UNIVERSITE PAUL SABATIER TOULOUSE III

UNIVERSITE DE TOULOUSE III – PAUL SABATIER

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE TOULOUSE III

Discipline : Ecologie aquatique

Présentée et soutenue par

BAISEZ Aurore

12 Octobre 2001

Equipe d'accueil : Ressources aquatiques continentales, Cemagref Bordeaux.
Ecole doctorale : Sciences de l'univers, de l'environnement et de l'espace, Toulouse.
Formation doctorale : Ecologie des systèmes continentaux, Toulouse.

Optimisation des suivis des indices d'abondances et des structures de taille de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) dans un marais endigué de la côte atlantique : Relations espèce - habitat.

Directeur de thèse : Elie P.

Composition du jury :

Messieurs

LEFEUVRE Jean-Claude (Professeur, MNHN Paris, Université de Rennes 1)	Rapporteur
DO CHI Thang (Professeur, Université de Montpellier)	Rapporteur
PHILLIPART Jean-Claude (Professeur, Université de liège)	Examinateur
RIGAUD Christian (Ingénieur de recherche, Cemagref Bordeaux)	Examinateur
LAVANDIER Pierre (Professeur, Université de Toulouse)	Codirecteur
ELIE Pierre (Directeur de recherche, Cemagref Bordeaux)	Directeur

Cemagref

UNIVERSITE PAUL SABATIER TOULOUSE III

UNIVERSITE DE TOULOUSE III – PAUL SABATIER

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE TOULOUSE III

Discipline : Ecologie aquatique

Présentée et soutenue par

BAISEZ Aurore

12 Octobre 2001

Equipe d'accueil : Ressources aquatiques continentales, Cemagref Bordeaux.
Ecole doctorale : Sciences de l'univers, de l'environnement et de l'espace, Toulouse.
Formation doctorale : Ecologie des systèmes continentaux, Toulouse.

Optimisation des suivis des indices d'abondances et des structures de taille de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) dans un marais endigué de la côte atlantique : Relations espèce - habitat.

