repris telles quelles les quatre hypothèses mises de l'avant par Castonguay *et al.* (1994a et 1994b) pour expliquer le phénomène (voir par exemple Field *et al.* 1999; Richkus et Whalen 1999). Toutefois, Axelsen (1994 et 1997), après avoir répertorié les débarquements d'anguilles pour l'ensemble de l'aire de distribution de l'espèce, favorise davantage l'hypothèse de la surpêche.

14.2 Aménagement et gestion de l'anguille américaine

14.2.1 Canada

14.2.1.1 Civelles/anguillettes

La province de Québec ne permet pas l'exploitation commerciale de la civelle, puisque la taille minimale permise est de 20 cm. (tableau 20). Notons cependant que Guillou (1991) a déjà proposé la mise place d'une pêcherie commerciale expérimentale de la civelle dans cinq grosses rivières de la péninsule gaspésienne. L'auteur avançait que des prises minimales de 1500 kg à 2000 kg de civelles exportables devraient être pêchées pour

Tableau 20. Sommaire des réglementations de la pêche commerciale de l'anguille[1].

État/Province	Taille minimale permise (cm)	Dimension de la maille du casier (cm)[2]	Eau douce Verveux	Trappes (weirs)	Permis commercial	Commentaires
Terre-Neuve	20	-	2,5/7,6 cm Étiré	Non	-	-
Île-du-Prince-Édouard	47	-	Non	Non	-	-
Nouvelle-Écosse	20	-	Non	Non	$10	-
Nouveau-Brunswick	20	-	Non	Non	$10	-
Québec	20	-	Oui	Oui	Multispécifique 0.25$/brasse de guideau	Longueur de la saison varie entre secteurs. Pas de quotas. Voir Tremblay (1997) pour détails.
Ontario	Aucune	-	Oui	Non	Multispécifique	Système de quota par zone introduit en 1984; programme de rachat de permis en vigueur entre 1985-1988. Voir Stewart *et al.* (1997) pour détails.
Maine	Aucune (3/15-6/15) 15 (6/16-3/14)	1,25 × 1,25	Oui	Oui	$33 + frais d'engin de pêche pour civelles/anguillettes (Résidents); $334 + frais d'engin de pêche pour civelles /anguillettes (Non-résidents) $100 trappe/casier	$75 pour épuisette. $100 chacun pour deux premiers verveux, $200 chacun pour trois suivants. Max. cinq pour civelles/anguillettes.
New Hampshire	15	Oui	Non	Non	$26 Résidents $200 + Non-résidents	Permis côtier requis pour filets et casiers
Massachusetts	10	-	Non	Non	$65 Résidents-Eau salée $130 Non-résidents-Eau salée	Eau douce $25 plus permis sportif de l'état $27,50
Vermont	-	-	-	-	-	-
Rhode Island	15	-	Non	Non	$200	Épuisette pour civelle/anguillette. Moratoire sur permis.
Connecticut	Aucune	Non	Non	Non	$50 Résident $100 Non-résident	-
New York-Eaux à marée	15	2,5 × 1,25	-	-	$250 Résident $1250 Non-résident	Moratoire sur permis
New York-Eaux intérieures	Aucune	Pas d'ouverture < 5 cm diamètre	Oui	Oui	$20 Résident $60 Non-résident	-
Pennsylvanie	15	-	-	-	-	Ban sur pêche commerciale de l'anguille

État/Province	Taille minimale permise (cm)	Dimension de la maille du casier (cm)[2]	Eau douce Verveux	Trappes (weirs)	Permis commercial	Commentaires
New Jersey	15	0,48 bar	Non	Non	$10 Filet poisson appât Rés. $100 Filet poisson appât Non Rés. $100 Min. Verveux/Casier. Rés. $1000 Min. Verveux/casier. Non Rés.	Pêcherie civelle/anguillette fermée
Delaware	15	Non	Non	Non	$115 Résident $1150 Non-résident	-
Maryland	15	1,25 × 1,25 ou panneau d'échappement	Non	Non	$300 Résident, zone à marée $350 + Non-résident, selon l'état.	Accès limité
PRFC	15	-	-	-	-	-
District de Columbia	-	-	-	-	-	Pas de pêche commerciale
Virginie	15	1,25 × 1,25	Non	Non	$150 + Frais d'engin de pêche	Délai de deux ans
Virginie de l'Ouest	Aucune	-	-	-	Résident+Timbre de Conservation	Sauf 5/15-6/30. Interdit de capturer les poissons au collet, à la dandinette et en les accrochant par le côté du corps
Caroline du Nord	15	2,5 × 1,25	Non	Non	$10 Résident $50 Non-résident	Limite de 20 anguilles par personne par jour.
Caroline du Sud	Aucune	1,25 × 1,25	Oui	Non	$50 Résident $1000 Non-résident	Épuisette autorisée mais permis d'engin de pêche aussi requis
Georgie	15	3,8 × 1,25	Non	Non	$12 Résident $118 Non-résident	-
Floride	Aucune	2,5 × 1,25	Non	Non	$25 Résident $100 Non-résident	-

[1] Réglementations sujettes à des changements; contacter l'état pour obtenir les dernières modifications.
PRFC = Potomac River Fisheries Commission

assurer la rentabilité d'un tel projet. Ces civelles seraient exportées vers l'Europe, où la demande dépassait largement l'offre au moment où l'auteur a fait son étude. En conclusion de son rapport, Guillou (1991) mentionnait que plusieurs paramètres (quota de prises par site, méthodes d'évaluation de la population d'anguilles lors de la pression de pêche, effets sur les populations d'autres espèces d'intérêt économique, retombées financières pour la région, etc.) devaient être pris en compte avant la mise en place de la pêche commerciale d'une espèce dont la biologie est aussi peu connue que celle de l'anguille. Il est probable que ce soient des considérations de cet ordre qui ont empêché la mise en place d'une pêcherie commerciale expérimentale de civelles au Québec. Étant donné le peu de connaissances disponibles sur les civelles au Québec, nous recommandons fortement que l'interdiction d'exploiter la civelle soit maintenue.

Pour justifier la mise en place d'une pêcherie commerciale de civelles/anguillettes dans la région Scotia-Fundy, Jessop (1995a, b et 1997b) mentionne que toutes les phases d'eau douce de l'anguille américaine et européenne sont des phases pré-fraie. L'exploitation de l'une ou l'autre de ces phases a un impact potentiel sur la taille du stock reproducteur, mais celle des anguilles argentées a l'impact le plus direct puisqu'elle survient au début de la migration de fraie. Selon McCleave (1995; dans Jessop 1997b), tant que les taux de mortalité aux différentes phases ne seront pas connus, une approche de conservation prudente devrait favoriser la protection des anguilles argentées. Le taux de mortalité des anguilles au cours de leur première année de vie n'est pas connu, mais comme pour d'autres espèces de poisson, on pense généralement qu'il est probablement élevé (McCleave 1995) et qu'il diminue aux âges plus avancés (De Leo et Gatto 1995). Des mécanismes compensateurs (diminution de la mortalité aux faibles densités) constituent d'importants mécanismes de régulation de l'abondance au cours des périodes embryonnaire et larvaire (voir chapitre 3) de la vie des poissons (Cushing 1975). De fait, Vøllestad et Jonsson (1988) ont démontré que le taux de mortalité augmentait avec la densité dans la population d'anguille européenne de la rivière Imsa, en Norvège. Conséquemment, l'exploitation de la phase civelle/anguillette, qui est très abondante, devrait avoir moins d'impact sur la contribution potentielle au stock reproducteur, que l'exploitation des anguilles jaunes et argentées, en assumant évidemment que les taux de mortalité ne sont pas excessifs à aucune des phases. En outre, des considérations strictement économiques pourraient apporter une justification additionnelle d'exploiter les civelles/anguillettes plutôt que les anguilles jaunes et argentées (Jessop 1995a et 1997b).

Chaput (1997) mentionne que la décision de récolter les civelles/anguillettes peut être justifiée sur la base de paramètres économiques et biologiques. L'auteur a mis au point un modèle simple dans lequel deux facteurs mettant en relation la différence de prix entre une anguille jaune/argentée récoltée et une civelle/anguillette et le taux de survie entre les deux. Si le taux de survie entre les deux phases est élevé, la pêcherie de l'anguille jaune/argentée est alors favorisée même pour de petites différences de prix. Par contre, si le taux de survie est faible, alors les anguilles jaunes/argentées doivent afficher une valeur beaucoup plus élevée que les civelles/anguillettes pour que leur pêcherie demeure économiquement avantageuse. Le modèle mis au point par Chaput (1997) montre que lorsque la civelle vaut 31,2 fois plus qu'une anguille jaune ($200 le kilogramme de

civelles (N = 6500) vs $3,85 le kilogramme d'anguille jaune (N = 4)), la pêcherie de civelles affiche une plus grande valeur économique quand le taux de survie entres les deux phases est inférieur à 0,032. À des taux de survie supérieurs à 0,032, la pêcherie d'anguille jaune affiche la plus grande valeur économique. Comme les taux de survie en nature sont généralement inconnus, leur quantification est essentielle si l'on veut déterminer les avantages économiques relatifs des deux pêcheries.

Tel que mentionné plus haut, la province de Terre-Neuve a ouvert une pêcherie expérimentale de civelles/anguillettes en 1996 (4 permis) (Knight 1997). La pêche est restreinte aux rivières où la pêche à l'anguille jaune et à l'anguille argentée n'était pas pratiquée. L'engin permis est l'épuisette. Un nombre maximum de civelles/anguillettes par rivière et pour l'ensemble de la pêcherie est déterminé. Les pêcheurs sont obligés de tenir un registre sur leurs activités journalières de pêche à la civelle/anguillette (Knight 1997). La taille maximale permise pour cette pêcherie expérimentale est de 10 cm.

14.2.1.2 Anguilles jaunes/argentées

Québec

La gestion de la pêche commerciale de l'anguille est effectuée par grandes zones de pêche au Québec (Tremblay 1997). Au total, 200 détenteurs de permis pratiquent la pêche commerciale de l'anguille dans cinq grandes zones de pêche. Le nombre et le type d'engins de pêche, la dimension des mailles ou des hameçons, la longueur des guideaux et des ailes, les périodes de pêche sont définis pour chaque zone. Le permis de pêche, dont le coût est déterminé par la dimension linéaire du guideau des engins (voir tableau 20), reprend cette information générale, en tenant compte des privilèges accordés à chaque pêcheur, ainsi que la localisation exacte de l'engin dans le cas des trappes. Aucun quota n'est attribué. Les deux zones les plus importantes pour la pêche de l'anguille sont le lac Saint-Pierre et l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Dans le cas du lac Saint-Pierre (41 détenteurs de permis), l'engin de pêche est le verveux utilisé pour la pêcherie multispécifique (1680 verveux autorisés); la saison de pêche s'étend du début avril à la fin novembre. Dans l'estuaire maritime (70 détenteurs de permis), l'engin utilisé est la trappe à anguille (N = 139; 31 019 brasses, maille < 5,7 cm); la pêche à l'anguille s'étend du 1er septembre au 30 novembre. Selon Tremblay (1997), cette réglementation répond bien aux objectifs de gestion. Un moratoire sur l'émission de nouveaux permis de pêche à l'anguille est présentement en vigueur et sera maintenu jusqu'à ce que l'ensemble des gestionnaires nord-américains conviennent d'un plan de gestion concerté de l'anguille d'Amérique.

Les auteurs du présent document, au nom d'un comité anguille composé de représentants de la Société de la faune et des parcs du Québec (François Caron, Yves Mailhot, Serge Tremblay et Guy Verreault), du CEMAGREF (Éric Rochard), d'Hydro-Québec (Richard Verdon) et de l'UQÀM (Réjean Fortin et Pedro Nilo), ont demandé aux gestionnaires de l'anguille de formuler les préoccupations et besoins de recherche sur l'espèce dans leur région respective. Les principales préoccupations identifiées ont été les suivantes : statut du stock d'anguilles du Saint-Laurent et de son recrutement; dévalaison sécuritaire des

anguilles au niveau des ouvrages hydroélectriques, en particulier les micro-centrales; structure et dynamique de populations exploitées et non exploitées (structure en âge et croissance; les différentes composantes de la mortalité; sexe-ratio; etc.); distribution et habitat de l'anguille dans les différents sous-bassins de drainage du Saint-Laurent; vérification de la panmixie de l'espèce au moyen des outils de pointe de la génétique moléculaire. L'ordre d'énumération des préoccupations de recherche reflète l'ordre de priorité attribué par le comité mentionné plus haut, qui a pris en compte leur caractère plus ou moins généralisé dans l'ensemble des régions. Autres préoccupations formulées par les gestionnaires : la dispersion possible du parasite *Anguillicola crassus* dans les eaux canadiennes; le besoin de maîtriser différentes techniques d'étude propres à l'anguille : détermination de l'âge et du sexe, distinction entre anguilles jaunes et argentées, marquage.

Lors de la consultation menée auprès des gestionnaires de l'anguille, Pierre Dumont (Faune et Parcs Québec, Direction Montérégie) nous a fait part de sa conception de la gestion et de l'aménagement de l'anguille au Québec. Nous reprenons son texte ici, car nous sommes pleinement en accord avec les suggestions formulées. « C'est sans doute une question d'opinion mais, personnellement, j'adhère au principe de précaution dans la gestion des stocks de poisson. Les exemples de déclin biologiquement et socio-économiquement plus ou moins catastrophiques sont nombreux... Même si je doute que les causes du déclin de l'anguille soient strictement continentales ou même principalement continentales, je pense qu'il faut essayer d'accroître les échappements à l'échelle du continent pour réduire l'influence de facteurs environnementaux non identifiés qui pourraient avoir un effet néfaste sur l'une ou l'autre des phases marines de l'espèce. C'est le seul moyen dont nous disposons. Je ne sais pas s'il existe une relation stock-recrues chez l'anguille, mais on peut penser que si elle existe, elle est plus forte dans des situations de faible densité du stock parental. Plus concrètement, il est clair que s'il n'y a pas de géniteurs, il n'y aura pas de recrues. De même, si les données de la passe migratoire de Cornwall sont représentatives d'une situation laurentienne ou continentale, on peut se demander ce que sera le stock parental qui résultera du recrutement de la décennie 1990. Il faut donc accroître les chances d'échappement ».

« Pour y arriver, je ne crois pas qu'il soit pertinent, pour le moment, de réduire significativement l'exploitation. Elle ne constitue pas la principale cause de mortalité des anguilles argentées et, outre la passe de Cornwall et quelques pêcheries expérimentales non orientées sur l'anguille, les pêcheries commerciales sont nos seuls indices de l'évolution du stock. Il faudrait cependant faire un bon exercice de validation des données d'effort de pêche. Je pense aussi qu'il faudrait faire tout ce qui est nécessaire pour éviter que la pression réelle de pêche puisse augmenter un jour et venir compromettre l'effet d'une éventuelle augmentation de l'échappement en amont. Cela veut dire, bien sûr, de ne pas augmenter l'effort permis mais également de chercher à le réduire en éliminant l'effort autorisé mais non utilisé et en profitant de toutes les occasions pour ne pas renouveler ou transférer les permis non utilisés ou abandonnés pour raison de décès, maladie, changement professionnel ou autre ».

« Pour accroître l'échappement, il faut aussi continuer de réduire la charge de contaminants toxiques dans le système. C'est bien amorcé, mais le travail est loin d'être complété. Les autres voies à emprunter sont de fournir des habitats de qualité et notamment de rétablir l'accès à ces habitats, et de réduire les mortalités ».

La question de favoriser la montaison des anguilles au niveau des différents obstacles artificiels situés sur leur parcours, en particulier au barrage de Beauharnois sur le Saint-Laurent, constitue un intéressant problème d'aménagement. Il y aurait lieu en effet, de tenter d'évaluer quel aurait pu être l'impact de la réduction importante d'accessibilité au lac Ontario, la plus vaste aire de croissance de l'anguille dans le système Saint-Laurent, sur la diminution des captures d'anguilles argentées en dévalaison dans le fleuve (voir les données présentées pour le comté de Kamouraska par Axelsen 1997; figure 10). Présentement, les gestionnaires des barrages font face au dilemme suivant : est-ce que cela vaut la peine d'installer une passe migratoire à anguilles à Beauharnois, connaissant l'importance des mortalités qu'elles subiront lors de leur dévalaison au niveau des différents ouvrages hydroélectriques aménagés sur leur parcours. Il est possible que l'application de modèles simples, prenant en compte toutes les données disponibles sur l'abondance relative et la structure en taille et en âge des anguilles, puisse donner des réponses susceptibles d'aider à la prise de décision. Nous recommandons que cet exercice de modélisation soit effectué dans les plus brefs délais.

Ontario

Dû au récent déclin important de la récolte d'anguille dans la plupart des régions, la gestion de la pêcherie commerciale de l'anguille en Ontario consiste principalement à réduire la récolte en limitant le nombre de nouveaux permis de pêche, par des quotas individuels et par des périodes de fermeture de la pêche (Stewart *et al.* 1997). La récolte d'anguilles en Ontario a connu un important essor durant les années 1970, dû au déclin de l'abondance de plusieurs autres espèces d'intérêt commercial, à la découverte de nouveaux marchés, aux prix croissants et à l'abondance de l'anguille. Les premiers quotas ont été établis à 295 t en 1980. Ce tonnage très élevé reflétait l'optimisme qui a fait suite à l'installation de la passe migratoire à anguilles au barrage Moses-Saunders en 1974 (Stewart *et al.* 1997). Comme les débarquements déclinaient et que ce quota semblait impossible à atteindre, l'Ontario a mis en place en 1984 un système de quota par zone et par pêcheur (tableau 20). Suite aux contestations qui ont suivi, le quota total a atteint 358 t en 1985. Une première réduction de 102 t (29% par rapport à 1985) des quotas a résulté d'un programme de rachat de permis commerciaux entre 1985 et 1988 (Stewart *et al.* 1997). Des réductions additionnelles ont été effectuées entre 1993 et 1996, amenant le quota total à 211 t. En 1995, il y avait 96 permis commerciaux avec des quotas d'anguille alloués à 46 pêcheurs, dont certains possédaient plus d'un permis spécifique aux engins, zones et saisons de pêche. La durée de la saison de pêche commerciale de l'anguille varie en fonction des zones. Par exemple, la pêche à la trappe et au verveux est fermée durant les mois d'été dans la partie supérieure de la Baie de Quinte, alors qu'elle est ouverte à l'année dans la partie inférieure de la baie et dans la partie centrale du lac Ontario (Stewart *et al.* 1997).

Les préoccupations d'aménagement de l'anguille concernent l'entretien et le maintien en fonction de la passe migratoire à anguille et du compteur au barrage Moses-Saunders, à Cornwall. Cet aménagement permet aux anguilles en croissance d'accéder aux habitats très productifs du lac Ontario et de ses tributaires et d'établir un indicateur fiable du recrutement. Selon Stewart *et al.* (1997), le déclin du recrutement de l'anguille dans le lac Ontario et le Haut Saint-Laurent ne serait pas dû à de la surpêche par les pêcheurs commerciaux de l'Ontario. Néanmoins, la province met de l'avant une approche prudente d'aménagement pour le stock d'anguille de ce secteur, qui consiste à : 1) maintenir une politique de limiter l'accès à la ressource en n'émettant aucun nouveau permis commercial de pêche à l'anguille; 2) réduire les quotas de façon opportuniste; 3) coopérer avec d'autres agences et partenaires du lac Ontario et du Saint-Laurent pour maintenir la passe migratoire à anguille ainsi que le dénombrement des individus en montaison au barrage Moses-Saunders; 4) continuer à offrir un support aux programmes qui améliorent la compréhension et l'aménagement de la population d'anguille d'Amérique (Stewart *et al.* 1997).

Golfe Saint-Laurent Sud

La gestion des pêcheries commerciales dans ce secteur du Golfe Saint-Laurent implique l'obligation de posséder un permis pour utiliser les différents engins aux fins de capturer l'anguille, incluant la foène et la palangre (Paulin 1997). Les différentes provinces pratiquent, sous une forme ou une autre, une politique de pêche à accès limité. Depuis 1996, aucun nouveau permis de pêche commerciale à l'anguille n'est délivré et aucun engin de pêche supplémentaire n'est autorisé sauf par voie de transmission. Les transmissions de permis entre lieux de pêche, d'une rivière à une autre, d'un lac à un autre ou d'une rivière à un lac et vice-versa, sont interdites ou restreintes. Le permis de pêche à l'anguille ne peut être transmis qu'à des pêcheurs du noyau (core fishers) ou qu'aux pêcheurs ne faisant pas partie du noyau qui répondent aux critères régissant les nouveaux participants (Paulin 1997). En 1996, les nombres de permis de pêche à l'anguille émis par le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard étaient respectivement de 194, 166 et 911. La gestion des pêcheries commerciales implique aussi une taille minimale permise, soit 46 cm (50 cm en Nouvelle-Écosse à compter de 1997), ce qui exclut donc les civelles/anguillettes. La réglementation impose aussi des saisons de pêche, dont la durée varie en fonction des provinces et des engins de pêche. Par exemple, en Nouvelle-Écosse, à compter de 1997, la pêche à la foène, avec une lumière ne dépassant pas 200 watts, était autorisée du 15 janvier au 30 juin; la saison de pêche au verveux, au casier et à la trappe allait du 1er septembre au 30 octobre (importante réduction par rapport à 1995-1996) (Paulin 1997).

Région Scotia-Fundy

La réglementation rend obligatoire la possession d'un permis pour pêcher l'anguille à des fins commerciales ou sportives, sauf la pêche à la ligne ou à la foène dans les eaux à marée (Stevens 1997). Les méthodes de pêche autorisées sont la pêche à la ligne, les casiers à anguille, les carrelets et les foènes (palangres autorisées au Nouveau-Brunswick seulement). La limite de taille minimale est de 20 cm (tableau 20). La pêche au casier

dans les eaux intérieures n'est permise que du 15 août au 31 octobre. À compter de 1993, le nombre de permis de pêche commerciale de l'anguille a été bloqué au niveau existant; quant aux nouveaux permis de pêche sportive de l'anguille, ils ont été limités aux casiers à anguille seulement (maximum de quatre) (Stevens 1997). Une pêche expérimentale de la civelle a été entreprise en 1989. En 1996, neuf permis de pêche expérimentale ont été délivrés, dont quatre sont devenus réguliers en 1997. Les captures de civelles font l'objet d'une vérification à quai (Stevens 1997).

Au nombre des considérations pour la gestion future, Stevens (1997) mentionne entre autres l'évaluation du gel des permis de pêche des adultes et des civelles; l'étude des moyens permettant la réduction du nombre de permis (à la grandeur de la région et dans certains secteurs); l'amélioration du rendement par recrue en augmentant la limite de taille minimale des civelles; la révision des saisons de pêche dans les eaux intérieures et dans les eaux à marée.

Terre-Neuve

La province a adopté en 1996 un plan de gestion de la pêcherie d'anguille, dont les points saillants sont les suivants. La réglementation rend obligatoire la possession d'un permis pour la pêche commerciale et récréative de l'anguille, aussi bien en eaux côtières qu'en eaux intérieures (Knight 1997). Environ 300 pêcheurs possédaient un permis pour capturer l'anguille en 1996. Les pêcheurs doivent noter, sur une base journalière, leurs captures et leur effort de pêche dans des registres. Aucun nouveau permis commercial ne sera émis et le transfert de permis pour l'anguille n'est pas autorisé sauf par le biais du transfert d'une entreprise dans sa totalité. Pour les eaux intérieures, le permis mentionne la ou les rivières qui peuvent être exploitées et la quantité d'engins de pêche pouvant être utilisés sur chaque rivière. En général, la quantité maximale d'engins autorisés par permis est de cinq filets (verveux) et 25 casiers. En eaux côtières, les permis ne sont valides que dans la zone de pêche où le pêcheur réside. La quantité maximale d'engins autorisée par permis est de cinq filets et 50 casiers (Knight 1997). Un permis spécifiant les engins, leur quantité et les sites autorisés est aussi requis pour la pêche récréative. Les saisons de pêche varient en fonction de la nature des eaux (à marée ou non), des engins de pêche, du fait qu'ils sont équipés ou non de dispositifs prévenant la capture d'autres espèces (verveux), des rivières (à saumon ou pas) et des localités. Les engins installés doivent laisser sans obstruction le tiers de la largeur d'un cours d'eau et les deux tiers d'un chenal principal. La taille minimale de l'anguille exploitée et vendue est de 20 cm.

Un certain nombre d'options d'aménagement devaient être soumises pour consultation en 1997, soit entre autres : l'augmentation de la taille minimale permise à 40 cm; le gel du nombre de permis commerciaux et de permis exploratoires au niveau de 1995; l'évaluation de la viabilité économique et du caractère soutenable, au plan biologique, d'une pêcherie d'anguilles vs une pêcherie de civelles/anguillettes.

Ensemble des provinces canadiennes

Quelques objectifs de gestion ainsi que des besoins de recherche ont été mis de l'avant par les participants à l'Atelier sur l'anguille tenu à Québec en janvier 1997 (Ritter *et al.* 1997). Le premier objectif de gestion concerne la perte et la détérioration de l'habitat. Les participants ont convenu d'améliorer l'efficacité du passage aux obstacles et de réduire la mortalité au passage vers l'amont et particulièrement vers l'aval, notamment dans le cas des installations hydroélectriques. Le passage aux obstacles doit être assuré par les lois et règlements existants, ainsi que par le recours à la stratégie fédérale d'aucune perte nette. Il faudrait insister auprès des compagnies hydroélectriques pour qu'elles remplissent leurs obligations (Ritter *et al.* 1997). Le deuxième objectif de gestion concerne la surexploitation. Les participants à l'atelier ont convenu qu'il faut mettre l'accent sur l'application du principe de précaution à la pêche et à la gestion des stocks d'anguilles. Il faut faire preuve de prudence lorsqu'on envisage une expansion de la pêche. Les taux d'exploitation seront bloqués ou réduits lorsque c'est possible, par une diminution de l'effort de pêche actif (Ritter *et al.* 1997).

Onze besoins de recherche, énumérés ici par ordre décroissant d'importance d'après l'évaluation des participants à l'atelier, ont été mis de l'avant (Ritter *et al.* 1997) :

- Fonctionnement et surveillance continus de la passe migratoire de Cornwall.
- Création d'un répertoire des problèmes de passage du poisson pour chaque zone de gestion.
- Amélioration de la détermination des taux d'exploitation.
- Amélioration de l'évaluation du taux de survie en aval, afin d'accroître les connaissances des répercussions des installations hydroélectriques.
- Retrait des obstacles en aval et évaluation des résultats.
- Études du taux d'immigration et d'émigration dans les bassins « d'engraissement » et étude de la détermination de l'âge afin de comprendre la dynamique des stocks.
- Analyse à jour de l'effort de pêche de tous les secteurs de compétence.
- Accumulation et analyse des données sur les proportions des sexes au sein de la population, à l'échelle du territoire.
- Établissement d'estimations valides du taux de mortalité, à partir de la phase civelle jusqu'à celle d'anguille argentée.
- Mise à jour des registres des Maritimes et recherche d'autres indices de survie et d'abondance dans les divers cours d'eau.
- Détermination de la contribution des zones non exploitées, comme la Côte-Nord du Saint-Laurent et la Gaspésie, aux populations de reproducteurs.

Les participants à l'Atelier sur l'anguille ont reconnu la nécessité d'élaborer un plan canado-étatsunien de gestion et de conservation de l'anguille, tout en étant conscients du fait qu'il pourrait s'agir d'un long processus, surtout si la démarche devait impliquer l'élaboration d'un traité distinct sur la conservation de l'anguille et compte tenu de la nature fortement décentralisée de la gestion halieutique aux États-Unis (Ritter *et al.* 1997).

14.2.2 États-Unis

14.2.2.1 Civelles/anguillettes

Selon Jessop (1997a), un intérêt pour la pêche commerciale des civelles/anguillettes s'est développé dans cinq états américains (Floride, Caroline du Nord et du Sud, Virginie, Maine) au début des années 1970, principalement en rapport avec l'exportation vers l'Asie pour l'aquaculture. Seules les pêcheries du Maine sont demeurées actives, celles des autres états étant tombées d'elles-mêmes ou ayant été fermées par réglementation en 1977. Les captures rapportées pour le Maine ont été de 10 t en 1977 et de 7,6 t en 1978 (Dow 1982), mais les statistiques de capture ne sont pas disponibles pour les autres états. Rappelons qu'un kilogramme de civelles/anguillettes représente environ 6500 individus (Jessop 1995a). La pêcherie de civelles/anguillettes de l'état du Maine s'est effondrée après 1978, mais a continué à un faible niveau pour croître de façon substantielle à compter de 1994, avec des débarquements totaux de 15,4 t entre 1994 et 1996. Le prix moyen au kilogramme était de $506 US en 1995 et la pêcherie du Maine a rapporté environ 3,8 millions de dollars US cette année-là (Field *et al.* 1999). Des données distinctes de débarquements pour les pêcheries de civelles/anguillettes ne sont disponibles que pour 1977 et 1978 et à compter de 1996 pour le Maine seulement. À la fin des années 1980, début des années 1990, des pêcheries pour les civelles/anguillettes se sont développées ou ont été rétablies dans plusieurs états (Connecticut, Rhode Island, New York, New Jersey, Delaware et Caroline du Sud), mais aucune donnée sur les débarquements n'est disponible (Jessop 1997a). Dans plusieurs états, le développement de ces pêcheries a été soudain et plutôt chaotique (Jessop 1997a). L'accroissement de la récolte commerciale de civelles/anguillettes préoccupe les gestionnaires des pêcheries parce qu'un prélèvement substantiel dirigé vers les juvéniles d'une espèce peut affecter négativement le statut du stock (Chaput *et al* 1997), bien que dans le cas de l'anguille, cet aspect suscite encore des débats (Richkus et Whalen 1999). Selon ces mêmes auteurs, l'absence de données de base sur la dynamique de population de l'anguille américaine a jusqu'à maintenant empêché l'évaluation des impacts potentiels de la récolte des civelles et anguillettes.

14.2.2.2 Anguilles jaunes/argentées

La plupart des pêcheries commerciales importantes des états de la côte est des États-Unis sont principalement des pêcheries côtières utilisant le casier à anguille, avec peu d'aménagement et de réglementations, autres que la nécessité de posséder un permis et parfois une taille minimale permise ou des restrictions sur la nature des engins ou la dimension de la maille (Tableau 20; Jessop 1997a). La pêche a lieu durant la période de plus forte abondance saisonnière de l'espèce ; peu d'états ont défini des saisons de pêche. Le Tableau 20, tiré de Jessop (1997a) et de Field *et al.* (1999), donne un résumé des réglementations en vigueur dans les différents états américains et provinces canadiennes.

Avant l'implication de l'Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC) en 1995, la pêcherie commerciale d'anguille américaine aux États-Unis a reçu peu d'attention de la part des aménagistes, comparativement à la pêcherie d'anguille

européenne (Jessop 1997a). Les réglementations varient en fonction des états mais elles sont minimales. L'état du Maine a mis en place un plan d'aménagement de l'anguille en 1996, et les états du Maryland et de la Virginie en avaient fait autant en 1991 pour la pêcherie d'anguille de la Baie de Chesapeake. Les états possédant les pêcheries les plus importantes ont mis au point des systèmes d'aménagement plus élaborés. Les pêcheries intérieures requièrent un permis de pêche, qui est généralement multispécifique, mais les pêcheries côtières n'en nécessitent pas nécessairement un. Les statistiques de captures sont minimales et celles sur l'effort sont quasi inexistantes, de sorte que le statut des stocks est inconnu dans la majorité des états (Jessop 1997a).

Le problème de la libre circulation des anguilles vers l'amont au niveau de barrages hydroélectriques constitue un important problème d'aménagement, puisque l'accès à une grande superficie d'habitats est en jeu, de même que la dévalaison à ces sites, qui entraîne d'importantes mortalités (Jessop 1997a). Peu d'efforts ont été consentis pour solutionner ces problèmes dans le cas de l'anguille. La méconnaissance de l'importance relative des mortalités dues au passage dans les installations hydroélectriques, ainsi que de la réduction des stocks due à la perte d'habitat, par rapport aux mortalités dues à la pêche, fait en sorte que les pêcheurs s'opposent aux réductions de l'effort de pêche. La contamination des anguilles par les composés organochlorés a provoqué la fermeture des pêcheries affectées et l'émission de directives sur la consommation pour les rivières Hudson et Delaware. L'ampleur du phénomène n'est cependant pas connue (Jessop, 1997a).

L'apparition du parasite *Anguillicola crassus* dans une entreprise d'aquaculture du Texas, probablement suite à l'importation d'anguilles d'Europe et d'Asie, et sa dispersion en Caroline du Sud et dans la rivière Hudson, constituent un important problème d'aménagement, puisque les lois américaines sur l'importation pourraient être inadéquates pour prévenir la propagation du parasite via les activités d'aquaculture (Jessop 1997a). Il y a donc lieu de craindre d'importants impacts sur les stocks et sur les activités économiques associées. Aux États-Unis, les études scientifiques sur l'anguille sont menées dans quelques universités et de façon plutôt sporadique (Jessop 1997a). Ainsi, bien que la biologie de base de l'espèce et sa distribution soient connues, l'information détaillée nécessaire pour l'aménagement efficace de la ressource, que ce soit au niveau de l'espèce ou sur une base régionale, n'est pas disponible. L'incertitude ou les préoccupations concernant le statut des stocks de grande taille dans tous les états et le développement non contrôlé de pêcheries de civelles/anguillettes dans certains états ont mené au développement d'un plan d'aménagement inter état de l'anguille, sous l'égide de l'ASMFC (voir plus bas).

Nous donnons ici les grandes lignes de deux plans d'aménagement mis de l'avant aux États-Unis en rapport avec l'anguille américaine. Il s'agit de celui conçu par le Chesapeake Bay Program (CBP) et par l'ASMFC. Nous en donnons ici les grandes lignes, afin de montrer que plusieurs des problèmes d'aménagement de l'anguille identifiés dans ces plans, de même que les stratégies proposées pour les solutionner, sont très semblables à la grandeur de l'aire de distribution de l'espèce.

Le Chesapeake Bay Program (CBP 1991) a mis de l'avant un plan d'aménagement pour l'anguille de la Baie de Chesapeake. Étaient impliqués dans la formulation de ce plan les états de la Virginie, du Maryland, de la Pennsylvanie, le district de Columbia et le gouvernement des États-Unis. Le but principal du plan est de gérer la récolte de l'anguille dans la Baie de Chesapeake et ses tributaires de sorte que cette dernière n'excède pas la capacité reproductive de la population à maintenir sa taille d'année en année. Afin d'atteindre ce but, quatre problèmes principaux ont été identifiés, ainsi que les stratégies à mettre de l'avant pour les solutionner.

1. Le statut du stock d'anguille de la Baie de Chesapeake n'est pas bien défini dû au manque de données biologiques. Les pêcheurs rapportent une diminution de la taille et du nombre des anguilles capturées. Il y a un potentiel pour exploiter les civelles/anguillettes, mais cela pourrait avoir un impact sur la pêcherie locale d'anguille. En conséquence, les co-signataires du plan adopteront une approche conservatrice d'aménagement jusqu'à ce que les analyses d'évaluation du stock aient été complétées. Une taille minimale permise de 15 cm sera adoptée afin de protéger les anguillettes. Une taille minimale de la maille des casiers à anguille sera aussi mise en place.

2. Les captures d'anguilles aux fins d'utilisation comme poisson-appât sont importantes mais peu documentées. Des données précises de captures et d'effort d'anguilles à cette fin dans la baie sont nécessaires pour évaluer le statut de l'espèce. La stratégie mise de l'avant consiste à améliorer les statistiques de capture et d'effort en ajoutant des questions sur l'utilisation de l'anguille comme appât dans les recensements concernant la pêche au crabe.

3. Les données de base pour l'évaluation du stock d'anguille américaine de la Baie de Chesapeake sont insuffisantes. Le manque de données biologiques et socio-économiques empêche la mise en place de pratiques efficaces d'aménagement. Des projets de recherche visant à combler ces lacunes seront lancés. Entre autres points visés : estimations d'abondance ne dépendant pas de la pêcherie commerciale; détermination de taux de mortalité; mesure des effets de l'exploitation sur la croissance; quantification des facteurs influençant le recrutement dans la baie, etc.

4. L'anguille fait face à des problèmes de qualité de l'habitat et de l'eau dans la Baie de Chesapeake. Les co-signataires du plan vont continuer leurs efforts pour identifier et contrôler les éléments nutritifs, les matières toxiques, les polluants conventionnels et les dépôts atmosphériques; pour protéger les milieux humides et la végétation aquatique submergée. En outre, les co-signataires du plan se sont engagés à assurer aux poissons migrateurs l'accès vers l'amont.

Le lecteur intéressé pourra trouver des précisions additionnelles sur ce plan d'aménagement de l'anguille dans CBP (1991).

L'ASMFC a mis de l'avant un plan d'aménagement de l'anguille américaine pour les bassins versants reliés directement à l'océan Atlantique (Field *et al.* 1999). Le but

principal est de protéger la ressource anguille afin d'assurer la pérennité de son rôle dans l'écologie des écosystèmes, tout en permettant l'opportunité pour son utilisation commerciale, récréative, scientifique et éducative. Plus spécifiquement, le plan vise, d'une part, à maintenir et à augmenter l'abondance de l'anguille dans les eaux intérieures et territoriales des états de la côte atlantique et à contribuer à la viabilité du stock reproducteur d'anguille américaine, et d'autre part, à assurer des pêcheries commerciales, de subsistance et récréative soutenables en empêchant la surpêche de l'un ou l'autre des intervalles de vie de l'anguille. Ce plan d'aménagement n'inclut pas la problématique de l'anguille dans les bassins hydrologiques s'écoulant par le Saint-Laurent (lacs Ontario et Champlain) ou encore par le Mississipi. Dans la pratique, cinq objectifs principaux ont été définis :

1. Améliorer les connaissances sur l'utilisation de l'anguille à tous les intervalles de vie en rendant obligatoire pour les pêcheurs commerciaux et les commerçants de faire rapport sur les captures et l'effort de pêche, et en améliorant le suivi des pêcheries récréatives.

2. Augmenter la compréhension des facteurs affectant la dynamique de population de l'anguille et son cycle vital en augmentant les efforts consentis à la recherche et au suivi.

3. Maintenir et augmenter l'abondance de l'anguille dans tous les bassins de drainage présentement occupés par l'espèce.

4. Là où c'est faisable, restaurer les populations d'anguille américaine dans les eaux où historiquement elle était abondante, mais où elle serait maintenant absente, en assurant d'une part l'accès aux eaux intérieures pour les civelles, anguillettes et anguilles et d'autre part, un échappement suffisant d'anguilles adultes.

5. Quantifier le niveau d'abondance de l'anguille qui est nécessaire, aux différents intervalles du cycle vital, pour assurer une abondance adéquate de proies aux prédateurs naturels, la santé de l'écosystème et une structure adéquate de la chaîne trophique.

Le lecteur intéressé pourra trouver dans Field *et al.* (1999) le détail des études mises de l'avant pour réaliser ces objectifs. Plusieurs de ces études sont très semblables à celles qui ont été retenues pour l'anguille au Québec. C'est le cas entre autres du suivi du recrutement en civelles, de l'évaluation de certains paramètres de la dynamique des populations, etc. (voir chapitre 18). La mise en place de ce plan d'aménagement, qui sera obligatoire pour les différents états impliqués, devrait être bénéfique pour la ressource anguille en identifiant des objectifs d'aménagement communs, en améliorant la coordination de la réglementation entre les états, et en encourageant le suivi des stocks et la recherche biologique nécessaire pour aménager efficacement.

15. DYNAMIQUE DES POPULATIONS

15.1 Population, sous-populations, stocks

Le caractère présumé panmictique de l'anguille américaine, abordé au chapitre 4, signifie dans les faits que l'espèce *A. rostrata* pourrait ne constituer qu'une seule population. Nous acceptons cette inférence, tout en demeurant attentifs aux études en cours utilisant les outils de pointe de la génétique moléculaire. Adam (1997) utilise l'expression « sous-population » pour référer à l'ensemble des anguilles localisées sur une aire géographique continentale suffisamment fermée pour éviter l'arrivée ou le départ d'individus en phase anguille jaune. Selon cette définition, les anguilles du lac de Grand-Lieu étudiées par ce chercheur formeraient une sous-population. Adam (1997) considère ensuite la notion halieutique de stock, qui correspond à la fraction exploitée de la sous-population. Si toutes les phases continentales du cycle de vie de l'anguille sont exploitées, le stock équivaut alors à la sous-population. Par contre, lorsque l'exploitation est restreinte à l'une ou l'autre des phases, cette dernière correspond à un stock.

Castonguay *et al.* (1994a) et Casselman *et al.* (1997a) utilisent différemment le terme stock. Pour ces auteurs, un stock constitue une unité de production ou d'aménagement (Larkin 1972, dans Castonguay *et al.* 1994a). Pour Castonguay *et al.* (1994a), le stock d'anguilles du Saint-Laurent est défini comme le groupe d'anguilles occupant le lac Ontario, le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. De fait, implicitement, les anguilles du Saint-Laurent sont souvent considérées dans la littérature comme un stock unique, qui est comparé comme tel aux stocks d'anguille des autres grands bassins de drainage de la côte est américaine. Toutefois, Casselman *et al.* (1997a) utilisent l'expression « le stock du lac Ontario et du Haut Saint-Laurent » pour se référer aux anguilles occupant cette partie du système. L'application de la notion de stock ou de « sous-population » au cas des anguilles du Saint-Laurent n'est pas simple. En effet, il n'existe pas d'information quantitative permettant de comparer le flux migratoire et la variabilité des paramètres de dynamique des populations d'anguilles jaunes entre le cours principal du fleuve et ses principaux tributaires, entre des sous-bassins du système, ou entre les différents lacs et rivières composant un sous-bassin de drainage donné. Cet exercice amènerait probablement les gestionnaires à considérer l'existence de plusieurs sous-groupes à l'intérieur du stock du Saint-Laurent. Il y aura lieu alors d'établir des critères de distinction entre ces sous-groupes (v. g. degré d'immigration et d'émigration, etc.). Il est clair cependant que les anguilles des lacs fluviaux comme le lac Saint-Pierre, probablement composées d'anguilles jaunes résidentes ainsi que d'anguilles jaunes et d'anguilles argentées en migration, poseront des problèmes d'application des concepts de stock, sous-population, etc.

Malgré les considérations qui précèdent, la distinction entre la population d'anguilles, les sous-populations, segments, stocks, etc., n'a pas été effectuée dans ce chapitre. La terminologie moins contraignante de « population » a été utilisée dans ce chapitre et pour l'ensemble du document.

15.2 Paramètres de la dynamique d'une population

Selon Adam (1997), l'approche dynamique d'une population est un outil de connaissances qui permet d'acquérir les éléments nécessaires à la gestion de la ressource. La dynamique de population comporte l'étude d'une série de paramètres quantifiant son évolution, soit les flux au sens large, immigration et émigration, mais aussi la mortalité, le recrutement, la croissance pondérale et linéaire; elle comporte aussi l'étude de paramètres décrivant l'état de la population, soit l'abondance, la répartition spatiale et la structure démographique.

Plusieurs de ces paramètres ont déjà été traités dans différentes sections de ce document. Par exemple, les migrations ont été abordées dans le chapitre 6; plusieurs aspects de la mortalité, dans les chapitres 8 (cannibalisme), 9 (prédation sur l'anguille), 10 (parasites et agents pathogènes) et 11 (contaminants, pathologies, lésions, malformations, etc.); la croissance, dans le chapitre 13; l'abondance et la répartition spatiale, dans le chapitre 12; certains aspects de la structure démographique, dans les chapitres 7 (sexe-ratio) et 13 (structure d'âge); le recrutement, dans le chapitre 14 (déclin de l'anguille). Il n'apparaît pas utile de traiter de nouveau ici en détail de chacun de ces paramètres, sauf dans le cas de la mortalité, pour citer des évaluations des taux de mortalité naturelle et de la mortalité due à l'exploitation, et dans le cas du recrutement, pour compléter les informations déjà données au chapitre 14.

En fait, la majeure partie de ce chapitre sera consacrée à synthétiser les travaux qui sont parvenus à modéliser la dynamique de populations d'anguilles exploitées ou non, en s'appuyant sur les différents paramètres d'état et d'évolution mentionnés dans les paragraphes précédents. Comme les travaux portant sur la dynamique des populations de l'anguille américaine sont très peu nombreux, nous citerons quelques exemples de travaux réalisés sur l'anguille européenne, sans toutefois prétendre à synthétiser toute la littérature disponible sur cette espèce, ce qui dépasserait le cadre du présent document.

15.3 Mortalité

Dans les chapitres précédents, plusieurs causes de mortalité dites « naturelles » ont été discutées : prédation, cannibalisme, épizooties, dérèglements physiologiques (certains pourraient être d'origine anthropique) et fluctuations de l'environnement. Des mortalités d'origine anthropique ont aussi été présentées : lésions dues au passage dans des turbines hydroélectriques, pollution, contaminants et pêche commerciale affectant toutes les phases à partir des civelles .

En dynamique des populations, les mortalités sont divisées en deux catégories, soit les mortalités dues à la pêche et les mortalités naturelles, qui englobent toutes les autres mortalités mentionnées au paragraphe précédent. La somme des mortalités naturelles et des mortalités dues à la pêche correspond aux mortalités totales (Ricker 1980). Rares sont les études portant sur l'anguille dans lesquelles les chercheurs sont arrivés à quantifier les taux de mortalité totale, naturelle et due à la pêche. Une des raisons expliquant le peu de

données disponibles à ce chapitre est la difficulté de déterminer l'âge de l'anguille (Liew 1974; Deelder 1976b; Michaud *et al.* 1988; Adam 1997, entre autres).

Dans le cas de l'anguille américaine, Hurley et Christie (1982) ont utilisé une valeur de 10% comme taux annuel de mortalité naturelle dans des simulations effectuées au moyen du modèle rendement par recrue. Ces auteurs ont fait décroître la mortalité naturelle de façon exponentielle après le début de l'exploitation. Ils ont fixé ces taux arbitrairement, puisqu'ils ne disposaient pas d'estimations de la mortalité totale, ni de la mortalité due à la pêche.

Après avoir constaté le déclin de différents indicateurs d'abondance du stock d'anguilles du Saint-Laurent Supérieur et du lac Ontario, ainsi que l'âge avancé des anguilles argentées émigrantes dans cette partie du système (19,7 ans ± 1,1 an), Casselman *et al.* (1997a) considèrent essentiel que le taux annuel à long terme de mortalité totale soit maintenu bas, soit inférieur à 20%, pour assurer une survie et un échappement adéquats de géniteurs.

Caron et Verreault (1997a) et Caron (1998) ont procédé à une expérience de marquage-recapture d'anguilles argentées en dévalaison dans l'estuaire fluvial et moyen du Saint-Laurent dans le but d'estimer leur abondance. La méthode de Petersen a donné un estimé de 488 696 anguilles en 1996 (intervalle de confiance, p = 0,95 : 38 3291-62 2542). Les auteurs ont aussi quantifié les débarquements, qui se sont chiffrés à 83 969 anguilles (intervalle de confiance, p = 0,95 : 78 179-89 759). En divisant l'estimation des débarquements par celle de l'abondance, les auteurs ont obtenu l'estimation du taux d'exploitation, soit 17% (intervalle de confiance, p = 0,95 : 13%-23%). La même approche utilisée en 1997 a donné une estimation d'abondance de 369 000 à 382 000 selon la méthode utilisée, et une estimation du taux d'exploitation de 20% (François Caron, Faune et Parcs Québec, comm. pers.). Il s'agit d'une première quantification d'un taux d'exploitation d'anguilles argentées pour l'espèce *A. rostrata*.

À partir de l'abondance des jeunes anguilles capturées en montaison dans la rivière Imsa (Norvège) et de la composition en âge des anguilles argentées capturées en dévalaison, Vøllestad et Jonsson (1988) ont montré que pour cinq cohortes, de 50% à 84% des jeunes anguilles mouraient entre le moment de leur montaison et celui de leur dévalaison à l'état d'anguilles argentées, l'âge moyen de ces dernières étant de 7,9 ans. Les valeurs correspondantes du taux instantané de mortalité totale (Z) ont varié entre 0,088 et 0,225, ce qui donne des taux annuels de mortalité totale variant entre 8,4% et 20,2%. Comme l'exploitation commerciale dans ce système porte uniquement sur les anguilles argentées, les valeurs de Z mentionnées plus haut correspondent à des taux de mortalité naturelle pendant le séjour dans la rivière. Les auteurs mentionnent que leur étude donne le premier estimé de mortalité naturelle d'une population d'anguille dont le calcul n'a pas nécessité d'appliquer l'hypothèse du recrutement constant, qui de toute façon ne s'appliquait pas au cas à l'étude. En outre, Z s'est avéré positivement corrélé à la densité initiale des jeunes anguilles de la cohorte, suggérant que des facteurs dépendants de la densité soient impliqués dans la régulation de la mortalité (voir Moriarty 1987). D'après Vøllestad et Jonsson (1988), les mortalités dépendantes de la densité pourraient être causées par une

compétition pour l'espace, un plus grand nombre de jeunes anguilles se déplaçant plus en amont sur le cours d'eau avec l'augmentation de la densité (voir chapitre 12), ce qui accroîtrait leur susceptibilité à la prédation par une variété de vertébrés (truite brune, saumon atlantique, anguilles de plus grande taille, héron, et harle huppé).

À partir de la composition en âge des captures commerciales, ainsi que des PUE des pêcheurs commerciaux, le taux instantané de mortalité totale Z des anguilles complètement recrutées du lac de Grand-Lieu a été estimé à 0,91-0,972 (Adam 1997), ce qui correspond à des valeurs du taux annuel de mortalité totale de 59,8%-62,2%. Ces estimations reposent sur l'hypothèse que le recrutement ne varie pas entre les cohortes. Le taux instantané de mortalité naturelle M a été estimé empiriquement à 0,15-0,43 pour la fraction exploitée de la sous-population. Pour la fraction non exploitée, M a été évalué à partir des structures en âge des échantillons expérimentaux : à 1 an, M = 1,62; à 2 ans : M = 0,35 ; à 3 ans, M = 0,59 (Adam 1997). Notons que les pressions halieutiques prélèvent 213 360 anguilles par an dans le lac de Grand-Lieu, et la prédation aviaire (grand cormoran et héron cendré), 446 648.

15.4 Recrutement

15.4.1 Les facteurs qui peuvent influencer le recrutement

La complexité du cycle vital de l'anguille rend très difficile la quantification de possibles relations existant entre l'importance du recrutement et différents facteurs indépendants ou dépendants de la densité. En outre, ces facteurs peuvent agir à différents moments du cycle vital et à des endroits très distants dans l'espace, dans une variété d'habitats, ce qui augmente les difficultés de bien saisir l'importance relative des divers facteurs qui influencent le recrutement chez *A. rostrata* et *A. anguilla*.

Moriarty (1987) a présenté une revue des facteurs influençant le recrutement chez les espèces d'anguillidés de l'Atlantique. Les points saillants de son analyse ont été les suivants. Quatorze espèces d'anguilles de l'ordre des Anguilliformes sont présentes dans la mer des Sargasses. De ce nombre, seuls les leptocéphales des deux espèces d'*Anguilla* sont présents communément dans les captures effectuées au chalut hors de ce secteur, suggérant que les larves de ces deux espèces effectuent une migration active à partir de l'aire de fraie en dépit du fait que les conditions d'alimentation y seraient excellentes et que, jusqu'à preuve du contraire, l'intensité de prédation y soit faible. Cette migration amène les larves à franchir de grands secteurs océaniques où la productivité est très faible. On s'étonne cependant que parmi les quatorze espèces d'Anguilliformes trouvées en mer des Sargasses, ce soient précisément les deux espèces d'*Anguilla* qui atteignent la plus grande abondance à l'état larvaire sur les aires de fraie et qui contribuent le plus aux captures internationales d'individus immatures. On note une tendance généralisée chez les juvéniles des deux espèces d'*Anguilla* à migrer graduellement vers l'amont dans les eaux douces continentales, ce qui leur permet d'occuper toutes les pièces d'eau accessibles. Toutefois, les variations entre les populations et les individus au chapitre de l'étendue de la migration sont extrêmes. Des civelles et des jeunes anguilles peuvent demeurer en grand nombre en mer de façon permanente ou poursuivre la migration vers

l'eau douce après des séjours plus ou moins longs en eaux salées ou saumâtres; d'autres pénètrent directement en eau douce et y migrent sur des distances variables. Une fois rendues en eau douce, la tendance générale est qu'avec l'augmentation de la distance de l'embouchure de la rivière, les nombres de petites anguilles et d'anguilles juvéniles, ainsi que la densité de population diminuent. Le succès du recrutement des deux espèces d'*Anguilla* semble être basé d'une part sur les stratégies développées pour éviter une variété de prédateurs, particulièrement les congres, en se déplaçant vers des eaux aux températures et salinités plus faibles, et d'autre part sur des densités de population élevées de leur espèce. Ceci est atteint au coût d'une période larvaire prolongée, suivie par la possibilité d'une existence en phase anguille jaune exceptionnellement longue et la mort après la reproduction. Le degré de variation individuelle au niveau de la croissance, de l'alimentation, de l'âge de la maturité, etc., permet aux deux espèces de vivre dans une large étendue de biotopes souvent sub-optimaux pour elles, des régions subarctiques aux régions tropicales, et de ruisseaux de montagnes aux profondeurs de l'océan (McCleave, 1993).

Si la stratégie complexe de cycle vital des deux espèces d'*Anguilla* présentée par Moriarty (1987) constitue une explication plausible de leur succès au niveau du recrutement et de leur occupation d'une grande variété de biotopes, certains éléments de cette stratégie pourraient aussi constituer des facteurs négatifs. Par exemple, la longévité des anguilles, particulièrement dans la partie nordique de leur aire de distribution, ainsi que leur degré élevé d'ichtyophagie, les expose à l'accumulation de contaminants. Chez l'anguille, la maturation finale des gonades se déroule en pleine mer. L'activité alimentaire cesse et la mobilisation des lipides est alors importante. Malgré l'absence de preuve directe et la difficulté à démontrer de tels effets, une toxicité potentielle pour les œufs et les larves est envisageable. Un accroissement de la mortalité périnatale et juvénile des descendants de femelles exposées aux composés organohalogénés a été documenté chez divers organismes (salmonidés, oiseaux et mammifères). La résorption du sac vitellin au cours des derniers jours de la vie embryonnaire et les jours suivant l'éclosion s'accompagnent de la mise en circulation des organohalogénés accumulés préférentiellement dans le vitellus qui est riche en lipides (Ramade 1979).

Compte tenu de l'importance de la migration dans le cycle vital des deux espèces d'*Anguilla*, tout facteur naturel ou anthropique susceptible d'affecter cette activité à l'un ou l'autre des intervalles du cycle pourrait avoir un impact négatif sur le recrutement. Par exemple, tel que mentionné au chapitre précédent, des changements potentiels au niveau des conditions océaniques (v. g. variations dans l'intensité des courants) pourraient avoir un impact sur le recrutement de juvéniles dans les tributaires côtiers (Castonguay *et al*. 1994a et 1994b).

Les espèces du genre *Anguilla*, qui sont généralement benthiques, fraient toutes en milieux pélagiques marins et n'apportent aucun soin aux œufs ou à la progéniture. Cette stratégie de reproduction adoptée par plusieurs autres groupes de poissons (v. g. les thons, famille des scombridés, les sardines, *Sardinops* etc.) a pour objectifs de permettre le développement des œufs dans des conditions favorables et d'assurer une dispersion étendue des larves par les courants (Moyle et Cech 1988). Un problème de ces espèces est

que la mortalité des œufs et des jeunes est extrêmement élevée. Les courants peuvent les entraîner dans des milieux défavorables et la prédation résultante en milieu pélagique peut être importante. C'est pourquoi l'anguille est parmi les poissons les plus prolifiques, les grandes femelles pouvant produire des millions d'œufs (chapitre 7). Cette stratégie de type r est généralement associée à d'importantes fluctuations du recrutement : elle favorise le recrutement lorsque les conditions environnementales sont bonnes, mais ce dernier peut être très faible, voire nul en conditions adverses.

Nous avons mentionné au chapitre 7 que l'action de l'environnement avec les fortes densités de population et la disponibilité des ressources alimentaires favorisent le développement du sexe mâle (Parsons *et al.* 1977; Tesch 1977; Passakas et Tesch 1980; Oliveira, 1997). Notons qu'à l'intérieur de l'étendue observée de variation de l'abondance des jeunes anguilles en montaison et de la densité des anguilles d'une cohorte donnée au cours de la première année de son séjour dans la rivière Imsa, Vøllestad et Jonsson (1988) n'ont pas détecté de relation significative entre ces variables et le sexe-ratio. Il faut souligner cependant que les densités observées dans cette rivière étaient très faibles en comparaison avec d'autres systèmes aquatiques européens. Cette relation entre l'environnement, la densité et le sexe-ratio pourrait représenter un mécanisme de régulation du recrutement à l'échelle de la population, mais nous sommes loin de disposer des outils nécessaires pour le démontrer.

Un facteur susceptible d'affecter le recrutement en jeunes anguilles dans les eaux continentales est l'exploitation commerciale. Field *et al.* (1999) reconnaissent que les effets cumulatifs de l'exploitation portant à différents moments du cycle vital ont un impact sur la population d'anguille américaine. Toutefois, la complexité du cycle vital, associée à l'étendue de l'aire de distribution et à l'absence de longues séries temporelles sur l'abondance aux différentes phases de vie de l'anguille, rend extrêmement difficile la démonstration quantitative de l'impact de l'exploitation sur le recrutement.

Comme nous l'avons déjà mentionné, Parent et Schrimi (1995) ont déterminé le risque encouru par une espèce à être classée « à risque d'extinction », en se fondant sur les caractéristiques écologiques et celles du cycle vital. En tout, sept facteurs ont été mis en évidence : âge de maturité sexuelle; degré d'ichtyophagie; habitat, substrat et vitesse du courant des aires d'alimentation; habitat et substrat des aires de reproduction. Dans la zone des Grands Lacs/fleuve Saint-Laurent, toutes les espèces ayant une maturation sexuelle supérieure à dix-huit années risquent l'extinction (*Acipenser fulvescens* et *A. oxyrhynchus,* entre autres). *A. rostrata* a présenté un risque légèrement inférieur au seuil critique pour être considérée « à risque » et malgré sa vaste distribution géographique, cette valeur serait indicative d'un certain déclin de l'espèce dans ce système. Les relations empiriques fournissent une image correspondant au bassin à l'étude et l'importance des variables pourrait changer en fonction d'autres régions.

15.4.2 Les indicateurs du recrutement

L'importance de développer des indicateurs précoces du recrutement de l'anguille a été soulignée dans le cadre de la discussion sur déclin de l'anguille américaine, au chapitre

précédent. Pour les gestionnaires de l'anguille, la mesure d'indicateurs précoces du recrutement permettrait de « voir venir » et d'ajuster la réglementation des pêcheries commerciales. En effet, l'abondance de jeunes anguilles en montaison dans un cours d'eau est reliée positivement à l'abondance, un certain nombre d'années plus tard, des anguilles jaunes et des anguilles argentées en dévalaison (huit ans plus tard pour les anguilles jaunes, et quatorze ans plus tard pour les anguilles argentées du Laugh Neagh, en Irlande; Parsons *et al.* 1977). Casselman *et al.* (1997a) ont montré l'existence de corrélations positives, significatives, entre le nombre d'anguilles ayant franchi la passe migratoire de Cornwall (Ontario) et la récolte commerciale d'anguilles huit ans plus tard dans le lac Ontario et le Saint-Laurent supérieur. Field *et al.* (1999) recommandent la mise en place d'un réseau de surveillance de l'abondance des civelles et anguillettes de l'année dans les différents états de la côte est américaine. D'après ces auteurs, l'estimation de l'abondance de ces groupes présente plusieurs avantages : entre autres, elle évite d'avoir à déterminer l'âge des individus et elle est peu coûteuse en équipement et en main d'œuvre. Field *et al.* (1999) mettent de l'avant plusieurs recommandations concernant la standardisation de l'échantillonnage des civelles et anguillettes de l'année. Au Québec, différents indicateurs ont déjà été mis de l'avant (Dutil *et al.* 1988; Caron et Verreault 1997b). Ces indicateurs devront faire l'objet d'un examen approfondi dans le cadre de la mise en place éventuelle d'un réseau de suivi du recrutement de l'anguille. Nous y reviendrons au chapitre 19.

15.5 Modélisation des populations d'anguilles

Dans le cas des deux espèces atlantiques d'*Anguilla*, le choix des modèles utilisables pour simuler l'impact de différentes mesures de gestion est limité. En effet, de nombreux modèles nécessitant une connaissance de la reproduction ou encore des relations entre géniteurs et nouvelles recrues ne peuvent être utilisés, faute de connaissances suffisantes. D'après Adam (1997), quand bien même il serait possible d'étudier la fécondité de l'espèce, l'importance des mortalités entre la ponte et la vie continentale, au moment de la migration transocéanique, reste un élément primordial de l'évolution de la population, sans doute très marquée par la variabilité des facteurs liés à l'environnement marin, qu'il sera très difficile de mesurer. C'est pour cette raison que les rares auteurs qui ont modélisé des populations d'*A. rostrata* ou d'*A. anguilla* ont eu recours à des modèles structurés par âge, de type rendement par recrue. Rappelons que ce type de modèle implique différents postulats de base qui ne peuvent facilement être vérifiés. Leur utilisation en gestion doit donc impliquer la plus grande prudence. Récemment, certains auteurs ont tenté d'introduire la composante taille à l'intérieur de leurs modèles (De Leo et Gatto 1995). Nous allons passer brièvement en revue quelques-uns de ces travaux, qui pourraient aider à orienter des recherches équivalentes au Québec. En effet, la présente revue de littérature révèle un manque criant de données quantitatives sur plusieurs aspects de la dynamique de population de l'anguille américaine et ce thème est retenu pour la réalisation de différents travaux dans le système Saint-Laurent.

Hurley et Christie (1982) ont étudié la dynamique de population de l'anguille américaine dans le lac Ontario. Ils ont utilisé les résultats d'études de marquage-recapture, une relation longueur-poids et des déterminations d'âge pour prédire le rendement et l'échappement d'adultes sous différents régimes de mortalité naturelle et par la pêche. Le

modèle utilisé est l'analyse des cohortes. Les auteurs ont démontré que le rendement par recrue passe par un maximum entre des valeurs de 20 et 40% du taux d'exploitation. Ils ont aussi constaté que la quantité d'adultes en émigration peut être grandement diminuée à ces mêmes taux d'exploitation, et qu'une perte de rendement a lieu aux taux d'exploitation élevés, surtout parce que dans ces conditions les anguilles sont récoltées à de trop petites tailles.

Gascuel et Fontenelle (1994) proposent d'appliquer une approche structurée par âge, de type rendement par recrue, pour modéliser l'impact de différents taux de mortalité par la pêche et de différents âges d'entrée dans la pêcherie sur le rendement pondéral par recrue, ainsi que sur la production moyenne de géniteurs par recrue. L'approche proposée, soit l'analyse des cohortes, est largement utilisée en halieutique marine, où les taux d'exploitation sont élevés, ce qui mène généralement à des diagnostics fiables. L'utilisation de cette approche dans le cas de l'anguille européenne doit cependant tenir compte des particularités de son cycle vital et de son exploitation. En effet, le caractère migratoire de l'espèce mène à distinguer deux fractions de stocks différentes, soit la fraction estuarienne, où l'on retrouve quatre phases biologiques de l'anguille, soit la civelle, l'anguillette, l'anguille jaune et l'anguille argentée, et la fraction fluviale, où l'on retrouve l'anguillette, l'anguille jaune et l'anguille argentée. Chaque phase à l'intérieur des deux fractions de stocks connaît des modalités d'exploitation ainsi que des taux de mortalité naturelle et par la pêche qui lui sont propres. L'optimisation du rendement pour ces pêcheries séquentielles est donc plus complexe que dans le cas de l'application directe de ce type de modèle à un stock unique composé d'une seule phase biologique. Pour adapter ce type de modélisation à la fraction dulçaquicole du stock d'anguilles (à l'échelle du bassin versant), les auteurs proposent deux étapes. La première consiste en la modélisation de la dynamique de la population. De l'estimation de l'effectif par groupes d'âge dans différentes strates spatiales d'un bassin versant, les taux instantanés de mortalité totale apparente dans chaque strate peuvent être déduits. L'estimation de taux d'argenture (métamorphose de l'anguille jaune en anguille argentée) permet de ventiler la mortalité apparente en mortalité vraie et émigration, et de quantifier la production de géniteurs (avant mortalité par la pêche et mortalité naturelle lors de l'avalaison). La seconde étape de la modélisation concerne le stock halieutique et nécessite de quantifier les captures par âge dans les différentes strates spatiales et pour les différents intervalles biologiques. Cette quantification permet de ventiler les mortalités totales en mortalités naturelles et mortalités par la pêche. Les deux étapes de la modélisation constituent des outils explicatifs et décisionnels. La première permet de renseigner sur l'impact de l'environnement (c.-à-d. aménagements réalisés ou perturbations anthropiques affectant le milieu) sur la mortalité de l'anguille (par comparaison entre strates spatiales de qualités biologiques différentes). La seconde étape permet de quantifier les interactions entre pêcheries ou entre les effets respectifs de l'exploitation et d'une dégradation éventuelle du milieu. Des premiers travaux visant la validation de l'approche conceptuelle proposée par les auteurs ont été engagés au sein du laboratoire halieutique de l'École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.

Vøllestad et Jonsson (1988) ont mené entre 1975 et 1987 une étude de dynamique de population de l'anguille européenne sur la rivière Imsa, en Norvège. Une trappe Wolf

placée à l'embouchure de la rivière capturait toutes les anguilles argentées dévalant vers la mer. Une trappe à anguillettes, ainsi qu'une échelle à saumon se terminant dans une chambre de capture, ont permis la capture des anguilles en montaison. Le nombre d'anguillettes capturées a varié beaucoup entre les années et s'est avéré corrélé positivement avec la température de l'eau. Tel que mentionné plus haut, de 50% à 84% des anguilles sont mortes entre le moment de leur montaison et celui de leur dévalaison à l'état d'anguilles argentées. Les taux de croissance rétrocalculés des femelles âgées de 7 ans et plus, ainsi que ceux des mâles, étaient équivalents à ceux des femelles jaunes de même âge. Par contre, les femelles qui sont devenues argentées à un plus jeune âge affichaient des taux de croissance plus rapides. La production annuelle moyenne d'anguille dans le système a été de 3,51 kg/ha, et le rendement moyen, de 2,27 kg/ha. La densité moyenne du stock a été de 116 anguilles/ha, pour une biomasse moyenne de 10,2 kg/ha. Ces valeurs sont environ 10 à 20 fois inférieures à celles observées pour d'autres populations européennes. Les auteurs ont obtenu une relation négative entre le rendement (kg) par 1000 recrues et le nombre initial de recrues d'une classe d'âge donnée. Pour la période 1975-1987, le rendement moyen (kg) par 1000 recrues a été estimé à 149,5 kg.

Lobón-Cervía *et al.* (1995) ont déterminé la taille, la densité et la production de l'anguille à seize sites présentant des caractéristiques distinctes sur quatre ruisseaux le long du cours de la rivière Esva (Espagne), entre 1990 et 1993. Ces anguilles étaient de petite taille, peu âgées, et composées à plus de 99% de mâles. À tous les sites, le nombre d'anguilles a augmenté au printemps et en été, atteignant son maximum à la fin de l'automne, période présentant les températures les plus élevées et les débits les plus faibles. La taille moyenne des anguilles a augmenté avec la distance de l'embouchure, demeurant toutefois semblable à un site donné entre les saisons et les années. À l'inverse, la densité a diminué avec la distance de l'embouchure et a affiché des variations saisonnières et annuelles marquées. Pour chacun des ruisseaux pris séparément, le taux de mortalité/migration ($2,04 < Z < 2,89$), déterminé à partir des estimés de biomasse et de production, a affiché une corrélation positive avec le nombre initial d'anguilles. À l'instar des résultats obtenus par Vøllestad et Jonsson (1988), ceci suggérait une régulation dépendante de la densité. Les taux de production, calculés par la méthode des fréquences de longueur, ont affiché une corrélation négative avec la distance de l'embouchure, qui n'expliquait cependant que 10,2% de la variabilité. Ces taux étaient aussi corrélés avec les nombres initial et moyen d'anguilles dans le secteur, suggérant que des facteurs spécifiques au site influencent la densité et la production. Les auteurs concluent que les températures mensuelles de l'eau, la distance de l'embouchure de la rivière, le nombre et la taille initiaux des anguilles à chaque site expliquent la majeure partie des variations observées au niveau des paramètres de population de l'anguille sur le cours de la rivière Esva.

Adam (1997) a utilisé un modèle structuré en fonction de l'âge (ASP : analyse séquentielle des populations) pour estimer les abondances absolues aux âges des anguilles du lac de Grand-Lieu. Tous âges confondus, la densité d'anguilles est estimée à 897/ha, ce qui équivaut à une biomasse de 17,33 kg/ha. Ces valeurs sont faibles lorsque comparées à celles estimées en Italie et en Espagne (348 à 17 717 anguilles de deux ans et

plus par hectare). Les densités faibles observées au lac de Grand-Lieu sont plutôt compatibles avec celles observées dans les milieux éloignés du littoral, où l'on retrouve une proportion élevée de femelles (vs proportions plus élevées de mâles dans les lagunes situées près du littoral). L'ASP a permis d'estimer les proportions (%) d'anguilles prélevées aux âges 3 à 10 d'une cohorte donnée, soit 5,6, 33,8, 49, 62,9, 45,0, 46,9, 36,1 et 52,8 respectivement. Les soutiens d'effectifs effectués par les pêcheurs professionnels (en moyenne 213 400 anguilles par an, ou 27 650 kg), les pressions halieutiques (213 360 anguilles prélevées par an) et la prédation aviaire (446 648 anguilles ingérées par an, ou 20 970 kg) sont les principaux facteurs agissant sur la dynamique de la sous-population d'anguilles du lac de Grand-Lieu.

Dans le cadre de la conservation ou de la gestion de l'exploitation d'une espèce, la compréhension du fonctionnement de la communauté est primordiale. Diverses interactions peuvent modifier l'équilibre entre les espèces (compétition et prédation). Emlen *et al.* (1992) ont développé un outil d'évaluation des interactions (Interaction assessment II, INTASS) qui permet d'évaluer quantitativement la capacité reproductive (fitness) d'une espèce en fonction de diverses variables, dont les descripteurs environnementaux et les densités des diverses espèces. Dans le cas de l'anguille de la rivière Deerfield, au Massachusetts, le modèle prend la forme suivante :

$$r = a - |\tau| [\ 0{,}86\ (\text{dimension du cours d'eau}) - 0{,}83\ (\text{vitesse du courant}) + 0{,}56\ (\text{taille du substrat}) - 0{,}32\ (\text{hétérogénéité du substrat}) - 1{,}91\ (\text{densité de } \textit{Rhinichthys atratulus}) - 1{,}0\ (\text{densité d'}\textit{A. rostrata}) + 0{,}67\ (\text{densité de } \textit{Rhinichthys cataractae}) + 0{,}45\ (\text{densité de } \textit{Micropterus dolomieui} < 10\text{ cm}) - 0{,}2\ (\text{densité de } \textit{M. dolomieui} > 10\text{ cm})]$$

où r = paramètre de croissance de la population; a = constante équivalente à une ordonnée à l'origine; $|\tau|$ = rétroaction due à la densité (density feedback). Voir Emlen *et al.* (1992) pour la signification et le calcul de ce paramètre.

Selon ce modèle, en période estivale, les anguilles américaines de la rivière seraient plus abondantes loin des berges, sur un substrat grossier et homogène, avec faibles vitesses de courant; les achigans à petite bouche de taille inférieure à 10 cm et le naseux des rapides ont un impact positif sur l'anguille, alors que les achigans à petite bouche de plus grande taille, le naseux noir et d'autres anguilles ont un impact négatif. Selon le modèle, l'impact négatif d'un achigan à petite bouche de plus de 10 cm est seulement le $1/5^{e}$ de celui d'une autre anguille.

De Leo et Gatto (1995) ont innové dans leur modélisation de la population d'anguille européenne des lagons de Valli di Comacchio en introduisant la prise en compte des caractéristiques particulières du cycle vital de l'anguille européenne, soit un degré élevé de plasticité au niveau de la croissance corporelle, un dimorphisme sexuel marqué, un sexe-ratio favorisant nettement les femelles et une maturation sexuelle dépendant principalement de la taille des individus. Le modèle incorpore une vingtaine d'équations se rapportant : 1) à l'abondance et à la biomasse des anguilles jaunes et argentées aux différents âges et tailles; 2) à la croissance en longueur, modélisée séparément par sexe,

avec des termes permettant de prendre en compte la grande variabilité de la taille aux âges; 3) la survie aux différents âges et tailles, supposée invariable entre les sexes, les conditions d'extrême anoxie estivale étant une des principales causes de mortalité; 4) le taux de métamorphose à l'état d'anguille argentée aux différentes tailles (fonction sigmoïde); 5) la maturité sexuelle aux différentes tailles et âges; 6) la sélectivité des engins de pêche. Le dimorphisme sexuel est pris en compte en développant des variables d'état distinctes pour chaque sexe : structure en taille et en âge, fonction de métamorphose et courbes de croissance en longueur. Les auteurs font l'hypothèse de l'invariabilité temporelle des paramètres de croissance, de survie et de métamorphose; le recrutement, par contre, fluctuerait légèrement autour d'une moyenne, à l'instar des rendements de la pêcherie commerciale, mais serait, dans les faits, invariable dans le temps. Afin d'estimer les huit paramètres inconnus au sein des différentes équations du modèle, la structure en taille, ainsi que les captures commerciales générées par le modèle sont confrontées à la structure en taille observée une année donnée (1989) et aux captures commerciales moyennes réalisées sur une plus longue période (1977 à 1991; 6,15 kg/ha). Des simulations récursives sont effectuées, avec ajustement progressif des valeurs attribuées aux différents paramètres, jusqu'à l'atteinte de la meilleure concordance entre les structures en taille et les captures commerciales observées et attendues. Une fois les valeurs des différents paramètres déterminées, les auteurs ont pu calculer, à partir des données de population obtenues en 1989, les taux de mortalité et de métamorphose, et l'abondance dans les différentes classes de taille et d'âge. L'application du boostrapping (modèle récursif; calculs effectués à partir de 1000 recombinaisons des données) a permis de déterminer les distributions des différents paramètres estimés par le modèle. Une validation du modèle a été effectuée en utilisant les données de 1990.

16. LES OBSTACLES À LA MIGRATION DE L'ANGUILLE

16.1 Montaison des civelles et des anguilles jaunes

Les civelles atteignant les estuaires entreprennent la colonisation en utilisant les courants de marée montante pour progresser vers l'amont (migration portée) et s'enfouissent dans le substrat pendant la marée descendante. Une fois passée la zone d'influence des marées, les civelles poursuivent la migration anadrome activement (migration nagée). C'est à la phase anguille jaune que se poursuit la colonisation des bassins, pendant les périodes où la température de l'eau est la plus élevée (Liew 1982; Porcher 1992; Desrochers 1998).

16.1.1 Capacité de franchissement et notion d'obstacle

16.1.1.1 Performance natatoire

La capacité natatoire varie principalement en fonction de la longueur du poisson (intervalle de développement considéré) et de la température de l'eau. La capacité de nage des anguilles est plutôt limitée pour leur taille et inférieure à celle des autres espèces (Blaxter et Dickson 1959; McCleave 1980). Sörensen (1951) rapporte que des civelles d'*A. anguilla* de 7 cm à 10 cm ont franchi la section d'une passe expérimentale de 1,2 m de long possédant une vitesse de courant allant de 0,6 à 0,9 m/s. Une vitesse de courant de 1,5 m/s empêchait toute progression des civelles vers l'amont. Les petites anguilles de 10 cm à 15 cm ont pu franchir la section jusqu'à une vitesse de courant de 0,9 à 1,3 m/s. Les anguilles de 15 cm à 30 cm ont traversé la section sans difficulté, même à une vitesse de courant supérieure à 1,5 m/s. McCleave (1980) a déterminé que pour des civelles (*A. anguilla*) de 6,9 cm à 7,5 cm, la distance maximale parcourue et le temps d'endurance à la nage soutenue étaient de 45 m en 3 minutes à une vitesse de courant de 0,25 m/s; 15 m en 0,7 minute à 0,36 m/s; moins de 10 m en 0,27 minute à 0,54 m/s. Toutefois ces mesures ne fournissent qu'un estimé des capacités natatoires des civelles. À ces stades elles ne montrent pas normalement une nage pélagique soutenue mais cherchent plutôt les zones de plus faibles vitesses de courant. McCleave (1980) est d'avis que la progression vers l'amont dans les sections torrentueuses s'effectue par la nage de pointe, les civelles évitant les zones de libre écoulement en s'abritant derrière les roches ou en profitant des aspérités du fond pour se déplacer d'une zone de repos à l'autre. Blaxter et Dickson (1959) ont mesuré une vitesse maximale de 1,14 m/s pour des anguilles jaunes (*A. anguilla*) de 60 cm à une température de 10-15^{o}C.

Pour *A. rostrata*, Bell (1986) a établi les limites supérieures des vitesses de croisière des civelles (5 cm) à 0,08 m/s et à 0,15 m/s pour les anguillettes (10 cm). Les anguilles jaunes (61-91 cm) auraient une vitesse de croisière maximale de 0,7 m/s et une vitesse de pointe de 1,25 m/s. Les vitesses de nage avancées par Bell (1986) sont beaucoup plus faibles que celles observées chez l'espèce européenne; elles sont à considérer avec précaution car aucun détail sur la méthode d'estimation n'était disponible et les valeurs ont dû être extraites d'un tableau. Barbin et Krueger (1994) ont mesuré les capacités natatoires des civelles d'*A. rostrata* (moyenne de 5,6 cm, étendue de 4,9-6,4 cm), récoltées lors de leur migration estuarienne, face à différentes vitesses de courant et à la présence d'un substrat

naturel dans la chambre expérimentale (flume). L'utilisation du substrat pour se reposer a augmenté avec l'accroissement de la vitesse du courant. Pour progresser vers l'amont, un plus grand nombre d'individus ont utilisé la couche de fond (boundary layer), adjacente au substrat, plutôt que la colonne d'eau. La vitesse du courant et l'absence d'aires de repos limitent le franchissement d'une section torrentueuse. Lorsque la couche de fond s'amenuise à des vitesses supérieures à 25 cm/s et que son utilité diminue, les civelles nagent davantage dans la colonne d'eau et modifient leur type de nage, les « pointes » (burst) devenant essentielles lorsque le courant excède 38 cm/s. En conditions théoriques, les civelles pourraient progresser de 100 m/jour, mais les observations en milieu naturel montrent que la montée s'effectue a un rythme plus lent (Barbin et Krueger 1994). Gillis (1998) décrit la cinétique de la locomotion d'*A. rostrata* dans l'eau et sur la terre ferme.

16.1.1.2 L'escalade et la reptation hors de l'eau

L'anguille possède des caractéristiques morphologiques et physiologiques qui lui permettent de franchir des obstacles de fort dénivelé : faible taille des migrants, apparence serpentiforme, un nombre de vertèbres élevé qui lui confère une bonne flexibilité, peau résistante à la dessiccation et qui sécrète un mucus abondant (Tesch 1977), et capacité de respiration aérienne importante (Berg et Steen 1965). La peau des anguilles, dotée de propriétés mécaniques et tensiles particulières, joue aussi un rôle dans la locomotion et l'alimentation (spin feeding) en fonctionnant comme un « tendon externe », une torsion de la région antérieure générant un moment de torsion suffisamment important pour se propager au corps entier (Hebrank 1980).

Bishop (1906) a mesuré la résistance des anguilles jaunes (*A. rostrata*) à l'émersion; après 27 heures à 13^{o}C, les anguilles ont recommencé à nager lorsque remises dans l'eau. Pour une première série « d'essais », les anguilles ont résisté jusqu'à 43 heures. Des anguilles entre 38-46 cm ont résisté davantage que les plus petites (taille non précisée), avec un maximum de 72 heures. Ces observations ont mené l'expérimentateur à envisager un mode de colonisation par la voie terrestre lorsque le sol est détrempé, ou sur des sols gazonnés.

Berg et Steen (1965 et 1966) ont déterminé qu'*A. anguilla* possédait une importante capacité de respiration aérienne, pouvant répondre à 50% de la demande en oxygène à 15^{o}C. Dans la première heure d'émersion (à 20^{o}C), la vessie natatoire contribue à la moitié de l'apport, mais par la suite 67% de l'oxygène consommé est incorporé via la peau (humide) et 33% par les branchies (dans l'eau la contribution des branchies est de 85-90%). Un comportement particulier contribue à l'oxygénation : la chambre branchiale est emplie d'air qui est renouvelé à toutes les 5-10 minutes au moment de sa déplétion en O_2. Une bradycardie (diminution rythme cardiaque) est aussi observée, qui est associée à une irrigation préférentielle des organes vitaux. Après une émersion de 20 heures à 15^{o}C, les individus accumulent une dette d'oxygène substantielle; l'acidose sanguine commence à se manifester (signes de stress) et lors du retour dans l'eau, les paramètres sanguins ne reviennent à la normale qu'après une heure. Hyde et Perry (1987) ont décrit l'acidose sanguine chez *A. rostrata* suite à une émersion de 36 heures et ils ont souligné que la récupération de l'équilibre sanguin s'effectuait très lentement; dix-huit heures après la

remise dans l'eau, il restait toujours 50% de la charge acide excédentaire. Les réactions physiologiques à l'exposition aérienne dépendent de la température ambiante; à 7°C, les anguilles ne manifestent aucune réaction particulière et réussissent à compenser la demande d'oxygène (Berg et Steen 1965 et 1966). Pour les passes migratoires très longues, il faut prévoir des aires de repos et éviter que la température ne soit trop élevée si on veut favoriser le niveau du franchissement, d'autant que certains effets de l'émersion peuvent être accentués par l'effort de nage.

Legault (1988) a mis en évidence le caractère sélectif des obstacles sur les anguilles européennes en escalade, qui sont plus petites et plus légères que celles trouvées au pied de l'obstacle. La capacité d'escalade des parois verticales tendrait à disparaître entre les tailles de 105 mm et 110 mm. Elle est donc limitée à la première année passée en eau douce et diminue avec l'avancement de la saison de migration. L'observation ponctuelle d'anguilles en reptation ou en escalade sur des parois humides ne suffit pas à juger de la capacité de franchissement d'un obstacle. La fatigue des anguilles qui ont escaladé peut diminuer davantage le franchissement, certains individus pouvant être ramenés vers l'aval par le courant.

16.1.1.3 Notion d'obstacle

Les observations sur l'escalade des civelles ont porté à surestimer les habilités des anguilles à surmonter les obstacles. Incapable de sauter, l'anguille a besoin d'une surface continue pour progresser. Certains obstacles qui n'arrêtent pas d'autres espèces peuvent être infranchissables pour l'anguille, comme les chutes abruptes (même de quelques centimètres) et les buses ou déversoirs en absence d'hétérogénéité de l'écoulement. Les faibles débits sur des substrats rugueux (ou pourvus de végétation) peuvent être propices, mais les surfaces trop lisses, homogènes, étanches, les chutes, les ruptures de pente ou les écoulements excessifs sont défavorables. Seul le passage complet des anguilles apporte des informations sur la franchissabilité d'un obstacle (Porcher 1992).

La reptation s'effectue sur des zones humides seulement. Les vannes et les seuils fixes sont des obstacles difficilement franchissables; les buses sont infranchissables. Certains obstacles peuvent avoir une franchissabilité qui varie selon la gestion hydraulique (Legault 1993).

Couillard *et al.* (1992) ont dressé une carte des principaux obstacles (79 centrales, barrages ou digues) rencontrés par les anguilles sur le fleuve Saint-Laurent et quelques tributaires importants. Lary *et al.* (1998) ont répertorié toutes les entraves naturelles et artificielles des cours d'eau de l'Est de l'Amérique du Nord, à partir du Golfe du fleuve Saint-Laurent jusqu'en Floride. Ils ont dénombré plus de 16 000 obstacles potentiels. Ces données font ressortir l'importance et l'ampleur des entraves à la migration.

16.1.2 Effets mesurés et potentiels des obstacles sur la colonisation des bassins hydrographiques

Dans un cours d'eau dépourvu d'entraves à la migration, la densité des anguilles diminue en fonction de l'éloignement de la mer et aussi selon l'accessibilité (Smith et Saunders 1955; Smogor *et al.* 1995). Dès que les civelles doivent nager pour effectuer la progression vers l'amont, le rythme de colonisation diminue ; les obstacles de tout type ont pour effet de ralentir davantage (ou empêcher) la montée. Déjà dans les années 1930, Greeley (1932) avait estimé que l'augmentation du nombre de barrages construits dans l'état de New York pouvait contribuer à réduire l'abondance de l'anguille dans les différents bassins hydrographiques. Dutil *et al.* (1989) mentionnent que les civelles prennent plus d'un an pour parcourir 4 km à partir de l'embouchure de la Petite rivière de la Trinité. Dans les provinces maritimes les civelles parcourent la même distance en quelques semaines pour les rivières les plus accessibles (Smith et Saunders 1955). Les barrages et autres obstacles accentuent les gradients de densité des anguilles. Les effets sont en fonction de la position de l'ouvrage dans le réseau et de sa perméabilité (Rigaud *et al.* 1988). Au pied du barrage Moses-Saunders, l'âge moyen des anguilles a diminué après l'installation de la passe migratoire, passant de 9 ans en 1974 à 6 ans en 1975, mettant en évidence le ralentissement de la montaison et l'accumulation d'un bon nombre d'individus au pied de cette centrale (Eckersley 1982). Les données indirectes fournies par la pêcherie commerciale du lac Ontario font ressortir une augmentation de la densité en amont du barrage Moses-Saunders quelques années après l'implantation de la passe migratoire (Hurley 1973; Kolenosky et Hendry 1982).

Il existe peu de mesures des densités d'anguilles à différents niveaux des bassins pourvus d'obstacles. White et Knights (1997b) estiment que le nombre de barrages et de digues sur les rivières Severn et Avon, en Angleterre exerce un effet plus grand sur la densité des anguilles que la seule distance de la mer, les secteurs amont de ces cours d'eau étant pratiquement inutilisés.

Levesque et Whitworth (1987) ont constaté l'effet des quatre barrages de la rivière Shetucket (Connecticut) sur l'âge moyen des anguilles capturées dans les différents biefs. Une différence marquée a été constatée après le deuxième barrage à partir de l'embouchure, l'âge moyen passant de 2,1 et 2,8 ans aux premiers biefs à 6,2, 6,1 et 6,6 ans pour les biefs plus en amont. Cette différence pourrait être reliée à la diminution de la capacité d'escalade des petites anguilles à mesure qu'elles grandissent (Legault, 1988).

L'étude de la distribution de l'anguille dans trois bassins hydrographiques de la Virginie a mis en évidence l'effet des barrages sur les densités dans les secteurs amont (Smogor *et al.* 1995). Des densités très élevées, observées dans la plaine côtière de la rivière James (2700 individus/ha), de 3 à 11 fois plus élevées que dans les bassins Rappahanock et Chowan, sont induites par un barrage qui refoule les anguilles vers les sections inférieures, modifiant même les relations obtenues avec les variables environnementales en comparaison aux bassins avoisinants.

À la rivière Annaquatucket au Rhode Island, Oliveira (1997) a constaté les effets sur la densité de l'anguille de barrages dotés de passes de type Denil. À partir de la première station située en eau salée/saumâtre ayant un accès direct à la mer (3230 individus/ha > 110 mm), la densité a diminué progressivement jusqu'à atteindre 450 individus/ha (sept

fois moins) à une station située à seulement 6,4 km de l'embouchure et séparée par quatre barrages. D'un premier segment de rivière (0-2,5 km) à un deuxième (3,4-5,5 km) dotés chacun de deux barrages, la densité a diminué faiiblement, passant de 2488 individus/ha à 2050 individus/ha. C'est dans la section supérieure (6,0-6,4 km), dépourvue de barrage, que s'est produite la baisse la plus notable de densité avec 780 individus/ha. En comparant avec les secteurs dépourvus d'obstacles, les taux de recapture plus élevés observés aux stations associées aux barrages indiquaient un ralentissement de la montée malgré la présence des passes migratoires (Oliveira 1997).

L'accumulation des anguilles en aval des obstacles est le phénomène le plus apparent. Il est potentiellement accompagné par une augmentation de la mortalité (attraction de prédateurs, pathologies) et une diminution de la croissance (compétition, manque d'abris et stress) (Vøllestad et Jonsson 1988; Rigaud *et al.* 1988). Liew (1982) mentionne que la croissance des poissons en aval du barrage Moses-Saunders s'est accrue à la suite de l'installation de la passe migratoire en 1974. La diminution de la densité des anguilles au pied de l'obstacle a sûrement eu un effet sur la croissance.