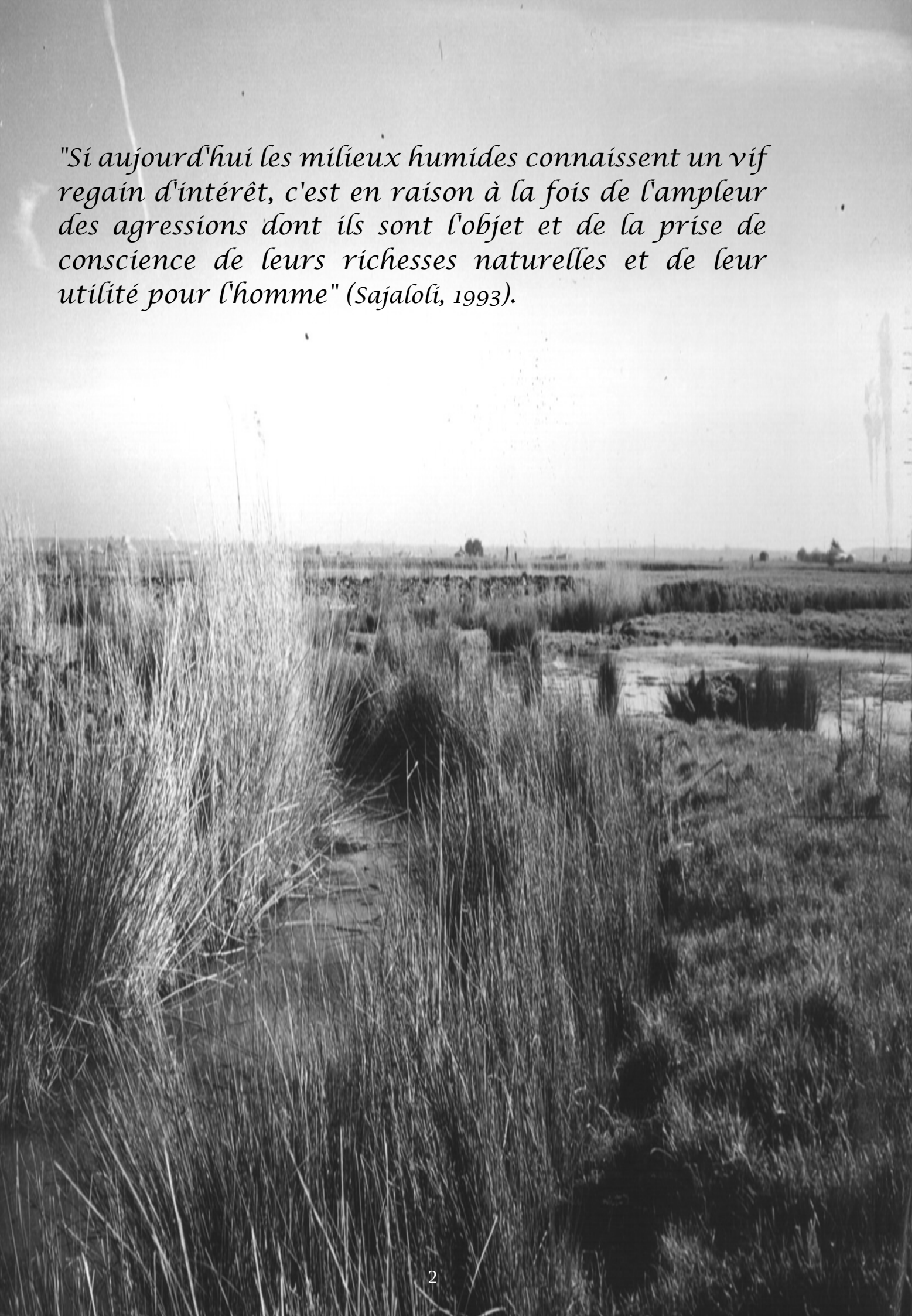
Directeur de thèse : Elie P.

Composition du jury :

Messieurs

LEFEUVRE Jean-Claude (Professeur, MNHN Paris, Université de Rennes 1)	Rapporteur
DO CHI Thang (Professeur, Université de Montpellier)	Rapporteur
PHILLIPART Jean-Claude (Professeur, Université de liège)	Examinateur
RIGAUD Christian (Ingénieur de recherche, Cemagref Bordeaux)	Examinateur
LAVANDIER Pierre (Professeur, Université de Toulouse)	Codirecteur
ELIE Pierre (Directeur de recherche, Cemagref Bordeaux)	Directeur

"Si aujourd'hui les milieux humides connaissent un vif regain d'intérêt, c'est en raison à la fois de l'ampleur des agressions dont ils sont l'objet et de la prise de conscience de leurs richesses naturelles et de leur utilité pour l'homme" (Sajaloli, 1993).



Je tiens à remercier Messieurs Phillipart Jean-Claude, Lefeuvre Jean-claude et Do Chi Thang pour avoir accepté de faire partie du jury, Pierre Lavandier pour m'avoir accueillie au sein de l'école doctorale "Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace" ainsi que Pierre Elie et Paul Gonthier au sein de l'Unité "Ressources Aquatiques Continentales" du Cemagref de Bordeaux.

A Christian Rigaud dont la passion pour les marais est une source inépuisable de discussions exaltées,

A Monsieur DeGrandmaison pour avoir mis à disposition les 30 ha du site atelier à l'apprenti sorcière du Cemagref,

A Jacques Massé, pour qui les dédales informatiques sont un jeu d'enfant,

A Yves Legat, pour sa connaissance du poisson mathématique,

A Philippe Camoin, l'artiste du Cemagref, et son compère Daniel Uny, le roi de la cartographie,

A Jean-Marie Boudigue pour la reprographie de l'ensemble des documents,

Aux objecteurs de conscience qui ont usé leurs bottes sans jamais me le reprocher, et plus particulièrement à Guillaume Launay dont les réveils matinaux constituaient une véritable torture,

Aux adeptes du langage codé (Cyril, Hamid, Lionel et Sébastien) pour m'avoir initiée à ce monde virtuel et avoir su me déconnecter de ce travail,

A mes parents qui ont manifesté un réel intérêt pour ma recherche et dont les innombrables questions ont sans doute influencé la rédaction de ce travail,

A Pascal dont les critiques constructives n'ont d'égale que son soutien sans faille...

A tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à l'élaboration de ce travail,

A tous, merci.

Auteur : **BAISEZ Aurore**
Titre : Optimisation des suivis des indices d'abondances et des structures de taille de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) dans un marais endigué de la côte atlantique : Relations espèce - habitat.
Directeur de thèse : Elie P. et CoDirecteur de thèse : Lavandier P.
Lieu et date de soutenance : Université de Toulouse III – Paul Sabatier, 12 octobre 2001

Résumé :

Malgré leur situation privilégiée vis à vis des arrivées de civelles, les marais endigués de la façade atlantique semblent être le siège d'une évolution défavorable de l'abondance de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L). Afin de disposer d'indices fiables, une surveillance objective du niveau d'abondance de l'espèce apparaît cependant nécessaire. En marais breton, les résultats obtenus à l'aide de deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique et nasses), à deux échelles de travail (3000 et 300 ha), révèlent une forte hétérogénéité de répartition des classes de taille qui complique sérieusement le suivi.

Afin d'analyser plus précisément les modalités de cette répartition, un travail sur une zone atelier (30 ha) a été mis en place. Le marquage individuel (PIT-Tags) de 520 anguilles, la mise en œuvre de nombreuses campagnes de recapture (nasses et électricité) ainsi que d'un système immergé de détection ont permis l'étude des rythmes et types de déplacement. Une nette modification apparaît à l'approche de la saison estivale avec une activité de plus en plus diurne et une réduction de l'amplitude des déplacements au sein d'un domaine vital d'environ 300 mètres de fossés.

Des différences significatives de mobilité sont également révélées entre les diverses classes de taille avec des retombées en termes d'efficacité variable des différentes techniques de pêche selon les gabarits d'anguilles. Des changements de preferunda à mesure de la croissance de l'anguille sont également apparus avec une importance particulière de la hauteur d'eau.

Deux méthodes (succès de capture, marquage-recapture) d'estimation de la fraction de population présente sur la zone atelier ont été testées et comparées avec ou non intégration d'une approche par stratification des habitats disponibles.

L'ensemble de ce travail aboutit d'une part à des préconisations techniques pour optimiser les futurs suivis et d'autre part révèle des points importants pour une gestion de ces milieux aquatiques prenant en compte cette espèce, notamment l'importance d'y maintenir une mosaïque d'habitats connectés entre eux.

Mots clefs : *Anguilla anguilla*, Marais, Habitat, Techniques d'échantillonnage, Comportement,

---

Estimation de stock,
Nombre d'illustrations : 202 figures et 118 tableaux

Nombre de références bibliograhiques : 319
Discipline administrative : Ecologie aquatique

Intitulé et adresse : Cemagref, 50 avenue de Verdun 33 612 Cestas

Sommaire

Introduction générale…….27

Partie I : Etats des connaissances générales acquises sur l'espèce et le milieu.
Eléments de base de notre recherche

1 L'anguille européenne……..……34
1.1 Rappels de biologie 35
1.1.1 Classification 35
1.1.2 Aire de répartition 36
1.1.3 Cycle biologique..... 37
1.2 Etat des connaissances des comportements et des stratégies de suivis de l'anguille…...….39
2 Les marais endigués littoraux…….40
2.1 Des zones humides littorales 40
2.2 Historique des marais endigués atlantiques..... 40
3.3 Particularités du marais vis-à-vis de l'anguille.……..42
3 Anguille en marais breton…….43
3.1 Le Marais breton 43
3.1.1 Situation géographique..... 43
3.1.2 Qualité de l'eau 47
3.1.3 Caractérisation des fossés ……...48
3.1.4 Zone d'étude……...…… …...48
3.2 Constats d'hétérogénéité ..... .50
3.2.1 Historique des données..... .51
3.2.2 Techniques d'échantillonnage 51
3.2.3 Opérations 55
3.2.4 Analyses 56
3.2.5 Résultats 56
3.3 Comparaison des structures de taille d'anguilles observées par les techniques d'échantillonnage
……...…67