Le déclin de l'abondance dans le lac Ontario a été attribué à la construction du barrage Moses-Saunders entre 1954-1958 (Lary et Busch 1997). Malgré la présence d'écluses, il a été avancé que l'absence de débit d'attrait adéquat à travers ces ouvrages explique la faible montaison et la baisse d'abondance dans les secteurs en amont. Lary et Busch (1997) mentionnent toutefois qu'un certain nombre d'anguilles réussit à migrer à travers les écluses dans le système de la rivière Oswego dans l'état de New York. Après quelques années de bonne récolte commerciale dans le lac Ontario, la population a montré des signes de stress ; accroissement de la taille et âge moyen, indiquant un recrutement réduit et déplétion du segment approchant le niveau de maturation préparatoire à la migration (Kolenosky et Hendry 1982; Castonguay *et al.* 1994). Une des recommandations formulées par Busch et Lary (1996) pour rétablir l'équilibre écologique du lac Ontario était de permettre aux espèces migratrices d'atteindre ou de quitter ces habitats sans entraves.

Desrochers (1995 et 1996) a observé des concentrations importantes d'anguilles du fleuve Saint-Laurent aux complexes hydroélectriques de Beauharnois et de Pointe-des-Cascades. Les routes migratoires étant mal connues à ces deux sites, il a été avancé que les écluses de la navigation fluviale serviraient de passage (Kolenosky et Hendry 1982; Liew 1982; Desrochers 1996; Desrochers et Fleury 1999). L'écoulement dans les écluses dépend du nombre de bateaux qui y transitent et il n'y a pratiquement pas de débit d'attrait. Notons cependant que le courant généré par l'hélice des bateaux pourrait exercer un attrait sur les anguilles. L'importance du passage dans les écluses reste donc à établir, mais il existe une corrélation positive entre le débit d'éclusage annuel et le logarithme du nombre d'anguilles qui se présentent à la passe de Moses-Saunders (Desrochers et Fleury 1999). Robitaille (1994) avait déjà constaté une diminution du débit transitant par les écluses de la voie maritime l'été (juin, juillet et août) entre 1978 et 1993, mais il avait estimé cette route peu importante pour la migration.

Dumont *et al.* (1997a) établissent un lien entre la réfection dans les années 1960 d'un ouvrage de régulation du niveau d'eau à Saint-Ours et du barrage de Chambly sur la

Rivière Richelieu et le déclin très marqué de l'importante pêcherie pratiquée au niveau de la ville de Saint-Jean-sur-le-Richelieu. Rendu plus hermétique à la suite des travaux, le barrage semble avoir entravé le recrutement en diminuant le flux migratoire. Cette pêcherie qui était historiquement l'une des plus importantes au Canada, a périclité au point de voir toutes ses activités cesser en 1998. Les caractéristiques morphologiques des individus échantillonnés à la pêche commerciale ont énormément varié pendant cette période, passant d'une moyenne de 890 mm et 1,5 kg en 1986, à 1001 mm et 2,2 kg en 1996. Parallèlement LaBar (1987) a observé, pour la tête du même bassin, une baisse d'abondance de 13% à 50% dans le lac Champlain, et a aussi constaté une augmentation de la taille de 13% à 17%. Il semble que le lac Champlain se « vide des vieilles anguilles » qui constituent aujourd'hui l'essentiel des migrants.

Dans le lac Crecy au Nouveau-Brunswick, le blocage de l'immigration par la construction d'une digue étanche au cours d'un suivi de 15 ans, a permis d'évaluer la dévalaison des individus présents dans le lac et de constater l'évolution de quelques paramètres de la population (Smith 1966a). La séparation des données en deux périodes de durée similaire (1949-1956 et 1957-1963) a permis de constater une augmentation de la masse moyenne des migrants de 23,4%, passant de 0,128 kg à 0,158 kg. Pendant la même période, le rendement annuel moyen en biomasse des migrants n'a diminué que faiblement, passant de 2,38 kg/ha à 2,29 kg/ha. La présence de nombreuses cohortes dans le lac, combinée au temps de génération relativement long de l'espèce, ont entraîné des modifications subtiles et différées suite à l'érection de l'obstacle à l'entrée du lac.

Hurley (1973) et Robitaille et Tremblay (1994) avancent qu'une redistribution des anguilles pourrait survenir dans un réseau hydrographique affecté par un obstacle, la densité pouvant augmenter dans les tronçons libres d'entraves. Cette idée n'est toutefois appuyée par aucune observation.

16.1.3 Passes migratoires

La facilitation du passage des anguilles aux obstacles permet l'accès à tous les habitats de croissance et permet d'augmenter la productivité en anguilles (Rigaud *et al.* 1988). Il faut toutefois solutionner les problèmes qui peuvent survenir à la dévalaison dans le cas des centrales hydroélectriques, si on espère favoriser la production de géniteurs. Les aménagements destinés aux anguilles doivent tenir compte de leurs particularités biologiques, soit des différentes phases qui entreprennent la migration et de leur faible capacité de nage (Porcher 1992). Clay (1995) donne quelques lignes directrices dans la conception et la construction des passes à anguilles. Il signale aussi que l'homogénéité comportementale observée chez le genre *Anguilla* permet de tirer profit des expériences menées en Europe ou ailleurs. L'équipement des obstacles doit considérer le grand nombre de migrants (ils se chiffrent souvent en millions sur les rivières importantes) qui doivent franchir les obstacles dans une période limitée (Porcher 1992). Le franchissement dans les passes classiques n'est pas assuré pour l'anguille; les vitesses de courant sont souvent trop élevées et compte tenu du peu d'observations disponibles, des expérimentations sont requises (Porcher 1992). Tesch (1977) avait aussi reconnu l'importance d'effectuer des aménagements spécialisés pour l'anguille.

Selon Porcher (1992) et Legault (1993) les aménagements peuvent être classés en divers types :

- Aménagements rustiques : modifications mineures de la configuration de l'obstacle pour le rendre plus perméable et qui sont limitées aux petits cours d'eau.

- Goulottes : passes quasi spécifiques à l'anguille, conçues pour tenir compte des faibles capacités de nage; il existe une diversité au niveau de la pente, du substrat, de la présence d'éléments matriciels favorisant la reptation et de la présence de bassins de repos.

- Passes pièges : installations spécifiques permanentes ou provisoires, permettant le suivi de la montaison (facilité de comptage et analyse des caractéristiques); elles contrôlent le flux migratoire en amassant les anguilles dans des viviers (redistribution des anguilles vers d'autres bassins en Europe). Ces passes sont utilisées pour les sites à forts dénivelés, pour les rivières pourvues de nombreux obstacles ou encore pour les études scientifiques. Leur utilisation requiert du personnel.

- Passes mixtes : aménagements existants qui ont d'autres fins, telle la circulation fluviale, et qui sont adaptés pour la migration piscicole.

Les dispositifs de franchissement comportent deux éléments : la rampe de montée et la partie amont (sortie). La rampe de montée doit être humide en permanence pour favoriser la reptation et un débit d'attrait supplémentaire peut être placé près de l'entrée. La largeur peut aller de 0,2 m à 1,0 m. Une pente de 5^{o} à 45^{o} est appropriée et le substrat peut être naturel ou artificiel. La partie amont constitue une zone de transition et ne doit pas ralentir la progression, soit à cause d'une discontinuité dans l'alimentation en eau ou d'une vitesse excessive. Un problème important est provoqué par la fluctuation du niveau d'eau amont lorsque l'alimentation s'effectue par gravité. La rampe peut présenter une inclinaison latérale ou plusieurs passes peuvent être installées en parallèle à des cotes distinctes. Ce problème peut être contourné en installant l'extrémité amont au-dessus de la cote maximale; l'irrigation se fait alors par pompes et la sortie aboutit dans une trappe (Porcher 1992).

En ce qui concerne l'implantation de la passe, Legault (1993) mentionne que les aménagements ne sont efficaces que si les voies préférentielles de montaison, la chronoséquence et la structure de taille des migrants sont connues. Il faut aussi garder à l'esprit que le critère d'attractivité est moins bien défini pour les anguilles que pour d'autres espèces (Porcher 1992). L'entrée devrait se situer le plus près possible de l'obstacle, au voisinage de la zone de concentration maximale des anguilles. La proximité d'une zone d'eau calme ou de repos est un élément important. Lorsque d'autres passes sont déjà en place, il faut profiter de l'attrait potentiel existant en plaçant la passe à anguilles à proximité. Il est essentiel de repérer le meilleur endroit préalablement, puis de procéder à des essais avant d'entreprendre un aménagement définitif (Porcher 1992).

Legault (1992) a comparé l'utilisation de passes expérimentales avec une passe à bassins (traditionnelle). Ces dernières favorisent les plus grandes anguilles, les courants de plus de 2 m/s présents dans la passe à bassins étant l'élément critique. Il a aussi étudié quelques facteurs de sélectivité des passes à anguilles à substrats matriciels, la plus faible pente (15^{o}) étant la moins sélective au niveau de la taille. Selon l'espacement du substrat, on assiste soit à une augmentation (substrat de 21 mm) ou à une diminution (substrats 14 mm et 7 mm) de la taille des anguilles avec l'augmentation de la pente (de 30^{o} à 45^{o} et de 15^{o} à 30^{o}-45^{o}). Il faut toutefois considérer le fait que l'utilisation d'une passe à pente plus faible augmente toutefois la longueur de la zone de reptation (Legault 1992).

Boubée (1994 et 1995) décrit la passe à civelles constituée de tuyaux de la rivière Matahina (Nouvelle-Zélande). Elle mesure 146 m de long; couvre un dénivelé de 63 m; présente un angle de 30-40^{o}; l'intérieur des tuyaux (20 cm, ABS) est tapissé de gravats et de sable cimentés; possède des aires de repos; l'alimentation s'effectue à l'aide de pompes (0,5 l/s); est équipée d'un compteur automatique (faible pouvoir de séparation du signal lors du passage simultané d'anguilles). La sortie a été bien calibrée pour évacuer rapidement les anguilles vers le lac et empêcher les attroupements au sommet.

Au Québec des passes de plusieurs types ont été utilisées pour l'anguille, soit à Beauharnois sur le Saint-Laurent (Desrochers 1995, 1996), aux rivières Rimouski (Therrien et Gauthier 1996 *in* Therrien et Verreault 1998; Caron et Verreault 1997b), Sud-Ouest (Caron et Verreault 1997b), Petite Trinité (Raymond et Tremblay 1996), Richelieu à Chambly (Desrochers 1998) et à Saint-Ours, Amédée (Naturam 1996; Théberge 1998) et Rivière-des-Prairies.

Une passe migratoire expérimentale a été testée à la centrale hydroélectrique de Beauharnois dans une chute à débris. Cette passe de 61,5 m comportait une section à 40^{o} sur 28 m, et possédait un fond lisse avec un substrat matriciel constitué de tubes de 5,1 cm de diamètre (espacement de 2,7 à 3,2 cm). Près de 81% des anguilles jaunes relâchées dans la passe l'ont franchie en 24 heures ou moins, le problème d'accumulation dans la sortie étant l'élément à régler pour améliorer l'efficacité (Desrochers 1996).

Desrochers (1998) a utilisé une passe-piège à substrat matriciel de tubes à Chambly, sur la rivière Richelieu. D'une inclinaison de 52^{o}, cette passe mesurait 8,8 m de long par 0,5 m de large et était irriguée par un débit de 0,4 l/s. Elle a bien fonctionné et près de 55% de la population présente au pied du barrage a été prise à l'aide d'un piège ou de la passe. Un brise-eau temporaire installé sur la crête du barrage à servi à créer une zone d'eaux plus calmes au pied de ce dernier. L'utilisation d'un débit d'attrait supplémentaire à l'entrée n'a pas amélioré l'attractivité en 1997. Cependant les essais menés en 1998 ont montré qu'un appel d'eau plus important favorisait le passage d'un plus grand nombre de migrants (Richard Verdon, comm. pers.).

Des travaux de construction d'une passe migratoire multispécifique ont été entrepris en septembre 2000 à Saint-Ours sur la rivière Richelieu. L'ouvrage en béton comprend douze bassins et vise le franchissement de l'obstacle par le chevalier cuivré (*Moxostoma*

hubbsi), l'alose savoureuse (*Alosa sapidissima*) et l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*). Une échelle à poissons destinée à l'anguille y sera aussi aménagée.

Whitfield et Kolenosky (1978) mentionnent que plus de trois millions d'anguilles ont franchi la passe expérimentale installée en 1974 au barrage Moses-Saunders sur le fleuve Saint-Laurent (longueur 156,5 m, élévation 29,3 m, inclinaison 12°, avec aires de repos et substrat à ralentisseurs remplacé par végétation artificielle). Cette passe a été remplacée par une structure permanente en aluminium en 1980 et munie d'un dispositif de comptage automatique. La diminution du nombre d'anguilles franchissant cette passe n'est pas due à un problème de fonctionnalité (Liew 1982), mais à une baisse de densité des anguilles dans ce tronçon du fleuve Saint-Laurent (Robitaille et Tremblay 1994; Casselman *et al.* 1997). McGrath *et al.* (1998) signalent que près de 73% des anguilles jaunes marquées ont pu franchir la passe migratoire en une moyenne de 6,3 heures.

16.2 Les anguilles en dévalaison

Les connaissances sur les comportements d'anguilles en dévalaison proviennent de dénombrements dans des trappes (Deelder 1954, entre autres) ou d'études de capture-marquage-recapture (Haraldstad *et al.* 1985; Vøllestad *et al.* 1986). Les études effectuées à l'aide de la télémétrie ont porté sur les anguilles jaunes non migratrices (LaBar *et al.* 1987; LaBar et Facey 1983), sur les anguilles argentées en milieux estuariens (Stasko et Rommel 1977; Helfman *et al.* 1983; Bozeman *et al.* 1985; Ford et Mercer 1986; Parker 1995) ou marins (Westerberg 1979; Tesch *et al.* 1991).

Les essais de télémétrie effectués par RMC Environmental Services (1995) sur des anguilles argentées (N = 51) en tête de bassin ont eu des répercussions sur le comportement de dévalaison. L'utilisation de l'anesthésie (MS-222) et l'implantation (interne) de l'émetteur a retardé la dévalaison. Quarante cinq anguilles (88%) ont poursuivi la migration, mais après des périodes de plus d'un mois (après le 16 décembre). Haro et Castro-Santos (1996, 1997) ont doté des anguilles en dévalaison (N = 16) d'émetteurs externes sans utiliser d'anesthésie. Après les lâchers, six anguilles sont restées actives et tous les poissons ont franchi le barrage après un délai maximal de deux semaines. Les techniques utilisées ont des effets trop marqués sur les anguilles; des raffinements seront nécessaires pour l'obtention de données plus fiables sur le comportement aux abords des barrages.

16.2.1 Le transit dans les turbines hydroélectriques

La libre circulation des poissons migrateurs constitue une préoccupation importante des gestionnaires d'installations hydroélectriques. Lors de la dévalaison, les dommages infligés aux poissons passant dans les différents types de turbines sont difficiles à prévoir, les blessures et mortalités des anguilles pouvant être importantes (Larinier et Dartiguelongue 1989; Gauthier 1989; Travade et Larinier 1992; Desrochers 1995). Jusqu'à maintenant, la plupart des travaux sur le sujet ont été effectués en Europe (Montén 1985; Larinier et Dartiguelongue 1989; Hadderingh *et al.* 1991, entre autres) et aussi en Amérique du Nord (Eicher Associates 1987; Stone et Webster Environmental Services 1992). D'après Taft *et al.* (1998), nos connaissances sur le comportement migratoire de l'anguille à proximité des

ouvrages hydroélectriques sont fragmentaires, ce qui limite la mise au point de dispositifs efficaces. L'application des techniques aux grandes centrales constitue un défi majeur.

Aux États-Unis, la mise en place pour les centrales existantes de dispositifs de montaison et de dévalaison spécifiques à l'anguille fait l'objet de certaines réticences de la part des producteurs d'électricité (le domaine est en voie de déréglementation). Les coûts élevés et l'incertitude des retombées positives pour la population constituent les principales objections (Kleinschmidt Associates 1997).

16.2.1.1 Environnement du poisson lors du transit

D'après Larinier et Dartiguelongue (1989) le poisson passe tout d'abord dans la prise d'eau et le canal de fuite où la vitesse du courant est généralement inférieure à 2 m/s. Les poissons évitent les obstacles à ces vitesses, mais la présence de grilles non accompagnées d'un exutoire peut poser les premiers problèmes à ce niveau. Pour des vitesses de l'ordre de 1 m/s à 1,5 m/s, les poissons incapables de nager contre le courant peuvent être plaqués contre les grilles et mourir d'épuisement. Dans la partie aval de la prise d'eau, les poissons sont soumis à des vitesses de courant et à des pressions supérieures à celles rencontrées dans leur milieu naturel. L'accélération augmente jusqu'aux prédirectrices et directrices, et elle est maximale au passage de la roue. Selon la hauteur de chute et l'ouverture du distributeur, des vitesses de 6 m/s à 40 m/s sont présentes en entrée de roue. Le poisson est incapable d'éviter les collisions et se comporte à toutes fins utiles comme un corps inerte (Larinier et Dartiguelongue 1989).

Pour les turbines à réaction (ou veine forcée), l'énergie hydraulique servant à activer la roue comprend une composante cinétique et potentielle. Des variations importantes de pression et de vitesse sont enregistrées. Selon le type de turbine considéré, le risque de dommages potentiels s'accroît avec l'augmentation de la vitesse relative (qui est aussi celle du poisson s'il ne nage pas) par rapport à la vitesse des pales/aubes. À pleine ouverture, la vitesse relative atteint de 4 m/s à 20 m/s (selon une conception pour faibles ou hautes vitesses spécifiques) en entrée de roue pour les turbines Francis et diminue considérablement à ouverture partielle. Les vitesses relatives et absolues sont relativement homogènes sur toute la hauteur de l'aube et sont modifiées par les directrices. Les turbines de type Kaplan, qui incluent les turbines à hélice (pales fixes) et à bulbe (axiale), possèdent une vitesse relative allant de 7 m/s à 30 m/s et variant peu en fonction de l'ouverture des pales. Les champs de vitesses ne sont pas homogènes. La vitesse absolue augmente à partir de la périphérie en allant vers le moyeu, et à l'inverse la vitesse relative diminue selon cet axe. Il s'ensuit que les conditions de passage du poisson varient selon que le transit s'effectue plus près du moyeu ou de la périphérie. En sortie de roue les vitesses rencontrées sont de l'ordre de 3 m/s à 7 m/s et dans l'aspirateur (diffuseur) elles diminuent en deçà de 2 m/s (Larinier et Dartiguelongue 1989).

Les valeurs observées pour les turbines en Amérique du Nord sont en général moins élevées que celles rencontrées en Europe et données par Larinier et Dartiguelongue (1989). Les moyennes des vitesses absolues fournies par Eicher Associates (1987) sont de 1 m/s à 6 m/s

dans le bief amont, de 3 m/s à 9 m/s dans le colimaçon, de 12 m/s à 15 m/s en entrée de roue, de 8 m/s à 9 m/s dans le dissipateur et de 2 m/s à 4 m/s dans le canal de sortie.

Larinier et Dartiguelongue (1989), Travade et Larinier (1992) ainsi que Gauthier (1989) décrivent les types de dommages subis par les salmonidés juvéniles et les anguilles lors du transit. Les blessures sont diverses : lacérations, sectionnements, écrasements, écorchements, abrasions, contusions, fractures, hémorragies, ruptures de vessie natatoire, exorbitation des yeux, pertes d'écailles, embolie gazeuse, état de choc et stress. D'un autre côté, Eicher Associates (1987) soulignent que l'origine des blessures ne peut être attribuée hors de tout doute à un facteur précis à partir uniquement de leur nature et de leurs caractéristiques. Gauthier (1989) souligne que les probabilités de lésions dépendent des caractéristiques des poissons et des turbines, mais aussi des conditions du milieu (température, teneur en gaz dissous, qualité de l'eau et de la présence de prédateurs). Les auteurs s'entendent toutefois pour avancer que les dommages les plus importants sont d'origine mécanique. Le risque d'un contact avec un organe fixe ou mobile est en fonction de la taille du poisson et de la configuration de la turbine (diamètre et vitesse de rotation de la roue, régime et hauteur de chute). Les différences de pression pourraient avoir des effets sur la vessie natatoire qui varient selon que la régulation est réalisée rapidement (physostome ; anguillidés, salmonidés, clupéidés et cyprins) ou plus lentement (physocliste). Néanmoins, LMS (1991) dans Stone et Webster Environmental Services (1992) mentionnent que pour une étude menée sur la survie de dix espèces à quatre centrales dotées de turbines Francis, il n'y a pas eu de différence dans la mortalité entre les espèces physostomes et physoclistes de taille comparable. L'effet de la cavitation, qui a lieu lors de conditions particulières, n'a pu encore être mesuré quantitativement. Une sursaturation en gaz dissous peut aussi entraîner des embolies ou des anévrismes, surtout lorsque la pression chute de plus de 2 atm (poissons ramenés à la surface mais acclimatés aux conditions du fond; observé dans les grands réservoirs). MacDonald et Hyatt (1973) ont diagnostiqué une sursaturation en azote en observant des bulles gazeuses sur des spécimens d'*A. rostrata* morts ou mourants capturés à la sortie d'une turbine au barrage Mactaquac. Finalement, le cisaillement hydraulique est un phénomène mal compris et difficile à séparer des effets mécaniques, mais qui peut entraîner des mortalités significatives lorsque la vitesse augmente et dépasse un seuil variant de 18 m/s à 24 m/s.

16.2.2 Études réalisées en Europe

Montén (1985) fait le point sur les recherches effectuées en Suède entre 1920 et 1980. Les premières expériences portant sur l'anguille ont été réalisées dans les années 1940 et un taux de mortalité (certaines différées) de 40% a été observé pour des anguilles de 70-80 cm, et qui a augmenté avec la taille. Von Raben (dans Montén 1985) a déterminé une vitesse critique de 14 m/s dans les turbines Kaplan à partir d'une formule théorique. Une série d'expérimentations sur des turbines Kaplan ont été effectuées dans les années 1960; les plus petites centrales (diamètre des turbines : 1,3 m à 2,1 m) ont affiché entre 73% et 100% de mortalité pour des anguilles de 74 cm en moyenne, et de 63% à 81% pour des anguilles de 57 cm. Pour les plus grandes turbines (diamètre de 3,0 m à 3,3 m) la mortalité des spécimens de taille moyenne de 74 cm a atteint de 40% à 92%. Le pourcentage de blessures est dépendant de l'efficacité de la turbine. Il est minimal lorsque les conditions d'opération

sont entre 85% et 95% de la charge maximale. Pour les turbines Francis, les tests pour des roues de 0,97 m à 2,25 m, ont donné des mortalités très variables s'étalant de 9% à 100% pour des anguilles de 51 cm en moyenne. L'augmentation de la charge a entraîné une mortalité plus élevée, révélant une relation avec la vitesse absolue en entrée de roue (W). D'une façon générale, Montén (1985) a avancé que la probabilité de collision dépend du ratio de la longueur du poisson (L) sur l'espacement entre les pales/aubes (s).

Équation de Montén (1985) pour turbines Kaplan et Francis :

$$T = 0{,}5\ L/s \text{ quand } L \leq s \text{ et } T = 1 - (0{,}5\ s/L) \text{ quand } L \geq s$$

T : probabilité d'impact totale (0-1)
L : longueur du poisson (m)
s : espacement inter pales/aubes (m)

Cette équation doit être corrigée par un facteur de 0,92 si l'on veut estimer la mortalité des anguilles. Montén (1985) a aussi avancé quelques restrictions pour son application : turbine opérée optimalement; vitesse relative d'impact poisson-roue supérieure à 6 m/s; autres facteurs de mortalité peu importants. Pour des vitesses d'impact inférieures à 6 m/s, Montén (1985) a établi un diagramme permettant d'estimer les probablités d'impact correspondantes.

Berg (1986) a trouvé un taux de mortalité de 20% à 50% pour des anguilles de 28 cm à 70 cm passant dans une turbine Kaplan (diamètre 4,2 m). Des sectionnements et des fractures vertébrales ont surtout été observés. Bien qu'aucune corrélation n'ait été trouvée entre la taille du poisson et le taux de mortalité (effectifs faibles pour certaines classes de taille), les anguilles de plus de 73 cm ont présenté un taux supérieur à 80%. Une relation négative a été déterminée pour le pourcentage de mortalité et l'angle d'approche relatif (β).

Équation de Berg (1986) pour turbine Kaplan :

$$\text{Mortalité (\%)} = 92{,}5 - 2{,}75 \text{ angle } (\beta)$$

Des expériences ont été menées en France de 1984 à 1986 pour l'élaboration d'un protocole standardisé d'étude du problème (Larinier et Dartiguelongue 1989). Une analyse de l'ensemble des données disponibles fait ressortir que l'importance des dommages est reliée aux caractéristiques de chaque turbine et à la taille des poissons. Pour les turbines de type Francis, la mortalité est influencée par la vitesse absolue et relative en entrée de roue, la vitesse de rotation, et le ratio de la taille du poisson sur l'espacement inter-aubes. Un seul paramètre semble entrer en jeu pour les turbines Kaplan, soit le ratio de la taille sur l'espacement interpales. Les équations permettent d'évaluer un ordre de grandeur des mortalités pour les salmoniformes et les anguillidés (Larinier et Dartiguelongue 1989).

Les modèles prédictifs développés à partir des expérimentations françaises et européennes cherchent à expliquer la part de mortalité due à l'action mécanique. Il est

difficile d'extrapoler ces résultats, mais ils donnent un ordre de grandeur (fournissent une surestimation pour les grandes centrales).

Équation de Larinier et Dartiguelongue (1989) pour les turbines Francis et pour les salmoniformes :

$$P = SIN\ [(2{,}28\ N^{0.19}\ (LT/esp)^{0{,}84}\ W_1^{0{,}71}) + (1{,}25\ V_1^{0{,}821}) - 4{,}21]^2 \text{ et } r = 0{,}87$$

Équation de Larinier et Dartiguelongue (1989) pour les turbines Kaplan et pour les salmoniformes :

$$P = SIN\ [42{,}8\ (LT/esp) + 13{,}41]^2 \text{ et } r = 0{,}59$$

Équation de Larinier et Dartiguelongue (1989) pour les turbines Kaplan et pour l'anguille :

$$P = SIN\ [48{,}7\ (LT/esp) + 28{,}6]^2 \text{ et } r = 0{,}85$$

Équation de Larinier et Dartiguelongue (1989) pour les turbines Kaplan, pour salmoniformes et anguilles :

$$P = SIN\ [68{,}8\ (LT/esp) + 10{,}7]^2 \text{ et } r = 0{,}96$$

Où P : probabilité de 0-1, SIN : sinus, LT : longueur totale du poisson (m), esp : espacement inter aubes-pales (m) = π D1m/NAP, W_1 : vitesse relative (m/s), V_1 : vitesse absolue (m/s), r : coéfficient de corrélation de Pearson, N : vitesse rotation (tours/min), D1m : diamètre à mi-aube/pale (m) et NAP : nombre d'aubes/pales.

D'après les équations, les variables qui influencent la mortalité pour les turbines Francis sont tout d'abord la vitesse absolue (corrélée avec la hauteur de chute et qui peut être reliée à l'effet de cisaillement hydraulique) et ensuite le groupe qui comprend la vitesse relative, le ratio LT/esp et N (signal de dommages mécaniques). C'est le ratio LT/esp qui explique le mieux la mortalité dans les turbines Kaplan, indépendamment des conditions hydrauliques (fonctionnement de la turbine), ce qui met en évidence les dommages, surtout ceux d'origine mécanique (Larinier et Dartiguelongue 1989).

Hadderingh et Bakker (1996) ont déterminé pour la centrale Linne, équipée d'une turbine à bulbe (diamètre 4 m), des taux de mortalité de 0,7% à 8,6% pour des anguilles jaunes (taille moyenne de 36 cm) et de 5,5% à 22,8% pour des anguilles argentées (taille moyenne de 59 cm). Il semble que ce type de turbine induise moins de mortalités que les turbines Kaplan de taille similaire, qui sont de l'ordre de 20% à 50%. Une relation inverse entre le pourcentage de décharge et la mortalité a été observée. À une autre centrale (De Haandrick) la mortalité a atteint 24% pour des anguilles argentées en dévalaison (taille entre 40-50 cm), les sectionnements ayant été observés le plus souvent. Pour les deux centrales la mortalité a augmenté avec la classe de taille du poisson. L'effet a été plus marqué pour les petites turbines.

16.2.3 Études réalisées en Amérique du Nord

Eicher Associates (1987) font la synthèse des recherches réalisées sur les salmoniformes en Amérique du Nord. Ils distinguent des biais inhérents reliés aux études de type informationnelles et exploratoires. Ces premières tendent à minimiser la mortalité car elles sont destinées à obtenir rapidement des valeurs repères des niveaux de mortalité d'une centrale donnée opérée en conditions optimales. Les études exploratoires cherchent à expliquer la part de mortalité sous diverses conditions d'opération des turbines et elles fournissent des taux de mortalités plus élevés. D'après l'ensemble des données, il est ressorti que la taille des poissons a été le principal facteur associé aux dommages mécaniques. Les autres formes de dommages n'ont pu été reliées à cette variable. Un certain nombre de paramètres ont aussi augmenté à différents degrés les taux de mortalité des poissons : vitesse de la roue (turbines Francis seulement); grandes différences de pression (incluant cavitation); niveau d'élévation relatif de la turbine par rapport au bief aval; tout éloignement du rendement optimum de la turbine situé entre 70% et 80%. La hauteur de chute n'a pas eu d'effet significatif sur la mortalité. Eicher Associates (1987) mentionnent qu'il est important de mesurer la mortalité différée lors des études de survie suite au transit dans la turbine, en moyenne 82,7% des pertes ayant eu lieu le premier jour, 10,5% le deuxième et 6,8% le troisième. Même dans les meilleures conditions d'opération, et indépendamment de l'approche utilisée, il a été difficile de réduire la mortalité à moins de 10%. Pour abaisser ce seuil, la solution la plus efficiente en terme de coûts et d'efficacité serait de détourner les poissons des turbines.

Stone et Webster Environmental Services (1992) font une revue des travaux sur les espèces de poissons résidants. Ils décrivent aussi en détail les techniques d'étude du transit dans les turbines, dont certaines utilisées dans un cadre descriptif. Cependant leurs travaux n'incluent pas d'informations concernant l'anguille. Sur l'ensemble des recherches, les mortalités des plus grands poissons (> 200 mm) ont oscillé entre 10% et 30% pour les turbines de type Francis et Kaplan.

Kolenosky (1976) a calculé un taux de collision théorique de 100% pour des anguilles de plus de 900 mm avec les turbines à hélice de la centrale Moses-Saunders. Toutefois, les estimations avancées dans ce dernier cas surestiment grandement la mortalité (Desrochers 1995). Lors d'essais dans les turbines (240 individus injectés, taille moyenne de 102 cm, étendue de 81-114 cm, marquage avec ballons), le taux de mortalité a été de 16% après une heure et de 26,5% après 88 heures (Normandeau Associés et Skalski 1998). Lorsque les spécimens non recapturés mais présentant toujours un signal télémétrique actif étaient inclus dans les calculs, la mortalité s'élevait à 25% après 88 heures. Les principales sources de mortalité et de blessure ont été attribuées à des causes mécaniques, soit par contact direct avec les pales ou avec d'autres éléments de la structure.

À la centrale de Beauharnois, la mortalité provoquée par les turbines de type Francis a été de 15,8%, et de 23,9% pour le type à hélice (Desrochers 1995). Les anguilles utilisées dans cette expérience mesuraient en moyenne 881 mm pour les essais avec la turbine à hélice et 897 mm pour la turbine Francis et étaient munies de flotteurs solidement implantés chirurgicalement dans la région dorsale. Les lésions à la colonne vertébrale

constituent les principales blessures observées à la sortie des turbines, suivies par les sectionnements. Il est intéressant de constater que les résultats présentés par Desrochers (1995) pour une turbine à hélice s'apparentent à ceux obtenus par Normandeau Associés et Skalski (1998) pour le même type de turbine, malgré les différences méthodologiques et les tailles distinctes des anguilles injectées.

Les essais menés à la rivière Oswego ont permis d'estimer des taux de mortalité de 6,4% à la station hydroélectrique de Minetto (turbine Francis de 5,3 m diamètre et taille des anguilles de 547 mm à 705 mm), et de 37% à la station de Raymondville (turbine à hélice d'environ 5,6 m et taille des anguilles de 500 mm à 750 mm) (Kleinschmidt Associates 1995).

À la rivière Shenandoah (Virginie), la mortalité résultant du passage des anguilles argentées dans les turbines Francis a été évaluée à 8,9% tandis que 26,3% des anguilles présentaient des blessures à leur sortie (RMC Environmental Services 1995). Il y a au total quatre centrales (dont une avec turbines à hélices) sur cette rivière et l'effet combiné des mortalités a été estimé entre 8,9% et 25,8% selon le point de départ des anguilles. Il a été envisagé d'arrêter des turbines pendant les pointes de dévalaison, entre certaines heures de la soirée et de la nuit (jusqu'à une heure après le coucher de soleil). RMC Environmental Services (1995) mentionnent que lors de conditions hydrologiques favorables (forts débits), il est possible de diriger les anguilles vers les évacuateurs tout en arrêtant les turbines.

16.2.4 Aménagements des centrales pour la dévalaison

Les réactions des anguilles ne correspondent à aucun des schémas développés pour d'autres migrateurs comme les aloses ou les saumons. En outre, les divers comportements d'*A. anguilla* et *A. rostrata* sont mal connus (Tesch 1977). Face aux dispositifs conventionnels de répulsion (lumières, rideaux de bulles et grilles), la réponse des anguilles s'est montrée très variable (Hadderingh *et al.* 1991). Toute recherche effectuée dans ce champ d'étude pourrait contribuer à diminuer les mortalités d'anguilles.

La voie préférentielle de dévalaison des anguilles se situe dans les couloirs de plus forts courants, ce qui les entraîne dans les turbines (les anguilles argentées présentent une rhéotaxie négative). Elles utilisent toute la hauteur de la colonne d'eau lors de la dévalaison, mais avec une préférence pour la strate près du fond (Haro et Castro-Santos 1997). Berg (1986) explique que les différences de taux de mortalité observées entre les anguilles jaunes et argentées sont non seulement dues à la taille mais aussi à des différences comportementales. Les anguilles argentées seraient plus passives en dévalaison, tandis que les anguilles jaunes pourraient davantage éviter les zones de turbulence et les pales. Une différence de profondeur de nage pourrait aussi expliquer les différences, les anguilles jaunes nageant plus souvent près du fond (Eicher Associates 1987).

Eicher Associates (1987) et Gauthier (1989) avancent une série de mesures qui devraient théoriquement permettre de diminuer les taux de mortalité observés lors du transit des poissons dans les turbines. Ces recommandations proposent des améliorations dans la conception des turbines et de leurs composantes, et une gestion hydraulique minimisant le

potentiel de dommages. Toutefois, Stone et Webster Environmental Services (1992) considèrent impraticable la réduction de la mortalité dans les turbines en dessous du seuil critique de 10% mis en évidence par Eicher Associates (1987). Le détournement des poissons des turbines semble être la solution qui s'impose pour réduire les pertes au plus bas niveau possible.

16.2.4.1 Déversoirs et évacuateurs de crue

Les déversoirs et évacuateurs de crues peuvent entraîner des mortalités directes (blessures et chocs) et indirectes (sensibilité plus grande à la prédation lorsque des difficultés surviennent pour trouver le passage vers l'aval). Les mortalités sont extrêmement variables, selon la hauteur de chute, mais peuvent être équivalentes ou même plus grandes que celles du transit dans les turbines. Les dommages surviennent dès que la vitesse du courant dépasse 15 m/s ou 16 m/s et ce, peu importent la taille et l'espèce de poisson (Travade et Larinier 1992). Il importe donc de connaître l'impact réel de chaque voie potentielle avant d'envisager un dispositif spécial. Les dispositifs doivent être intégrés à la conception des ouvrages et lors de la dévalaison, le passage devrait être favorisé à travers la structure la moins dommageable (Travade et Larinier 1992).

Au Québec, Naturam (1996) a aménagé au barrage de la rivière Amédée une fosse d'amortissement visant à minimiser les blessures occasionnées par les chocs mécaniques du déversoir.

16.2.4.2 Barrières physiques

Brown (1997) mentionne qu'aux États-Unis la protection des poissons migrateurs a été effectuée principalement au moyen de barrières physiques. Toutefois ces dispositifs coûteux requièrent un entretien constant et peuvent diminuer l'efficacité de la centrale.

Des grillages sont souvent installés au droit de la prise d'eau d'une turbine. La présence d'un exutoire est requise à proximité et la vitesse d'écoulement doit permettre aux poissons de nager pour éviter le placage (Travade et Larinier 1992). De section carrée ou rectangulaire, les grilles les plus couramment utilisées pour les salmonidés ont entre 5 mm et 25 mm d'ouverture et sont installées à des courants inférieurs à 0,3 m/s (smolts) et 0,15 m/s (alevins).

Travade et Larinier (1992) font état des grilles les plus utilisées :

- Grilles fines temporaires : elle requièrent un surdimensionnement de la plupart des prises d'eau; augmentent les coûts d'entretien; ne peuvent être posées par courants trop forts; s'installent avant la prise d'eau.

- Grilles rotatives auto-nettoyantes : limitées aux faibles profondeurs; coûts très élevés.

- Grille dans la prise d'eau : limitée aux grosses installations; le détournement des poissons se fait par les puits à batardeaux; coûts importants.

– Grille « écrémeuse » ou « Eicher » : située dans la galerie d'amenée; est constituée d'une grille « Johnson » de 2 mm × 2 mm; efficace jusqu'à 1,5-2,4 m/s; presque auto-nettoyante; parmi les plus efficaces.

Sur la rivière Shenandoah (Virginie) l'utilisation de grillages de 2,54 cm pendant une période de trois mois, dans le but d'éviter les mortalités d'anguilles exige un réaménagement de l'exutoire en place et est accompagnée de problèmes de colmatage majeurs. Au site de Columbia Dam (New Jersey), une grille de 1,91 cm est en fonction pendant les deux semaines de dévalaison maximale autour de la pleine lune. Il n'y aurait pas de modifications apportées à l'exutoire à ce site. Toutefois l'évaluation de l'efficacité n'est pas prévue (Euston 1997).

Une grille à saumoneaux nettoyée par jets d'air s'est avérée efficace en 1998 pour empêcher les anguilles d'être entraînées dans la turbine de la centrale du barrage La Pulpe, sur la rivière Rimouski (Guy Verreault, comm. pers.). Cette solution pourrait donc être envisagée pour les micro-centrales projetées, mais reste inapplicable aux micro-centrales existantes.

16.2.4.3 Barrières comportementales

Ce type de dispositif tente d'induire un déplacement du poisson par des stimuli agissant sur le comportement (attraction, répulsion ou guidage) et possède l'avantage sur les grilles de ne pas colmater (nettoyage). Brown (1997) signale que l'échec passé de ces dispositifs à détourner les poissons a forcé l'implantation de barrières physiques aux États-Unis. Toutefois le NMFS encourage à nouveau l'expérimentation de barrières comportementales afin de complémenter les barrières physiques.

16.2.4.3.1 Dispositifs lumineux

Le comportement lucifuge des anguilles face à des lumières de faible intensité durant la nuit est connu depuis un certain temps (Cox 1916). Les sources lumineuses stroboscopiques de forte intensité semblent prometteuses pour la répulsion des anguilles. Une diminution de 65% à 92% des anguilles se présentant à l'entrée de la passe Moses-Saunders a été observée suite à l'utilisation d'un tel dispositif (Patrick *et al.* 1982). Il semble aussi que les plus petites anguilles (22 cm à 28 cm) aient présenté une sensibilité à la lumière moins prononcée que les plus grands spécimens (38 cm à 52cm). L'évitement du stroboscope blanc (400 nm à 570 nm) se produit à une gamme d'intensités et de fréquences, mais une source plus importante provoque une réaction plus forte. D'après les expériences au laboratoire, il existe toutefois un danger de conditionnement des poissons (au moins sur une période de 12 heures). Les anguilles ne réagissent pas au stroboscope rouge (600 nm à 700 nm et plus).

Hadderingh *et al.* (1991) font état de nombreuses expériences de répulsion menées avec des sources lumineuses aux Pays-Bas. Avec des lampes au mercure à haute pression et des lumières incandescentes immergées, 51% des anguilles jaunes et 25% des anguilles argentées ont été détournées à la station hydroélectrique Bergum. À l'aide des lumières

(10 lux) immergées posées sur le fond, les essais menés aux pêcheries commerciales des rivières Vecht et Regge ont donné des taux de déflection respectifs de 73% et de 85%. Une relation entre le taux de déflection et l'intensité lumineuse a été mise en évidence. À Regge, le taux a diminué de 76% avec une intensité de 10 lux, passant à 67% pour 4 lux et atteignant 30% à 0,6 lux. Cette relation indique que la répulsion, qui s'effectue à distance, est moins efficace à faible intensité. Les anguilles sont alors plus près de la source et ont moins de temps pour afficher une réaction d'évitement et se détourner de la prise d'eau de la turbine.

Hadderingh et Bakker (1996) ont mené à la station hydroélectrique De Haandrick (rivière Meuse) des tests avec une barrière lumineuse composée de neuf lampes incandescentes de 200 W posées sur le fond (2,6 m) et de deux lampes au mercure à haute pression de 2000 W installées près de la surface. Cette barrière située à 4 m en amont de la prise d'eau (vitesse du courant 0,6 m/s) a permis de réduire de 66% le nombre d'anguilles argentées passant dans les turbines.

Les essais menés au laboratoire par Hadderingh et Smythe (1997) montrent clairement une réaction photonégative des anguilles argentées, même à faible illumination ($7{,}1 \times 10^{-3}$ lux, source fluorescente) et pour tous les types de lumières blanches (fluorescente, incandescente et stroboscopique). Lorsque la vitesse du courant entre en jeu, il importe de laisser un temps suffisamment long aux anguilles pour afficher la réaction d'évitement et trouver l'exutoire. Le barrage lumineux ne doit pas être placé à angle trop obtus.

Taft *et al.* (1998) décrivent des essais de répulsion d'anguilles avec des « louvers », une barrière électrique et une barrière lumineuse. Seuls les essais avec différents types de lumières (intensités et spectre émis variables) ont donné des résultats intéressants, soit 25% à 85% de répulsion.

Therrien et Verreault (1998) ont expérimenté l'utilisation d'une barrière lumineuse à la centrale du barrage La Pulpe, sur la rivière Rimouski pour éloigner les anguilles en dévalaison de la prise d'eau des turbines. Ce système n'a pu être testé de façon concluante en 1997. L'augmentation de l'intensité des sources lumineuses pourrait améliorer l'efficacité du dispositif.

16.2.4.3.2 Dispositifs électriques

Gleeson (1997) a effectué des essais *in situ* d'une barrière électrique à Goose River Hydro Mill Dam (Maine) pour diriger les anguilles vers un point précis du déversoir. Le système consiste en un fil chargé posé parallèlement au déversoir. Une anguille approchant le fil rencontre un champ d'intensité croissante. La réaction d'évitement débute quand la limite de tolérance de l'individu est dépassée. L'anguille peut alors nager parallèlement au fil ou s'en détourner à angle droit. En deçà de 1,5 volt, les anguilles tentent généralement de franchir le dispositif; à 3 V la réaction d'évitement est plus marquée; les effets répulsifs sont notables dès que la tension atteint 6 V et entre 12-15 V le risque d'électrocution augmente tangiblement (une anguille électrocutée tend à couler). L'utilisation du courant AC à moins de 30 V est conseillée, un voltage plus élevé étant dangereux pour les anguilles. Les

réactions variables entre les individus pourraient venir de leur taille, les plus petits étant moins sensibles, mais aussi de différences observées au niveau de la résistivité des tissus des anguilles (15 KΩ-50 KΩ). Notons que l'efficacité de ce dispositif n'a pas été évaluée.

L'application de champs électriques de 16 à 25 Volts (60 Hz AC ou DC) peut occasionner des effets délétères chez *A. anguilla*, certains individus étant électrocutés ou entrant en collision avec la source (Taft *et al.* 1998).

16.2.4.3.3 Dispositifs sonores

Chelminsky et Bradshaw (1997) ont utilisé un dispositif sonore d'éloignement à Easton Lake (élargissement de la rivière Mill, Connecticut), dans le but d'empêcher les anguilles d'entrer dans les prises d'eau et de colmater les pompes d'une usine de filtration. Le dispositif pneumatique (Hydrogun) produit un signal acoustique sous-marin de basse fréquence (5 KHz) par cavitation et sous forme d'impulsion. Bien qu'une évaluation quantitative de ce système n'ait pas été réalisée, il semble y avoir un effet répulsif significatif.

16.2.4.3.4 Autres dispositifs

Parmi les autres techniques utilisées, les écrans hydrodynamiques (louver ou persiennes) ont été classés dans les méthodes comportementales par Travade et Larinier (1992), mais nous l'incluons ici à cause des fonctions hybrides de ces grilles. L'inclinaison des persiennes est de 10-15^{o} et l'espace entre les lames, de 5-15 cm. Utilisées à des vitesses de 0,4-1,5 m/s, elles sont sensibles au colmatage et avantageusement remplacées par les grilles rotatives inclinées. Taft *et al.* (1998) décrivent des essais de ce type de dispositif avec *A. anguilla*, à différents espacements (jusqu'à 100 mm) et inclinaisons (minimum de 15^{o}, dans les deux plans). Leur efficacité relative devient nulle au-delà d'une vitesse de courant de 50 cm/s, les anguilles ne cherchant pas à contourner les grilles mais plutôt à traverser le dispositif.

Travade et Larinier (1992) mentionnent également des écrans à chaînes fixes et mobiles, mais que ceux-ci n'ont pas été utilisés dans la répulsion des anguilles. Taft *et al.* (1998) indiquent que les barrages à bulles ont été testés sans succès pour l'anguille d'Europe.

16.2.4.4 Exutoires de dévalaison (by-pass)

Ils sont associés aux barrières physiques et comportementales ou employés seuls. Leur implantation et conception doivent attirer les poissons (Travade et Larinier 1992). Les caractéristiques générales des exutoires sont : écoulement de surface par pertuis d'au minimum 0,5-1,0 m selon la grosseur de la prise; besoin d'une lame d'eau minimale de 0,4 m (avec débit d'environ 0,5 m^3/s); l'accélération doit y être progressive; le débit y circulant doit s'ajuster au débit turbiné (minimum de 2-5% de celui-ci); doit être implanté le plus près possible du plan des grilles (latéralement ou au-dessus) ou près des zones de rassemblement des poissons. Comme dans le cas des déversoirs, il faut éviter que des traumatismes surviennent à la sortie du by-pass (hauteur de chute trop élevée, frottements

ou encore vitesses supérieures à 12 m/s). L'efficacité du by-pass seul est très variable, oscillant d'une moyenne de 15% à un maximum de 85% selon son implantation et les conditions hydrologiques (Travade et Larinier 1992).

16.2.5 Entraînement dans les prises d'eau des industries

Travade et Larinier (1992) signalent qu'il existe une susceptibilité des poissons en migration à tous les types de prises d'eau (centrales thermiques, usines de filtration, etc.). Le risque s'établit en fonction des débits relatifs de pompage, les dommages étant spécifiques à chaque installation. L'évaluation des impacts doit être réalisée cas par cas. Les anguilles entraînées se trouvent souvent avec les déchets retenus par les filtres des usines ou encore meurent en colmatant les pompes. Gudger (1950) fait part des problèmes de colmatage des réseaux de distribution d'eau douce dans certaines villes par les anguilles. La plupart des cas problématiques mentionnés par Gudger (1950) ont été solutionnés par l'installation de grilles doubles et assez fines aux entrées des prises d'eau.

Hadderingh *et al.* (1991) signalent que de nombreuses anguilles juvéniles (63-96%) ainsi que des anguilles argentées sont entraînées dans les prises d'eau des centrales thermiques des Pays-Bas. Au site d'Amer (40 m^3/s), plus de 50 000 anguilles périssent par an, contre seulement 224 anguilles par an à la station Maas. La station du lac Bergum (14 m^3/s) entraîne des mortalités importantes de plus de 250 000 anguilles/an.

Au barrage Moses-Saunders, les essais d'éloignement des anguilles en aval de la centrale avec des lumières avaient pour but d'éviter le colmatage des pompes lors de l'arrêt d'une turbine pour l'entretien (Patrick *et al.* 1982). Chelminsky et Bradshaw (1997) signalent aussi des problèmes d'une usine de filtration provoqués par le colmatage de pompes par les anguilles.

Dans l'évaluation de l'état des populations d'anguilles en Amérique du Nord, Richkus et Whalen (1999) ont utilisé les données du nombre d'anguilles entraînées dans les systèmes de refroidissement des centrales thermiques de Roseton et Danskammer (voir hapitre 14, point 14.1.1.2).

16.2.6 Autres effets mesurés et potentiels des barrages hydroélectriques

D'une façon générale, Travade et Larinier (1992) signalent que les ouvrages de retenue changent la nature du peuplement piscicole, augmentent la prédation par les oiseaux ou par les poissons piscivores. Ils peuvent provoquer de l'eutrophisation et entrainer une sensibilité accrue aux maladies et au parasitisme.

Certains effets diffus pourraient être plus difficiles à quantifier (Robitaille 1994). Des modifications de la chronologie de dévalaison peuvent survenir. Haro et Castro-Santos (1997) mentionnent que certaines anguilles argentées munies d'émetteurs se présentent à plusieurs reprises dans le bief amont d'un barrage avant de se décider à le franchir. Vladykov (1947) note que les anguilles en dévalaison peuvent suspendre la migration et passer un an supplémentaire en eau douce. Le retard peut augmenter le stress et la

susceptibilité aux agents pathogènes, et peut aussi entraîner des dysfonctionnements physiologiques (Robitaille 1994). Dutil (1984) mentionne que le dérèglement de l'osmorégulation (voir chapitre 11, point 11.6) pourrait être induit par un retard entraîné par des barrières physiques sur la route migratoire (barrages), entre autres.

Les blessures subies par les anguilles ne sont pas toutes mortelles. À plus long terme, le développement de maladies (virales, bactériennes ou fongiques) pourrait être favorisé (Robitaille 1994). Les luxations et les fractures observées chez certaines anguilles difformes suggèrent un traumatisme par les barrages hydroélectriques, et le fait que les plus grands (plus lourds) spécimens aient des fréquences plus élevées appuie cette observation (Dutil *et al.* 1997b). Dans le fleuve Saint-Laurent, l'occurrence de certaines malformations, blessures et pathologies augmente à la fin de la saison de pêche commerciale, ce qui suggère que la dévalaison de ces individus ait été entravée (Couillard *et al.* 1993 et 1997). Couillard *et al.* (1997) mentionnent que certains types de blessures peuvent passer inaperçus à l'examen externe. Des radiographies prises sur des anguilles apparemment saines ont révélé que 19% avaient diverses lésions des vertèbres (fusions, compressions, dislocations et difformités). Les probabilités que ces individus contribuent à la reproduction sont sans doute plus réduites (Robitaille 1994). L'affection des vertèbres a été environ six fois plus élevée chez les anguilles en migration (Kamouraska) que chez les anguilles jaunes résidant dans le lac Ontario (Dutil 1994; Dutil *et al.* 1997a). Certaines différences de taille et d'âge (non déterminé) entre les deux groupes pourraient cependant tempérer ces résultats. Les plus grandes anguilles étant plus susceptibles de subir des dommages dans les turbines, il est possible que les centrales contribuent à diminuer la taille moyenne des prises commerciales (Robitaille *et al.* 1988). Hadderingh et Bakker (1996) signalent que dans une pêcherie commerciale des Pays-Bas, les blessures sont plus nombreuses (29%) pour les anguilles de plus de 45 cm que pour celles de taille inférieure (17%).

Selon les données présentées par Gauthier (1989), on trouve au Québec 44 centrales hydroélectriques réparties sur seize rivières accessibles à l'anguille. Ces centrales sont équipées de turbines Francis (80%), de turbines à hélice (14%) et Kaplan (6%). À l'exception du complexe de Moses-Saunders et Beauharnois sur le fleuve Saint-Laurent, on ne dispose pas de données sur l'impact de ces ouvrages sur la migration des anguilles.

L'évaluation des pertes occasionnées par les grandes centrales lors de la dévalaison a fait l'objet de peu d'estimations. À partir des informations disponibles, il sera tenté de fournir une évaluation pour les anguilles en provenance du lac Ontario et traversant successivement les complexes hydroélectriques de Moses-Saunders et de Beauharnois. Pour une turbine à hélice de la centrale Moses-Saunders, Normandeau Associés et Skalski (1998) ont obtenu un taux de mortalité de 25,0% pour des anguilles ayant une taille moyenne de 102 cm. On supposera ce taux valable pour les 32 turbines de ce complexe. À Beauharnois, Desrochers (1995) a déterminé un taux de mortalité de 15,8% pour les turbines Francis et de 23,9% pour les turbines à hélice. La taille moyenne des anguilles utilisées dans ces essais était d'un peu moins de 90 cm. La centrale de Beauharnois possède dix groupes de turbines à hélice et 26 de type Francis ayant des capacités maximales totales respectives de 3050 m^3/s (29,4% du débit total) et de 5676 m^3/s (54,6%

du débit total). La centrale Les Cèdres (17 turbines Francis) fait partie du complexe et environ 13% du débit total y est turbiné tandis que 3% est évacué par un déversoir. Si on veut déterminer un taux de mortalité moyen pour le complexe Beauharnois il faut séparer la part induite par chaque type de turbine et la pondérer par les débits d'opération. Afin de simplifier l'exercice, quelques suppositions seront effectuées : toutes les turbines fonctionnent; les anguilles se distribuent proportionnellement selon l'importance du débit; presque toutes les anguilles transitent par les turbines; on considère les valeurs de mortalité avancées par Normandeau Associés et Skalski (1998) et Desrochers (1995) représentatives pour le contingent d'anguilles; on considère un taux de mortalité de 15,8% pour la centrale Les Cèdres. En appliquant les taux de mortalité et les pondérations des divers éléments, on obtient pour le complexe de Beauharnois un taux de mortalité moyen de 17,7%. Pour les deux complexes, les anguilles provenant du lac Ontario pourraient encourir des pertes systématiques de près de 38,3%. Pour la suite de l'exercice, il faut recourir aux données de caractérisation des pêcheries commerciales. En 1996, Caron et Verreault (1997a) ont évalué le taux d'exploitation dans le Bas-du-Fleuve a 17% (13-23%) pour un contingent de 488 696 (383 291 à 622 542) anguilles argentées. À partir de ces données on peut estimer la proportion d'anguilles provenant du lac Ontario en appliquant un ratio similaire à celui obtenu par Desjardins *et al.* (1983) pour la présence de certains polluants spécifiques (Mirex) des Grands Lacs de l'ordre de 65% (60-70%). Pour le contingent en dévalaison dans l'estuaire en 1996 on obtient donc 317 652 anguilles provenant du lac Ontario. En appliquant à ce dernier nombre le taux de mortalité totale de 38,3% à rebours, on calcule une mortalité d'environ 196 973 anguilles induite par les complexes Moses-Saunders et Beauharnois, selon les chiffres avancés. Avec un poids moyen des captures de 1,33 kg/anguille (Caron et Verreault 1997a), les pertes de l'année 1996 seraient de l'ordre de 262 tonnes pour ces deux complexes. Un ajustement des données selon les conditions hydrologiques, l'opération des barrages et la contribution réelle du lac Ontario lors de la dévalaison (été et automne) pourrait aider à obtenir une image plus précise de la situation. Des raffinements pourraient aussi être apportés, sur une base théorique seulement, en ventilant la mortalité selon des catégories de taille des migrants. Pour une année donnée, il faudrait comparer la distribution de taille des individus quittant le lac Ontario et ceux capturés immédiatement en aval des complexes hydroélectriques pour déterminer l'impact sur la taille. Les anguilles utilisées par Desrochers (1995) sont assez représentatives des poissons en dévalaison, ou sont de 2 cm à 5 cm plus grandes en moyenne que celles observées à la pêcherie commerciale de l'estuaire (Verreault 1997). Les spécimens ayant servi à Normandeau Associés et Skalski (1998) pour l'estimation de survie pourraient être représentatifs des plus grands migrants. Les anguilles argentées du fleuve Saint-Laurent sont parmi les groupes ayant la plus grande taille à la dévalaison, ce qui accentue le problème de la mortalité différentielle provoquée par les barrages. Cette première estimation est suffisamment réaliste pour justifier toute intervention visant à réduire les mortalités subies lors du transit dans les turbines à ces deux centrales. À partir des carcasses trouvées en amont de la centrale Moses-Saunders, Kolenosky (1976) avait estimé des pertes annuelles minimales de l'ordre de 15 t à cet endroit. Axelsen (1997) ainsi que Caron et Verreault (1997a) sont d'avis que les taux d'exploitation par la pêche des anguilles argentées et jaunes (inconnu), combinés à ceux de la mortalité par les turbines, induisent une trop forte pression sur la population du Saint-Laurent, réduisant irrémédiablement sa contribution au stock reproducteur.

17. TECHNIQUES D'ÉTUDE SCIENTIFIQUE DES ANGUILLES

Peu d'espèces ont été étudiées de façons aussi diverses que les anguilles, leur cycle de vie diadrome, leur vaste distribution géographique et la diversité des habitats utilisés contribuant à la multiplicité des approches expérimentales. Les mœurs cryptiques et la capacité de ces poissons au corps fusiforme à se « faufiler » dans les interstices et à s'échapper des pièges traditionnels ont aussi guidé le développement de techniques spécifiques. Nous n'avons pas réalisé une revue exhaustive de toutes les techniques disponibles mais l'emphase a été placée sur les méthodes utilisées dans les recherches scientifiques. Certaines techniques de pêche commerciale peuvent être appliquées sans modifications pour des recherches, mais il importe toutefois de déterminer leur sélectivité (biais). Il faut distinguer les données tirées des pêcheries commerciales de celles obtenues expérimentalement (Koops 1980). Les principaux inconvénients concernant les données des pêcheries commerciales concernent la fiabilité et la représentativité des informations récoltées; un certain nombre d'individus sont rejetés lorsque la taille n'excède pas la norme réglementaire; l'effort est souvent noté pour des périodes dépassant 24 heures; les engins commerciaux peuvent être conçus pour permettre l'échappement de petits spécimens; les prises ne sont pas toutes déclarées; des facteurs autres que l'abondance relative des populations naturelles peuvent faire fluctuer les débarquements (Koops 1980; Robitaille et Tremblay 1994). Cependant, l'examen et l'adaptation des techniques développées par les pêcheurs commerciaux ne sont pas à négliger car ces derniers exploitent intensément diverses phases. Pour le lecteur désireux d'obtenir plus d'information nous recommandons fortement la consultation des ouvrages suivants : Sinha et Jones (1975), Forrest (1976), Tesch (1977), Moriarty (1978), Koops (1980) pour des revues détaillées des techniques de capture; Nielsen (1988) et Moring (1990) pour le marquage et l'étiquetage; Vøllestad *et al.* (1988) pour les techniques de traitement des otolithes.

17.1 Capture

17.1.1 Anguilles jaunes et argentées

Pour optimiser l'échantillonnage, le chercheur peut tirer avantage des mœurs nocturnes (lucifuges), du comportement fouisseur (thigmotaxie), des migrations (rhéotaxie positive ou négative) et des déplacements saisonniers liés à la quête alimentaire ou à l'hibernation (Tesch 1977). Koops (1980) mentionne que les techniques développées pour une espèce peuvent s'appliquer d'une façon générale, la biologie du genre *Anguilla* étant assez semblable. Le comportement de la phase étudiée détermine aussi la technique à employer. Par exemple, les anguilles résidentes sont plus difficiles à capturer que les migrantes.

La pêche à l'électricité est une des techniques les plus utilisées pour les inventaires et l'obtention rapide de spécimens avec relativement peu d'efforts (Keenleyside 1959; Gunning et Shoop 1962; Ogden 1970; Harrell 1977; Facey et LaBar 1981; Maurakis et Woolcott 1984; Peterson et Gale 1991; Oliveira 1996 et 1997, entre autres). Le fait de pouvoir récolter des individus à un moment précis de la journée permet aussi de détailler le comportement alimentaire au cours d'un cycle d'activité (Godfrey 1951 et 1956; Lookabaugh et Angermeier 1992; Denoncourt et Stauffer 1993). Casselman *et al.* (1997a)

ont utilisé des données de pêche commerciale réalisées à l'aide de la pêche à l'électricité; la standardisation de la récolte (un seul pêcheur avec le même engin) a permis d'obtenir une série temporelle fiable sur l'évolution des densités d'anguilles jaunes dans le secteur Ouest du lac Ontario. Dans divers systèmes des maritimes et au Québec, des pêches électriques expérimentales ont servi à établir des séries temporelles basées sur des estimés de densité (Chaput *et al.* 1997; Caron et Verreault 1997b). Selon Koops (1980), les principales restrictions concernant cette méthode sont qu'elle est limitée aux petits et moyens cours d'eau, aux berges des lacs ou des grandes rivières, aux eaux peu profondes (jusqu'à 2 m) et que la réaction (électrotaxie ou électronarcose) du poisson dépend de sa taille (Gleeson 1997). La récolte des anguilles est plus aisée la nuit (Facey et LaBar 1981), mais il est possible de les déloger des abris le jour. L'échantillonnage est mené de préférence dans des sections fermées par des filets à mailles fines, ce qui permet d'obtenir des informations quantitatives sur la densité des populations. La pêche s'effectue généralement jusqu'à l'atteinte d'un certain seuil d'épuisement du nombre d'individus dans la section à l'étude et plus rarement pendant une période de temps donnée (30 minutes; Peterson et Gale 1991). L'efficacité de la pêche à l'électricité expérimentale peut être mesurée en effectuant plusieurs passes dans une section fermée du milieu à l'étude (Godfrey 1951 et 1956; Oliveira 1996 et 1997). Tout dépendant de l'habitat et de la dureté de l'eau, différents voltages (110-220 V AC avec un ampérage non précisé ou 220-700 V DC avec 1-3 ampères) et appareils (générateurs fixes ou portables de marque Smith-Root VIII-A ou Honda) sont utilisés. Koops (1980) mentionne que l'électricité peut servir à complémenter d'autres engins (seines, chaluts, verveux, etc.). Une seine à l'électricité a été utilisée dans une étude sur l'habitat d'*A. rostrata* dans divers systèmes hydrographiques (Smogor *et al.* 1995). Gleeson (1997) a réalisé des essais de répulsion à l'aide de l'électricité aux abords des barrages hydroélectriques dans le but de guider les anguilles argentées vers un exutoire de dévalaison (voir chapitre 17).

Les casiers à anguilles (aussi appelés « eel-pot » ou « eel-basket » en anglais) sont utilisés le plus souvent appâtés et destinés à la capture des individus actifs dans divers milieux (Tesch 1977; Koops 1980). Ce type d'engin est utilisé depuis une époque ancienne et il présente une grande diversité de conception (Tesch 1977). Les casiers à anguilles ont été employés dans bon nombre d'études en Amérique du Nord (Harrell 1977; Michener 1980; LaBar et Facey 1983; Hedgepeth 1983, entre autres) et surtout celles impliquant la capture-marquage-recapture (Bianchini *et al.* 1982; LaBar et Facey 1983; Bozeman *et al.* 1985; Ford et Mercer 1986). Trois paramètres importants semblent guider la sélectivité des casiers à anguilles : la dimension de l'entrée (détermine la taille maximale), la dimension du grillage (détermine la taille minimale) et le type d'appât (modifie les captures par unité d'effort (CPUE)). Le piège « type » utilisé en Amérique du Nord comporte deux ouvertures (entrée de 2.5-5.2 cm); il est de section cylindrique (20-30 cm) ou rectangulaire, mesure de 45-100 cm de longueur et il est doté d'un grillage métallique (5-13 mm de côté) recouvert ou non de plastique (Boëtius et Boëtius 1976; Helfman *et al.* 1984a; Hansen et Eversole 1984; Bozeman *et al.* 1985; Sorensen *et al.* 1986). Ford et Mercer (1986) mentionnent qu'une grille de 5 mm de côté permet aux individus de moins de 15 cm de s'échapper du piège. Cook (1982) n'a pu mettre en évidence un effet de la dimension du piège ou encore de sa conception sur la sélectivité. Au point de vue de l'encombrement lors du transport et sur le pont d'une embarcation, il pourrait être

avantageux d'utiliser les plus petits pièges possibles (Cook 1982). Les casiers à anguilles sont sélectifs pour les anguilles jaunes. Dans la rivière Altamaha en Georgie, la moyenne d'âge des anguilles capturées a été de 7 ans, la taille moyenne de 47 cm (minimum de 30 cm et maximum de 86 cm) et les CPUE moyennes de 0,24 anguilles/jour/piège (Cook 1982). Il est fort probable que la prise d'un individu affecte la capturabilité d'autres anguilles (dominance en fonction de la taille). Mentionnons également que l'anguille ne consomme pas les aliments en état de décomposition trop avancé; elle agit seulement à titre de charognard occasionnel de première ligne (Tesch 1977). À cause de son odorat très développé (Tesch 1977), l'appât joue un rôle important dans l'efficacité des pièges. Les appâts les plus utilisés sont les poissons (*Alosa aestivales*, *Brevoortia tyrannus* et *Dorosoma cepedianum*), suivis par les têtes de crevettes (*Peneus* sp. et *Macrobrachium* sp.), crabes (*Callinectes* sp.), limules femelles (*Limulus* sp.), moules ou abats de poulet. Tous les appâts ne semblent pas avoir la même efficacité; cette dernière peut aussi varier au cours d'une saison de pêche (Tesch 1977). Cook (1982) mentionne que les têtes de crevettes ont donné des PUE plus élevées que des darnes de *Dorosoma cepedianum* ou que des limules.

Les verveux ont été peu utilisés pour l'étude d'*A. rostrata*. Ils ont été employés pour capturer les anguilles argentées (maille de 25 mm; Bouillon et Haedrich 1985) et pour les anguilles jaunes (Vladykov 1971; Dutil *et al.* 1988). Ils peuvent être utilisés en lacs ou rivières et ils sont souvent appâtés (Koops 1980). Tesch (1977) mentionne que leur conception varie mais qu'ils sont pour la plupart dotés de deux ailes menant à une série de chambres de rétention. Ils peuvent être utilisés seuls ou en groupes pour former des barrières de pièges. Les biais entraînés par la sélectivité des mailles des verveux ont souvent été ignorés. Ce sont les plus petits spécimens qui sont le plus souvent échantillonnés de manière inadéquate. Pour pallier ce biais, la pêche à l'électricité est utilisée conjointement (Chisnall et West 1996). Dans le but de pouvoir obtenir le plus grand éventail de tailles d'anguilles au sein de la population à l'aide d'une seule technique, Chisnall et West (1996) ont employé un verveux de grande dimension (11,5 m de long avec une seule aile) et doté de maille fine (7,2 mailles/cm) dans les lacs de Nouvelle-Zélande. Comparativement aux filets-trappes et aux verveux traditionnels (à deux ailes), le verveux expérimental était plus aisé à manipuler (rapidité d'installation et encombrement plus faible) dans une plus grande diversité d'habitats. Cet engin a permis de capturer des anguilles de petite taille, mais dans une moindre mesure qu'il avait été anticipé. La conception de l'engin ou la dimension des mailles, mais aussi des facteurs de nature comportementale, pourraient jouer dans la distribution des tailles obtenues. L'ajout de deux ailes contribuerait à le rendre plus efficace.

Mentionnons également l'utilisation des techniques de capture suivantes : les chaluts (semiballon trawl de 5-10 m doté d'une maille de 1,25 cm dans l'entonnoir terminal (cod-end)) ont été utilisés pour les anguilles jaunes (Wenner et Musick 1975; Hedgepeth 1983; Casselman *et al.* 1997a); les filets-trappes (trap-net) en milieu lacustre (O'Connor 1971); les barrages (trappes à anguilles) en rivière pour les individus en dévalaison (Day 1948; Jessop 1987) ; les passes pièges mobiles (Desrochers 1995, 1996 et 1998; voir point 17.1.3); l'empoisonnement au sulfate de cuivre (Smith 1937 et 1939) ou avec la roténone (Smith 1940; Smith et Saunders 1955; Rupp et DeRoche 1965; Engstrom-Heg et Loeb

1971; Helfman *et al.* 1984a); la palangre (la taille de l'hameçon, l'appât et la disposition sont à considérer pour l'efficacité) (Smith 1966a); la capture par les pêcheurs sportifs (Harrell 1977). Koops (1980) mentionne aussi : les pièges refuges tels que des tubes ou fascines; les « chaluts » fixes pour les anguilles en dévalaison; les seines spéciales dotées d'une poche à entonnoir; les filets trémail; les harpons en régions côtières pour les individus en hibernation.

Wolf (1951) a développé un piège qui est utilisé pour échantillonner les organismes en dévalaison dans de petites rivières. Le piège de Wolf permet la capture d'organismes vivants; il nécessite peu d'entretien et il peut tolérer les fluctuations de débit. Le piège consiste en un barrage servant à créer une chute qui se déverse sur une grille inclinée; cette dernière filtre les organismes (et débris) et les dirige vers un vivier tandis que l'essentiel du flux continue son cours. Il a été utilisé aux États-Unis pour l'étude des populations de *Petromyzon marinus*, *Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus gorbuscha* et *A. rostrata*.

17.1.2 Civelles

Selon Sheldon (1974) et Beumer et Harrington (1980), la capture des civelles est relativement aisée si l'échantillonnage est réalisé au moment et de manière opportuns : pêche pendant le pic d'arrivée sur les côtes (variable en fonction de chaque région); installation des pièges dans les systèmes côtiers à l'interface eau douce et salée; combinaison de marée montante, de la nuit, de couverture nuageuse ou de temps pluvieux; présence d'obstacles à la montaison; concentration des civelles en zones d'eaux calmes côtoyant de plus forts courants, souvent près de la berge. La technique la plus appropriée pour la capture des civelles peut dépendre des conditions locales, des sites de concentration des individus (Sheldon 1974) ou encore de la main d'œuvre disponible (Beumer et Harrington 1980). Dans les petites rivières, le filet à civelle Japonais présente un bon potentiel s'il est installé correctement (avec une aile s'étendant jusqu'à la berge et l'autre vers le centre du cours d'eau). Constitué de deux ailes (13 m de longueur × 3 m de hauteur; 6 mailles/cm) et d'un entonnoir menant à la chambre de rétention (11 m de long; 10 mailles/cm), cet engin est toutefois peu sélectif pour les diverses espèces; il est dispendieux et encombrant à installer. Nous n'avons trouvé qu'une seule étude nord américaine ayant utilisé le filet japonais (Hedgepeth 1983). Le filet Elton est de conception similaire au filet Japonais mais il est plus petit (ailes de 5 m de long 1,5 m de hauteur; entonnoir et chambre de retention de 3 m de long); il possède une chambre de rétention détachable, ce qui facilite l'évacuation des prises (Beumer et Harrington 1980). Le piège développé par Sheldon (1974) est de conception simple, efficace et peu dispendieux. Il est constitué d'une trappe grillagée possédant une ouverture verticale en forme de « v ». Doté d'ailes directrices, ce piège s'installe comme le filet Japonais. Beumer et Harrington (1980) ont apporté des modifications au piège de Sheldon et ils mentionnent que le fait de trier les prises avec des « tamis » facilite le dénombrement et la mesure des individus. Sorensen et Bianchini (1986) ont utilisé le piège de Shelton pour suivre la migration des civelles dans un ruisseau du Rhode Island. Une autre manière plus simple d'attraper des civelles consiste à se munir d'une épuisette à mailles fines (l'optimum est de 9-10 mailles/cm) et de les récolter au pied d'obstacles (Sheldon 1974; Koops 1980; Beumer et Harrington 1980). Une épuisette plus robuste est

toutefois nécessaire pour échantillonner sur des substrats meubles (Beumer et Harrington 1980). Sheldon (1974) signale que la manière la plus efficace de transporter des civelles (jusqu'à 4,5 kg), pour des durées de moins d'une heure, est de les conserver humidifiées dans un contenant mais sans eau. Pour de plus grandes quantités et de plus longues périodes, la conservation dans l'eau est requise, avec l'ajout d'un dispositif d'aération maintenant la teneur en oxygène à au moins 11 ppm, tout en veillant à ce que la température ne s'élève pas trop (les civelles peuvent puiser 50-60% de l'oxygène requis directement par échange cutané; il faut éviter l'exposition directe au soleil et l'assèchement). Beumer et Harrington (1980) discutent aussi de la conception et de l'installation de pièges permanents (voir chapitre 17). Mentionnons également l'emploi de la seine pour la capture des civelles (Ladd 1958; Hedgepeth 1983).

17.2 Marquage et étiquetage

Nielsen (1988) a compilé les informations sur les techniques de marquage et d'étiquetage appliquées à *A. anguilla*. Ces méthodes que nous allons décrire plus loin, résultent souvent dans la perte de la marque ou de l'étiquette et ont toutes des effets négatifs tels que des infections, une diminution de la croissance et des mortalités. La durée de rétention des marques et étiquettes devrait être étudiée en laboratoire, car il est difficile d'estimer les taux en milieu naturel. La croissance ou la régénération contribuent à la disparition des marques. La durée de rétention et les effets des marques et étiquettes, ainsi que l'évaluation des méthodes les moins dommageables donnant les résultats les plus fiables et consistants restent encore à déterminer. La croissance et la mortalité sont fortement influencées par les diverses techniques et il faut en tenir compte lors de l'analyse des résultats et la planification des recherches. L'anguille s'est révélée plus sensible aux diverses manipulations que d'autres espèces de poissons (Nielsen 1988). Il existe moins de méthodes applicables aux civelles et aux anguillettes (< 25 cm) car leur petite taille les rend plus difficiles à manipuler.

17.2.1 Marquage

Dans une revue de littérature sur les avantages et inconvénients des techniques utilisées pour marquer les poissons des milieux estuariens, Moring (1990) a montré que le sectionnement des rayons des nageoires était la méthode la plus utilisée. Certains chercheurs ont excisé l'une de deux pectorales au complet (Gunning et Shoop 1962) mais il est recommandé d'enlever une portion de la nageoire sous anesthésie et d'appliquer un antiseptique sur la plaie pour éviter d'entraver les mouvements ou d'accroître la mortalité (Moring 1990). Cette méthode est rapide et influence peu la survie. La régénération des nageoires pose toutefois un problème d'identification. La marque est généralement visible après 3-7 mois, mais elle peut être identifiée pendant une période de près de deux ans (à la loupe), selon les espèces (Nielsen 1988; Moring 1990). Pour les poissons anguilliformes, il est possible de faire plusieurs entailles aux nageoires dorsale, anale et caudale pour obtenir un nombre limité de combinaisons (Desrochers 1995; Moring 1990), ce qui permet de distinguer des lots en fonction de la période de marquage et du site de remise à l'eau.

Les teintures injectées constituent un moyen efficace de marquer les espèces occupant les milieux intertidaux (Moring 1990). Certains pigments deviennent indiscernables trop rapidement, d'autres sont toxiques, mais les peintures à base d'acrylique tel le « National blue », de latex, « l'alcion blue » et l'oxyde de chrome hydraté donnent de bons résultats à long terme (Nielsen 1988; Moring 1990). Il importe de marquer le poisson à un endroit qui ne risque pas de le rendre trop repérable par les prédateurs et il est possible d'utiliser un pistolet d'injection tel le Pan-Jet ou le « jet-inoculator » (Chisnall et Kalish 1993; Poole et Reynolds 1996). O'Connor (1971) a injecté de la peinture d'acrylique diluée sous la mâchoire inférieure avec l'aide d'une seringue. Les effets des manipulations et de l'injection de pigments sous-cutanés n'ont pas été quantifiés (Moring 1990). En outre, les manipulations ne sont souvent réalisables que sur des individus de plus de 25 cm et le procédé requiert du temps (Nielsen 1988). Selon Chisnall et Kalish (1993) le marquage externe avec la teinture (alcion blue) affiche un taux de rétention de 57% après deux ans. Poole et Reynolds (1996) mentionnent que les pigments commencent à pâlir après trois ans mais qu'ils sont toujours repérables si la peau est examinée sur sa face inférieure lors d'une dissection. La tétracycline est une substance qui permet de marquer les structures osseuses (Chisnall et Kalish 1993; Oliveira 1996). Elle est administrée en injection intrapéritonéale à une dose 75 mg/kg. Alcobendas *et al.* (1991) décrivent une façon rapide (3,5 heures) et efficace (100%) pour effectuer des marquages à la tétracycline (1%) de grands nombres de civelles par balnéation en milieu hyperosmotique (5% NaCl). Cette technique est utile pour la validation des études d'ostéochronologie. L'entreposage des os marqués à la tétracycline doit se faire de façon à éviter l'exposition à la lumière car celle-ci réduit la fluorescence du marqueur. Martin (1995b) a aussi utilisé la balnéation (400 mg/l) en conjonction avec un milieu hyperosmotique (14,6 g/l de NaCl et 3,6 g/l de $NaHCO_3$) pour marquer les civelles d'*A. rostrata*.

Sorensen *et al.* (1983) mentionnent que les anguilles retiennent pour des périodes allant de six mois à un an une marque réalisée avec des chiffres métalliques refroidis à l'azote liquide et appliqués sur la peau pendant cinq secondes (cold branding). Il est possible de marquer individuellement et il ne semble pas y avoir d'effet sur la survie. Ce type de marque guérit rapidement et entraîne rarement d'infection (Moring 1990). Cette méthode a été employée en milieu naturel avec succès par Oliveira (1996, 1997). Moring (1990) mentionne que le cryomarquage est préférable à celui réalisé par la chaleur (hot branding). Dans une étude étalée sur six semaines, Desrochers (1998) a marqué 8873 anguilles à l'aide d'un fil en tungstène ou en acier inoxydable chauffé au rouge par une pile de 12 V. Nielsen (1988) ne recommande pas le thermomarquage pour l'anguille car la brûlure entraîne de l'infection et la marque disparaît rapidement. À Chambly, les marques réalisées au moyen de cette méthode sont demeurées bien visibles après un an, mais sont devenues plus difficiles à identifier après deux ans (Richarc Verdon, Hydro-Québec, comm. pers.).

Parmi les autres techniques de marquage utilisées, les bains dans des teintures et colorants donnent des résultats variables selon la substance employée, tandis que l'utilisation d'isotopes radioactifs soulève des problèmes environnementaux (Nielsen 1988). La cautérisation à l'aide du nitrate d'argent entraîne des mortalités (Nielsen 1988).

17.2.2 Étiquetage

Après le sectionnement de nageoires, l'attache d'étiquettes externes était la deuxième technique la plus utilisée pour identifier les poissons des milieux estuariens (Moring 1990). L'implantation d'étiquettes numérotées conventionnelles est toutefois difficile pour les poissons de petite taille. Selon Nielsen (1988), elles ne devraient être généralement utilisées que pour des individus de plus de 25 cm. Le déplacement dans des habitats rocheux, confinés ou encore l'enfouissement dans le substrat, restreignent l'emploi d'étiquettes externes (Moring 1990). Les étiquettes attachées de manière lâche (un seul point d'ancrage) et qui sont situées à un endroit sur le corps pouvant être rejoint lorsque l'animal se replie, risquent d'être arrachées (Haro et Castro-Santos 1996). Les risques pour la consommation humaine, ainsi que des problèmes de commercialisation d'anguilles présentant des marques ou lésions doivent aussi être considérés (Nielsen 1988).

Vladykov (1971) a marqué 1252 anguilles de 351-825 mm en utilisant des anneaux en acier inoxydable insérés autour de la mâchoire inférieure, soudés et dotés d'une étiquette. Les taux de recapture ont été de 4-9% mais aucun détail sur la croissance ou la mortalité n'a été donné. Vladykov (1970) est toutefois d'avis que toute agrafe ou anneau inséré sur la mâchoire inférieure provoque un changement dans la croissance. Hurley (1972) a utilisé des anneaux de mâchoire pour une étude dans le lac Ontario et certains spécimens ont été repris en dévalaison. Pour les anguilles argentées, cette méthode peut poser moins de problèmes car cette phase ne s'alimente pas. Nielsen (1988) rapporte que les anneaux de mâchoire ont donné une bonne rétention sur de longues périodes chez *A. anguilla*.

En ce qui concerne les étiquettes externes conventionnelles, elles sont beaucoup trop grandes pour être utilisées (Moring 1990). Certaines étiquettes sous-cutanées (visible implant) ou internes pourraient supplanter les étiquettes traditionnelles. Toutefois les coûts de l'équipement d'injection peuvent être limitants. Pour les poissons de plus de 15 cm, les étiquettes « à ancre » de marque Floy ont donné des résultats satisfaisants (Moring 1990). LaBar (1982 et 1987) a marqué les anguilles de plus de 60 cm avec ce type d'étiquettes. Sur 373 individus étiquetés de la sorte, seulement 32 ont été recapturés et six spécimens présentaient une cicatrice ou une blessure à l'endroit de la pose. Certains individus ont retenu l'étiquette jusqu'à sept ans. Ces étiquettes peuvent être utiles pour les grands spécimens lorsque le « T » est implanté derrière les crêtes interneurales. Bozeman *et al.* (1985) ont aussi utilisé des étiquettes Floy (modèle FD68B) fixées postérieurement, soit à 25 mm de l'origine de la dorsale mais ils n'ont pas donné de détails sur le taux de rétention. D'un autre côté, les essais préliminaires menés par Sorensen *et al.* (1983) ont été peu concluants : près de 90% des individus ont perdu l'étiquette (Floy) en deux semaines de captivité et présentaient des larges plaies. L'emploi des étiquettes « strap tag » à attache simple ou double (fil synthétique ou métallique) est inapproprié, leur perte provoquant des blessures (Vladykov 1957; Gunning et Shoop 1962; Nielsen 1988). Chisnall et Kalish (1993) ont implanté dans la cavité cœlomique une étiquette spaghetti et ils ont suturé la plaie avec un point fondant. Dans le cas des étiquettes internes le taux de rétention oscille autour de 100% lorsque la plaie est refermée et les effets sur la survie dépendent principalement du soin apporté lors des manipulations. Une marque externe doit toutefois être utilisée pour reconnaître les individus étiquetés de la sorte.

Pour les anguilles en dévalaison, Haro et Castro-Santos (1996) ont employé des transpondeurs passifs intégrés (PIT tag de Texas Instrument, Tiris System 2000, 134,2 kHz, 1,1 g, 3 mm de diamètre × 32 mm de longueur) et réalisé leur suivi à une centrale hydro-électrique avec une station enregistreuse fixe (lecteur/enregistreur PIT couplé à une antenne bricolée). Pour les anguilles jaunes en montaison, Desrochers (1998) a utilisé deux modèles de 2,1 mm de diamètre, l'un de 14 mm de long (Avid 2101) et l'autre de 12 mm (Biomark TX 1400L) permettant d'identifier chaque individu à courte distance (maximum de 15-18 cm) avec un détecteur (Power Tracker II de Avid). Implanté sous la peau à travers une incision à un centimètre devant la nageoire dorsale, l'insertion se fait avec un injecteur en direction de la région caudale de préférence, pour minimiser la perte. Idéalement l'implantation de transpondeurs doit se faire dans une région où la musculature n'est pas trop abondante (près de la tête) car les essais dans la région dorsale entraînent la perte de l'étiquette lorsque la plaie n'est pas suturée. Desrochers (1998) mentionne que parmi les 1266 anguilles étiquetées avec un transpondeur (PIT), 9.6% l'ont perdu et il s'agissait souvent des plus petits spécimens. Desrochers (1995) a employé des microétiquettes (Mark IV de Northwest Marine Technology, code binaire, mesure 1,1 mm de long) implantées dans la musculature à l'aplomb de la dorsale. Un appareil portatif (DMP 92A-2100 de Comlab) servait à la détection et le taux de rétention a atteint 100% à court terme (34 jours).

17.3 Mesures diverses et manipulations

Pour effectuer des dénombrements de vertèbres chez l'anguille, il faut recourir aux rayons X pour ne pas endommager les collections (Boëtius 1980). Dans le cas des civelles, il est aussi possible d'éclaircir les tissus avec du xylol et de marquer par la suite avec un colorant, mais ces traitements altèrent les spécimens. Dans une étude méristique effectuée sur *A. rostrata*, Ladd (1958) a utilisé une méthode de mise en évidence des vertèbres inspirée de celle de Tåning (1944). Les civelles ont été placées dans une solution d'hydroxyde de potassium (KOH) à 4% pendant 18-20 heures. Après addition d'alizarine acide, qui teinte la solution d'un rouge intense, elles sont transférées dans des bains de glycérine allant de 30% à 100%. Ladd (1958) a débuté le dénombrement à l'atlas et cessait au dernier centrum en forme de « sablier » ce qui comporte une vertèbre de moins que d'après la méthode de Schmidt (1913, 1914). Dutil *et al.* (1989) ont constaté que les différences dans les tailles des civelles observées d'une année à l'autre découlaient en partie du fait que les mesures avaient été réalisées sur des spécimens frais et conservés. Ces auteurs mentionnent une diminution de 4% pour la conservation dans le formol et d'au plus 4% pour la congélation dans l'eau douce. Ege (1939) donne les détails des diverses mesures morphométriques.

Hansen (1943) prétend qu'il est possible de mesurer les anguilles vivantes dans une cuvette et sans trop d'erreur en effectuant un massage originant de la tête et dirigé vers l'extrémité caudale. En général il est recommandé d'anesthésier les poissons afin de réaliser les diverses manipulations. Le produit le plus utilisé est le MS-222 (à une concentration de 100 mg/l il est efficace après 20-30 minutes), aussi connu sous le nom de tricaïne méthanosulfate (O'Connor 1971; Vladykov 1971; Dutil *et al.* 1988; Bozeman *et al.* 1985; RMC Environmental Services 1995; Oliveira 1996 et 1997, entre autres). Desrochers

(1995) a utilisé le 2-phénoxyéthanol (2,4-2,6 ml/l) qui était efficace après 6-8 minutes. Des lots d'anguilles peuvent être immergés dans 17 l de solution et de 20 à 30 minutes sont requises pour la récupération des individus. Desrochers (1995) mentionne que les manipulations (anesthésie, marquage et étiquetage) ont entraîné 2,5% de mortalités. Chez *A. rostrata*, Cornish et Moon (1986) mentionnent que les effets physiologiques du MS-222 correspondent à ceux d'une substance asphyxiante. Le MS-222 provoque l'hypoglycémie et favorise les voies métaboliques anaérobies; ces paramètres sont d'ailleurs accentués par l'état de jeûne. Parmi d'autres solutions anesthésiantes employées, on trouve le chlorobutanol (Poole et Reynolds 1996) et la benzocaïne (Chisnall et Kalish 1993). L'huile de clou de girofle diluée dans de l'alcool est efficace pour *A. rostrata* et sa toxicité devrait être évaluée. Le refroidissement corporel facilite l'anesthésie au MS-222 ou au 2-phénoxyéthanol (McCleave *et al.* 1971; Williamson et Roberts 1981). De la glace pilée est placée dans le bassin une fois que le poisson est immergé dans la solution. Tout dépendant de sa température d'acclimatation, le poisson est préférentiellement maintenu entre 5˚C et 8^{o}C. La récupération s'effectue avec le retour à la température ambiante. L'utilisation de la glace seule pour le transport des anguilles accroît la survie (Michener 1980) et facilite les manipulations (Parker 1945; Harrell 1977; Labar et Facey 1983; Barbin 1998).

Lorsqu'il est requis de maintenir des anguilles en captivité, l'utilisation de certains antiseptiques peut aider à prévenir les infections et les épizooties. Hinton et Eversole (1980) ont déterminé la toxicité pour des anguilles jaunes et leur tolérance face à cinq produits chimiques de vaste spectre utilisés généralement en aquaculture pour l'élimination des parasites. La concentration létale (LC50-96 heures) a été la plus élevée avec l'antimycine-A, suivie en ordre décroissant par le Dylox et par le vert de malachite. Le permanganate de potassium et la formaline n'ont pas provoqué de mortalité. Usui (1974) et Rickards (1978) ont réalisé des revues de littérature sur les divers traitements et la prophylaxie utilisés en pisciculture.

17.4 Télémétrie

Parmi les diverses études réalisées à l'aide de radiotélémétrie ou d'émetteurs à ultrasons, certaines ont porté sur les anguilles jaunes non migratrices (Helfman *et al.* 1983; LaBar *et al.* 1987; LaBar et Facey 1983; Dutil *et al.* 1988; Parker 1995; Parker et McCleave 1997; Barbin 1998). La plupart des expériences concernaient toutefois les anguilles argentées en milieux estuariens (Stasko et Rommel 1977; Helfman *et al.* 1983; Bozeman *et al.* 1985; Ford et Mercer 1986; Parker et McCleave 1997) ou marins (Westerberg 1979; Tesch *et al.* 1991).