3.3.1 Méthodes 67
3.3.2 Résultats 67
3.3.3 Discussion 68
3.4 Discussion 68
3.4.1 Présence de l'anguille 68
3.4.2 Niveaux globaux d’abondance. 68
3.4.3 Hétérogénéités 69
3.4.4 Distribution des tailles 69
3.4.5 Techniques d'échantillonnage 70
3.4.6 Résumé 70
4 Conclusion…….…… …70

Partie II : Définitions des outils et échelles pour l'analyse des relations 'Espèce – Habitat'

Chapitre II.1 : Généralités sur l'analyse des relations espèce - habitat

1 Définitions de l'habitat 74
2 Notion d'habitats pour l'anguille à l'échelle continentale 75
2.1. Macrorépartition (colonisation) 76
2.1.1. A l'échelle des bassins versants 76
2.1.2. A l'échelle des marais 76
2.2. Mésorépartition (domaine vital) 77
2.3. Microrépartition (gîte) 77
2.3.1. En rivière et fleuve 77
2.3.2. En zone de marais 77
3 Réflexions sur les relations Habitat-Espèce 78
4 Conclusion 79

Chapitre II.2 : Habitats potentiels en marais pour l'anguille – Approche sur une zone atelier

1 Habitats potentiels 82
1.1. Situation géographique 82
1.2. Choix des descripteurs d'habitats 85
1.2.1. Descripteurs morphométriques 85
1.2.2. Descripteurs Hydrochimiques 86
1.2.3. Descripteurs biotiques 86
1.3. Analyses effectuées pour caractériser l'habitat 90
1.4. Résultats de caractérisation de l'habitat 91
1.4.1. Corrélations entre descripteurs 91
1.4.2. Variabilité spatio-temporelle des descripteurs 92
1.4.3. Typologie des sites 108
1.5. Discussion 115
2Variabilités spatiales et temporelles de la répartition de l'anguille au sein de la zone atelier 117
2.1 Méthodes de capture des individus 117
2.1.1 A l'aide de nasses 117
2.1.2 A l'aide de pêche électrique 118
2.2 Types d' analyses réalisées 118

2.2.1 Niveaux de captures 119
2.2.2 Analyses des captures par nasses 119
2.2.3 Analyses des captures par pêches électriques 119
2.3 Résultats 119
2.3.1 Niveaux de captures 119
2.3.2 Captures par bosselles 120
2.3.3 Captures par pêche électrique 133
2.4 Discussion 137
3 Conclusion 139

Chapitre II.3 : Mise au point des méthodologies de suivi des anguilles sur la zone atelier

1 Techniques d'échantillonnages 142
1.1. Définitions 142
1.2. La pêche électrique 143
1.2.1. Disponibilité 143
1.2.2. Efficience 146
1.2.3. Discussion générale sur les paramètres de pêche électrique 148
1.3. La pêche à l'aide de nasses 149
1.3.1. Disponibilité 149
1.3.2. Efficience 158
1.3.3. Discussion générale sur les paramètres des bosselles 163
1.4. Discussion générale 164
1.4.1. La pêche électrique 164
1.4.2. Les nasses 165
1.5. Comparaison des deux techniques d'échantillonnage 167
1.5.1. Méthodes 167
1.5.2. Résultats 167
1.5.3. Discussions 168
2 Mise au point du marquage individuel 170
2.1. Matériel 170
2.1.1. Marques magnétiques internes 170
2.1.2. Repérage de la marque lors d'une capture 170
2.1.3. Appareil de marquage 171
2.2. Méthodes 172
2.2.1. Implantation 172