Un rapport non publié (RMC Environmental Services 1995) fait état d'essais de télémétrie avec des anguilles argentées. Après l'implantation des émetteurs (Lotek, 148,0-151,0 MHz, antenne 445 mm, poids non déterminé, suivi manuel et avec station fixe) dans la cavité péritonéale, les anguilles ont mis plus de vingt jours à franchir une distance de moins de 5 km à partir d'un point situé à l'amont de la centrale Luray. Selon Haro et Castro-Santos (1995, 1996), il n'y a pas de protocole standardisé de télémétrie pour l'anguille. Les études réalisées à ce jour ont utilisé des émetteurs de diverses tailles (poids) attachés de façon externe, implantés dans la cavité péritonéale ou encore dans

l'œsophage. Haro et Castro-Santos (1996) préconisent un mode externe de fixation de l'émetteur et posé préférablement sans anesthésie du poisson (le « eel-vise », un dispositif semblable à un étau, entraîne toutefois la perte de beaucoup de mucus). Deux sutures ont été utilisées par ces auteurs car ils ont observé des anguilles arracher avec leur bouche des émetteurs fixés avec un seul point d'ancrage. LaBar (1982) mentionne qu'il n'a pu réussir à fixer un émetteur de façon externe car les anguilles les ont arrachés. Le matériel suivant a été employé : radioémetteur Lotek (CFRT-3B, 149,760 MHz, 10,7 g, 14,5 mm de diamètre × 43,0 mm de longueur, antenne de 44 cm); des émetteurs acoustiques de profondeur Vemco (V16-P-3H, 69 kHz, 14 g, 16 mm de diamètre × 74 mm de longueur); antenne Yagi à main et des stations enregistreuses fixes (Lotek SRX-400 et Vemco VR-60).

Royer *et al.* (1998) discutent des techniques de télémétrie applicables aux anguilles argentées en eau douce. Trois modes de fixation de l'émetteur ont été testés. La fixation externe peut être utilisée si l'émetteur est petit (< 3 cm), la période de suivi courte et les obstacles dans le milieu peu nombreux ou peu « accrochants ». L'implantation stomacale n'est pas recommandée car le taux de régurgitation des anguilles jaunes et argentées est trop élevé (Stasko et Rommel 1974; LaBar 1982). Les essais sur le terrain et au laboratoire penchent en faveur de l'insertion chirurgicale au niveau de la cavité corporelle. Toutefois, cette dernière méthode n'est pas infaillible. LaBar et Facey (1983) mentionnent que sur seize anguilles dotées d'un émetteur implanté dans la cavité, un individu a été trouvé mort peu après la période d'observation de 48 heures, tandis que trois autres ont perdu leur émetteur, qui a été trouvé au fond du lac. Le stress de la capture, de l'anesthésie (MS-222 et glace) et de l'implantation de l'émetteur influencent néanmoins de façon significative le comportement d'avalaison (RMC Environmental Services 1995; Haro et Castro-Santos 1996 et 1997; Royer *et al.* 1998). Des résultats fiables au niveau du comportement naturel pourraient être obtenus si l'émetteur était fixé quelque temps avant que ne débute la dévalaison (Royer *et al.* 1998). Il reste à savoir comment déterminer si un individu va dévaler au cours d'une saison donnée (voir chapitre 6).

Baras et Jeandrain (1998) ont évalué expérimentalement diverses modalités d'implantation chirurgicale d'émetteurs de petite taille (18 × 8 mm, 1,6-1,7 g) chez *A. anguilla* en phase anguille jaune (562-780 mm, 285-958 g). Sur une période d'observation en bassins de douze semaines après la chirurgie, aucun émetteur n'a été rejeté. Pour les individus dont l'incision (20 mm) avait été laissée telle quelle, 50% des individus présentaient une cicatrisation après 28 jours. Tous les types de sutures ont provoqué une nécrose des muscles et de l'épiderme, en plus d'accroître le taux de mortalité (60% après 10 semaines) et de ralentir le processus de cicatrisation (40-45 jours). L'utilisation de cyanoacrylate (Loctite) sur l'incision a permis de supprimer la réaction inflammatoire et a été associée au taux de survie le plus élevé (90%) sans toutefois permettre d'accélérer la guérison de la plaie. Les anguilles avaient tendance à arracher le bioadhésif ce qui provoquait des lésions, aussi, afin de pallier cet inconvénient, un fragment de nageoire dorsale a été apposé sur le bioadhésif avant son séchage ce qui a permis à 50% des individus de cicatriser en quinze jours. Selon Baras et Jeandrain (1998) le développement d'un émetteur spécifique à l'anguille est nécessaire, qui pourrait fonctionner à des périodes

prédéterminées (économie de la pile) et s'adapter davantage à la morphologie anguilliforme (beaucoup plus long que large et flexible).

17.5 Étude du sexe

L'histologie est la seule technique fiable pour la détermination du sexe des anguilles jaunes (Dolan et Power 1977). Le critère de la taille ou l'observation macroscopique des gonades peut être utile pour les anguilles argentées de certaines populations (Krueger et Oliveira 1997).

L'identification du sexe comporte une série d'étapes relativement uniformes entre les différents chercheurs. Tout dépendant de la taille de l'individu, la gonade est excisée au complet (Servidio 1986) ou en partie (Helfman *et al.* 1984a). Il importe toutefois de conserver le plus grand échantillon possible car le développement de la gonade n'est pas uniforme sur toute la longueur. Harrell (1977) mentionne que la congélation des gonades des anguilles a rendu toute étude histologique impossible, les dommages tissulaires étant trop importants pour l'identification correcte des cellules. La conservation des tissus dans la formaline (4-10%) tamponnée est préférable (Boëtius *et al.* 1962; Hansen et Eversole 1984; Helfman *et al.* 1984a). La fixation et la conservation dans la solution de Bouin est aussi appropriée (Servidio 1986). Boëtius *et al.* (1962) ont signalé que la fixation et la conservation des gonades d'*A. anguilla* dans le formaldéhyde (4%) pour des périodes de plusieurs mois avait eu pour effet d'augmenter de 15% le diamètre des œufs de taille inférieure à 0,3 mm. Aucun effet n'a pu être mis en évidence pour les œufs de plus grande taille. Pour réaliser les coupes histologiques, les tissus sont rincés à l'eau distillée, déshydratés dans des bains successifs d'éthanol à concentration croissante et enchâssés dans le glycol méthacrylate (Helfman *et al.* 1984a) ou la paraffine. Une fois montées sur lame, les sections de 4-10 μm d'épaisseur peuvent être colorées au bleu de méthylène de Lee (Helfman *et al.* 1984a) ou avec l'hématoxyline et l'éosine (Hansen et Eversole 1984; Servidio 1986).

Pour les anguilles en dévalaison dans le Saint-Laurent, Couillard *et al.* (1997) ont déterminé quatre niveaux de maturité des ovocytes : 1. Pas de vacuole cytoplasmique (VC); 2. Petit nombre de larges VC; 3. Larges VC formant un cercle complet dans le cytoplasme périphérique et couvrant moins de 50% du cytoplasme; 4. Petites et larges VC couvrant plus de 50% du cytoplasme. Les critères retenus ont été établis spécifiquement pour cette étude et étaient basés sur la description de la maturation d'*A. anguilla* donnée par Colombo *et al.* (1984). Dans chaque section de gonade, la proportion des différentes catégories d'ovocytes a été déterminée par l'examen de 200 cellules au microscope. Le diamètre (plus grande valeur obtenue en traversant le noyau) de dix ovocytes de chaque catégorie a été mesuré avec un système d'analyse de l'image. Servidio (1986) et Boëtius *et al.* (1962) ont mesuré le diamètre de dix œufs parmi les plus grands pour décrire le niveau de maturation, mais ces derniers ont signalé que cette procédure était incorrecte car la gonade présentait des cellules à divers niveaux de développement. Couillard *et al.* (1997) ont employé un indice gonado-somatique modifié (IGS) : IGS = (masse de la gonade (g)/ [poids corporel total (g) – masse de la gonade (g)]) × 100. Il s'agit d'une

correction visant à éliminer les biais d'autocorrélation et autres effets de la variabilité du degré de maturité. Cette correction a aussi été utilisée par Desjardins *et al.* (1983a).

Oliveira (1997) a employé une technique distincte (Guerrero et Shelton 1974) pour le sexage, qui consiste à colorer un segment de gonade avec de l'acéto-carmine, à l'écraser avec une lamelle puis à l'observer au microscope. Même si Krueger et Oliveira (1997) ont validé cette technique pour les anguilles argentées, avec cette méthode la structure de la gonade est altérée et il n'est pas possible de mesurer la taille des cellules et de comparer avec d'autres études.

Pour l'étude de la fécondité des anguilles argentées, Wenner et Musick (1974) ont prélevé chaque ovaire et l'ont immergé dans la solution de Gilson. Les ovocytes qui n'étaient pas désagrégés de la matrice l'ont été à l'aide d'un appareil à ultrasons. L'estimation du nombre d'œufs a été réalisée à l'aide d'une chambre Sedgewick-Rafter. Barbin et McCleave (1997) ont entreposé les gonades dans une solution d'acide acétique à 2% en brassant régulièrement. Une séparation complète des ovocytes a été obtenue après sept jours.

17.6 Techniques de traitement des otolithes

De nombreuses techniques sont couramment utilisées pour le traitement des otolithes. Nous recommandons la consultation de Vøllestad *et al.* (1988) qui les ont passées en revue. Un survol des avantages et des inconvénients a d'ailleurs été présenté au chapitre 14 (point 14.3.5).

Une fois la structure nettoyée des tissus conjonctifs, Frost (1945a) a suggéré la préservation des otolithes dans une solution saline. Après une immersion dans la créosote 24 heures avant l'examen, l'otolithe est immergé dans l'alcool pur juste avant le début du ponçage de la surface convexe avec une pierre très fine. L'observation se fait à la loupe binoculaire en lumière réfléchie, dans la créosote et au cours du ponçage, jusqu'à ce que tous les anneaux soient visibles. Une brève immersion dans le HCl dilué a quelquefois fait ressortir les détails.

Sinha et Jones (1967a) ont conservé les otolithes à sec et poncé à la main la face convexe avec une pierre fine au carbone, tout en ajoutant quelques gouttes de HCl dilué. Un examen périodique de la structure pendant le processus servait à vérifier la lisibilité. Une fois les marques mises en évidence, une immersion de une à deux minutes dans l'eau a servi à enlever l'acide, et un bain de une à deux minutes dans l'alcool 70% aidait à son éclaircissement. Une immersion finale dans la créosote médicale pendant cinq à 20 minutes suivait, puis la lecture était effectuée dans le même milieu en lumière réfléchie et fond noir.

Christensen (1964) a proposé de brûler l'otolithe à la flamme nue (alcool ou gaz) pendant 10 à 30 secondes jusqu'à ce que la couleur passe au brun-noir. On le brise ensuite en pressant une aiguille du côté convexe. Il est aussi possible de couper l'otolithe avant et de le brûler après. La matière organique calcinée apparaît sous forme de bandes noires.

Aprahamian (1987) a recommandé de sécher les otolithes au four préalablement pour prévenir l'éclatement lors du brûlage. Hu et Todd (1981) ont suggéré de brûler l'otolithe sur une plaque de métal à une température de 1000°C à 1200°C pendant 30 à 45 secondes et de le coller avec de la silicone transparente sur une lame pour l'observation sous un microscope à objectif inversé.

Liew (1974) a prélevé les otolithes en procédant par le côté ventral du crâne (la plupart des chercheurs ont procédé par enlèvement d'une partie de la calotte crânienne). Pour des individus de taille inférieure à 200 mm, les otolithes sont fins et transparents et ils ne requièrent pas de ponçage ou de polissage avant examen. Un traitement au HCl (1%) a suffi à mettre en évidence la zonation. Pour les plus grands spécimens l'otolithe est épais et opaque; il nécessite ponçage et sablage. Pour l'analyse en masse d'échantillons avec des méthodes optiques, les essais visant à obtenir des empreintes (réplicats) des sections d'otolithes passant par le nucleus, poncés finement et attaqués à l'acide (HCl à 1%) ont été assez limités. Seul l'acétate (0,05 mm épaisseur) a été employé (en conjonction avec l'acétone) pour obtenir une empreinte (Liew 1974). Il serait étonnant qu'un autre polymère, résine, scellant ou colle ne puisse produire des résultats équivalents (un pouvoir de diffraction plus grand serait intéressant).

Oliveira (1996) a sectionné l'otolithe en tranches de 0.18 mm avec une scie Isomet (low-speed). Ces dernières ont ensuite été montées sur lame avec du Crystal Bond 509 et polies. Après les avoir examinées pour la fluorescence (dans une étude de capture-marquage-recapture), la section a été attaquée avec de l'ÉDTA (éthylène diamine-tétra-acétate à 5%) pendant une minute et teinte au bleu de toluène (0,01%) pendant deux minutes (augmente le contraste et la visibilité des fausses marques). Un traitement simultané de trois minutes à l'ÉDTA et au bleu de toluène de la coupe mince a aussi donné de très bons résultats. Adam (1997) a procédé de façon similaire mais en réalisant les traitements en étapes séparées.

Tzeng (1990) décrit comment préparer les otolithes des civelles pour l'analyse en microscopie électronique à balayage. Ils sont bien nettoyés puis séchés au four, polis avec un grain très fin (3 μm) sur le plan antéro-postérieur, attaqués à l'ÉDTA (pH neutralisé avec du NaOH) pendant trois minutes et enrobés d'or dans une chambre sous vide. Ce procédé est relativement long et coûteux; il exige aussi une certaine expérience pour la préparation des échantillons.

18. THÈMES ET PROJETS DE RECHERCHE PROPOSÉS POUR L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DU SYSTÈME SAINT-LAURENT

Le choix des thèmes et projets de recherche résulte de la revue de littérature sur l'anguille d'Amérique qui précède et d'une consultation menée par le Comité Anguille, mentionnée au chapitre 14, auprès des personnes de la Société de la faune et des parcs du Québec impliquées dans la gestion de cette espèce au Québec. L'ordre de présentation des thèmes respecte la priorisation effectuée par les membres de ce Comité. Le financement des projets n'est pas assuré et pourrait provenir de sources diverses.

18.1 Comparaison d'indicateurs d'abondance à long terme de l'anguille d'Amérique dans différents secteurs du système Saint-Laurent

18.1.1 Problématique

Suite au bilan présenté au chapitre 14 sur l'évaluation du statut des stocks d'anguille, nous avons mentionné l'importance de développer de nouveaux indices d'abondance relative pour le stock du Saint-Laurent, dans le but de compléter l'information donnée par le taux de franchissement des anguilles à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Le statut du stock d'anguilles du Saint-Laurent et de son recrutement a aussi été identifié comme une préoccupation majeure des gestionnaires d'anguille au Québec. Tel que mentionné au chapitre 14, nous croyons qu'il est essentiel de mettre rapidement en place un réseau de surveillance du recrutement de l'anguille à la grandeur de son aire de distribution et en particulier dans différents secteurs du système Saint-Laurent. À l'instar de Field *et al.* (1999) et de Robitaille et Tremblay (1994), nous croyons que, idéalement, ce réseau devrait cibler les civelles, de façon à faire porter l'indice sur les recrues au cours de l'année de leur arrivée en eau douce. Nous sommes conscients toutefois que la capture de civelles à différents points du système Saint-Laurent peut être difficile. C'est pourquoi, en pratique, l'indice portera généralement sur les anguillettes et les jeunes anguilles jaunes. Pour les fins du présent chapitre, nous utiliserons le mot anguillettes pour référer au contingent visé par le Réseau Recrutement.

Dans une première étape, la mise en place d'un tel réseau nécessitera que l'on définisse des critères de choix des sites d'échantillonnage. Idéalement, il faudrait qu'il s'agisse de sites infranchissables pour les anguillettes, qui sont déjà pourvus d'une passe migratoire ou qui pourraient l'être. En théorie, ces sites devraient donc permettre un dénombrement exhaustif du contingent d'anguillettes en montaison et ils devraient être bien distribués dans l'ensemble du système. En outre, il faudrait s'assurer que l'emplacement de la passe favorise une utilisation comparable d'année en année par les anguillettes, peu importe les conditions hydrologiques. On pense immédiatement aux barrages situés sur la rivière Rimouski (Therrien et Verreault 1998), sur la rivière Richelieu à Chambly (Desrochers et Fleury 1999), où les flux d'anguillettes vers les aires de croissance connues peuvent être mesurés. Le barrage de Beauharnois, sur le fleuve Saint-Laurent, pourrait aussi constituer un site intéressant, mais il faudrait évaluer la pertinence d'y installer une passe migratoire, pour les raisons mentionnées au chapitre 14. La rivière Amédée, qui rejoint le fleuve Saint-Laurent au niveau de Baie-Comeau, pourrait aussi constituer un site exploitable à ce

chapitre. Il faudrait cependant s'assurer que toutes les anguillettes utilisent la passe migratoire pour migrer vers l'amont dans le système. On peut imaginer que si des projets de micro-centrales sont réalisés sur d'autres rivières dans différentes régions du Québec, elles devront être munies de passes migratoires. Ces sites devraient être inclus dans le réseau. Afin de réduire les coûts liés au dénombrement, les passes migratoires devraient être munies d'un système automatique de comptage. À Chambly, sur la rivière Richelieu, Hydro-Québec a obtenu une excellente efficacité de comptage à l'été 1998 avec un dispositif photoélectrique relativement peu dispendieux (Desrochers et Fleury 1999).

La plupart des sites que nous venons de mentionner sont situés sur des rivières où des aménagements mis en place pour des fins de production d'électricité ou de rétention d'eau peuvent modifier le régime d'écoulement des eaux et, par conséquent, les flux d'anguillettes en montaison. C'est pourquoi le Réseau Sentinelle devrait inclure aussi des sites de comptage d'anguillettes localisés sur des rivières dont le régime hydrologique ne serait pas affecté par des ouvrages hydroélectriques. De tels sites pourraient présenter cependant des problèmes au niveau du comptage des anguillettes si la rivière ne comporte pas d'obstacles naturels infranchissables facilement accessibles pour l'installation d'une passe-piège.

D'autres considérations devraient être prises en compte lors du choix de sites à inclure au réseau. Par exemple, il faut s'assurer que certains facteurs locaux ne viennent pas biaiser les estimations d'abondance (v. g. dans le cas d'un obstacle partiellement franchissable). Par exemple, l'estimation de l'abondance des anguillettes à Chambly serait certainement intéressante, mais dépendra de l'efficacité de la passe migratoire en construction à Saint-Ours; les décomptes à Chambly pourraient refléter davantage les conditions de franchissabilité à Saint-Ours que les densités d'anguilles dans le système.

Le débit donné d'une rivière semble être un élément important dans l'attraction des anguilles, sans oublier la présence de certaines substances organiques dissoutes qui caractérisent les différentes rivières (Pilote 1989; Sorensen 1983 et 1986). Pour un système où le cycle hydrologique naturel est soumis aux impératifs de la production d'électricité, on ne connaît pas les effets que peut entraîner la régulation artificielle des débits saisonniers sur la montaison des anguilles. Par souci de représenter la variabilité naturelle des fluctuations d'abondance d'anguilles, il est peut-être souhaitable de considérer une centrale au fil de l'eau qui ne possède pas d'autres ouvrages de rétention et de régulation du niveau d'eau. Une bonne connaissance du régime hydrologique retenu est donc indispensable pour interpréter les résultats issus des échantillonnages des anguilles. Il importe aussi que le réseau hydrographique retenu soit assez important. Il est probable en effet que ces systèmes plus grands servent de façon plus marquée lors de périodes de plus faible hydraulicité (pour une région donnée).

Si l'échantillonnage s'effectue à l'aide d'une passe migratoire, il faudra tenir compte de la sélectivité de celle-ci en fonction de son emplacement, de son inclinaison et de sa conception. Les travaux menés à Cornwall, à Beauharnois et à Chambly ont mis en évidence une utilisation préférentielle par les anguilles mesurant de 25 à 60 cm (Liew 1975, 1976, 1977, 1978 et 1982; Desrochers 1995, 1996 et 1998). Les anguilles de plus petite (15 cm à 24 cm) et de plus grande taille (61 cm et +) semblent réagir de façon différente aux

types de passes en fonction. La saison d'échantillonnage devra être bien sélectionnée, car des variations au niveau de la taille moyenne sont observées lors de la migration. Il semble que la présence d'anguilles plus petites soit associée à la période de pointe de montaison. Les travaux effectués sur ces passes ont eu lieu en période estivale (juin à septembre), mais le phénomène de montaison s'étale, bien que dans une moindre mesure, sur une plus longue période. Par ailleurs, les décomptes journaliers à Cornwall, Beauharnois et Chambly montrent une grande variabilité journalière. Il faudra donc en tenir compte lors de la mise en place d'un Réseau Sentinelle de suivi du recrutement de l'anguille.

Afin de maximiser l'information qui peut être tirée des captures d'anguillettes aux différents points du réseau, une étude de la sélectivité des différentes passes migratoires par rapport à la taille des anguillettes devrait être effectuée au moment de leur mise en fonction. Cela nécessiterait que des anguillettes de différentes tailles soient capturées immédiatement en aval de la passe, au moyen d'une trappe ou de la pêche à l'électricité, puis qu'elles soient marquées et relâchées. La sélectivité serait établie par comparaison de la structure en taille des anguillettes recapturées en amont de la passe avec celle des anguillettes marquées. Ce résultat permettrait ensuite de mieux interpréter les données de passage. En outre, le suivi annuel du passage des anguillettes devrait impliquer la mesure de la taille des individus sur un sous-échantillon de spécimens, selon une approche systématique, ainsi que le prélèvement d'otolithes et la détermination de l'âge. L'établissement de clés âge-longueur par site et par année permettra d'établir la composition en âge des captures et de calculer un indice de force des classes d'âge. Selon la variabilité interannuelle des longueurs aux âges, il y aura lieu d'évaluer à la fin des deux premières années la pertinence de prélever à chaque année un échantillon d'otolithes pour la détermination de l'âge.

18.1.2 Projets de recherche proposés

1- Mise en place d'un Réseau Sentinelle pour quantifier le recrutement en anguillettes et comparaison des signaux donnés par les différents sites d'échantillonnage du réseau.

L'objectif principal de la mise en place d'un Réseau Sentinelle est d'obtenir une vue d'ensemble du recrutement dans le système Saint-Laurent et de comparer les informations générées à différents points du réseau à celles fournies par la passe migratoire du barrage Moses-Saunders. Nous visons en outre la détermination d'indices de force des classes d'âge suite à l'établissement de la composition annuelle en âge des anguillettes. À long terme, ces indices pourraient être mis en relation avec différents facteurs biotiques et abiotiques susceptibles d'influencer la force des classes d'âge.

Dans une première étape, les rivières suivantes devraient être incluses dans le Réseau Sentinelle du recrutement de l'anguille : pour la Côte Nord, la Petite rivière de la Trinité; pour l'Île d'Anticosti : la rivière Bec-Scie; pour le Bas Saint-Laurent, les rivières du Sud-Ouest et Rimouski; pour la partie supérieure du Saint-Laurent, la rivière Richelieu (barrage de Chambly). Afin de permettre d'optimiser l'utilisation des fonds susceptibles d'être alloués pour l'anguille au cours des cinq prochaines années, il a été suggéré que les années 1999-2002 soient considérées comme une période de rodage du réseau. Par la suite, les résultats obtenus aux différents points du réseau devraient faire l'objet d'une évaluation de

la part du Comité Anguille qui déciderait de la pertinence de maintenir ces sites d'échantillonnage et/ou d'y ajouter d'autres sites. Idéalement, ce réseau devrait par la suite fonctionner à tous les ans.

À la Petite rivière de la Trinité, les anguillettes en montaison ont fait l'objet d'estimations d'abondance de 1982 à 1985 et de 1993 à 1996, selon un protocole inspiré de celui de Dutil *et al.* (1989). Les anguillettes qui franchissent une cascade sont comptées visuellement trois fois par nuit (21h00, 22h00 et 23h00) de 10 à 12 reprises annuellement. L'indicateur obtenu est donc une estimation d'abondance relative des anguillettes, qui est très fortement influencée par les conditions hydrologiques prévalant une année donnée (Serge Tremblay, comm. pers.). C'est pourquoi, afin d'améliorer ce protocole, il est proposé de rehausser artificiellement, au moyen de sacs de sable, un seuil naturel situé en amont de l'actuel site de dénombrement, afin de le rendre infranchissable et de permettre le décompte des anguillettes en montaison au moyen d'une passe-piège. Le protocole de Dutil *et al.* (1989) devrait être appliqué de pair avec celui que nous venons de décrire, de façon à permettre la comparaison entre les deux indicateurs. En outre, afin de détecter d'éventuels déplacements de va-et-vient des anguillettes entre le fleuve et les aires de croissance situées en amont, il est proposé de déterminer, au cours d'une saison, l'abondance des anguilles en dévalaison dans cette rivière, au moyen d'un filet-trappe. Les informations ainsi générées permettront de mieux comprendre la dynamique des déplacements de l'anguille dans ce bassin de drainage. La structure en taille et en âge des anguilles capturées en montaison et en dévalaison sera aussi déterminée sur un sous-échantillon de spécimens (voir plus bas).

Dans la rivière Bec-Scie, la densité d'anguillettes à 16 stations de pêche à l'électricité a été déterminée annuellement en 1988 et 1989, puis de 1991 à 1996. Ces échantillonnages ont été effectués spécifiquement pour l'anguille de 1994 à 1996 ; auparavant, ils visaient le saumon atlantique. Les stations ont été pêchées à trois reprises ou plus, de manière à estimer la densité totale d'anguilles par station, qui a ensuite été exprimée par unité de surface (/100 m^2) (Caron et Verreault 1997b). Ce protocole devrait être appliqué tel quel pour deux années. En outre, afin de mieux comprendre la dynamique des déplacements de l'anguille dans cette rivière, il est proposé d'échantillonner pendant une saison les anguilles en montaison et en dévalaison au moyen de filets-trappes. La structure en taille et en âge des anguilles capturées en montaison et en dévalaison, ainsi que le sexe-ratio seront aussi déterminés sur un sous-échantillon de spécimens (voir plus bas).

À la rivière du Sud-Ouest, les anguillettes en montaison ont été échantillonnées en 1996, 1997 et 1999. Une passe migratoire munie d'un piège de dénombrement a été installée sur une chute d'environ cinq mètres, que les anguillettes doivent habituellement franchir sur une paroi verticale; un obstacle installé sur la paroi force les anguillettes à utiliser la passe migratoire (Caron et Verreault 1997b). La structure en taille et en âge des anguillettes sera aussi déterminée sur un sous-échantillon de spécimens (voir plus bas).

À la rivière Rimouski, l'échantillonnage des anguillettes en montaison, pourrait se faire au niveau du barrage de la centrale La Pulpe, au moyen d'une passe migratoire munie d'un piège (Therrien et Verreault 1998). La structure en taille et en âge des anguillettes sera aussi déterminée sur un sous-échantillon de spécimens (voir plus bas).

À la rivière Richelieu, l'échantillonnage des anguillettes en montaison se ferait au barrage de Chambly, au moyen d'une passe migratoire munie d'un piège et d'un compteur photoélectrique. La structure en taille et en âge des anguillettes sera aussi déterminée sur un sous-échantillon de spécimens (voir plus bas).

À chacun des points d'échantillonnage, un sous-échantillon d'anguillettes, stratifié par classe de taille (10 spécimens par classe de taille de 30 mm) devrait être prélevé pour chacune des années où la montaison, à chaque site, sera échantillonnée. Un effectif de dix spécimens par classe de taille de 30 mm permettrait d'obtenir environ 30 spécimens par groupe d'âge dans le cas de la rivière du Sud-Ouest (Guy Verreault, SFA, comm. pers.). L'objectif de ces prélèvements est de constituer des clés âge-taille qui serviront à établir la composition en âge des anguillettes aux différents points du réseau. La composition en âge sera utilisée, entre autres, pour déterminer la force des classes d'âge. Les spécimens ainsi sacrifiés seront conservés pour examen ultérieur (otolithes, contenus stomacaux, sexe, présence de parasites, etc.). Pour des structures en taille semblables à celles observées à la Petite rivière de la Trinité et à la rivière du Sud-Ouest (Caron et Verreault 1997b), un sous-échantillon annuel tel que celui préconisé ici comprendrait environ 130 anguillettes par année. L'effectif global pour les cinq points du réseau pourrait donc atteindre 1300 anguillettes. En ce qui a trait au sous-échantillonnage des anguilles capturées en dévalaison à la Petite Rivière de la Trinité et à la rivière Bec-Scie, le prélèvement de quinze spécimens par classe de taille de 30 mm serait requis pour assurer un échantillon de taille suffisant pour l'estimation des différents paramètres (Guy Verreault, FAPAQ, comm. pers.), compte tenu de l'étalement probablement plus grand de la taille des spécimens au moment de la dévalaison.

Le travail d'analyse et d'interprétation des données générées aux différents points du réseau sera sans doute réalisé par l'équipe de François Caron pour la Petite rivière de la Trinité et pour la rivière Bec-Scie, par l'équipe de Guy Verreault pour les rivières du Sud-Ouest et Rimouski, et par Hydro-Québec pour la rivière Richelieu (Chambly). L'analyse et la synthèse pour l'ensemble du réseau devraient faire l'objet d'un rapport conjoint impliquant les trois équipes. La question de la détermination de l'âge de l'anguille nécessitera une standardisation préalable des méthodes de préparation et d'interprétation des otolithes, qui devrait être réalisée en collaboration avec le laboratoire de John Casselman (OMNR, Picton). Il y a lieu aussi de profiter de l'expérience française à ce sujet, par l'entremise de Gilles Adam (CEMAGREF, France). Les modalités de ces collaborations restent à établir. Idéalement, il y aurait lieu d'organiser un stage intensif de 3-4 jours au Québec, au cours duquel John Casselman ou un de ses collaborateurs, ainsi que Gilles Adam donneraient la formation aux personnes intéressées. Il y aurait lieu de profiter des ententes France-Québec et Ontario-Québec pour couvrir les frais de déplacement et de séjour des chercheurs invités.

En ce qui a trait aux coûts associés à la préparation et à l'interprétation des otolithes, Gilles Adam (comm. pers. à Guy Verreault) les évalue comme suit : sur une base de 400 otolithes, il faut compter neuf jours de travail pour une personne pour préparer les otolithes à la lecture (environ 45 otolithes par jour), la partie la plus délicate étant

l'obtention d'une coupe sagittale passant par le nucleus; il faut compter de quatre à huit jours supplémentaires pour l'interprétation des lignes d'arrêt de croissance des otolithes. Compte tenu du peu d'expérience dont disposeront les différentes équipes, il y a lieu de prévoir 43 jours-personne pour la préparation des 1300 otolithes provenant des cinq sites du réseau (30 par jour) et autant de jours-personne pour l'interprétation, soit un total de 86 jours-personne. À un tarif de $100/jour, cela représente $8600. À cela, il faut ajouter un montant de $4600 pour les frais de produits chimiques, petit matériel, etc. (environ $3,50/otolithe, calculé d'après les chiffres fournis par Gilles Adam). Ces frais de produits chimiques et de petit matériel seraient moins élevés si l'on devait choisir la méthode utilisée par John Casselman pour la préparation d'otolithes : ils seraient inférieurs à $1,00 par otolithe. Le gros équipement requis pour la préparation des otolithes consiste en un tour et une microscie. L'interprétation est effectuée sous une loupe ou un microscope binoculaire. En excluant le gros équipement, la préparation et l'interprétation des otolithes pourraient donc coûter environ $10,15/otolithe.

Compte tenu des difficultés rencontrées dans la détermination de l'âge des anguilles, nous suggérons fortement la création d'une population captive composée d'individus d'âge connu, autant que possible dans un milieu où les poissons seraient exposés à des conditions de vie naturelles. L'objectif d'une telle entreprise serait évidemment de permettre de vérifier la formation des annuli sur les otolithes et ainsi de valider les lectures d'âge. Une telle entreprise peut être réalisée selon différentes modalités. Nous laissons le soin au Comité Anguille d'identifier celle qui répond le mieux aux normes québécoises d'intervention en milieu aquatique.

2- Dans le but d'assurer la plus large diffusion possible à l'analyse des données de la pêcherie commerciale de l'anguille au Québec réalisée par Robitaille et Tremblay (1994) et par Axelsen (1997), nous suggérons qu'une mise à jour et une synthèse des deux documents soient réalisées sous la forme d'un manuscrit à soumettre pour publication dans un périodique à jury de lecture.

Malgré la faiblesse des données disponibles sur les débarquements commerciaux (v. g. absence de données quantitatives sur l'effort de pêche pour plusieurs secteurs et périodes), ces dernières nous renseignent sur les grandes tendances, de 1920 à nos jours, au niveau de l'abondance de l'anguille dans un système complexe. Les interprétations apportées par Robitaille et Tremblay (1994) sont spéculatives, mais plausibles et originales. Elles méritent d'être publiées car elles mettent de l'avant un certain nombre d'hypothèses qui peuvent servir de point de départ pour d'autres études dans le système Saint-Laurent ou ailleurs. Les données et interprétations apportées pour le lac Saint-François devraient cependant être réexaminées en tenant compte de la récente pêcherie expérimentale à la ligne dormante, dont les captures ont augmenté de façon importante au cours des dernières années et qui pourraient avoir introduit un biais dans la série. Ce projet pourrait être mené avec la collaboration du MAPAQ et de Jean Robitaille (Bureau d'écologie appliquée).

Il va de soi qu'une fois publiée, l'interprétation de la série temporelle disponible sur les débarquements d'anguille dans l'ensemble du système Saint-Laurent et dans ses

différents secteurs devrait être mise à jour d'année en année suite à l'ajout des nouvelles données concernant les débarquements et les efforts de pêche.

18.2 Mise au point d'approches ou de dispositifs permettant de réduire les mortalités d'anguilles en dévalaison au niveau d'ouvrages hydro-électriques

18.2.1 Problématique

La dévalaison sécuritaire et la protection des anguilles au niveau des ouvrages hydro-électriques constituent les principales préoccupations des gestionnaires de l'espèce au Québec. Cette préoccupation est partagée par les biologistes concernés par la gestion de l'anguille ailleurs au Canada et aux États-Unis, ainsi qu'en Europe. La littérature disponible sur le sujet a été passée en revue au chapitre 16. Une expérience visant à assurer la dévalaison sécuritaire des anguilles a été menée au Québec. Therrien et Verreault (1998) ont expérimenté en 1997 l'utilisation d'une barrière lumineuse à la centrale du barrage La Pulpe, sur la rivière Rimouski, pour éloigner les anguilles en dévalaison de la prise d'eau des turbines. Tel que mentionné au chapitre 16, les résultats obtenus en 1997 n'ont pas été concluants. Il est possible qu'en augmentant l'intensité des sources lumineuses, le dispositif donne des résultats plus intéressants. C'est pourquoi nous recommandons que l'expérience soit reprise.

Il faut signaler que la problématique de la dévalaison sécuritaire des anguilles au niveau des ouvrages hydroélectriques dépasse largement le cadre québécois. Il faudra donc s'assurer de coordonner nos efforts avec les autres organismes travaillant dans le domaine, y compris les chercheurs européens. Entre autres, une thèse de doctorat commence à l'hiver 1999 sur la problématique de dévalaison des anguilles (cf. Pierre Élie, CEMAGREF de Bordeaux et Michel Larinier, GHAAPPE de Toulouse).

18.2.2 Projet de recherche proposé

1- Évaluation d'un dispositif de dévalaison des anguilles en migration dans la rivière Rimouski

Deux objectifs sont visés dans cette étude. Premièrement, il s'agit de tester l'efficacité d'une barrière lumineuse pour réduire les mortalités d'anguilles en dévalaison au niveau du barrage de la centrale La Pulpe, sur la rivière Rimouski. Le deuxième objectif consiste à déterminer les séquences journalière et saisonnière de la dévalaison des anguilles à ce même site.

Compte tenu de la rareté de petits systèmes munis d'un dispositif de dévalaison au Québec, nous recommandons la reprise du protocole mis au point en 1997 par Therrien et Verreault (1998) au barrage de la centrale La Pulpe, sur la rivière Rimouski, avec augmentation de l'intensité des sources lumineuses par un facteur de deux. Notons que le dispositif mis au point par Therrien et Verreault (1998) implique, outre le montage permettant de générer la barrière lumineuse, un exutoire de dévalaison (ouverture pratiquée dans une des poutres de

métal constituant la vanne du pertuis de vidange du plan d'eau, en amont du barrage), ainsi qu'une série de bassins aménagés entre le pertuis et l'ancien lit de la rivière, en aval du barrage. Il y aura lieu également de reprendre les travaux de capture-marquage-recapture d'anguilles en dévalaison, afin d'établir les séquences temporelles journalière et saisonnière de la migration et de valider la technique consistant à utiliser la caméra vidéo pour procéder au dénombrement des anguilles ayant transité par le dispositif de dévalaison. L'information sur les séquences temporelles journalière et saisonnière de dévalaison pourrait être précieuse pour la mise au point d'approches permettant de réduire les mortalités d'anguilles aux abords des centrales. En effet, elle permettra d'identifier la période maximale de dévalaison, au cours de laquelle le fonctionnement des turbines pourrait être arrêté à certaines heures de la journée. Cette solution pourrait être intéressante dans le cas des micro-centrales existantes pour lesquelles la construction d'un dispositif de dévalaison représenterait des coûts irréalistes.

Compte tenu qu'il s'agit d'une première expérience de ce type au Québec et que le dispositif pourrait être installé à plusieurs centrales hydroélectriques, nous croyons que ce projet devrait recevoir l'appui de toutes les instances de la Société de la faune et des parcs du Québec, de la Fondation de la faune du Québec, d'Hydro-Québec et de l'Association des Producteurs Privés d'Électricité du Québec.

18.3 Dynamique de population de l'anguille

18.3.1 Problématique

Les informations quantitatives sur la dynamique de population de l'anguille américaine sont pratiquement inexistantes. On trouve dans la littérature quelques études qui ont porté sur l'un ou l'autre, ou quelques-uns des thèmes suivants : la structure en âge, la croissance, le sexe-ratio, l'abondance et la biomasse à l'hectare et ce, dans différents secteurs de l'aire de distribution (voir entre autres Smith et Saunders 1955; Ogden 1970; Hurley 1972; Facey et LaBar 1981; Helfman et Bozeman 1984; Hansen et Eversole 1984; Bozeman *et al.* 1985). Cependant, à notre connaissance aucun chercheur n'a encore procédé à l'estimation du taux annuel de mortalité totale ou de mortalité naturelle. Seuls Caron et Verreault (1997a) ont estimé le taux d'exploitation pratiqué sur les anguilles argentées lors de leur dévalaison dans l'estuaire du Saint-Laurent. Aucune étude n'a quantifié les variations de l'abondance absolue ou relative ou du taux de mortalité entre les cohortes. Seuls Hurley et Christie (1982) ont appliqué à un stock d'anguille américaine un modèle classique de dynamique des populations de poissons, soit l'analyse des cohortes (voir chapitre 15). Il faut mentionner cependant que les études de dynamique de population sont rares, mais quand même plus abondantes chez l'anguille européenne. Les travaux de Vøllestad et Jonsson (1988), De Leo et Gatto (1995), Lobón-Cervía *et al.* (1995) et Adam (1997) ont été passés en revue au chapitre 15.

Robitaille et Tremblay (1994) ont reconnu l'intérêt particulier du lac Saint-Pierre dans le réseau du Saint-Laurent, parce qu'il constitue la première zone importante de croissance rencontrée par les anguillettes et qu'il s'agit de l'endroit le plus propice à la capture des jeunes anguilles. Comme les débarquements commerciaux d'anguille au lac Saint-Pierre

n'ont pas manifesté de signes de déclin semblable à celui observé dans la région de Montréal ou dans l'estuaire, ce lac fluvial constitue un milieu sentinelle privilégié. Si jamais le déclin se manifeste à ce niveau du système, il s'agira d'un signal qui devrait donner lieu à la mise en place de mesures de conservation exceptionnelles de cette espèce dans le système Saint-Laurent. Le lac Saint-Pierre représente donc un milieu de choix pour la conduite d'une étude de dynamique de population. Mailhot (1997) a montré que les anguilles capturées commercialement à Gentilly étaient significativement plus longues que celles prises sur la rive sud du lac Saint-Pierre, ces dernières étant plus longues que celles prises en rive nord. Ces différences, qui ont été observées en 1996 et en 1997, pourraient être indicatrices d'une moins grande productivité des habitats de la rive nord du fleuve et/ou de meilleures possibilités d'interception en rive sud d'anguilles argentées en dévalaison.

Le lac Saint-Pierre est un milieu complexe, ouvert, représentatif des grands lacs de plaine de la région de Montréal. Toutefois, les aires de croissance de l'anguille se présentent sous diverses formes. Entre autres, plusieurs petits bassins versants des rives sud et nord du Saint-Laurent sont utilisés comme habitat de croissance par les anguilles sub-adultes et on ne fait que commencer à déterminer leur contribution à la dévalaison d'anguilles argentées. On ne connaît pratiquement rien de la dynamique de population de l'anguille dans ce type de système, où l'exploitation des anguilles jaunes n'est généralement pas pratiquée. Une étude de dynamique de population à l'échelle d'un petit bassin versant pourrait donc combler ces lacunes, tout en fournissant un point de comparaison important avec le lac Saint-Pierre.

À cause de sa taille relativement restreinte, le bassin de drainage de la rivière du Sud-Ouest constitue un excellent candidat pour une étude de dynamique de population. Le recrutement en anguillettes ainsi que la structure en taille de ces dernières y ont été déterminés en 1996 et cette rivière est ciblée comme un des cinq points d'échantillonnage du Réseau Sentinelle de suivi du recrutement. Ces informations pourraient être complétées par des données sur la structure en âge, la croissance et la mortalité totale, qui équivaudrait ici à la mortalité naturelle, puisque les anguilles jaunes ne font pas l'objet d'une exploitation. Il serait important de quantifier aussi l'abondance des anguilles en dévalaison.

Caron et Verreault (1997a) et Caron (1998) ont procédé à une expérience de capture-marquage-recapture d'anguilles argentées dans le but d'évaluer la vitesse de dévalaison, l'abondance du stock, l'abondance des captures effectuées par les pêcheurs commerciaux ainsi que le taux d'exploitation correspondant, le tout pour les années 1996 et 1997. La réalisation de ces objectifs sur une population d'anguilles constitue une première pour l'espèce. Les auteurs mentionnent à la fin de leurs rapports que leur protocole devrait être repris afin de déterminer les variations interannuelles des différentes variables mesurées.

18.3.2 Projets de recherche proposés

1- Comparaison de la structure en taille et en âge, de la croissance, de la mortalité totale et du sexe-ratio de l'anguille au lac Saint-Pierre et dans le bassin de la rivière du Sud-Ouest

Compte tenu des budgets limités disponibles pour les recherches devant être menées sur l'anguille, dans une première étape, les études proposées de dynamique de population devraient se concentrer sur la comparaison de la structure en taille et en âge, du sexe ratio, de la croissance et de la mortalité totale de l'anguille au lac Saint-Pierre et dans la rivière du Sud-Ouest. À plus long terme, il faudrait planifier de compléter cette première étape par une étude similaire à celle proposée ici mais portant sur la fraction inexploitée des anguilles du lac Saint-Pierre (via des pêches expérimentales), par des estimations d'abondance des fractions inexploitée et exploitée pour le lac Saint-Pierre, et de la population inexploitée de la rivière du Sud-Ouest. Il faudra profiter ici de l'expertise française au niveau de la planification et de la réalisation de cette étude (G. Adam, P. Élie, E. Rochard).

A- Volet lac Saint-Pierre

Le premier objectif de ce volet est de déterminer trois paramètres de base de la dynamique d'une population d'anguilles, soit le taux de croissance des individus, le taux annuel de mortalité totale et le sexe-ratio. Ces trois paramètres pourront éventuellement être inclus dans un modèle de cycle vital qui pourrait être élaboré pour l'anguille du Saint-Laurent. En outre, le taux annuel de mortalité totale, comparé à celui observé dans le bassin de drainage de la rivière du Sud-Ouest, où l'anguille est inexploitée, constituera un indicateur de l'état général du groupement d'anguilles du lac Saint-Pierre. Le deuxième objectif consiste à déterminer les causes des différences observées au niveau de la taille moyenne des anguilles capturées commercialement à Gentilly et sur les rives sud et nord du lac Saint-Pierre (Mailhot, 1997).

Le protocole établi par Mailhot (1997) serait utilisé, mais avec trois périodes d'échantillonnage réparties entre la mi-mai et la fin-juillet. La structure en taille et les PUE des verveux commerciaux seront déterminées. Un sous-échantillon de spécimens stratifié en fonction de la taille (cinq individus par classe de taille de 30 mm par période et par secteur) sera obtenu à même la récolte commerciale (achat auprès des pêcheurs) pour le prélèvement d'otolithes, de gonades, de contenus stomacaux et pour un examen parasitologique visant entre autres à vérifier la présence d'*Anguillicola crassus.* Notons que l'étendue des tailles des anguilles capturées commercialement au lac Saint-Pierre va de 700 mm à 1000 mm, soit dix classes de 30 mm. L'effectif total d'anguilles sacrifiées et prélevées devrait atteindre 450 spécimens. Notons que l'établissement de clés âge-taille par secteur permettra aussi d'obtenir un aperçu de la structure en âge et de la mortalité totale des anguilles échantillonnées en 1996 et en 1997.