2.2.2. Protocole de marquage 173
2.2.3. Evaluation du succès du marquage 174
2.3. Résultats 175
2.3.1. Succès du marquage (rejet et survie) 175
2.3.2. Evolution des cicatrisations 177
2.3.3. Effet taille 179
2.4. Discussion 180
3 Caractérisation des paramètres morphomètriques 182
3.1. Méthodes 183
3.1.1. Protocole 183
3.1.2. Analyses 183
3.2. Résultats 184
3.2.1. Relation taille-poids 184
3.2.2. Estimation de la croissance annuelle 185
3.2.3. Estimation de la croissance mensuelle 185
3.2.4. Relation entre croissance et température 187
3.3. Discussion 187
4 MISE AU POINT D'UN SYSTEME DE DETECTION AUTOMATISEE DES MARQUES MAGNETIQUES (PIT-TAGS) 189
4.1. Matériel 189
4.1.1. Système de détection 189
4.1.2. Appareil d'acheminement des poissons 192
4.2. Détermination des zones de détection 192
4.2.1. Méthodes 192
4.2.2. Résultats 194
4.3. Limites de détection des boucles 195
4.3.1. Méthodes 195
4.3.2. Résultats 197
4.4. Validation de l'appareil de concentration des anguilles 198
4.4.1. Conception 198
4.4.2. Test de validation 199
4.4.3. Résultats 199
4.5. Mise au point d'un programme de traitement de données stockées 199
4.5.1. Facteurs nécessaires à l'interprétation 199
4.5.2. Traduction du temps 200
4.5.3. Pré traitements des collectes 200

4.6. Discussion 200
5 Conclusion générale des méthodologies mises au point 201
Conclusion…… ……204

Partie III : Comportement des anguilles au sein du réseau étudié (Zone atelier)

Chapitre III.1 : Distribution spatiale des anguilles à l'échelle du méso et micro habitat

1 Caractérisation des groupes de taille d'anguilles 208
1.1. Méthodes 208
1.1.1. Site d'étude 208
1.1.2. Protocole de capture 209
1.1.3. Analyses 209
1.2. Résultats 210
1.2.1. Caractéristiques générales des captures 210
1.2.2. Variabilité de capture 211
1.2.3. Intégration de la croissance dans les indices de recaptures 214
1.3. Discussion 215
2 Validation de l'existence d'un micro-habitat 217
2.1. Méthode 217
2.2. Résultats 218
2.2.1. Caractéristiques générales 218
2.2.2. Fidélité par site 219
2.3. Discussion 223
3 Etendue du méso-habitat 223
3.1. Méthode 224
3.1.1. Protocole 224
3.1.2. Analyses 225
3.2. Résultats 226
3.2.1. Probabilités de capture par site 226
3.2.2. Détermination de la distance maximale de capture 228
3.2.3. Discussion 230

4 Discussion……..230

Chapitre III.2 : Variabilités temporelles des déplacements

1 Intensités de déplacement……235
1.1. Méthode 235
1.1.1. Protocole 235
1.1.2. Analyses 237
1.2. Résultats 238
1.2.1. Intensités mensuelles des déplacements 238
1.2.2. Intensités journalières des déplacements 243
1.2.3. Intensités horaires des déplacements 245
1.3. Conclusion 247
2 Caractéristiques des tailles des anguilles en déplacement……..248
2.1. Méthodes 248
2.2. Résultats 248
2.2.1. Variabilité des intensités de déplacement en fonction des tailles 248
2.2.2. Structures mensuelles des tailles au sein du site 4 249
2.2.3. Structures de tailles par site et par périodes 251
2.1. Discussion 253
3 Types de déplacements…….253
3.1. Méthodes 253
3.1.1. Protocoles 253
3.1.2. Analyses 254
3.2. Résultats 255
3.2.1. Type de déplacement 255
3.2.2. Rythme horaire d'activité en fonction du type d'anguille 258
3.2.3. Relations entre les intensités de déplacement et les facteurs environnementaux267
3.2.4. Structures de taille de ces types de déplacements 264
3.3. Discussion 265

4 Conclusion……...…….…..…268

Chapitre III.3 : Caractérisation spatio-temporelle de la distribution de la fraction de population d'anguilles

1 Méthodes d'analyse des relations 'habitat-poisson'…….270
1.1 Courbes de préférences 270
1.2 Preferunda d'habitat 271
1.3 Analyses multi-tableaux 271
1.4 En résumé 271
2 Relations entre les abondances d'anguille et les habitats (captures nasses)…… ……..271
2.1 Méthodes 271
2.1.1 Echantillonnage des anguilles 271
2.1.2 Paramètres de distribution de l'anguille 272
2.2 Résultats 276
2.1.1 Relations anguilles-habitats (nasses) 276
2.1.2 Relation groupes de taille-habitats (nasses)…….……..…281
3 Limites de la pêche électrique dans la visualisation des relations habitats-anguilles…….288
3.1 Méthodes 288
3.2 Résultats 288
3.2.1 Relations entre les abondances et les habitats 288
3.2.2 Relations entre les groupes de tailles d'anguilles et les habitats 289
3.3 Discussion 289
4 Discussion 290
5 Conclusion 292

Partie IV : Retombées de ces connaissances en termes de stratégies d'estimation ou de suivi des abondances aux différentes échelles d'habitat

Chapitre IV.1 Estimation de la fraction de population d'anguille au sein de la zone atelier

Introduction……
…..297
1 Le succès de pêche (méthode par pêche électrique)……..298
1.1. Estimation globale de la fraction de population d'anguille en place 298
1.1.1. Méthode..... 298
1.1.2. Résultats 299
1.2. Analyse de la variabilité d'estimation intra et inter type d'habitat..... 303
1.2.1. Méthodes 303
1.2.2. Résultats 304
1.2.3. Discussion 307
1.3. Conclusion..... 308
2 Estimation de la fraction de population d'anguille en place par capture –recapture 309
2.1. Estimation globale de la fraction de population..... 309
2.1.1. Méthodes 309
2.1.2. Analyses réalisées et résultats obtenus..... 315
2.1.3. Discussion 325
2.2. Estimation stratifiée (multi-état de Arnason -Schwarz, 1992) 326
2.2.1. Principe..... 326
2.2.2. Discussion 328
2.3. Conclusion..... 328
3 Validation 329
3.1. Méthode..... 329
3.1.1. Portion du réseau étudiée 329
3.1.2. Echantillonnages 330
3.1.3. Analyses 331
3.2. Résultats 331
3.2.1. Estimation de la fraction de population d'anguilles au sein de la portion de fossés isolée par la méthode du succès de capture 331
3.2.2. Estimation de la fraction de population de la portion de fossé isolé par la méthode de marquage-recapture..... 333
3.2.3. Epuisement du secteur 1…….336
3.3. Discussion 337
4 Conclusion..... 338

Chapitre IV.2 Essai d'extrapolation par stratification sur les types d'habitats à l'échelle du marais Breton

1 Rappel des acquis 341
2 Validation de la stratification des indices d'abondances d'anguilles par type d'habitats 342

2.1 Méthodes ..342
2.2 Résultats ..343
2.2.1 Abondances par type d'habitats à l'échelle de 3 000 ha……..343
2.2.2 Abondances par type d'habitats à l'échelle de 300 ha …….343
2.3 Discussion ..345
3 Evaluation de la pertinence des fréquences d'occurrence par classse de taille d'anguilles par type de fossé ..345
3.1 Méthodes ..346
3.2 Résultats ..346
3.2.1 Analyse des fréquences d'occurrence obtenues par pêche électrique par groupe de taille à l'échelle de 3000 ha……. 346
3.2.2 Analyse des fréquences d'occurrence par groupe de taille à l'échelle de 300 ha..……....348
3.3 Discussion ..349
4 Conclusion..350