B- Volet bassin de la rivière du Sud-Ouest

L'étude proposée s'étalerait sur un an. Le premier objectif est le même que celui mis de l'avant pour le lac Saint-Pierre, soit de déterminer trois paramètres de base de la dynamique d'une population d'anguilles : taux de croissance des individus, taux annuel de mortalité totale et sexe-ratio, afin de les comparer aux valeurs obtenues pour le lac Saint-Pierre. Le deuxième objectif consiste à évaluer l'abondance et la structure en taille et en âge du contingent d'anguilles en dévalaison dans cette rivière.

Pour obtenir le portrait de la structure en taille des anguilles en croissance dans le bassin de drainage, il faudrait échantillonner au verveux, dans trois secteurs. Un effort de pêche de 100 nuits-filet-trappes n'a permis de capturer que 61 anguilles en 1999, aussi, la durée de la période d'échantillonnage dépendra de l'efficacité de la technique de pêche employée. Pour chacun des secteurs, un sous-échantillon de spécimens stratifié en fonction de la taille (5 spécimens par classe de taille de 30 mm, tenant compte des anguilles déjà prélevées dans le cadre du Réseau Sentinelle de suivi du recrutement) sera obtenu pour le prélèvement d'otolithes, de gonades, de contenus stomacaux et pour un examen parasitologique.

L'abondance et la structure en taille et en âge du contingent d'anguilles dévalant la rivière devraient être déterminées en adaptant le protocole établi par Therrien et Verreault (1998) pour la rivière Rimouski. Les pêches au filet-trappe auront lieu de septembre à novembre, au rythme d'une levée par jour. Un sous-échantillon de spécimens stratifié en fonction de la taille (7 spécimens par classe de taille de 30 mm, tenant compte des anguilles déjà prélevées dans le cadre du Réseau Sentinelle de suivi du recrutement, de l'établissement de la structure en âge des anguilles en croissance et de la comparaison de l'IGS avec les spécimens en phase anguille jaune) permettrait le prélèvement d'otolithes, de gonades, de contenus stomacaux et l'examen parasitologique.

Guy Verreault, biologiste à la Société de la faune et des parcs du Québec, effectuera sa recherche de maîtrise dans le cadre de ce projet, sous la supervision de Claude Lassus (Université du Québec à Rimouski) et de Pierre Élie (CEMAGREF, Groupement de Bordeaux).

18.3.3 Dévalaison, abondance, récolte et taux d'exploitation des anguilles argentées dans le Bas Saint-Laurent

Comme le spécifie le titre de ce projet, les objectifs sont de déterminer la séquence temporelle de dévalaison, l'abondance, la récolte et le taux d'exploitation des anguilles argentées dans le bas Saint-Laurent.

Il s'agirait en fait de reprendre au moins deux fois en cinq ans le protocole mis au point par Caron et Verreault (1997a). Notons que ce protocole a été appliqué en 1996 et en 1997.

18.4 Répartition de l'anguille au Québec et caractéristiques des habitats de croissance

18.4.1 Problématique

La question de la répartition de l'anguille dans les différents tributaires du Saint-Laurent et des caractéristiques des habitats de croissance a été identifiée comme un important besoin de recherche par plusieurs gestionnaires de l'anguille. Quelques études donnent certaines indications concernant les habitats utilisés par l'anguille américaine. Les informations sur l'habitat de l'anguille contenues dans les travaux de Smith et Saunders (1955), Vladykov

(1955), Facey et Van Den Avyle (1987), Peterson et Gale (1991), Smogor *et al.* (1995), Chaput *et al.* (1997) et Lary et Busch (1997) ont déjà été mentionnées au chapitre 12.

18.4.2 Projet de recherche proposé

1- Tentative de caractérisation de la répartition et de l'habitat de l'anguille au Québec à partir des données disponibles de toutes origines

Avant d'entreprendre de coûteuses campagnes d'échantillonnage visant à quantifier les caractéristiques de l'habitat de l'anguille au Québec, nous croyons qu'il serait essentiel de répertorier toutes les informations disponibles dans les banques de données du MT-MLCP-MEF des différentes directions régionales (données de seine et de pêche à l'électricité de J.-R. Mongeau dans la région de Montréal; de Gilles Paquet dans la région de Québec; inventaires de pêche à l'électricité au Saguenay, sur la Côte-Nord et en Gaspésie; répartition spatiale des captures commerciales dans le lac Saint-Pierre; etc.; données du MEF, groupe d'Yvon Richard, sur le réseau de rivières du Québec; données du MAPAQ (Pilote 1989); données d'Hydro-Québec.

Les données sur la présence de l'anguille pourraient prendre la forme de : présence/absence; ou encore : des cotes tels occasionnel, moyen et fréquent. Quant aux données environnementales, on pourrait considérer des grands types d'habitats (marais côtiers, marais d'eau douce, ruisseaux, fosses, petites rivières, rivières, lacs, etc.); des critères géographiques ou climatiques (plaine du Saint-Laurent; bouclier canadien; Côte Nord; température moyenne annuelle de l'air ; élévation ; etc.); lorsque disponibles, les caractéristiques de l'habitat aux sites même de capture devraient être répertoriées (v. g. elles sont disponibles dans les annexes des documents du groupe d'Yvon Richard). Les travaux cités plus haut semblent indiquer que la distance d'un site par rapport à l'océan, l'altitude, de même que la présence d'obstacles naturels ou artificiels situés en amont d'un site, la présence de petits lacs à fonds mous pouvant servir d'aire d'hivernage, comptent parmi les variables pouvant expliquer la présence de l'anguille dans un milieu donné. Il faudrait donc inclure ces variables à la matrice.

La matrice devrait aussi préciser quel type d'engin de capture a été utilisé. En effet, les techniques d'échantillonnage sont distinctes selon les phases et les milieux visés. Les plus petites anguilles (10 à 25 cm) ont fait l'objet de relativement peu d'attention (difficulté de les capturer?).

Ce type de matrice peut se prêter à différents traitements de données qui pourraient aider à mettre en évidence les grands facteurs susceptibles d'expliquer la répartition de l'anguille dans le système Saint-Laurent. Ce premier exercice réalisé à partir des données existantes permettra peut-être de donner des réponses intéressantes aux questions générales concernant la répartition de l'espèce et les grandes caractéristiques de son habitat. De cette approche exploratoire pourraient découler des études plus pointues impliquant des échantillonnages sur le terrain et portant sur un sous-échantillon de bassins versants.

La recherche esquissée ici pourrait être réalisée à l'interne. En effet, Serge Tremblay a déjà amorcé une partie du travail décrit ici, notamment celle qui concerne la présence de l'anguille dans les différents bassins versants. Il est possible aussi que l'on puisse trouver un-e étudiant-e à la Maîtrise en Sciences de l'Environnement de l'UQÀM ou de l'UQTR (collaboration possible avec Pierre Magnan et/ou Marco Rodriguez) qui serait intéressé-e de réaliser un stage ou même son projet de recherche dans ce contexte. Il y aurait lieu ici de profiter de l'expertise de Patrick Lambert, du CEMAGREF de Bordeaux, qui a réalisé une étude sur la distribution et la structure en tailles de l'anguille à l'échelle de la France (Lambert, 1997).

18.5 Génétique de l'anguille

Différents aspects de la génétique de l'anguille ont été passés en revue au chapitre 4. L'hypothèse de la panmixie dans le cas de l'anguille américaine repose sur deux articles de Avise *et al.* (1986 et 1990) dans lesquels l'homogénéité de la composition de l'ADN mitochondrial chez des individus d'origines géographiques variées est démontrée. Toutefois, il existe maintenant des outils beaucoup plus puissants pour tester cette hypothèse. Selon le Dr Louis Bernatchez (prof. Université Laval, comm. pers. à Pierre Dumont), la panmixie chez l'anguille n'a jamais vraiment été testée de façon très rigoureuse et cela exige l'utilisation de nombreux marqueurs polymorphes et sélectivement neutres, qui existent présentement. Pour mettre en perspective l'importance de cette démarche, il n'y a qu'à se représenter ce qui changerait dans les stratégies d'aménagement et de gestion de cette espèce si l'hypothèse de la panmixie se trouvait infirmée et que nous nous retrouvions avec plusieurs stocks à gérer au lieu d'un seul.

Le laboratoire du Dr Bernatchez a amorcé un projet de recherche visant à tester l'hypothèse de la panmixie chez les anguilles américaine et européenne. Le projet vise en outre à utiliser le système anguille pour vérifier certaines hypothèses quant au mode d'évolution des microsatellites.

Nous recommandons fortement à toutes les personnes impliquées dans la recherche et la gestion de l'anguille au Québec de fournir au Dr Bernatchez tout l'appui logistique nécessaire pour qu'il puisse obtenir les spécimens dont il a besoin pour mener à bien son étude.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les membres du Comité Anguille pour leur soutien tout au long de ce projet : François Caron, Gilles Harvey, Serge Tremblay, Yves Mailhot et Guy Verreault, tous de la Société de la faune et des parcs du Québec, ainsi que Richard Verdon d'Hydro-Québec et Éric Rochard du CEMAGREF à Bordeaux.

Notre reconnaissance va également aux personnes qui ont contribué à faire progresser cette recherche de différentes manières : Kevin McGrath et Jeff Gerlach du New York Power Authority pour l'envoi d'une banque de références et de quelques articles sur l'anguille, ainsi que pour le don du logiciel de classification de références Papyrus (version 7.0); Guy Verreault pour le prêt de documents, pour son appui au projet et son implication professionnelle et personnelle dans la recherche sur l'anguille; Éric Rochard pour ses conseils et des prêts de documents; Richard Verdon pour avoir fourni de la documentation; Pierre Élie du CEMAGREF à Bordeaux pour ses recommandations concernant la faisabilité des propositions de recherche; Guy Trencia, de la FAPAQ, pour son intérêt au projet. Nous remercions également Nicole Canuelle du service des bibliothèques de l'UQÀM, pour son amabilité et sa quête inlassable de nombreux documents; les employés de la précieuse bibliothèque Blacker-Wood de l'université McGill pour leur courtoisie.

Soulignons également la contribution des personnes qui ont apporté des commentaires et fourni des avis scientifiques lors de la révision de ce document : Yves Mailhot, Guy Verreault et Pierre Dumont.

Ce travail a été réalisé sous l'égide de l'Université du Québec à Montréal (UQÀM), en collaboration et avec l'aide financière de la Société de la faune et des parcs du Québec.

BIBLIOGRAPHIE

Adam, G. 1997. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758) : dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de Doctorat à l'Université Paul Sabatier, Toulouse III, spécialité hydrobiologie. 353 p.

Adams, C. C. and T. L. Hankinson. 1916. Notes on Oneida Lake fish and fisheries. Transactions of the American Fisheries Society. 45(3) : 155-169.

Adams, C. C. and T. L. Hankinson. 1928. The ecology and economics of Oneida Lake fish. Roosevelt Wild Life Annals. 1(3-4) : 405-415.

Alcobendas, M., F. Lecompte, J. Castanet, F. J. Meunier, P. Maire et M. Holl. 1991. Technique de marquage en masse de civelles (*Anguilla anguilla*) par balnéation rapide dans le fluorochrome. Application au marquage à la tétracycline de 500 kg de civelles. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 321 : 43-54.

Allendorf, F. W. and M. M. Ferguson. 1990. Genetics. p. 35-63. In : Schreck, C. B. and P. B. Moyle (eds). Methods for fish biology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 684 p.

Ali, M. A., J.-D. Dutil and L. Fortier. 1987. Retinal response in the post metamorphic American eel (*Anguilla rostrata*) (Pisces, Teleostei). Helgoländer Meeresuntersuchungen. 41(4) : 437-441.

Antunes, C. and F.-W. Tesch. 1997. A critical consideration of the metamorphosis zone when identifying daily rings in otoliths of European eel, *Anguilla anguilla* (L.). Ecology of Freshwater Fish. 6 : 102-107.

Appelbaum, S. and T. Hecht. 1978. Otolith length/fish length relationship of leptocephali, elvers, and sub-adult (reared) eels *Anguilla anguilla*. Environmental Biology of Fishes. 3(2) : 245-247.

Aprahamian, M. W. 1987. Use of the burning technique for age determination in eels (*Anguilla anguilla* (L.)) derived from the stocking of elvers. Fisheries Research. 6 : 93-96.

Arai, H. P. 1989. Acanthocephala. Part III. p. 66. In : Margolis, L. and Z. Kabata (eds.). Guide to the parasites of fishes of Canada. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences No. 107.

Arai, T., T. Otake and K. Tsukamoto. 1997. Drastic changes in otolith microstructure and microchemistry accompanying the onset of metamorphosis in the Japanese eel, *Anguilla japonica*. Marine Ecology Progress Series. 161 : 17-22.

Avise, J. C., G. S. Helfman, N. C. Saunders and L. S. Hales. 1986. Mitochondrial DNA differentiation in North Atlantic eels : population genetic consequences of an unusual life history pattern. Procceedings of the National Academy of Science of the USA. 83 : 4350-4354.

Avise, J. C., W. S. Nelson, J. Arnold, R. K. Koehn, G. C. Williams and V. Thorsteinsson. 1990. The evolutionary genetic status of Icelandic eels. Evolution. 44(5) : 1254-1262.

Axelsen, F. 1994. État de la pêche commerciale à l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en Amérique du Nord. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Direction du Développement et des Activités régionales. Document de travail. 63 p.

Axelsen, F. 1997. The status of the American eel (*Anguilla rostrata*) stock in Québec. p. 121-133. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, January 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196: v + 174 p.

Backus, R. H. 1957. Fishes of Labrador. Bulletin of the American Museum of Natural History. 113(4) : 298.

Bain, M. B., J. T. Finn and H. E. Booke. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. Ecology. 69:382-392.

Balon, E. K. 1975. Terminology of intervals in fish development. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 32(9) : 1663-1670.

Barak, N. A.-E. and C. F. Mason. 1990. A survey of heavy metal levels in eels (*Anguilla anguilla*) from some rivers in East Anglia, England : the use of eels as pollution indicators. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 827-833.

Baras, E. and D. Jeandrain. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel Anguilla anguilla (L.) with biotelemetry transmitters. Hydrobiologia. 371/372 : 107-111.

Barbin, G. P. and W. H. Krueger. 1994. Behaviour and swimming performance of elvers of the American eel, *Anguilla rostrata*, in an experimental flume. Journal of Fish Biology. 45 : 111-121.

Barbin, G. P. and J. D. McCleave. 1997. Fecundity of the American eel *Anguilla rostrata* at 45º N in Maine, U. S. A. Journal of Fish Biology. 51 : 840-847.

Barbin, G. P. 1998. The role of olfaction in homing and estuarine migratory behavior of yellow-phase American eels. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 55 : 564-575.

Barila, Y. and J. R. Stauffer Jr. 1980. Temperature behavioral responses of the American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), from Maryland. Hydrobiologia. 74 : 49-51.

Barse, A. M. and D. H. Secor. 1999. An exotic nematode parasite of the american eel. Fisheries. 24(2) : 6-10.

Beamish, R. J. and G. A. McFarlane. 1983. The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. Transactions of the American Fisheries Society. 112(6) : 735-743.

Bean, B. A. 1909. The proper name of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur). Science. 29 : 871-872.

Beatty, D. D. 1975. Visual pigments of the American eel, *Anguilla rostrata*. Vision Research. 15 : 771-776.

Beebe, W. and J. Tee-Van. 1934. American fresh-water eels in Bermuda. Bulletin of the New York Zoological Society. 37 : 181-183.

Bélanger, C., J. C. Dubé et M. P. Lamontagne. 1977. La présence de biphényles polychlorés dans l'environnement québécois. Pêches et Environnement Canada. 74 p.

Bell, M. C. 1986. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fish passage development and evaluation program. U. S. Army Corps of Engineers. North Pacific Division, Portland, Oregon. 290 p.

Berg, R. 1985. Age determination of eels, *Anguilla anguilla* (L.) : comparison of field data with otolith ring patterns. Journal of Fish Biology. 26 : 537-544.

Berg, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. Vie et Milieu. 36(4) : 307-310.

Berg, R. 1990. The growth of eels : a critical assesment of data from open waters. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 755-762.

Berg, T. and J. B. Steen. 1965. Physiological mechanisms for aerial respiration in the eel. Comparative Biochemistry and Physiology. 15 : 469-484.

Berg, T. and J. B. Steen. 1966. Regulation of ventilation in eels exposed to air. Comparative Biochemistry and Physiology. 18 : 511-516.

Bergensen, R. and A. Klemetsen. 1988. Freshwater eel *Anguilla anguilla* (L.) from north Norway, with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration. Nordic Journal of Freshwater Research. 64 : 54-66.

Bergeron, J. 1972. Travaux sur l'Anguille. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Service Biologique, Québec. Rapport annuel 1970. p. 50-54.

Bertin, L. 1951. Les anguilles. 2eme éd. Payot Éditeur, Paris. 191 p.

Bertrand, P., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. Concentrations en biphényles polychlorés et en métaux dans les sédiments de la Baie des Anglais (Québec). Rapport Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques No. 586. 5 p.

Beumer, J. P. and D. J. Harrington. 1980. Techniques for collecting glass-eels and brown elvers. Australian Fisheries. 39(8) : 16-22.

Bianchini, M., P. W. Sorensen and H. E. Winn. 1982. Stima dell'abbondanza e schemi di movimento a breve raggio della anguille Americana, *Anguilla rostrata* (LeSueur) (Pisces, Apodes), del Narrow River, Rhode Island, USA. Il Naturalista Siciliano, 6(2)(Suppl. 4) : 269-277.

Bieder, R. C. 1971. Age and growth in the American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), in R. I. M. Sc. Thesis in Zoology, University of Rhode Island, Kingston, R. I. 42 p.

Bigelow, H. B. and W. W. Welsh. 1925. Fishes of the Gulf of Maine. Bulletin of the U. S. Bureau of Fisheries. 40(1): 78-83.

Bigelow, H. B. and W. C. Schroeder. 1953. Fishes of the Gulf of Maine. Fishery Bulletin of the U. S. Fish and Wildlife Service, No. 74, Vol. 53. p. 151-154. 577 p.

Bishop, W. L. 1906. Eels in water pipes and their migration. Proceedings and of the Nova Scotia Institute of Science. 11 : 640-650.

Blake, L. M. 1982. Commercial fishing for eels in New York state. p. 39-41. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Blaxter, J. H. S. and W. Dickson. 1959. Observations on the swimming speed of fish. Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 24(3) : 472-479.

Boëtius, J., I. Boëtius, A. M. Hemmingsen, A. F. Bruun and E. Møller-Christensen. 1962. Studies of ovarial growth induced by hormone injections in the European and American eel (*Anguilla anguilla* L. and *Anguilla rostrata* LeSueur). Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. 3(7/12) : 183-198.

Boëtius, I. and J. Boëtius. 1967. Eels, *Anguilla rostrata*, LeSueur, in Bermuda. Videnskabelige Meddelelser Fra Dansk Naturhistorisk Forening i Khobenhavn. 130 : 63-84.

Boëtius, J. 1976. Elvers, *Anguilla anguilla* and *Anguilla rostrata* from two Danish localities. Size, body, weight, developmental stage and number of vertebrae related to time of ascent. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. 7 : 199-220.

Boëtius, J. 1980. Atlantic *Anguilla*. A presentation of old and new data of total numbers of vertebrae with special reference to the occurrence of *Anguilla rostrata* in Europe. Dana. 1 : 93-112.

Boëtius, I. et J. Boëtius. 1980. Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning. Dana. 1 : 1-28.

Boëtius, J. 1985. Greenland eels, *Anguilla rostrata* Lesueur. Dana. 4 : 41-48.

Boëtius, J. and E. F. Harding. 1985. A re-examination of Johannes Schmidt's Atlantic eel investigations. Dana. 4 : 129-162.

Bohun, S. and H. E. Winn. 1966. Locomotor activity of the American eel (*Anguilla rostrata*). Chesapeake Science. 7(3) : 137-147.

Boubée, J. A. T. 1994. The eels that climb over a dam. Water and Wastes in New Zealand. September : 23-26.

Boubée, J. A. T. 1995. Gravel-lined upstream fish passes : construction guide. Departement of Conservation, New Zealand, Hamilton. Consultancy Report DOC003. 24 p.

Boucher, S., M. Boucher et M. Fontaine. 1935. Sur la maturation provoquée des organes génitaux de l'anguille. Comptes-Rendus des Séances de la Société de Biologie. 116 : 1284-1286.

Bouillon, D. R. and R. L. Haedrich. 1985. Growth of silver eels (*Anguilla rostrata*) in two areas of Newfoundland. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science. 6 : 95-100.

Bozeman, E. L., G. S. Helfman and T. Richardson. 1985. Population size and home range of American eels in a Georgia tidal creek. Transactions of the American Fisheries Society. 114 : 821-825.

Brennan, M. 1976. The biology of *Anguilla rostrata*, with reference to the commercial fishery. Marine Sciences Centre, Thèse soumise à l'université McGill, Montréal. 131 p.

Brinley, F. J. and R. E. Bowen. 1935. Some feeding habits of the common eel, *Anguilla bostoniensis*. Copeia. 1935 :140.

Brothers, E. B., C. P. Mattthews and R. Lasker. 1976. Daily growth increments in otolith from larval and adult fishes. Fishery Bulletin. 74 : 1-8.

Brown, R. E. 1997. Utilization of strobe lighting as a cost effective deterrent for fish turbine mortality. Flash Technology Corp. OfAmerica. EPRI Fish Passage Workshop, Milwaukee, WI, may 6-8, 1997. 12 p.

Bruslé, J. 1991. The eel (*Anguilla* sp) and organic chemical pollutants. The Science of the Total Environment. 102 : 1-19.

Bruun, A. F. 1963. The breeding of the North Atlantic freshwater-eels. Advances in Marine Biology. 1 : 137-169.

Bursey, C. R. 1982. *Eustrongylides tubifex* (Nitzch) encystment in an American eel *Anguilla rostrata* (LeSueur). Journal of Fish Biology. 21 : 443-447.

Busch, W.-D. N. and S. J. Lary. 1996. Assessment of habitat impairments impacting the aquatic resources of Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 53(suppl. 1) : 113-120.

Campana, S. E. and J. D. Neilson. 1985. Microstructure of fish otoliths. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 42 : 1014-1032.

Cantrelle, I. 1981. Étude de la migration et de la pêche des civelles (*Anguilla anguilla* L. 1758) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de Doctorat de 3ième cycle, Université de Paris VI, Ministère de l'Agriculture, Division Océanographie Biologique. 238 p.

Caron, F., N. Adams, P. Bain et A. Murray. 1986. Essai d'un système visant à réduire la prédation des anguilles dans les engins de capture des saumonneaux. MLCP. Direction de la faune aquatique. 7 p.

Caron, F. et G. Verreault. 1997a. Estimation du stock d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) argentée en dévalaison dans le Bas Saint-Laurent et son taux d'exploitation en 1996. p. 94-105. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Caron, F. et G. Verreault. 1997b. Le réseau sentinelle de l'anguille. p. 144-160. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Caron, F. 1998. Évaluation de la population d'anguille d'Amérique en dévalaison dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1997. p. 131-139. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 13-15 janvier 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales. 249 p.

Casselman, J. M. 1982. Chemical analyses of the optically different zones in eel otoliths. p. 74-82. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel

conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Casselman, J. M. 1987. Determination of age and growth. p. 209-242. In : Weatherly, A. H. and H. S. Gill (eds.). The biology of fish growth. Academic Press, London.

Casselman, J. M., L. A. Marcogliese, T. Stewart and P. V. Hodson. 1997a. Status of the upper St. Lawrence River and Lake Ontario American eel stock- 1996. p. 106-120. In : Peterson, R. H. (Ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Casselman, J. M., L. A. Marcogliese and P. V. Hodson. 1997b. Recruitment index for the upper St. Lawrence River and Lake Ontario eel stock : a re-examination of eel passage at the R. H. Saunders hydroelectric generating station at Cornwall, Ontario, 1974-1995. p. 161-169. In : Peterson, R. H. (Ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196.

Casselman, J. M., L. A. Marcogliese and P. V. Hodson. 1998. The American eel, *Anguilla rostrata*, stock of the upper St. Lawrence River and Lake Ontario : long-term trends, decreasing abundance, cause and effect. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Castle, P. H. J. 1969. An index and bibliography of eel larvae. J. L. B. Smith Institute of Ichthyology, Rhodes University Special Publication 7. 121 p.

Castle, P. H. J. 1984. Notacanthiformes and Anguilliformes : development. p. 62-93. In : Moser, H. G. et al. (eds), Ontogeny and systematics of fishes. International Symposium dedicated to the memory of E. H. Ahlstrom, held 15-18 august at La Jolla, California. American Society of Ichthyology and Herpetology. Allen Press, Special Publication No. 1. 760 p.

Castle, P. H. J. 1984b. Family No. 39 : Anguillidae. p. 160-161. In : Smith, M. M. and P. C. Heemstra (eds), 1986. Sea Fishes. Springer-Verlag, Berlin. 1047 p.

Castonguay, M. 1987. Growth of American and European eel leptocephali as revealed by otolith microstructure. Canadian Journal of Zoology. 65 : 875-878.

Castonguay, M., J.-D. Dutil and C. Desjardins. 1989. Distinction between American eels (*Anguilla rostrata*) of different geographic origins on the basis of their organochlorine contaminant levels. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 46 : 836-843.

Castonguay, M., J.-D. Dutil, C. Audet and R. Miller. 1990. Locomotor activity and concentration of thyroid hormones in migratory and sedentary juvenile American eels. Transactions of the American Fisheries Society. 119 : 946-956.

Castonguay, M., P. V. Hodson, C. M. Couillard, M. J. Eckersley, J.-D. Dutil and G. Verreault. 1994a. Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 51 : 479-488.

Castonguay, M., P. V. Hodson, C. Moriarty, K. F. Drinkwater and B. M. Jessop. 1994b. Is there a role of ocean environment in American and European eel decline. Fisheries Oceanography. 3(3) : 197-203.

CBP (Chesapeake Bay Program). 1991. Chesapeake Bay American eel fishery management plan. Agreement Commitment Report 1991. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 28 p.

Chan, S. T. H., and W. S. B. Yeung. 1983. Sex control and sex reversal in fish under natural conditions. p. 171-222. In : Hoar, W. S., D. J. Randall and E. M. Donaldson (eds.). Fish physiology 9B : reproduction, behavior, and fertility control. London, Academic Press.

Chaput, G. 1997. Relative value of elver versus eel fisheries. p. 62-67. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Chaput, G., A. Locke and D. Cairns. 1997. Status of American eel (*Anguilla rostrata*) from the southern Gulf of St. Lawrence. p. 69-93. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Charlon, N. 1982. Stades préleptocéphale, leptocéphale et civelle du genre *Anguilla*. Bibliographie (1829-1980). Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Circulaire sur les pêches No 738. 45 p.

Charlon, N. et J. M. Blanc. 1982. Étude des civelles d'*Anguilla anguilla* L. dans la région du bassin de l'Adour. 1. Caractéristiques biométriques de longueur et de poids en fonction de la pigmentation. Archiv fur Hydrobiologie. 93 : 238-255.

Chelminsky, P. and A. W. Bradshaw. 1997. Test of an eel exclusion device at Easton Lake, Easton, CT. Kleinschmidt Associates. 9 p.

Cheney, A. N. 1899. The common eel. Game and Forests of New York, Fourth Annual Report of the Commissioners of Fisheries for 1898. p. 279-288.

Chisnall, B. J. and J. M. Kalish. 1993. Age validation and movements of freshwater *eels (Anguilla dieffenbachii* and *A. australis*) in a New Zealand pastoral stream. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 27 : 333-338.

Chisnall, B. L. and D. W. West. 1996. Design and trials of a large fine-meshed fyke net for eel capture, and factors affecting size distribution of catches. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 30 : 355-364.

Christensen, J. M. 1964. Burning of otoliths, a technique for age determination of soles and other fish. Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 29 : 73-81.

Clay, C. H. 1995. Fishways for eels. p. 121-129 (Chap. 3.17). In : Clay, C. H. (ed.). Design of fishways and other fish facilities. 2nd ed. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.

Coldwell, C. 1939. The feeding habits of American mergansers. Canadian Field-Naturalist. 53(4) : 55.

Colombo, G. and R. Rossi. 1978. Environmental influence on growth and sex ratio in different eel populations (*Anguilla anguilla* L.) of Adriatic coasts. p. 313-320. In : McLusky, D. S. and A. J. Berry (eds.). Physiology and Behavior of marine organisms. Pergamon Press, Oxford.

Colombo, G., G. Grandi and R. Rossi. 1984. Gonad differentiation and body growth in *Anguilla anguilla* L. Journal of Fish Biology. 24 : 215-228.

Combs, R. M. 1969. Embryogenesis, histology and organology of the ovary of *Brevoortia patronus*. Gulf Research Report. 2 : 333-434.

Comparini, A., M. Rizotto and E. Rodino. 1977. Genetic control and variability of phosphoglucose isomerase (PGI) in eels from the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. Marine Biology. 43 : 109-116.

Comparini, A. and E. Rodinò. 1980. Electrophoretic evidence for two species of *Anguilla* leptocephali in the Sargasso Sea. Science. 287 : 435-437.

Comparini, A. and M. Schoth. 1982. Comparison of electrophoretic and meristic characters of 0-group eel larvae from the Sargasso Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen. 35 : 289-299.

Cone, D. K., D. J. Marcogliese and W. D. Watt. 1993. Metazoan parasite communities of yellow eels (*Anguilla rostrata*) in acidic and limed rivers of Nova Scotia. Canadian Journal of Zoology. 71 : 177-184

Cone, D. K. and D. J. Marcogliese. 1995. *Pseudodactylogyrus anguillae* on *Anguilla rostrata* in Nova Scotia : an endemic or an introduction? Journal of Fish Biology 47(1) : 177-178.

Cook, S. F. 1982. Evaluation of three types of eel traps. Georgia Department of Natural Resources, Game and Fish Division, Atlanta, Georgia. 27 p.

Cornish, I. M. E. and T. W. Moon. 1986. The glucose and lactate kinetics of American eels, *Anguilla rostrata*, under MS 222 anaesthesia. Journal of Fish Biology. 28 : 1-8.

Couillard, C. M., S. Leclerc, H. Gilbert, M. Grenier et C. Mitchell. 1992. Localisation des principaux obstacles à la migration des anguilles le long du fleuve Saint-Laurent. Atlas préparé pour le Plan d'Action Saint-Laurent. Département des Pêches et Océans, Québec, Canada.28 p.

Couillard, M., L. Dutil et P. Bélanger. 1993. La santé des anguilles du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. p. 63-81. Dans : Tremblay, S. Compte-rendu de l'atelier sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Sainte-Foy, mars 1993. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats. 129 p.

Couillard, C. M., P. V. Hodson and M. Castonguay. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 54(8) : 1916-1927.

Cousineau, G. 1977. Étude des relations entre l'infection des anguilles et la contamination du milieu. Rapport soumis au Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par la Faculté de Médecine Vétérinaire de Saint-Hyacinthe. Rapport technique No. 5. 167 p.

Cox, P. 1916. Are migrating eels deterred by a range of lights- report on experimental tests. Contributions to Canadian Biology for 1914-1915, report No. 38A : 115-118.

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

Creutzberg, F. 1961. On the orientation of migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.) in a tidal area. Netherland Journal Sea Research. 1 : 257-338.

Cushing, D.H. 1975. Marine ecology and fisheries. Cambridge Univ. Press. Cambridge. 278 p.

D'Ancona, U. 1959. Old and new solutions to the eel problem. Nature. 183 : 1405-1406.

D'Ancona, U. 1960. The life cycle of the Atlantic eel. Proceedings, Symposia of the Zoological Society of London. 1 : 61-75.

Davidson, V. M. 1949. Salmon and eel movement in constant circular current. Journal Fisheries Research Board of Canada. 7 : 432-448.

Davis, J. F. and S. S. Hayasaka. 1983. Pathogenic bacteria associated with cultured American eels, *Anguilla rostrata* Le Sueur. Journal of Fish Biology 23 : 557-564.

Day, L. R. 1941. Atlantic salmon and trout investigations. A preliminary report on elver migrations in the Moser River, N. S. Fisheries Research Board of Canada, Biological Station St. Andrews, Manuscript Report No 213. (pt. XII). 3 p.

Day, L. R. 1948. Fishing eels- a profitable side line. Fisheries Research Board of Canada, Atlantic Biological Station, General Series Circular No. 13. 3 p.

DeCharleroy, D., L. Grisez, K. Thomas, C. Belpaire and F. Ollevier. 1990. The life cycle of *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms. 8 : 77-84.

Dechtiar, A. O. and W. J. Christie. 1988. Survey of the parasitic fauna of Lake Ontario fishes, 1961 to 1971. p. 66-95. In : Nepszy, S. J. (ed.). Parasites of fishes in the Canadian waters of the Great Lakes. Great Lakes Fishery Commission Technical Report No. 51.

Deelder, C. L. 1952. On the migration of the elver (*Anguilla vulgaris* Turt.) at sea. Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 18 : 187-218.

Deelder, C. L. 1954. Factors affecting the migration of the silver eel in Dutch inland waters. Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 20 : 177-185.

Deelder, C. L. 1958. On the behaviour of elvers (*Anguilla vulgari*s Turt.) migrating from the sea into fresh water. Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 24 : 135-146.

Deelder, C. L. 1960. The Atlantic eel problem. Nature. 185 : 589-592.

Deelder, C. L. 1976a. Remarks on the age-determination of eels, with length-back-calculation. ICES/EIFAC Symposium on Eel Research and Management. No. 18. 13 p.

Deelder, C. L. 1976b. The problem of the supernumary zones in otoliths of the European eel (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)); a suggestion to cope with it. Aquaculture. 9 : 373-379.

Deelder, C. L. 1981. On the age and growth ofcultured eels, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). Aquaculture. 26 : 13-22.

Deelder, C. L. 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis No. 80. Revision 1. 73 p.

Degani, G. and M. L. Gallagher. 1995. Growth and nutrition of eels. Laser Pages Publishing Ltd., Jerusalem. 119 p.

Degens, E. T., W. G. Deuser and R. L. Haedrich. 1969. Molecular structure and composition of fish otoliths. Marine Biology. 2 : 105-113.

De Kay, J. E. 1842. Fishes of New York, Albany. Ou Zoology of NY. In : Natural history of NY, Geological Survey, Albany. Vol I, parts 3-4.

De Leo, G. A. and M. Gatto. 1995. A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52 : 1351-1367.

De Ligny, W. and E. M. Pantelouris. 1973. Origin of the European eel. Nature. 246 : 518-519.

Delval, C., S. Fournier and Y. Vigneault. 1986. Polychlorinated biphenyl residues in some marine organisms from the Baie Des Anglais (Baie-Comeau, Quebec, Saint-Lawrence Estuary). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 37 : 823-829.

Denoncourt, C. E. and J. R. Stauffer Jr. 1993. Feeding selectivity of the American eel *Anguilla rostrata* (LeSueur) in the Upper Delaware River. American Midland Naturalist. 129 : 301-308.

Desjardins, C., J.-D. Dutil and R. Gélinas. 1983a. Contamination par le mirex de l'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent. Rapport Canadien à l'Industrie sur les Sciences Halieutiques et Aquatiques No. 141. 51 p.

Desjardins, C., J.-D. Dutil and R. Gélinas. 1983b. Contamination par les biphényles polychlorés de l'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent. Rapport Canadien à l'Industrie sur les Sciences Halieutiques et Aquatiques No. 144. 55 p.

Desrochers, D. et M. Letendre. 1994. Évaluation de la mortalité d'anguilles dans le Haut Saint-Laurent en 1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, secteur faune. Rapport de travaux No. 06-29. 41 p.

Desrochers, D. 1995. Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au complexe Beauharnois. Milieu Inc., Service Milieu naturel, vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. 107 p.

Desrochers, D. 1996. Étude de faisabilité d'une passe migratoire à anguilles (*Anguilla rostrata*) à la centrale de Beauharnois. Milieu Inc., Service Milieu naturel, vice-présidence Environnement et Collectivités, Hydro-Québec. 81 p.

Desrochers, D. 1998. Déplacements de l'anguille (*Anguilla rostrata*) et passe migratoire expérimentale au barrage de Chambly. Milieu Inc., Hydraulique et environnement, Groupe Production, Hydro-Québec. 65 p.

Desrochers, D. et C. Fleury. 1999. Passe migratoire à anguille (*Anguilla rostrata*) au barrage de Chambly et étude de la migration des anguilles juvéniles du Saint-Laurent. Rapport préparé par Milieu Inc., pour Hydraulique et Environnement, Groupe Production, Hydro-Québec. 166 p.

Dolan, J. A. and G. Power. 1977. Sex ratio of American eels, *Anguilla rostrata*, from the Matamek River system, Quebec, with remarks on problems in sexual identification. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 34 : 294-299.

Dow, R. L. 1982. The Atlantic eel (*Anguilla rostrata*) fishery of Maine. p. 43-47. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Doyle, W. L. 1970. Occurrence of a virus in erythrocytes of the eel, *Anguilla*. Bulletin of the Mount Desert Island Biological Laboratory. 10 : 11.

Drilhon, A. et J. M. Fine. 1968. Importance de l'étude des transferrines sériques dans la différentiation des espèces. Résultats acquis dans le genre *Anguilla*. Experientia. 24 : 555-557.

Drilhon, A. et J. M. Fine. 1971. Les groupes de transferrines dans le genre *Anguilla* L. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 161 : 122-125.

Dumont, P., J. Leclerc, J.-D. Allard et S. Paradis. 1997a. Libre passage du poisson au barrage de Saint-Ours, rivière Richelieu. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie et Direction des ressources matérielles et des immobilisations, et Ministère du Patrimoine canadien (Parcs Canada). xiii + 88 p.

Dumont, P., M. LaHaye, J. Leclerc, K. McGrath, R. Verdon, D. Desrochers et G. Verreault. 1997b. Caractérisation des captures d'anguille d'Amérique du Richelieu et du lac Saint-François. p. 25-33. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du deuxième atelier sur les pêches commerciales, Duschesnay, 10-12 décembre 1996. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Dumont, P., M. LaHaye, J. Leclerc et N. Fournier. 1998. Caractérisation des captures d'anguilles d'Amérique dans des pêcheries commerciales de la rivière Richelieu et du lac Saint-François en 1997. p. 97-106. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay

du 13-15 janvier 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales. 249 p.

Dutil, J.-D. 1984. Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing *Anguilla rostrata* migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). Helgoländer Meeresuntersuchungen. 37 : 425-432.

Dutil, J.-D. and R. Lallier. 1984. Testing bacterial infection as a factor involved in the mortality of catadromous eels (*Anguilla rostrata*) migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). Naturaliste Canadien. 111 : 395-400.

Dutil, J.-D., B. Légaré et C. Desjardins. 1985. Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 42 : 455-458.

Dutil, J.-D., M. Besner and S. D. McCormick. 1987. Osmoregulatory and ionoregulatory changes and associated mortalities during the transition of maturing American eels to a marine environment. American Fisheries Society Symposium 1 : 175-190.

Dutil, J.-D., A. Giroux, A. Kemp, G. Lavoie and J.-P. Dallaire. 1988. Tidal influence on movements and on daily cycle of activity of American eels. Transactions of the American Fisheries Society. 117 : 488-494.

Dutil, J.-D., M. Michaud and A. Giroux. 1989. Seasonal and diel patterns of stream invasion by American eels (*Anguilla rostrata*) in the northern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Zoology. 67 : 182-188.

Dutil, L. T. 1994. Étude épidémiologique sur les lésions externes et les mortalités de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Québec et en Ontario. M. Sc. Thèse, Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal, Québec. 101 p. + annexes.

Dutil, L. T., C. M. Couillard, and D. Bélanger. 1997a. A processing plant survey of external lesions of American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Ontario and the St. Lawrence River, Canada. Preventive Veterinary Medicine. 31 : 19-32.

Dutil, L. T., D. Bélanger and C. M. Couillard. 1997b. A telephone survey of eel fishermen regarding external lesions and mortalities of American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Ontario and the St. Lawrence River basin, Canada. Preventive Veterinary Medicine. 31 : 33-49.

Eales, J. G. 1967. A bibliography of the eels of the genus *Anguilla*. Fisheries Research Board of Canada. Technical Report No. 28. 171 p.

Eales, J. G. 1968. The eel fisheries of eastern Canada. Fisheries research board of Canada, Bulletin No 166. 79 p.

Eckersley, M. J. 1982. Operation of the eel ladder at the Moses-Saunders generating station, Cornwall 1974-1979. p. 4-7. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Edel, R. K. 1975a. The induction of maturation of female American eels through hormone injections. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 27 : 131-138.

Edel, R. K. 1975b. The effect of shelter availability on the activity of male silver eels. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 27 : 167-174.

Edel, R. K. 1976. Activity rhythms of maturing American eels (*Anguilla rostrata*). Marine Biology. 36 : 283-289.

Edel, R. K. 1979. The effects of shelter availability and unnatural photocycles on locomotor activity of female American eels (*Anguilla rostrata*). Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 174 : 98-105.

Ege, V. 1939. A revision of the genus *Anguilla* Shaw. Systematic and biological studies. Dana Report. 3(16) : 1-256.

Egginton, S. 1986a. Metamorphosis of the American eel, *Anguilla rostrata* Le Sueur : I. Changes in metabolism of skeletal muscle. Journal of Experimental Zoology. 237(2) : 173-184.

Egginton, S. 1986b. Metamorphosis of the American eel, *Anguilla rostrata* Le Sueur : II. Structural reorganization of the locomotory musculature. Journal of Experimental Zoology. 238 (3) : 297-309.

Egginton, S. 1987. Metamorphosis of the American eel, *Anguilla rostrata* LeSueur : III. Contractile characteristics of skeletal muscle. Journal of Experimental Zoology. 243(1) : 39-50.

Ehrenbaum, E. and H. Marukawa. 1913. Über alterbestimmung und wachstum beim Aal. Zeitschrift fur Fischerei und deren Hilfswissenschaften. B. 14(2) : 89-127.

Eicher Associates, Inc. 1987. Turbine-related fish mortality : review and evaluation of studies. Electric Power Research Institute Report No. AP- 5480, Research Project 2694-4, Palo Alto, CA.

Eigenmann, C. H. and C. H. Kennedy. 1902. The leptocephalus of the American eel and other American leptocephali. Bulletin of the U. S. Fish Commission, Report for 1901. 21 : 81-92.

Eisler, R. 1970. Acute toxicities of organochlorine and organophosphorus insecticides to estuarine fishes. Technical Paper of the Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. 46: 3-12.

Eisler, R. 1972. Pesticide-induced stress profiles. p. 229-233. In : Ruivo, M. M. (Ed.). Marine pollution and Sea Life. Fishing News Ltd.

Eldred, B. 1968. Larvae and glass eels of the American freshwater eel *Anguilla rostrata* (LeSueur, 1817), in Florida waters. Florida Board of Conservation, Marine Research Laboratory, Leaflet Series Vol. 4. Part 1(9): 1-4.

Élie, P., R. Lecomte-Finiger, R. Cantrelle et N. Charlon. 1982. Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla*. Vie et Milieu. 32(3) : 149-157.

Elson, P. F. 1957. Using hatchery-reared Atlantic salmon to best advantage. Canadian Fish Culturist. 21 : 7-17.

Emlen, J. M., D. C. Freeman, M. B. Bain and J. Li. 1992. Interaction assessment II : A tool for population and community management. Journal of Wildlife Management. 56(4) : 708-717.

Engstrom-Heg, R. and H. A. Loeb. 1971. Recolonization of a rotenone-treated segment of the Ten Mile River. New York Fish and Game Journal. 18(2) : 135-138.

Es-Sounni, A., M.-A. Klynne, J.-D. Dutil and M. A. Ali. 1987. Retinal cone movements in the yellow eel. Zoologischer Anzeiger. 219(5-6) : 377-381.

Euston, E. T. 1997. Synopsis of available information/studies (on American eel passage). Normandeau Associates. Presented at the Hydro Industry American Eel Workshop, October 2, 1997, Albany, New York. 10 p.

Euston, E. T., D. D. Royer and C. L. Simons. 1997a. Relationship of emigration of silver American eels (*Anguilla rostrata*) to environmental variables at a Low Head Hydro Station. Proceedings of the International Conference on Hydropower, held Aug. 5-8, 1997, Atlanta, GA.

Euston, E. T., D. D. Royer and C. L. Simons. 1997b. American eels and Hydro Plants : Clues to eel passage. Hydro Review. August : 94-103.

Evermann, B. W. and M. C. Marsh. 1902. The fishes of Porto-Rico. Bulletin of the U. S. Fish Commission, Report for 1900. 20 : 68. 49-350 p.

Facey, D. E. and G. W. LaBar. 1981. Biology of the American eels in Lake Champlain, Vermont. Transactions of the American Fisheries Society. 110 : 396-402.

Facey, D. E. and G. S. Helfman. 1985. Reproductive migrations of American eels in Georgia. Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies 39 : 132-138.

Facey, D. E. and M. J. Van Den Avyle. 1987. Species profiles : life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic)-American eel. U. S. Fish. Wildlife Service Biological Report No. 82 (11.74). U. S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 28 p.

Fahay, M. P. 1978. Biological and fisheries data on American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur). U. S. National Marine Fisheries Center, Sandy Hook Laboratory, New Jersey, NOAA Technical Series Report No. 17. 82 p.

Fernández-Delgado, C. J. A. Hernando, M. Herrera and M Bellido. 1989. Age and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla*, in the estuary of the Guadalquivir river (south-west Spain). Journal of Fish Biology. 34 : 561-570.

Field, J. D., W.-D. N. Busch, L. Flagg, D. M. Kuzmeskus, J. McClain, S. Michels, C. Moore, J. Weeder and J. Whitehead. 1999. Fishery management plan for American eel. Fishery Management Report of the Atlantic States Marine Fisheries Commission. April 20. 87 p.

Fine, J. M., A. Drilhon, G. J. Ridgeway, P. Amuche et G. Boffa. 1967. Les groupes de transferrines dans le genre *Anguilla*. Différences dans les fréquences phénotypiques de transferrines chez *Anguilla anguilla* et *Anguilla rostrata*. Comptes-Rendus hedomadaires des Scéances de l'Académie des Sciences de Paris. 265 : 58-59.

Finiger, R. 1976. Contribution à l'étude biologique et écologique des civelles (*Anguilla anguilla* Linné 1758) lors de leur pénétration dans un étang méditerranéen. I. Recrutement et biométrie au cours d'un cycle annuel. Vie Milieu. (Série A) 26(1) : 123-144.

Fish, M. P. 1926. Preliminary note on the egg and larva of the American eel (*Anguilla rostrata*). Science. 64 : 455-456.

Fish, M. P. 1927. Contributions to the embryology of the American eel. New York Zoological Society, Zoologica. 8(5) : 289-324.

Foissac, M. 1974. Contribution à l'étude de la mortalité d'*Anguilla rostrata* (Le Sueur) dans le fleuve Saint-Laurent. Rapport d'étape présenté au groupe de travail sur l'anguille du Saint-Laurent. Université Laval, Centre de Recherche sur l'Eau, Rapport No. CRE 74/11. 36 p.

Fontaine, M. M., E. Bertrand, E. Lopez et O. Callamand. 1964. Sur la maturation des organes génitaux de l'anguille femelle (*Anguilla anguilla* L.) et l'émission

spontanée des œufs en aquarium. Comptes-Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Academie des Sciences de Paris. 295 : 2907-2910.

Fontaine, M., N. Delerne-Le Belle, F. Lallier et E. Lopez. 1982. Toutes les anguilles succombent-elles après la reproduction et frayent-elles nécessairement en mer? Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série III. 294 : 809-811.

Ford, T. E. and E. Mercer. 1986. Density, size distribution and home range of American eels, *Anguilla rostrata*, in a Massachusetts salt marsh. Environmental Biology of Fishes. 17(4) : 309-314.

Forrest, D. M. 1976. Eel capture, culture, processing and marketing. Fishing News Books, Farnham, Surrey. 203 p.

Forrest, J. N. Jr., W. C. Mackay, B. Gallagher and F. H. Epstein. 1973. Plasma cortisol response to saltwater adaptation in the American eel *Anguilla rostrata*. American Journal of Physiology. 224 : 714-717.

Fournier, D. et S. Tremblay. 1994. Rapport d'opération : décompte des anguillettes (*Anguilla rostrata*) de la Petite rivière de la Trinité en 1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 21 p.

Fournier, N. 1987. Le mirex et la contamination de l'anguille des Grands-Lacs et du St-Laurent. Université du Québec à Montréal. 17 p.

Freeman, H. C. and D. A. Horn. 1973. Total mercury and methylmercury content of the American eel (*Anguilla rostrata*). Journal Fisheries Research Board of Canada. 30(3) : 454-456.

Fries, L. T., D. J. Williams and S. K. Johnson. 1996. Occurrence of *Anguillicola crassus*, an exotic parasitic swim bladder nematode of eels, in the southeastern United States. Transactions of the American Fisheries Society. 125 : 794-797.

Frost, W. E. 1945a. The age and growth of eels (*Anguilla anguilla*) from the Windermere catchment area. Part I. Journal of Animal Ecology. 14 : 26-36.

Frost, W. E. 1945b. The age and growth of eels (*Anguilla anguilla*) from the Windermere catchment area. Part 2. Journal of Animal Ecology. 14 : 106-124.

Frost, W. E. 1946. Observations on the food of eels (*Anguilla anguilla*) from the Windermere catchment area. Journal of Animal Ecology. 15 : 43-53.

Gascuel, D. et G. Fontenelle. 1994. Étude de la dynamique du stock d'anguilles dans un bassin versant, en vue de sa gestion : présentation d'une approche conceptuelle. p. 43-50. Dans : Cotton, F., S. Asselin, G. Shooner, L. Bernatchez et P. Bérubé (éds.). Colloque franco-québécois sur l'intégration des technologies modernes à la

gestion des poissons dulcicoles et amphihalins. Québec, juin 1992. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de la faune aquatique. 210 p.

Gauthier, J.-M. 1989. Le passage des poissons dans les turbines: revue de la problématique. Service Recherches en environnement et santé publique, Vice-Présidence Environnement, Hydro-Québec, Montréal. 112 p. + annexes.

Giam, C. S., H. S. Chan, and G. S. Neff. 1978. Phtalate ester plasticizers, DDT, DDE, and polychlorinated biphenyls in biota from the Gulf of Mexico. Marine Pollution Bulletin. 9(9) : 249-251.

Gilbert, C. R. 1978. Mountain mullet. p. 39-40. In : Gilbert, C. R. (ed.). Rare and endangered biota of Florida. Volume 4, Fishes. University Presses of Florida, Gainesville, Florida. 58 p.

Gill, T. 1890. The osteological characteristics of the Family *Anguillidae*. Proceedings of the U. S. National Museum. 13 : 157-160.

Gill, T. S. and A. Epple. 1993. Stress-related changes in the hematological profile of the American eel (*Anguilla rostrata*). Ecotoxicology and Environmental Safety. 25(2) : 227-235.

Gillis, G. B. 1998. Environmental effects on undulatory locomotion in the American eel *Anguilla rostrata* : kinematics in water and on land. The Journal of Experimental Biology. 201 : 949-961.

Gilson, G. 1908. L'anguille : sa reproduction, ses migrations et son intérêt économique en Belgique. Annales de la Société Royale de Zoologie et Malacologie de Belgique. 43 : 7-58.

Ghittino, P., F.-G. Smith and J. S. Glenn. 1974. A case report of Myxosporidia (*Myxidium girardi*) in the dermis of an American eel (*Anguilla rostrata*). Rivista Italiana di Piscicultura Ittiopatol. 9: 13-18.

Girard, C. F. 1858-59. Ichthyology. U. S. and Mexican boundary survey. Vol. II, part 2., Washington.

Gleeson, L. 1997. Use of electric fields to direct eel movement : eel passage. Goose River Hydro Inc. EPRI Fish Passage Workshop, Milwaukee, WI, may 6-8, 1997. 11 p.

Godfrey, H. 1951. A report on the eel investigations for 1950-51. Fisheries Research Board of Canada, Manuscript Reports of the Biological Stations No. 439. 38 p.

Godfrey, H. 1956. Catches of fish in New Brunswick streams by direct current electro-fishing. Canadian Fish Culturist. 19 : 1-8.

Godfrey, H. 1957. Feeding of eels in four New Brunswick salmon streams. Fisheries Research Board of Canada, Progress Report of the Atlantic coast stations No 67 : 19-22.

Goode, G. B. 1882. Notes on the life-history of the eel, chiefly derived from a study of recent European authorities. Bulletin of the U. S. Fish Commission, Report for 1881. 1 : 71-124.

Goode, G. B. 1903. American fishes. Revised edition. Dana Estes & Company Publishers, Boston. p. 515-524. 562 p.

Gray, R. W. and C. W. Andrews. 1970. Sex ratio of the American eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)) in Newfoundland waters. Canadian Journal of Zoology. 48 : 483-487.

Gray, R. W. and C. W. Andrews. 1971. Age and growth of the American eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)) in Newfoundland waters. Canadian Journal of Zoology. 49 : 121-128.

Greeley, J. R. 1932. Fishes of the area. A Biological; Survey of the Oswegatchie and Black River Systems. New York Conservation Department, Biological Survey No. 6 : 54-92.

Greenwood, P. H., D. E. Rosen, S. H. Weitzman and G. S. Myers. 1966. Phyletic studies of teleostean fishes, with a provisional classification of living forms. Bulletin of the American Museum of Natural History. 131(4) : 339-456.

Gudger, E. W. 1950. Fishes in water pipes. Accounts of the troubles caused by these intruders and the why and how of this behavior. The American Midland Naturalist. 43(2) : 399-409.

Guérault, D. et Y. Desaunay. 1990a. Évolution du recrutement de la civelle (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de la Loire, France, de 1977 à 1988. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 717-719.

Guerrero, R. D., III, and W. L. Shelton. 1974. An aceto-carmine squash method for sexing juvenile fishes. Progressive Fish-Culturist. 36(1) : 56.

Guillou, A. 1991. Le potentiel de développement de la pêche à la civelle au Québec. Centre Océanographique de l'Université du Québec à Rimouski. Rapport d'évaluation présenté au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et au Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 13 p.

Günther, A. 1870. Catalogue of the fishes in the British Museum. Vol. 8. Order of the Trustees Printing, London. p. 23-37.

Gunning, G. E. and C. R. Shoop. 1962. Restricted movements of the American eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)), in freshwater streams, with comments on growth rate. Tulane Studies in Zoology. 9(5) : 265-272.

Gyllensten, U. 1985. The genetic structure of fish : differences in the intraspecific distribution of biochemical genetic variation between marine, anadromous, and freshwater species. Journal of Fish Biology. 26 : 691-699.

Hadderingh, R. H., J. W. van der Stoep and J. M. P. M. Habraken. 1991. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. N. V. KEMA Environmental Research Department. The Netherlands. 23 p.

Hadderingh, R. H. and H. D. Bakker. 1996. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations in the rivers Meuse and Vecht. KEMA Environmental Services. International Conference on fish migration and fish bypass-channels, Vienna, Austria, 24-26 september 1996. 31 p.

Hadderingh, R. H. and A. G. Smythe. 1997. Deflecting eels from power stations with light. KEMA Environmental Services and Acres International Corp. EPRI Fish Passage Workshop, Milwaukee, WI, may 6-8, 1997. 16 p

Haenen, O. L. M. and P. Van Banning. 1990. Detection of larvae of *Anguillicola crassus* (an eel swimbladder nematode) in freshwater fish species. Aquaculture. 87 : 103-109.

Haenen, O. L. M. and P. Van Banning. 1991. Experimental transmission of *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) larvae from infected prey fish to the eel *Anguilla anguilla*. Aquaculture. 92 : 115-119.

Haenen, O. L. M., P. Van Banning and W. Dekker. 1994. Infection of eels *Anguilla anguilla* (L.) and smelt *Osmerus eperlanus* (L.) with *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) in the Netherlands from 1986 to 1992. Aquaculture. 126 : 219-229.

Hagström, O. and H. Wickström. 1990. Immigration of young eels to the Skagerrak-Kattegat area 1900 to 1989. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 707-716.

Hain, J. H. W. 1975. The behaviour of migratory eels, *Anguilla rostrata*, in response to current, salinity and lunar period. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 27 : 211-233.

Hanek, G. and W. Threlfall. 1970. Metazoan parasites of the American eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)) in Newfoundland and Labrador. Canadian Journal of Zoology. 48 : 597-600.

Hanek, G. and K. Molnar. 1974. Parasites of freshwater and anadromous fishes from Matamek River system, Quebec. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 31 : 1135-1139.

Hansen, I. B. 1939. The experimental hormonal stimulation of the reproductive organs of the common eel. Bulletin of the Mount Desert Island Biological Laboratory. 3 : 25-26.

Hansen, D. F. 1943. A technique for measuring eels. Copeia. 1943(1) : 50.

Hansen, R. A. and A. G. Eversole. 1984. Age, growth, and sex ratio of American eels in brackish-water portions of a South Carolina river. Transactions of the American Fisheries Society. 113 : 744-749.

Haraldstad, Ø., L. A. Vøllestad and B. Jonsson. 1985. Descent of European silver eels, *Anguilla anguilla* L., in a Norwegian watercourse. Journal of Fish Biology. 26 : 37-41.

Harden-Jones, F. R. 1968. Fish migration. Edward Arnold, London. 325 p.

Harding, E. F. 1985. On the homogeneity of the European eel population (*Anguilla anguilla*). Dana. 4 : 49-66.

Haro, A. J. and W. H. Krueger. 1988. Pigmentation, size, and migration of elvers (*Anguilla rostrata* (Lesueur)) in a coastal Rhode Island stream. Canadian Journal of Zoology. 66 : 2528-2533.

Haro, A. J. and W. H. Krueger. 1991. Pigmentation, otolith rings, and upstream migration of juvenile American eels (*Anguilla rostrata*) in a coastal Rhode Island stream. Canadian Journal of Zoology. 69 : 812-814.

Haro, A. and T. Castro-Santos. 1996. Summary of downstream migrant eel telemetry pilot studies, Connecticut River, 1995. S.O. Conte Anadromous Fish Research Center, Turners Falls, MA. Internal Report No. 96-01. 7 p.

Haro, A. and T. Castro-Santos. 1997. Downstream Migrant Eel Telemetry Studies, Cabot Station, Connecticut River, 1996. S.O. Conte Anadromous Fish Research Center, Turners Falls, MA. Internal Report No. 97-01. 16 p. + annex.

Harrell, R. M. 1977. Age, growth, and sex ratio of the American eel, *Anguilla rostrata* (Lesueur), in the Cooper River, South Carolina. M. S. Thesis, Clemson University, Clemson, SC. 55 p.

Harrell, R. M. and H. A. Loyacano Jr. 1982. Age, growth and sex ratio of the American eel in the Cooper River, South Carolina. Procceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies. 34 : 349-359.

Hartley, K. A. 1992. 1991 Operation of the eel ladder at the R. H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario. In : 1992 Annual report of the St. Lawrence River Subcommittee to the Lake Ontario Committee of the Great Lakes Fisheries Commission. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto. 6 p

Hasler, A. D. 1966. Underwater guideposts. University Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 155 p.

Hayasaka, S. S. and J. Sullivan. 1981. Furonculosis in cultured American eel *Anguilla rostrata* (LeSueur). Journal of Fish Biology. 18 : 655-659.

Hayes, J. W., J. R. Leathwick and S. M. Hanchet. 1989. Fish distribution patterns and their association with environmental factors in the Mokau River catchment, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 23 : 171-180.

Hebrank, M. R. 1980. Mechanical properties and locomotor functions of eel skin. Biological Bulletin. 158 : 58-68.

Hedgepeth, M. Y. 1983. Age, growth and reproduction of American eels, *Anguilla rostrata* (Le Sueur), from the Chesapeake Bay area. M. A. Thesis. The College of William and Mary. 60 p.

Helfman, G. S., D. L. Stoneburner, E. L. Bozeman, P. A. Christian and R. Whalen. 1983. Utrasonic telemetry of American eel movements in a tidal creek. Transactions of the American Fisheries Society. 112 : 105-110.

Helfman, G. S. and E. L. Bozeman. 1984a. Size, age, and sex of American eels in a Georgia river. Transactions of the American Fisheries Society. 113 : 132-141.

Helfman, G. S., E. L. Bozeman and E. B. Brothers. 1984b. Comparison of American eel growth rates from tag returns and length-age analyses. Fishery Bulletin. 82 : 519-522.

Helfman, G. S. 1986. Diel distribution and activity of American eels (*Anguilla rostrata*) in a cave-spring. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 43 : 1595-1605.

Helfman , G. S. and J. B. Clark. 1986. Rotational feeding : overcoming gape-limited foraging in anguillid eels. Copeia. 1986 : 679-685.

Helfman, G. S., D. E. Facey, L. S. Hales Jr. and E. L. Bozeman Jr. 1987. Reproductive ecology of the American eel. American Fisheries Society Symposium 1 : 42-56.

Helfman, G. S. and D. L. Winkelman. 1991. Energy trade-offs and foraging mode choice in American eels. Ecology. 72(1) : 310-318.

Helfman, G. S. 1995. Spinning for their supper. Natural History. 104(5) : 26-29.

Hendrick, A. 1990. 1989 operation of the eel ladder at the R. H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario. p. 29-30. In : 1990 Annual report of the St. Lawrence River subcommittee to the Lake Ontario Committee of the Great Lakes Fishery Commission. Ontario Ministry of Natural Resources/ N. Y. State Department of Environmental Conservation.

Hickman, R. A. 1981. Densities and swimbladder development of juvenile American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur) as related to energetics of migration. Journal of Fish Biology. 18 : 507-517.

Hildebrand, S. F. and W. C. Schroeder. 1928. Fishes of Chesapeake Bay. Bulletin of the U. S. Bureau of Fisheries. Part 1, Report for 1927. 43(1) : 111-115. 388 p.

Hill, L. G. 1969. Reactions of the American eel to dissolved oxygen tensions. The Texas Journal of Science. 20(4) : 305-313.

Hill, D. M. 1992. Fish kill investigation procedures. p. 261-274. In : Nielsen, L. A. and D. L. Johnson (eds). Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 468 p.

Hinton, M. J. and A. G. Eversole. 1978. Toxicity of ten commonly used chemicals to American eels. Procceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies. 32 : 599-604.

Hinton, M. J. and A. G. Eversole. 1979. Toxicity of ten chemicals commonly used in aquaculture to the black eel stage of the American eel. Proceedings ofthe 10 th Annual Meeting of the World Mariculture Society. 10 : 554-560.

Hinton, M. J. and A. G. Eversole. 1980. Toxicity and tolerance studies with yellow-phase eels : five chemicals. Progressive Fish-Culturist. 42(4) : 201-203.

Hodson, P. V., C. Desjardins, É. Pelletier, M. Castonguay, R. McLeod et C.-M. Couillard. 1992. Baisse de la pollution chimique des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent. Pêches et Océans. Rapport Technique Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques No. 1876. 60 p.

Hodson, P. V., M. Castonguay, C. M. Couillard, C. Desjardins, E. Pelletier and R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American eels, *Anguilla rostrata*, captured in the estuary of the St. Lawrence River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 51 : 464-478.

Hoffman, G. L. 1967. Parasites of North American freshwater fishes. University of California Press, Los Angeles, California. p. 324-325. 486 p.

Höglund, J. and K. Thomas. 1992. The black goby *Gobius niger* as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. Diseases of Aquatic Organisms. 13 : 175-180.

Holmberg, B. and R. L. Saunders. 1979. The effect of pentachlorophenol on swimming performance and oxygen consumption in the American eel (*Anguilla rostrata*). Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer. 174 : 144-149.

Homer, S. 1986. Low tide at Kamouraska. Harrowsmith. 13: 47-52.

Hornberger, M. L., J. S. Tuten, A. Eversole, J. Crane, R. Hansen and M. Hinton. 1978. American eel investigations. Completion report for Coastal Plains Regional Commission, March 1977-july 1978.SC Wildlife Marine Resource Department, Charleston. 311 p.

Hu, L. C. and P. R. Todd. 1981. An improved technique for preparing eel otoliths for aging. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 15 : 445-446.

Huish, M. T. and G. B. Pardue. 1978. Ecologicalstudies of one channelized and two unchannelized wooded coastal swamp streams. U. S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-78/85.

Hurley, D. A. 1972. The American eel (*Anguilla rostrata*) in Eastern Lake Ontario. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 29 : 535-543.

Hurley, D. A. 1973. The commercial fishery for American eel, *Anguilla rostrata* (Lesueur), in Lake Ontario. Transactions of the American Fisheries Society. 102 : 369-377.

Hurley, D. A. and W. J. Christie. 1982. A re-examination of statistics pertaining to growth, yield and escapement in the American eel (*Anguilla rostrata*) stocks of Lake Ontario. p. 83-85. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Huver, C. W. 1966. The distribution of sex in the American eel, *Anguilla rostrata*. American Zoologist. 6(3): 358.

Hyde, D. A. and S. F. Perry. 1987. Acid-base and ionic regulation in the American eel (*Anguilla rostrata*) during and after prolonged aerial exposure : branchial and renal adjustments. Journal of Experimental Biology. 133 : 429-447.

Hyder, M. 1969. Histological studies on the testis of *Tilapia leucostica* and other species of the genus *Tilapia* (Pisces : Teleostei). Transactions of the American Microscopical Society. 88(2) : 211-231.

Inman, A. O., III, and C. E. Bland. 1981. Bacterial and fungal pathogens of cultured American eels. Progressive Fish-Culturist. 43(1) : 53-54.

Jamieson, A. and R. J. Turner. 1980. Muscle protein differences in two eels, *Anguilla anguilla* (Linneaus) and *Anguilla rostrata* LeSueur. Biological Journal of the Linnean Society. 13 : 41-45.

Janicki, R. H. and W. B. Kinter. 1971. DDT : disrupted osmoregulatory events in the intestine of *Anguilla rostrata* adapted to seawater. Science 173 : 1146-1148.

Jeffries, H. P. 1960. Winter occurrence of *Anguilla rostrata* elvers in New England and middle Atlantic Estuaries. Limnology and Oceanography. 5(3) : 338-340.

Jellyman, D. J. 1977a. Summer upstream migration of juvenile freshwater eels in New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 11(1) : 61-71.

Jellyman, D. J. 1977b. Invasion of a New Zealand freshwater stream by glass-eels of two *Anguilla* spp. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 11(2) : 193-209.

Jellyman, D. J. 1979a. Upstream migration of glass-eels (*Anguilla* spp.) in the Waikato River. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 13 : 13-22.

Jellyman, D. J. 1979b. Scale development and age determination in New Zealand freshwater eels (*Anguilla* spp.). New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 13(1) : 23-30.

Jellyman, D. J. 1995. Longevity of longfinned eels *Anguilla dieffenbachii* in a New Zealand high country lake. Ecology of Freshwater Fish. 4 : 106-112.

Jenkins, R. E. and D. J. Jenkins. 1980. Reproductive behavior of the Greater redhorse, *Moxostoma valenciennesi*, in the Thousand Islands Region. Canadian Field-Naturalist 94(4) : 426-430.

Jenkins, R. E. and N. M. Burkhead. 1993. Freshwater fishes of Virginia. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. p. 203-207. 1079 p.

Jensen, A. S. 1937. Remarks on the Greenland eel, its occurrence and reference to *Anguilla rostrata*. Meddelelser om Grønland. 118(9) : 1-8.

Jespersen, P. 1942. Indo-Pacific leptocephalids of the genus *Anguilla*. Systematic and biological studies. Dana Report. 4(22) : 1-128.

Jessop, B. M. 1987. Migrating American eels in Nova Scotia. Transactions of the American Fisheries Society. 116 : 161-170.

Jessop, B. M. 1995a. Rationale for, and status of, American eel elver fisheries in Scotia-Fundy region. DFO Atlantic Fisheries Research Document No. 95/1. 8 p.

Jessop, B. M. 1995b. Justification for, and status of, American eel elver fisheries in Scotia-Fundy region. DFO Atlantic Fisheries Research Document No. 95/2. 10 p.

Jessop, B. M. 1995c. *Ichthyophthirius multifiliis* in Elvers and small American eels from the East River, Nova Scotia. Journal of Aquatic Animal Health. 7 : 54-57.

Jessop, B. M. 1997a. An overview of European and American eel stocks, fisheries, and management issues. p. 6-20. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel

Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Jessop, B. M. 1997b. American eel elvers and their fishery in the Scotia-Fundy area of Atlantic Canada : an overview. p. 134-143. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Jessop, B. M. 1997c. The status of American eels, *Anguilla rostrata*, in the Scotia Fundy area of the Maritimes regions as indicated by catch and license statistics. p. 68. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Johansen, 1905. Fiskeri Meddelelser Fra Kommissionen for Havundersøgelser, Serie Fiskeri Bd. No. 6.

Johnson, G. et C. Tremblay. 1978. Premières captures de civelles d'anguille, *Anguilla rostrata* (LeSueur), au large des côtes dans l'Estuaire Maritime du Saint-Laurent. Le Naturaliste Canadien. 105 : 485-486.

Jordan, D. S. and B. W. Evermann. 1896. The fishes of North and Middle America. Bulletin of the U. S. National Museum, No. 47, Part 1. p. 346-348. 1240 p.

Jury, S. H., J. D. Field, S. L. Sone, D. M. Nelson and M. E. Monaco. 1994. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in North Atlantic estuaries. ELMR Report No. 13. NOAA/NOS Strategic Environmental Assessments Division, Silver Spring, MD. 221 p.

Karlsson, L., G. Ekbohm and G. Steinholtz. 1984. Comments on a study of the thermal behaviour of the American eel (*Anguilla rostrata*) and some statistical suggestions for temperature preferences studies. Hydrobiologia. 109 : 75-78.

Kaup, J. J. 1856. Catalogue of Apodal fish in the collection of the British Museum, London.

Kennish, M. J., T. J. Belton, P. Hauge, K. Lockwood and B. E. Ruppel. 1992. Polychlorinated biphenyls in estuarine and coastal marine waters of New Jersey : a review of contamination problems. Revue of Aquatic Science. 6 : 275-293.

Kennish, M. J. and B. E. Ruppel. 1996. Chlordane contamination in selected estuarine and coastal marine finfish and shellfish of New Jersey, USA. Environmental Pollution 94(1) : 75-81

Keenleyside, M. H. A. 1959. Effects of Spruce budworm control on salmon and other fishes in new Brunswick. Canadian Fish Culturist. 24 : 17-22.

Kennedy, C. R. and D. J. Fitch. 1990. Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. Journal of Fish Biology. 36 : 117-131.

Kentell, I. 1994. 1994 operation of the eel ladder at the R. H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario. In : 1995 Annual report, St. Lawrence River sub-committee to the Lake Ontario Committee of the Great lakes Fishery Commission. New York Department of Environmental Conservation and Ontario Ministry of Natural Resources. 3 p.

Kesteven, G. L. (ed.). 1969. Manual of field methods in fisheries biology. F. Fish. Sci. No. 1. 152 p.

Kinter, W. B., L. S. Merkens, R. H. Janicki and A. M. Guarino. 1972. Studies on the mechanism of toxicity of DDT and polychlorinated biphenyls (PBCs) : disruption of osmoregulation in marine fish. Environmental Health Perspectives. US Departement of Health, Education and Welfare, NIH 88146. p. 169-173.

Kleckner, R. C. 1980a. Swimbladder wall guanine enhancement related to migratory depth in silver phase *Anguilla rostrata*. Comparative Biochemistry and Physiology. 65(A) : 351-354.

Kleckner, R. C. 1980b. Swimbladder volume maintenance related to initial migratory depth in silver-phase *Anguilla rostrata*. Science. 208 : 1481-1482.

Kleckner, R. C. and W. H. Krueger. 1981. Changes in swimbladder retial morphology in *Anguilla rostrata* during premigration metamorphosis. Journal of Fish Biology. 18 : 569-577.

Kleckner, R. C., J. D. McCleave and G. S. Wippelhauser. 1983. Spawning of American eel, *Anguilla rostrata*, relative to thermal fronts in the Sargasso Sea. Environmental Biology of Fishes. 9(3/4) : 289-293.

Kleckner, R. C. and J. D. McCleave. 1985. Spatial and temporal distribution of American eel larvae in relation to North Atlantic Ocean current system. Dana. 4 : 67-92.

Kleinschmidt Associates. 1995. Fish entrainment and mortality study. Final report for Niagara Mohawk Power Corporation, Oswego River project. FERC No. 2474. 35 p. + annex.

Kleinschmidt Associates. 1997. Comments by NMPC on American eel passage. Niagara Mohawk Power Corporation, Hoosic River project No. 2616. Presented at the Hydro Industry American Eel Workshop, October 2, 1997, Albany, New York. 7 p.

Kling, T. L. 1993. Home range of yellow phase American eels (*Anguilla rostrata*) in the Annaquatucket River, Rhode Island. M. Sc. Thesis in Zoology, University of Rhode Island, Kingston. 47 p.

Knights, B., E. White and I. A. Naismith. 1996. Stock assessment of European eel, *Anguilla anguilla* L. p. 431-447. In : Cowx, I. G. (ed.). Stock assessment in inland fisheries. Fishing News Books.

Knight, L. 1997. The Newfoundland eel fishery : a fisheries management perspective past and present. p. 34-46. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Koehn, R. K. 1972. Genetic variation in the eel : a critique. Marine Biology. 14 : 179-181.

Koehn, R. K. and G. C. Williams. 1978. Genetic differentiation without isolation in the American eel, *Anguilla rostrata*. II. Temporal stability of geographic patterns. Evolution. 32(2) : 624-637.

Kolenosky, D. P. 1976. Eel mortality resulting from Robert H. Saunders St. Lawrence Generating Station. Lake Ontario Fisheries Assessment Unit. Technical Report. 14 p.

Kolenosky, D. P. and M. J. Hendry. 1982. The Canadian Lake Ontario fishery for American eel (*Anguilla rostrata*). p. 8-16. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Komourdjian, M. P., W. C. Hulbert, J. C. Fenwick and T. W. Moon. 1977. Description and first occurrence of *Myxidium zealandicum* (Protozoa : Myxosporidia) in the North American eel *Anguilla rostrata* LeSueur. Canadian Journal of Zoology. 55 : 52-59.

Koops, H. 1980. Sampling eels. p. 159-166. In : Backiel, T. and R. L. Welcomme (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Committee) Technical Paper 33. FAO, Rome. 176 p.

Kostyuchenko, A. A., and G. P. Prishchepov. 1972. Commercial return of the eel, (*Anguilla anguilla* L.) from Byelorussian lakes and the determining factors. Journal of Ichthyology. 12 : 968-975.

Kracht, R. and F.-W. Tesch. 1981. Progress report on the eel expedition of R.V. ‘Anton Dohrn’ and R.V. ‘Friedrich Heincke’ to the Sargasso Sea 1979. Environmental Biology of Fishes. 6(3/4) : 371-375.

Krueger, W. H. and K. Oliveira. 1997. Sex, size, and gonad morphology of silver American eels *Anguilla rostrata*. Copeia. 2 : 415-420.

LaBar, G. W. 1982. Local movements and home-range size of radio-equipped American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Champlain, with notes on population estimation. p. 72. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

LaBar, G. W. 1987. Changes in population structure of American eels, *Anguilla rostrata*, in Lake Champlain, Vermont, U. S. A., after initiation of a commercial fishery. Presented at the 1987 meeting of the EIFAC Working Party on eel, Bristol, England, April 12-16. 7 p.

LaBar, G. W. and D. E. Facey. 1983. Local movements and inshore population sizes of American eels in Lake Champlain, Vermont. Transactions of the American Fisheries Society. 112 : 111-116.

LaBar, G. W., J. A. H. Casal and C. F. Delgado. 1987. Local movements and population size of European eels, *Anguilla anguilla*, in a small lake in southwestern Spain. Environmental Biology of Fishes. 19(2) : 111-117.

Ladd, E. C. 1958. A comparative study of meristic variation in the American eel (*Anguilla rostrata*) and Atlantic anchovy (*Anchoa mitchilli*). M. S. Thesis, College of William and Mary. 29 p.

Lambert, P. 1997. Analyse des données de captures d'anguilles par pêche à l'électricité et cartographie des structures en tailles à l'échelle de la France. Etude Cemagref no. 23, Groupement de Bordeaux. 50 p.

Lammens, E. H. R. R. and J. T. Visser. 1989. Variability of mouth width in European eel, *Anguilla anguilla*, in relation to varying feeding conditions in three Dutch lakes. Environmental Biology of Fishes. 26 : 63-75.

Land, G. 1877. Fresh and salt water eels. Forest and Stream. 8 : 261.

Langon, M. et J. Dartiguelongue. 1997. La dévalaison des anguilles (*Anguilla anguilla* L.) argentées : test de deux exutoires de dévailaison à la centrale hydroélectrique EDF d'Halsou (Nive, Pyrénées-Atlantiques), 1996- Revue bibliographique. Rapport de sous-traitance INRA/SCEA. 110 p. +annexes.

Larinier, M. et J. Dartiguelongue. 1989. La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. Bulletin Français de Pêche et de la Pisciculture. 312-313: 1-90.

Larkin, P.A. 1972. The stock concept and management of Pacific salmon. p. 11-15. In : R.C. Simon and P. A. Larkin [ed.] The stock concept in Pacific Salmon. H. R.

MacMillan Lectures in Fisheries. University of British Columbia, Vancouver, B.C.

Larouche, M., G. Beaulieu et J. Bergeron. 1974. Quelques données sur la croissance de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) de l'estuaire du Saint-Laurent. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Direction générale des pêches maritimes, Service de la recherche. Rapport Annuel 1973. p. 109-116.

Larsson, P., S. Hamrin et L. Okla. 1990. Fat content as a factor inducing migratory behavior in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea. Naturwissenschaften. 77 : 488-490.

Larsson, P., S. Hamrin and L. Okla. 1991. Factors determining the uptake of persistent pollutants in an eel population (*Anguilla anguilla*). Environmental Pollution. 69 : 39-50.

Lary, S. J. and W.-D. N. Busch. 1997. American Eel (*Anguilla rostrata*) in Lake Ontario and its tributaries : distribution, abundance, essential habitat and restoration requirements. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Amherst, NY. 27 p.

Lary, S. J., W.-D. N. Busch and C. M. Castiglione. 1998. Distribution and availability of Atlantic coast freshwater habitat for American eel (*Anguilla rostrata*). American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Latour, N., J. Dubé, Y. Gravel et G. Pageau. 1980. L'alimentation de 18 espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Montréal, Québec. 53 p.

Leary, R. F. and H. E. Booke. 1990. Starch gel electrophoresis and species distinctions. p. 141-170. In : Schreck, C. B. and P. B. Moyle (eds). Methods for fish biology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 684 p.

Leblanc, R. 1974. Elvers observations in New Brunswick waters. New Brunswick Department of Fisheries and Environment. Resources Development Branch, Rep. No. 7-74. 65 p.

Lecomte-Finiger, R. 1983. Modifications morphométriques et énergétiques au cours de la pigmentation de la civelle transparente d'*Anguilla anguilla*. (L. 1758). Vie et Milieu. 33 : 87-92.

Lecomte-Finiger, R. 1985. L'âge de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L., 1758) : état actuel des connaissances et recherches nouvelles en Méditerranée. Journal of Applied Ichthyology. 1 : 178-192.

Lecomte-Finiger, R. et A. Yahyaoui. 1989. La microstructure de l'otolithe au service de la connaissance du développement larvaire de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. Comptes-Rendus Hedomadaires des Séances de l'Académie des Sciences de Paris. 308 : 1-7.

Lecomte-Finiger, R. 1992. Growth history and age at recruitment of European glass eels (*Anguilla anguilla*) as revealed by otolith microstructure. Marine Biology. 114 : 205-210.

Legault, A. 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille, étude en Sèvre Niortaise. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 308 : 1-10.

Legault, A. 1992. Étude de quelques facteurs de sélectivité de passes à anguilles. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 325 : 83-91.

Legault, A. 1993. L'anguille : aménagement des obstacles à la migration. Association pour le developpement de l'aquaculture, Ministère de l'Agriculture et du Développement rural. Publication No. 37. 32 p.

Leim, A. H. and W. B. Scott. 1966. Fishes of the Atlantic coast of Canada. Bulletin of the Fisheries research Board of Canada No. 155. p. 154-157. 526 p.

Le Sueur, C. A. 1817. A short description of five (supposed) new species of the genus *Muraena*, discovered by Mr. Le Sueur, in the year 1816. Journal of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 1(1) : 81-83.

Lévesque, L. et G. St-Gelais. 1985. Bilan de la pêche commerciale sur les espèces anadromes et catadromes du Bas-St-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madelaine. 128 p.

Lévesque, L. et C. Pomerleau. 1986. Contamination de la chair de certaines espèces de la faune aquatique et amphibienne du lac Saint-Pierre par les biphényles polychlorés, le mirex et le mercure (1983 et 1984). Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche. Rapport technique 86-01. 105 p.

Levesque, J. R. and W. R. Whitworth. 1987. Age class distribution and size of American eel (*Anguilla rostrata*) in the Shetucket/Thames River, Connecticut. Journal of Freshwater Ecology. 4(1) : 17-22.

Levins, R. 1968. Evolution in changing environments. Princeton University Press, Princeton, New York.

Li, W.-H., C. C. Cheng and C. I. Wu. 1985. Evolution of DNA sequences. p. 1-94. In : R. J. MacIntyre (ed.). Molecular evolutionary genetics. Plenum, New York.

Libois, R. M. and R. Rosoux. 1989. Écologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le marais Poitevin. I. Étude de la consommation d'anguilles. Vie Milieu. 39(3/4) : 191-197.

Liew, P. K. L. 1974. Age determination of American eels based on the structure of their otoliths. p. 124-136. In : T. B. Bagenal, (ed.). The ageing of fish, Proceedings of an international symposium. Old Woking, Gresham Press, England. 234 p.

Liew, P. 1975. Eel Tagging Program - R.H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario - 1976. Unpublished OMNR Report. 35 p.

Liew, P. 1976. Eel Tagging Program - R.H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario - 1975. Unpublished OMNR Report.

Liew, P. 1976. Age and Length Composition of Young American Eel *Anguilla rostrata* Collected in the Fishway at the Moses-Saunders Dam, Cornwall, Ontario - 1975. Unpublished OMNR Report. 19 p.

Liew, P. 1977. Eel Tagging Program - R.H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario - 1976. Unpublished OMNR Report. 39 p.

Liew, P. 1978. Experimental eel project, R. H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Corwall. Unpublished OMNR Report. 38 p.

Liew, P. K. L. 1982. Impact of the eel ladder on the upstream migrating eels (*Anguilla rostrata*) population in the St. Lawrence River at Cornwall : 1974-1978. p. 17-22. In : Loftus, K. H. (Ed.). Procceedings of the 1980 North American eel conference. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario Fisheries Technical Reports Series No. 4. 97 p.

Livingstone, D. A. 1953. The freshwater fishes of Nova Scotia. Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science. 23(1) : 55-56.

LMS (Lawler, Matusky & Shelley, eng.) (1991). Turbine entrainment survival study on fish species. Prepared for Consumer Power Company.

Lobón-Cervía, J., C. G. Utrilla and P. A. Rincón. 1995. Variation in the population dynamics of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) along the course of a Cantabrian river. Ecology of Freshwater Fish. 4 : 17-27.

Lookabaugh, P. S. and P. L. Angermeier. 1992. Diet patterns of American eel, *Anguilla rostrata*, in the James River Drainage, Virginia. Journal of Freshwater Ecology. 7(4) : 425-431.

Loyacano, H. A. and J. S. Crane. 1977. Control of *Ichthyophthirius* on the American eel. Progressive Fish-Culturist. 39(1) : 39-40.

MacDonald, J. R. and R. A. Hyatt. 1973. Supersaturation of nitrogen in water during passage through hydroelectric turbines at Mactaquac Dam. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 30(9) : 1392-1394.

Mailhot, Y. 1997. Caractérisation des captures d'anguille d'Amérique au lac Saint-Pierre. p. 35-39. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du deuxième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 10-12 décembre 1996. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Mailhot, Y. 1998. Caractérisation de la récolte commerciale de l'anguille d'Amérique au lac Saint-Pierre et à Gentilly en 1997. p. 107-113. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 13-15 janvier 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales. 249 p.

Mann, R. H. K., and J. H. Blackburn. 1991. The biology of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in an English chalk stream and interactions with juvenile trout *Salmo trutta* L. and salmon *Salmo salar* L. Hydrobiologia. 218 : 65-76.

Manter, H. W. 1955. The zoogeography of trematodes of marine fishes. Exploratory Parasitology. 4 : 62-86.

Marcy, B. C. 1973. Vulnerability and survival of young Connecticut River fish entrained at a nuclear power plant. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 30(8) : 1195-2203.

Margolis, L. and J. R. Arthur. 1979. Synopsis of the parasites of fishes of Canada. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada No. 199. p. 152. 269 p.

Martin, M. H. 1995a. The effects of temperature, river flow, and tidal cycles on the onset of glass eel and elver migration into fresh water in the American eel. Journal of Fish Biology. 46 : 891-902.

Martin, M. H. 1995b. Validation of daily growth increments in otoliths of *Anguilla rostrata* (Lesueur) elvers. Canadian Journal of Zoology. 73 : 208-211.

Martin, R. 1980. L'anguille. Traditions du geste et de la parole. Leméac, Ottawa. 194 p.

Maurakis, E. G. and W. S. Woolcott. 1984. Seasonal occurrence patterns of fishes in a thermally enriched stream. Virginia Journal of Science. 35(1) : 5-21.

Mayerle, J. A. and D. G. Butler. 1971. Effects of temperature and feeding on intermediary metabolism in North American eels (*Anguilla rostrata* LeSueur). Comparative Biochemistry and Physiology. 40(A) : 1087-1095.

McCleave, J. D. and S. A. Rommel Jr. and C. L. Cathcart. 1971. Weak electric and magnetic fields in fish orientation. Annals of the New York Academy of Sciences. 188 : 270-282.

McCleave, J. D. and J. H. Power. 1978. Influence of weak electric and magnetic fields on turning behavior in elvers of the American eel *Anguilla rostrata*. Marine Biology. 46 : 29-34.

McCleave, J. D. and F. R. Harden-Jones. 1979. Eels : new interest in an old problem. Nature. 278 : 782-783.

McCleave, J. D. 1980. Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers. Journal of Fish Biology. 16 : 445-452.

McCleave, J. D., R. C. Kleckner. 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). Journal du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 40 : 262-271.

McCleave, J. D. and R. C. Kleckner. 1985. Oceanic migrations of Atlantic eels (*Anguilla* spp.) : adults and their offspring. p. 316-337. In : Rankin, M. A. (ed.). Migration : Mechanisms and adaptive significance. Contributions in Marine Science 27 (suppl.).

McCleave, J. D. and G. S. Wippelhauser. 1987. Behavioral aspects of selective tidal stream transport in juvenile American eels. American Fisheries Society Symposium 1 : 138-150.

McCleave, J. D., R. C. Kleckner and M. Castonguay. 1987. Reproductive sympatry of American and European eels and implications for migration and taxonomy. American Fisheries Society Symposium 1 : 286-297.

McCleave, J. D. 1987. Migration of *Anguilla* in the ocean : signposts for adults! Signposts for leptocephali? p. 102-117. In : W. F. Herrnkind and A. B. Thistle (eds). Signposts in the Sea. Florida State University, Tallahassee, Florida. 210 p.

McCleave, J. D. 1993. Physical and behavioural controls on the oceanic distribution and migration of leptocephali. Journal of Fish Biology. 43(suppl. A) : 243-273.

McCleave, J. D. 1995. Testimony presented to the Committee on Marine Resources. An act to restrict the taking of eels less than 6 inches in length from Maine coastal waters (emergency). 13 p.

McCord, J. W. 1977. Food habits and elver migration of American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), in Cooper River, South Carolina. M. Sc. Thesis, Clemson University, Clemson, SC. 47 p.

McCosker, J. E. 1989. Freshwater eels (family Anguillidae) in California : current conditions and future scenarios. California Fish and Game. 75(1) : 4-10.

McDowall, R. M. 1987. The occurrence and distribution of diadromy among fishes. American Fisheries Society Symposium 1: 1-13.

McGovern, H. D. 1880. On the curious habits of eels. Transactions of the American Fish Cultural Association. 1880 : 19-20.

McGrath, K. J., D. Desrochers and P. G. Heisey. 1998. Upstream migration and turbine passage survival of American eels at the St. Lawrence-FDR Power project. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Medcof, J. C. 1966. Incidental records on behaviour of eels in Lake Ainslie, Nova Scotia. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 23(7) : 1101-1105.

Medcof, J. C. 1969. Fishermen's reports of freshwater and saltwater migrations of Nova Scotia eels (*Anguilla rostrata*). Canadian Field Naturalist. 83 : 132-138.

Meek, S. E. 1883. A note on the Atlantic species of the genus *Anguilla*. Bulletin of the U. S. Fish Commission, Report for 1883. 3 : 430.

Meek, S. E. 1884. A note on the Cuban eel. Bulletin of the U. S. Fish Commission, Report for 1884. 4 : 111.

Meek, S. E. 1904. The fresh-water fishes of Mexico North of the isthmus of Tehuantepec. Publication of the Field Columbian Museum. Zoological Series, Vol. 5, Chicago, U. S. A. p. 90-91. 252 p.

Meek, S. E. and S. F. Hildebrand. 1923. The marine fishes of Panama. Part 1. Field Museum of Natural History Publication, No. 215. Zoological Series, Vol. 15, Chicago, U. S. A. p. 134-135. 330 p.

Meffe, G. K. and A. L. Sheldon. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. American Midland Naturalist. 120 : 225-240.

Michaud, M. 1986. Croissance des civelles et des jeunes anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en milieu naturel et en laboratoire en relation avec la microstructure des otolithes. Thèse de Maîtrise, Faculté des Sciences et de Génie, Université Laval. 76 p.

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

Michener, W. K. 1980. Age, growth, and sex ratio of American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), from Charleston Harbor, South Carolina. M. S. Thesis. Clemson University, Clemson, South Carolina. 49 p.

Miles, S. G. 1968a. Rheotaxis of elvers of the American eel (*Anguilla rostrata*) in the laboratory to water from different streams in Nova Scotia. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 25(8) : 1591-1602.

Miles, S. G. 1968b. Laboratory experiments on the orientation of the adult American eel, *Anguilla rostrata*. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 25(10) : 2143-2155.

Mitchill, S. L. 1815. The Fishes of New York described and arranged. Transactions of the Literary and Philosophical Society of New York, i : 355-492.

Möller, H., S. Holst, H. Lüchtenberg and F. Peterson. 1991. Infection of eel *Anguilla anguilla* from the River Elbe estuary with two nematodes, *Anguillicola crassus* and *Pseudoterranova decipiens*. Diseases of Aquatic Organisms. 11 : 193-199.

Molnár, K. 1994. Formation of parasitic nodules in the swimbladder and intestinal walls of the eel *Anguilla anguilla* due to infection with larval stages of *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms. 20 : 163-170.

Montén, E. 1985. Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Stockholm. 111 p.

Montpetit, A. N. 1897. Les poissons d'eau douce du Canada. C. O. Beauchemin & Fils, Montréal, Québec. p. 261-300. 553 p.

Moreau, G. et C. Barbeau. 1982. Les métaux lourds comme indicateurs d'origine géographique de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 39 : 1004-1011.

Moriarty, C. 1973. A technique for examining eel otoliths. Journal of Fish Biology. 5 : 183-184.

Moriarty, C. 1978. Eels. -A natural and unnatural history. Douglas David & Charles Limited (Publishers), Vancouver, Canada. 192 p.

Moriarty, C. and B. Steinmetz. 1979. On the age determination of eels. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 174 : 70-74.

Moriarty, C. 1983. Age determination and growth rate of eels, *Anguilla anguilla* (L). Journal of Fish Biology. 23 : 257-264.

Moriarty, C. 1986. Variations in elver abundance at European catching stations from 1938 to 1985. Vie et Milieu. 36(4) : 233-235.

Moriarty, C. 1987. Factors influencing recruitment of the Atlantic species of anguillids eels. American Fisheries Society Symposium 1 : 483-491.

Moriarty, C. 1990. European catches of elvers of 1928-1988. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 701-706.

Moriarty, C. and W. Dekker (eds.). 1997. Management of the European eel. Fisheries Bulletin (Dublin). 15. 110 p.

Moring, J. R. 1990. Marking and tagging intertidal fishes: review of techniques. American Fisheries Society Symposium 7: 109-116.

Moussette, M. 1979. La pêche sur le Saint-Laurent. Répertoire des méthodes et des engins de capture. Éditions Boréal Express. 212 p.

Moyle, P. B. and J. J. Cech, Jr. 1988. Fishes : an introduction to ichthyology. 2nd edition. Prentice Hall, New Jersey. 559 p.

Mueller, J. F. 1934. Additional notes on parasites of Oneida Lake fishes, including description of new species. Part IV. Roosevelt Wild Life Annals 3(3/4) : 335-373.

Munroe, V. R. and J. J. Poluhowich. 1974. Ionic composition of the plasma and whole blood of marine and fresh water eels, *Anguilla rostrata*. Comparative Biochemistry and Physiology. 49(A) : 541-544.

Naturam Environnement. 1996. Barrage Amédée à Baie-Comeau passe à anguilles et fosse d'amortissement- Demande de participation financière. Présentée à la Fondation de la faune du Québec pour la Ville de Baie-Comeau. 11 p. + annexes.

Nava, M. E. and F. R. Engelhardt. 1982. Induction of Mixed Function Oxidases by petroleum in the American eel, *Anguilla rostrata*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 11(2) : 141-145.

Needler, A. W. H. 1929. Unpigmented elvers (*Anguilla rostrata* LeSueur) in haddock stomachs at Ingonish, Cape Breton. Copeia. 171 : 41-42.

Neill, R. M. 1940. On the existence of two types of chromatic behaviour in teleostean fishes. Journal of Experimental Biology. 17 : 74-95.

Neilson, J. D. and G. H. Geen. 1981. Method for preparing otoliths for microstructure examination. Progressive Fish-Culturist. 43(2) : 90-91.

Nelson, G. J. 1966. Gill arches of teleostean fishes of order Anguilliformes. Pacific Science. 20(4): 391-408.

Nelson, D. M., M. E. Monaco, E. A. Irlandi, L. R. Settle and L. Costom-Clements. 1991. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in Southeast estuaries. ELMR Report No. 9. NOAA/NOS Strategic Environmental Assessessments Division, Rockville, MD. 177 p.

Nelson, G. J. 1966. Gill arches of teleostean fishes of the order anguilliformes. Pacific Science. 20(4) : 391-408.

Nelson, G. J. 1967. Branchial muscles in representatives of five eel families. Pacific Science. 21 : 348-363.

Nelson, J. S. 1984. Fishes of the world. 2nd ed. Wiley-Interscience, New York. 523 p.

Newman, M. W. 1977. Cutaneous myxosporidiosis in an American eel, *Anguilla rostrata*. Chesapeake Science. 18 : 240-242.

Nielsen, J. 1988. Marking and tagging methods applied to eel, *Anguilla anguilla* (L.). EIFAC Occasional Paper No. 21. 24 p.

Noga, E.J. and H. A. Berkhoff. 1990. Pathological and microbiological features of *Aeromonas salmonicida* infection in the American eel (*Anguilla rostrata*). Fish Pathology. 25(3) : 127-132

Norman, J. R. 1963. A history of fishes. 2nd ed. by P. H. Greenwood. Ernest Benn Limited, London. 398 p.

Normandeau Associates Inc. and J. R. Skalski. 1998. Estimation of survival of American eel after passage through a turbine at the St. Lawrence-FDR power project, New York. Draft final report. Prepared for New York Power Authority. 3 p.

Nyman, L. 1972. Some effects of temperature on eel (*Anguilla*) behavior. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm. 52 : 90-102.

O'Connor, J. F. 1971. Ecology of brook trout, American smelt and American eel in two lakes in the Matamek River system, Quebec. M. Sc. Thesis. University of Waterloo, Ontario. 84 p.

O'Connor, J. F. and G. Power. 1973. Trout production and eels in Bill Lake, Saguenay county, Quebec. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 30(9) : 1398-1401.

Ogden, J. C. 1970. Relative abundance, food habits, and age of the American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), in certain New Jersey streams. Transactions of the American Fisheries Society. 99 : 54-59.

O'Hara, G. A. and T. Tarr. 1998. Federal law enforcement and international trade of American eel. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Ohno, S., L. Christian, M. Romero, R. Dofuku and C. Ivey. 1973. On the question of American eels, *Anguilla rostrata* versus European eels, *Anguilla anguilla*. Experientia. 29(7) : 891.

Oliveira, K. 1996. Field validation of annular growth rings in the American eel, *Anguilla rostrata*, using tetracycline-marked otoliths. Fishery Bulletin. 94(1) : 186-189.

Oliveira, K. 1997. Movements and growth rates of yellow-phase American eels in the Annaquatucket River, Rhode Island. Transactions of the American Fisheries Society. 126 : 638-646.

Oliver, S. J., F. W. Grasso and J. Atema. 1996. Filament tracking and casting in American elvers (*Anguilla rostrata*). Biological Bulletin. 191 : 314-315.

Olivereau, M. et M. Fontaine. 1966. Étude cytologique de l'hypophyse de l'anguille femelle mûre. Comptes-Rendus des Séances de la Société de Biologie. 160 : 1374-1378.

Ooi, H.-K., W.-S. Wang, H.-Y. Chang, C.-H. Wu, C.-C. Lin and M.-T. Hsieh. 1996. An epizootic of anguillicolosis in cultured American eels in Taiwan. Journal of Aquatic Animal Health. 8(2) : 163-166.

Panfili, J., M.-C. Ximenes and T. D. Chi. 1990. Age determination of eels in the French Mediterranean lagoons using classical methods and an image analysis system. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 745-754.

Panfili, J., M.-C. Ximénès and A. J. Crivelli. 1994. Sources of variation in growth of the European eel (*Anguilla anguilla*) estimated from otoliths. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 51 : 506-515.

Pankhurst, N. W. and P. W. Sorensen. 1984. Degeneration of the alimentary tract in sexually maturing European *Anguilla anguilla* (L .) and American eels *Anguilla rostrata* (LeSueur). Canadian Journal of Zoology. 62 : 1143-1149.

Pannella, G. 1971. Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. Science. 173: 1124-1127.

Pantelouris, E. M., A. Arnason and F.-W. Tesch. 1971. Genetic variation in the eel. III. Comparisons of Rhode Island and Icelandic populations. Implications for the Atlantic eel problem. Marine Biology. 9 : 242-249.

Pantelouris, E. M. 1976. Aspartate aminotransferase variation in the Atlantic eel. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 22 : 123-130.

Parent, S. and L. M. Schriml. 1995. A model for the determination of fish species at risk based on upon life-history traits and ecological data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52(8) : 1768-1781.

Park, E.-H. and H. Grimm. 1981. Distribution of C-band heterochromatin in the ZW sex chromosomes of European and American eels (Anguillidae, Teleostomi). Cytogenetics and Cell Genetics 31(3) : 167-174.

Parker, G. H. 1945. Melanophore activators in the common American eel *Anguilla rostrata* Le Sueur. Journal of Experimental Zoology. 98(3) : 211-235.

Parker, S. J. 1995. Homing ability and home range of yellow-phase American eels in a tidally dominated estuary. Journal of Marine Biology Association of the U. K. 75 : 127-140.

Parker, S. J. and J. D. McCleave. 1997. Selective tidal stream transport by American eels during homing movements and estuarine migration. Journal of Marine Biology Association of the U. K. 77 : 871-889.

Parsons, J., K. U. Vickers and Y. Warden. 1977. Relationship between elver recruitment and changes in the sex ratio of silver eels *Anguilla anguilla* L. migrating from Lough Neagh, Northern Ireland. Journal of Fish Biology. 10 : 211-229.

Passakas, T. and F.-W. Tesch. 1980. Karyological and gonadal sex of eels *Anguilla anguilla* in the German Bight and the lower River Elbe. Helgolander Meeressuntersuchungen. 34 : 159-164.

Passakas, T. 1981. Comparative studies on the chromosomes of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) and the American eel (*Anguilla rostrata* LeSueur). Folia Biologica. 29(1) : 41-57.

Patrick, P. H., R. W. Sheehan and B. Sim. 1982. Effectiveness of a strobe light eel exclusion scheme. Hydrobiologia. 94 : 269-277.

Paulin, L. 1997. Eel fishery in the Gulf fisheries sector, Maritimes region. p. 25-33. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Perlmutter, A. 1951. An aquarium experiment on the American eel as a predator on larval lampreys. Copeia. 2 : 173-174.

Peters, G. and F. Hartmann. 1986. *Anguillicola*, a parasite nematode of the swimbladder spreading among eel populations in Europe. Diseases of Aquatic Organisms. 1 : 229-230.

Peterson, R. H. and D. Gale. 1991. Fish species associations in riffle habitat of streams of varying size and acidity in New Brunswick and Nova Scotia. Journal of Fish Biology 38(6): 859-871.

Peterson, R. H. and D. J. Martin-Robichaud. 1994. First feeding and growth of elvers of the American eel (*Anguilla rostrata* (Lesueur)) at several temperature regimes. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2013. 11 p.

Pilote, S. 1989. Avis scientifique sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Station de recherche de l'estuaire, Québec. 30 p.

Poey, F. 1868. Synopsis piscium cubensium : Catálogo razonado de los peces de la isla de Cuba. Repertorio Fisico-Natural de la isla de Cuba. 2 : 245-268, 424-428.

Poole, W. R. and J. D. Reynolds. 1996. Age and growth of yellow eel, *Anguilla anguilla* (L.), determined by two different methods. Ecology of Freshwater Fish. 5 : 86-95.

Porcher, J. P. 1992. Les passes à anguilles. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 326/327 : 134-142.

Powers, D. A., L. DiMichele and A. R. Place. 1983. The use of enzyme kinetics to predict differences in cellular matabolism, developmental rate, and swimming performance between LDH-B genotypes of the fish, *Fundulus heteroclitus*. Isozymes : Current Topics in Biological and Medical Research. 10 : 147-170.

Radford, D. S. 1972. The first record of *Anguilla rostrata* from Alberta. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 29 : 1084.

Rafinesque, C. S. 1817. First decade of new North American fishes. American Monthly Magazine & Critical Review. 2(2): 120-121.

Ramade, F. 1979. Écotoxicologie. 2^{e} Édition. Collection d'Écologie No. 9. Masson, Paris. 228 p.

Raymond, C. et S. Tremblay. 1995a. Rapport d'opération : Inventaire des anguillettes (*Anguilla rostrata*) à la pêche à l'électricité, rivière Bec-Scie en 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 24 p.

Raymond, C. et S. Tremblay. 1995b. Décompte des anguilles (*Anguilla rostrata*) de la Petite rivière de la Trinité et de la rivière Petit-Saguenay en 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 41 p.

Raymond, C. et S. Tremblay. 1996a. Rapport d'opération : Décompte des anguillettes (*Anguilla rostrata*) de la Petite rivière de la Trinité en 1995. Ministère de l'Environnement et de la faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 51 p.

Rickards, W. L. 1978. A diagnostic manual of eel diseases occurring under culture conditions in Japan. Sea Grant Publ. UNC-SC-78-06. 89 p.

Richkus, W. A. and K. G. Whalen. 1999. American eel (*Anguilla rostrata*) scoping study report. EPRI (Electric Power Research Institute), Palo Alto, California. TR-111873.

Rigaud, C., G. Fontenelle, D. Gascuel et A. Legault. 1988. Le franchissement des ouvrages hydrauliques par les anguilles (*Anguilla anguilla*) : présentation des

dispositifs installés en Europe. École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Publications du département d'halieutique No. 9. 157 p.

Ricker, W.E. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Bull. Fish. Res. Board Can. 191F, 409F.

Ritter, J. A., M. Stanfield and R. H. Peterson. 1997. Final discussion. p. 170-174. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

RMC Environmental Services. 1995. Report on Studies to Evaluate American Eel Passage. Luray/Newport Hydro, Warren Hydro and Shenandoah Hydro Project for the Shenandoah River, Virginia. Prepared for Allegheny Power Service Corporation by RMC Environmental Services, Drumore, Pennsylvania. 81 p. + annex.

Roberts, M. H., Jr., and R. E. Bendl. 1982. Acute toxicity of Kepone to selected freshwater fishes. Estuaries. 5(3) : 158-164.

Robins, C. R., D. M. Cohen and C. H. Robins. 1979. The eels, *Anguilla* and *Histobranchus*, photographed on the floor of the deep Atlantic in the Bahamas. Bulletin of Marine Science. 29 : 401-405.

Robitaille, J. A., Y. Vigneault, G. Shooner, C. Pomerleau et Y. Mailhot. 1988. Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales. Rapport Technique Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques No. 1608. 45 p.

Robitaille, J. A. et Y. Mailhot. 1989. Répertoire bibliographique des poissons d'eau douce et diadromes du Saint-Laurent, 1900-1987. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats et Direction régionale Mauricie-Bois-Francs. Rapport technique. 81 p.

Robitaille, J. A. et S. Tremblay. 1994. Problématique de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans le réseau du Saint-Laurent. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. Rapport technique. ix + 70 p.

Robitaille, J. A. 1994. Problématique de la migration de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux ouvrages hydroélectriques. Rapport du Bureau d'écologie appliquée à la Vice-Présidence Environnement, Hydro-Québec. 68 p.

Rodinò, E. and A. Comparini. 1978a. Genetic variability in the European eel, *Anguilla anguilla* L. p. 389-424. In : Battaglia, B. and J. A Beardmore (eds.). Marine Organisms : genetics, ecology, and evolution. Plenum Press, New York.

Rodinò, E. and A. Comparini. 1978b. Biochemical polymorphism in teleosts. The eel problem. Bollettino di Zoologia. 45(suppl. 2) : 47-61.

Rombough, P. J., S. E. Barbour ande J. J. Kerekes. 1981. Freshwater fishes from Northern Newfoundland. The Canadian Field-Naturalist. 95(3) : 359-361.

Rommel, S. A. and J. D. McCleave. 1972. Oceanic electric fields : perception by American eels? Science. 176 : 1233-1235.

Rommel, S. A. Jr. and J. D. McCleave. 1973. Sensitivity of American eels (*Anguilla rostrata*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) to weak electric and magnetic fields. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 30 : 657-663.

Rommel, S. A. Jr. and A. B. Stasko. 1973. Electronavigation by eels. Sea Frontiers. 19 : 219-223.

Royer, D. D., A. Haro and E. T. Euston. 1998. Evaluation of radio telemetry techniques to study emigrating silver American eels. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Rupp, R. S. and S. E. DeRoche. 1965. Standing crops of fishes in three small lakes compared with C14 estimates of net primary productivity. Transactions of the American Fisheries Society. 94 : 9-25.

Ryan, J. J., P. Y. Lau, J. C. Pilon, D. Lewis, H. A. McLeod and A. Gervals. 1984. Incidence and levels of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in Lake Ontario commercial fish. Environmental Science and Technology. 18 : 719-721.

Sadler, K. 1979. Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, *Anguilla anguilla* L. Journal of Fish Biology. 15 : 499-507.

Salvadori, S., A. M. Deiana, E. Coluccia, A. Milia and A. Cau. 1997. The different banding patterns produced by restriction endonuclease digestion in mitotic chromosomes of the American and European eel. Journal of Fish Biology. 50(3) : 668-671.

Scott, W. B. and E. J. Crossman. 1974. Les poissons d'eau douce du Canada. Office des Recherches sur les Pêcheries du Canada, Bulletin No. 184. 966 p.

Scott, W. B. and M. G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences No. 219. 731 p.

Schmidt, J. 1906. Contributions to the life-history of the eel (*Anguilla vulgaris*, Flem.). Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 5(4) : 137-264.

Schmidt, J. 1909. On the distribution of fresh-water eels (*Anguilla*) throughout the world. I. Atlantic Ocean and adjacent regions. Meddelelser fra Kommissionen Havundersøgelser Serie Fiskeri. 3(7) : 1-45.

Schmidt, J. 1913. First report on eels investigations. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent et International pour l'Exploration de la Mer. 18 : 1-30.

Schmidt, J. 1914. On the classification of the fresh-water eels (*Anguilla*). Meddelelser fra Kommissionen Havundersøgelser Serie Fiskeri. 4(7) : 1-19.

Schmidt, J. 1916. On the early larval stages of the fresh-water eels (*Anguilla*) and some other North Atlantic muraenoids. Meddelelser fra Kommissionen Havundersøgelser, Serie Fiskeri. 5(4) : 1-20.

Schmidt, J. 1922. The breeding places of the eel. Philosophical Transactions of the Royal society of London. Series B. 385(211) : 179-208.

Schmidt, J. 1923. Breeding places and migrations of the eel. Nature. 111 : 51-54.

Schmidt, J. 1925. The breeding places of the eel. Annual Report of the Board of Regents of the Smithsonian Institution, report for 1924 : 279-316.

Schmidt, J. 1932. Danish eel investigations during 25 years (1905-1930). Carlsberg Foundation. Dana Report, 1932. 16 p.

Schoth, M. 1982. Taxonomic studies on the 0-group eel larvae (*Anguilla* sp.) caught in the Sargasso Sea in 1979. Helgoländer Meeresuntersuchungen. 35 : 279-287.

Schoth, M. and F.-W. Tesch. 1982. Spatial distribution of 0-group eel larvae (*Anguilla* sp.) in the Sargasso Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen. 35 : 309-320.

Schoth, M. and F.-W. Tesch. 1984. The vertical distribution of small 0-group *Anguilla* larvae in the Sargasso Sea with reference to other anguilliform leptocephali. Meeresforschung. 30 : 188-195.

Scott, W. B. and E. J. Crossman. 1964. Fishes occurring in the fresh waters of Insular Newfoundland. Royal Ontario Museum, University of Toronto, Contribution No. 58 of Life Sciences.

Secor, D., J. Baker and A. Barse. 1998. Estuarine gradients in contamination and *Anguillicola crassus* infestation in Hudson River American eels. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Selman, K. and R. Wallace. 1986. Gametogenesis in *Fundulus heteroclitus*. American Zoologist. 26 : 173-192.

Servidio, N. L. 1986. Gonad development in yellow phase American eels, *Anguilla rostrata*. M. Sc. Thesis, University of Rhode Island, Kingston. 47 p.

Seymour, N. R. 1974. Great black-backed gulls feeding on live eels. Canadian Field Naturalist. 88 : 352-353.

Seymour, E. 1989. Devising optimum feeding regimes and temperatures for the warmwater culture of eel, *Anguilla anguilla* L. Aquaculture and Fisheries Management. 20 : 129-142.

Sheldon, M. R. and J. D. McCleave. 1985. Abundance of glass eels of the American eel, *Anguilla rostrata*, in mid-channel and near shore during estuarine migration. Naturaliste Canadien. 112 : 425-430.

Sheldon, W. W. 1974. Elvers in Maine. Techniques of locating, catching, and holding. Maine Department of Marine Resources, Sea Grant Publication No. 4266.3030, Orono. 25 p.

Sick, K., M. Westergaard and O. Frydenberg. 1962. Haemoglobin pattern and chromosome number of American, European, and Japanese eels (*Anguilla*). Nature. 193 : 1001-1002.

Sick, K., E. Bahn, O. Frydenberg, J.T. Nielsen and D. V. Wettstein. 1967. Haemoglobin polymorphism of the American fresh water eel *Anguilla*. Nature. 214 : 1141-1142.

Sims, G. G., J. R. Campbell, F. Zemlyak and J. M. Graham. 1977. Organochlorine residue in fish and fishery products from the Northwest Atlantic. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 18 : 697-705.

Sindermann, C. J. and G. E. Krantz. 1968. Erythrocyte antigens and natural isoagglutinins of the American eel, *Anguilla rostrata*, from Chesapeake Bay. Chesapeake Science. 9(2) : 94-98.

Sinha, V. R. P. and J. W. Jones. 1966. On the sex and distribution of the freshwater eel (*Anguilla anguilla*). Journal of Zoology. 150 : 371-385.

Sinha, V. R. P. and J. W. Jones. 1967a. On the age and growth of the freshwater eel (*Anguilla anguilla*). Journal of Zoology. 153 : 99-117.

Sinha, V. R. P. and J. W. Jones. 1967b. On the food of the freshwater eels and their feeding relationships with the salmonids. Journal of Zoology. 153 : 119-137.

Sinha, V. R. P. and J. W. Jones. 1975. The European freshwater eel. Liverpool University Press, Liverpool. 146 p.

Skinner, J. E. 1971. *Anguilla* recorded from California. California Fish and Game. 57(1) : 76-79.

Smith, D. G. 1968. The occurrence of larvae of the American eel, *Anguilla rostrata*, in the Straits of Florida and nearby areas. Bulletin of Marine Science. 18(2) : 280-293.

Smith, D. G. and P. H. J. Castle. 1972. The eel genus *Neoconger* Girard : systematics, osteology, and life history. Bulletin of Marine Science. 22 : 196-249.

Smith, D. G. 1979. Guide to the leptocephali (Elopiformes, Anguilliformes, and Nothacanthiformes). NOAA Technical report, NMFS circular 424. 39 p.

Smith, D. G. 1984. Elopimorphes, Notacanthiformes and Anguilliformes : relationships. p. 94-102. In : Moser, H. G. *et al*. (eds), Ontogeny and systematics of fishes. International Symposium dedicated to the memory of E. H. Ahlstrom, held 15-18 august at La Jolla, California. American Society of Ichthyology and Herpetology. Allen Press, Special Publication No. 1. 760 p.

Smith, H. M. 1913. The mysterious life of the common eel. National Geographic Magazine. 24: 1140-1146.

Smith, M. W. 1937. A preliminary account of the fish populations in certain Nova Scotian lakes. Transactions of the American Fisheries Society. 67 : 178-183.

Smith, M. W. 1939. The fish population of Lake Jesse, Nova Scotia. Proceedings of the Nova Scotia Institute of Science. 19(4) : 389-427.

Smith, M. W. 1940. Treatment of Potter's Lake, New Brunswick, with rotenone. Transactions of the American Fisheries Society. 70 : 347-355.

Smith, M. W. 1955. Control of eels in a lake by preventing the entrance of the young. The Canadian Fish Culturist. 17 : 13-17.

Smith, M. W. and J. W. Saunders. 1955. The American eel in certain freshwaters of the maritime provinces of Canada. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 12(2) : 238-269.

Smith, M. W. 1966a. Amount of organic matter lost to a lake by migration of eels. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 23(11) : 1799-1801.

Smith, C. L. 1966b. The patterns of sexuality and the classification of serranid fishes. Am. Mus. Nov., No. 2207. 19 p.

Smogor, R. A., P. L. Angermeir and C. K. Gaylord. 1995. Distribution and abundance of American eels in Virginia streams : test of null models across spatial scales. Transactions of the American Fisheries Society. 124(6) : 789-803.

Sola, L., G. Gentili and S. Catandella. 1980. Eel chromosomes : cytotaxonomical interrelationships and sex chromosomes. Copeia. 4 : 911-913.

Sola, L., B. Camerini and S. Cataudella. 1984. Cytogenetics of Atlantic eels : C-banding and G-banding, nucleolus organizer regions and DNA content. Cytogenetics and Cell Genetics. 38(3) : 206-210.

Sörensen, I. 1951. An investigation of some factors affecting the upstream migration of the eel. Report of the Institute of Freshwater Research. 32 : 126-132.

Sorensen, P. W. 1983. Investigations into the origin(s) of the freshwater attractant(s) of the American eel. p. 313-316. In : Müller-Schwarze, D. and R. M. Silverstein (eds.). Chemical signals in vertebrates III. Proceedings of the third International Symposium on Chemical Signals in Vertebrates, held april 11-13 in Sarasota, Florida. Plenum Press, New York. 368 p.

Sorensen, P. W., M. L. Bianchini and H. E. Winn. 1983. Individually marking American eels by freeze branding. Progressive Fish-Culturist. 45(1) : 62-63.

Sorensen, P. W. and H. E. Winn. 1984. The induction of maturation and ovulation in American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), and the relevance of chemical and visual cues to male spawning behaviour. Journal of Fish Biology. 25 : 261-268.

Sorensen, P. W. 1986. Origins of the freshwater attractant(s) of migrating elvers of the American eel, *Anguilla rostrata*. Environmental Biology of Fishes. 17(3) : 185-200.

Sorensen, P. W. and M. L. Bianchini. 1986. Environmental correlates of the freshwater migration of elvers of the American eel in a Rhode Island brook. Transactions of the American Fisheries Society. 115 : 258-268.

Sorensen, P. W., M. L. Bianchini and H. E. Winn. 1986. Diel foraging activity of American eels, *Anguilla rostrata*, in a Rhode Island estuary. Fishery Bulletin. 84(3) : 746-747.

Soulè, M. 1976. Allozyme variation : its determinants in space and time. p. 60-77. In : Ayala, F. J. (ed.). Molecular evolution. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.

Stasko, A. B. and S. A. Rommel Jr. 1974. Swimming depth of adult American eels (*Anguilla rostrata*) in a saltwater bay as determined by ultrasonic tracking. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 31 : 1148-1150.

Stasko, A. B. and S. A. Rommel Jr. 1977. Ultrasonic tracking of Atlantic salmon and eels. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer. 170 : 36-40.

Stevens, G. 1997. Eel fisheries management : Scotia-Fundy, Maritimes region. p. 21-24. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196: v + 174 p.

Stewart, T. J., J. M. Casselman and L. A. Marcogliese. 1997. Management of the American eel, *Anguilla rostrata*, in Lake Ontario and the upper St. Lawrence River. p. 54-61. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196: v + 174 p.

Stone & Webster Environmental Services. 1992. Fish entrainment and turbine mortality review and guidelines. Electric Power Research Institute Report No. TR-101231, Research Project 2694-01, Palo Alto, CA.

Stone, S. L., T. A. Lowery, J. D. Field, S. H. Jury, D. M. Nelson, M. E. Monaco, C. D. Williams and L. Andreasen. 1994. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in mid-Atlantic estuaries. ELMR Report No. 12. NOAA/NOS Strategic Environmental Assessessments Division, Silver Springs, MD. 280 p.

Strubberg, A. 1913. The metamorphosis of elvers as influenced by outward conditions. Meddelelser fra Kommissionen Havundersøgelser Serie Fiskeri. 4(3) : 1-11.

Svedäng, H., H. Wickström, M. Reizenstein, K. Holmgren and P. Florenius. 1998. Accuracy and precision in eel age estimation, using otoliths of known and unknown age. Journal of Fish Biology. 53 : 456-464.

Syrski, S. 1876. Lecture on the organs of reproduction and the fecundation of fishes and especially of eels. U. S. Commission of Fish and Fisheries, Commissioner's Report for 1873-74 and 1874-75. 3 : 719-734.

Tabeta, O., T. Takai and I. Matsui. 1976. The sectional counts of vertebrae in the anguillid elvers. Japanese Journal of Ichthyology. 22(4) : 195-200.

Taft, N., T. Brush and S. Amaral. 1998. Eel passage and protection at Hydro projects. American Fisheries Society 128 th Annual meeting held august 23-27, Hartford, Connecticut. Biology and Management of the American eel Session.

Tagliavini, J., G. Gandolfi, A. Cau, S. Salvadori and A. M. Deiana. 1995a. Mitochondrial DNA variability in *Anguilla anguilla* and phylogenetical relationships with congeneric species. Bollettino di Zoologia. 62 : 147-151.

Tagliavini, J., I. J. Harrison and G. Gandolfi. 1995b. Discrimination between *Anguilla anguilla* and *A. rostrata* by polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism analysis. Journal of Fish Biology 47(4) : 741-743

Tåning, A. V. 1938. Deep-sea fishes of the Bermuda Oceanographic Expeditions. Family Anguillidae. New York Zoological Society, Zoologica. 23(3) : 313-318.

Templeman, W. 1966. Marine resources of Newfoundland. Bulletin of the Fisheries Board of Canada No. 154.

Tesch, F.-W. 1974. Influence of geomagnetism and salinity on the directional choice of eels. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 26 : 382-395.

Tesch, F.-W. 1977. The eel : biology and management of anguillids eels. Chapman and Hall, London. 437 p.

Tesch, F.-W. 1980. Occurrence of eel *Anguilla anguilla* larvae west of the European continental shelf, 1971-1977. Environmental Biology of Fishes. 5(3) : 185-190.

Tesch, F.-W. 1982. The Sargasso Sea eel expedition 1979. Helgoländer Meeresuntersuchungen. 35 : 263-277.

Tesch, F.-W., U. Niermann and A. Plaga. 1986. Differences in development stage and stock density of larval *Anguilla anguilla* off the west coast of Europe. Vie et Milieu. 36(4) : 255-260.

Tesch, F.-W. and G. Wegner. 1990. The distribution of small larvae of *Anguilla* sp. related to hydrographic conditions 1981 between Bermuda and Puerto Rico. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 6 : 845-858.

Tesch, F.-W., H. Westerberg and L. Karlsson. 1991. Tracking studies on migrating silver eels in the Central Baltic. Meeresforschung. 33 : 183-196.

Tesch, F.-W. 1991. Anguillidae. p. 388-437. In : Hoestlandt, H. (ed.). The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany. 447 p.

Théberge, C. 1998. Suivi de la montaison des anguillettes à la passe migratoire du barrage de la rivière Amédée – Rapport sommaire des observations. Présenté à la ville de Baie-Comeau, Service des travaux publics. No. 97-1220. Janvier 1998. Rapport Préliminaire.

Therrien, J. et G. Verreault. 1998. Évaluation d'un dispositif de dévalaison et des populations d'anguilles en migration dans la rivière Rimouski. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune et Groupe-conseil Génivar Inc. viii + 37 p.

Thomas, J. D. 1962. The food and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) and its feeding relationship with the salmon parr (*Salmo salar* L.) and the eel (*Anguilla anguilla* (L.)) in the river Teify, West Wales. Journal of Animal Ecology. 31 : 175-205.

Thorgaard, G. H. and J. E. Disney. 1990. Chromosome preparation and analysis. p. 171-190. In : Schreck, C. B. and P. B. Moyle (eds). Methods for fish biology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 684 p.

Todd, P. R. 1981. Morphometric changes, gonad histology, and fecundity estimates in migrating New Zealand freshwater eels (*Anguilla* spp.). New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 15 : 155-170.

Tosi, L. and C. Sola. 1993. Role of geosmin, a typical inland water odour, in guiding glass eel *Anguilla anguilla* (L.) migration. Ethology. 95 : 177-185.

Travade, F. et M. Larinier. 1992. La migration de dévalaison : problèmes et dispositifs. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 326/327 : 165-176.

Tremblay, S. 1997. La gestion et la réglementation de la pêche commerciale de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Québec. p. 47-53. In : Peterson, R. H. (ed.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of Eel Management Workshop, january 13-14, 1997, Québec city, QC. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2196 : v + 174 p.

Tsukamoto, K. 1990. Recruitment mechanism of the eel, *Anguilla japonica*, to the Japanese coast. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 865.

Tucker, D. W. 1959. A new solution to the Atlantic eel problem. Nature. 183 : 495-501.

Turgeon, C. et G. Beaulieu. 1973. Présence de mercure dans l'anguille d'Amérique *Anguilla rostrata*. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Service de la recherche, Québec, Rapport annuel 1972. p. 259-266.

Tzeng, W.-N. 1990. Relationship between growth rate and age at recruitment of *Anguilla japonica* elvers in a Taiwan estuary as inferred from otolith growth increments. Marine Biology. 107 : 75-81.

Tzeng, W.-N. and Y.-C. Tsai. 1992. Otolith microstructure and daily age *of Anguilla japonica*, Temminck & Schlegel elvers from the estuaries of Taiwan with reference to unit stock and larval migration. Journal of Fish Biology. 40 : 845-857.

Umezawa, A. and K. Tsukamoto. 1991. Factors influencing otolith increment formation in Japanese eel, *Anguilla japonica* T. & S., elvers. Journal of Fish Biology. 39 : 211-223.

Usui, A. 1974. Eel culture. Fishing News Books, London. 186 p.

USFWS. 1997. U. S. Fish and Wildlife Service's goals, objectives, and strategies for the American eel and a riverine fishes related to passage at hydroelectric projects, on the Oswego River, New York. Presented at the Hydro Industry American Eel Workshop, October 2, 1997, Albany, New York. 14 p. + annex.

Van Cleave, H. J. 1921. Acanthocephala from the eel. Transactions of the American Microscopical Society. 40(1) : 1-13.

Van Cleave, H. J. and J. F. Mueller. 1932. Parasites of Oneida Lake fishes. Part 3. A biological and ecological survey of the worm parasites. Bulletin of the New York State College of Forestry, Roosevelt Wild Life Annals. 3(3) : 161-334.

Van Utrecht, W. L. and M. A. Holleboom. 1985. Notes on eel larvae (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) from the central and eastern North Atlantic and on glass eels from the European continental shelf. Bijdragen tot de Dierkunde. 55 : 249-262.

Verreault, G. 1997a . Caractérisation des captures d'anguille d'Amérique du Bas-Saint-Laurent. p. 41-43. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du deuxième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 10-12 décembre 1996. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Verreault, G. 1997b. Détermination de l'effort de pêche à l'anguille d'Amérique des engins fixes de l'estuaire. p. 81-84. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du deuxième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 10-12 décembre 1996. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Verreault, G. 1998a. Caractérisation de la pêcherie commerciale d'anguilles d'Amérique dans le Bas-Saint-Laurent en 1997. p. 115-126. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 13-15 janvier 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales. 249 p.

Verreault, G. 1998b. Suivi annuel - Pêche commerciale - Anguille d'Amérique -1997-. p. 127-130. Dans : Bernard, M. et C. Groleau (éds.). Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales tenu à Duschesnay du 13-15 janvier 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales. 249 p.

Vladykov, V. D. 1946. Études sur les mammifères aquatiques ; IV.- Nourriture du Marsouin blanc ou Béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Contribution du Département des pêcheries du Québec No. 17. 129 p.

Vladykov, V. D. 1947. Rapport du biologiste du département des pêcheries. Contribution au Département des Pêches du Québec. 22 : 44-61.

Vladykov, V. D. 1955. L'anguille : Poissons du Québec. Département des Pêcheries de la Province de Québec. Album No. 6. 12 p.

Vladykov, V. D. 1957. Fish tags and tagging in Quebec waters. Transactions of the American Fisheries Society. 86 : 345-349.

Vladykov, V. D. 1964. Quest for the true breeding area of American eel (*Anguilla rostrata* LeSueur). Journal of Fisheries Research Board of Canada. 21 : 1523-1530.

Vladykov, V. D. 1966. Remarks on the American eel (*Anguilla rostrata* LeSueur). Sizes of elvers entering streams; the relative abundance of adult males and females; and present economic importance of eels in North America. Verhandlungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie. 16 : 1007-1017.

Vladykov, V. D. 1970. Progress Reports Nos. 1 to 5 of the American eel (*Anguilla rostrata*) studies in Canada. Canada Department of Fisheries and Forestry, Industrial Development Branch, Fisheries Service. 98 p.

Vladykov, V. D. 1971. Homing of the American eel, *Anguilla rostrata*, as evidence by returns of transplanted tagged eels in New Brunswick. The Canadian Field-Naturalist. 85 : 241-248.

Vladykov, V. D. 1973. Macrophthalmia in the American eel (*Anguilla rostrata*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 30 : 689-693.

Vladykov, V. D. and H. March. 1974. Distribution of leptocephali of the two species of *Anguilla* in the western North Atlantic, based on collections made between 1933 and 1968. National Museum of Natural Sciences, Ottawa, Syllogeus No 6. 39 p.

Vøllestad, L. A. 1985. Age determination and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla* (L.), from a brackish water, Norway. Journal of Fish Biology. 26 : 521-525.

Vøllestad, L. A. and B. Jonsson. 1986. Life-history characteristics of the European eel *Anguilla anguilla* in the Imsa River, Norway. Transactions of the American Fisheries Society. 115 : 864-871.

Vøllestad, L. A., B. Jonsson, N. A. Hvidsten, T. F Næsje, Ø. Haraldstad and J. Ruud-Hansen. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 43 : 1909-1916.

Vøllestad, L. A. and B. Jonsson. 1988. A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river : evidence for

density-dependant mortality, and development of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology. 57 : 983-997.

Vøllestad, L. A., R. Lecomte-Finiger and B. Steinmetz. 1988. Age determination of *Anguilla anguilla* (L.) and related species. EIFAC Occasional Paper No. 21. 28 p.

Vøllestad, L. A. 1992. Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel : environmental effects and phenotypic plasticity. Journal of Animal Ecology. 61 : 41-48.

Wald, G. 1958. The significance of vertebrate metamorphosis. Science. 128 : 1481-1490.

Wallace, R. and K. Selman. 1981. Cellular and dynamic aspects of oocyte growth in teleosts. American Zoologist. 21 : 325-343.

Walsh, P. J., G. D. Foster and T. W. Moon. 1983. The effects of temperature on metabolism of the American eel, *Anguilla rostrata*; compensation in the summer and torpor in the winter. Physiological Zoology. 56 : 532-540.

Wattendorf, R. J. 1979. Cannibalism in elvers. Progressive Fish-Culturist. 41(4) : 218.

Wegner, G. 1982. Main hydrographic features of the Sargasso Sea in spring 1979. Helgoländer Meeresuntersuchungen. 35 : 385-400.

Wenner, C. A. 1973. Occurrence of American eels, *Anguilla rostrata*, in waters overlying the eastern North American continental shelf. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 30 : 1752-1755.

Wenner, C. A. and J. A. Musick. 1974. Fecundity and gonad observations of the American eel, *Anguilla rostrata*, migrating from Chesapeake Bay, Virginia. Journal of Fisheries Research Board of Canada. 31 : 1387-1391.

Wenner, C. A. and J. A. Musick. 1975. Food habits and seasonal abundance of the American eel, *Anguilla rostrata*, from the lower Chesapeake Bay. Chesapeake Science. 16(1) : 62-66.

Westerberg, H. 1979. Counter-current orientation in the migration of the European eel. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer. 174 : 134-143.

Westerberg, H. 1990. A proposal regarding the source of nutrition of leptocephalus larvae. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 75(6) : 863-864.

White, E. M. and B. Knights. 1997a. Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. Journal of Fish Biology. 50 : 1104-1116.

White, E. M. and B. Knights. 1997b. Dynamics of upstream migration of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the Rivers Severn and Avon, England, with special reference to the effects of man-made barriers. Fisheries Management and Ecology. 4 : 311-324.

Whitfield, R. E. and D. P. Kolenosky. 1978. Prototype Eel Ladder in the St. Lawrence River. Progressive Fish-Culturist. 40(4) : 152-154.

Wiberg, U. H. 1983. Sex determination in the European eel (*Anguilla anguilla*, L.). Cytogenetics and Cell Genetics. 36 : 589-598.

Williams, G. C., R. K. Koehn and J. B. Mitton. 1973. Genetic differentiation without isolation in the American eel, *Anguilla rostrata*. Evolution. 27 : 192-204.

Williams, G. C. and R. K. Koehn. 1984. Population genetics of North Atlantic catadromous eels (*Anguilla*). p. 529-560. In : B.J. Turner, ed. Evolutionary genetics of fishes. Plenum Press, New York.

Williams, G. C., R. K. Koehn and V. Thorsteinsson. 1984. Icelandic eels : evidence for a single species of *Anguilla* in the North Atlantic. Copeia. 1 : 221-223.

Williams, H. H., K. MacKenzie, and A. M. McCarthy. 1992. Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. Review of Fish Biol. 2 : 1441-1476.

Williamson, G. R. 1987. Vertical drifting position of glass eels, *Anguilla rostrata*, off Newfoundland. Journal of Fish Biology. 31 : 587-588.

Williamson, R. M. and B. L. Roberts. 1981. Body cooling as a supplement to anesthesia for fishes. Journal of the Marine Biological Association of the U. K. 61 : 129-131.

Winn, H. E., W. A. Richkus and L. K. Winn. 1975. Sexual dimorphism and natural movements of the American eel (*Anguilla rostrata*) in Rhode Island streams and estuaries. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 27 : 156-166.

Wippelhauser, G. S. and J. D. McCleave. 1988. Rhythmic activity of migrating juvenile American eels *Anguilla rostrata*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 68 : 81-91.

Wolf, P. 1951. A trap for the capture of fish and other organisms moving downstream. Transactions of the American Fisheries Society. 80 : 41-45.

Yamamoto, T. 1969. Sex differentiation. p. 117-175. In : Hoar, W. S. and D. J. Randall (eds.). Fish physiology, III. Academic Press, New York.

Yamamoto, K. and Y. Yamauchi. 1974. Sexual maturation of Japanese eel and production of eel larvae in the aquarium. Nature. 251 : 220-222.

Yamauchi, K., M. Nakamura, H. Takahashi and K Takano. 1976. Cultivation of larvae of Japanese eel. Nature. 263 : 412.

Yamazaki, F. 1983. Sex control and manipulation in fish. Aquaculture. 33 : 329-354.

Zimmerman, M. A. and J. D. McCleave. 1975. Orientation of elvers of American eels (*Anguilla rostrata*) in weak magnetic and electric fields. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. 27 : 175-189.

Zitco, V., B. J. Finlayson, D. J. Wildish, J. M. Anderson and A. C. Kohler. 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of Fundy, and on the Nova Scotia Banks. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 28 : 1285-1291.