Chapitre IV.3 : Exemple d'application à l'étude de la macro-répartition des anguilles au sein du Marais breton

1 Compartimentation du marais ..353
1.1 Sectorisation du marais de Bourgneuf (3 000 ha) ..353
1.2 Subdivision du secteur de 300 ha ..353
2 Macro-répartition des anguilles sédentarisées..357
2.1 Méthodes ..357
2.1.1 Effet des obstacles ..357
2.1.2 Effet de la structuration du réseau ..357
2.2 Résultats ..358
2.2.1 Effet des obstacles ..358
2.2.2 Effet de la structuration du réseau ..359
2.3 Discussion ..361
3 Dynamique de colonisation des réseaux de fossés par les juvéniles ..361
3.1 Méthodes ..362
3.1.1 Analyse à l'échelle du secteur (découpage des 3 000 ha)..362
3.1.2 Analyse à l'échelle de la zone (découpage du secteur de 300 ha) ..362
3.2 Résultats ..362

3.2.1 Répartition du recrutement au sein des secteurs en 1988 362
3.2.2 Répartition du recrutement au sein des zones du secteur II (300 ha) en 1996 ... 363
3.2.3 Discussion 363
4 Conclusion 364
Conclusion……...…….366
Chapitre V : Conclusion……..……...…….…367
Références bibliographiques……..…...…..….…….376
Résumé anglais…….……..……..396

Tableaux et Figures

Partie I

Figures

Figure I.1 : Schéma conceptuel……..……31
Figure I.2 : L'anguille européenne, Anguilla anguilla L. 1758 (Dessin de S. Bordens). ……..….36
Figure I.3 : Aire de répartition de l'anguille européenne adaptée de Germain (1927) pour l'aire continentale et de Schmidt (1924) pour la répartition océanique des larves. ……..……37
Figure I.4 : Cycle biologique de l'anguille européenne, (Rigaud, 1994). ……...……..38
Figure I.5 : Fréquences (%) des recherches menées sur l'anguille européenne réparties par thématiques modifié d'après Acou (1999)……39
Figure I.6 : Marais littoraux de l'Ouest de la France (Clement,1991). ……..……42
Figure I.7 : Localisation du Marais breton.……...….44
Figure I.8 : Subdivisions du Marais breton en trois marais indépendants par l'organisation des réseaux hydrauliques et la délimitation des zones agricoles et ex-salicoles. ……..…….46
Figure I.9 : Schéma définissant les ordre des fossés. 1 = Etier ou primaire, 2 = Ecours ou secondaire, 3 = Tertiaire, 4 = Tertiaire en cul de sac, 5 = Plan d'eau, 6 = Fossé temporaire. ……..….49
Figure I.10 : Schémas des différentes organisations (P ou M) des réseaux de fossés permanents.
……
……..……49
Figure I.11 : Localisation des aires d'étude (3000 et 300 ha) au sein du Marais breton……...…….50
Figure I.12 : Photographie de la technique d'échantillonnage par pêche électrique (A. Baisez).
……
…….53
Figure I.13 : Photographie de plusieurs types de nasses (A. Baisez). ……..……..54
Figure I.14 : Schéma d'une nasse aux dimensions standardisées. ……..……54
Figure I.15 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées par campagne par pêche électrique au sein de la zone de 3 000 ha de 1987 à 1991. ……..58

Figure I.16 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées par campagne par pêche électrique (PE) au sein de la zone de 300 ha de 1996 à 1998. ……..……...……58
Figure I.17 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles capturés par campagne et par bosselle (BO) au sein de la zone de 300 ha de 1996 à 1998. ……...……60
Figure I.18 : Fréquences d'occurrence des anguilles par classe de taille par année (de 1987 à 1991). …… ……61
Figure I.19 : Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par pêche électrique par classe de taille par année (de 1996 à 1998). ……62
Figure I.20 : Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par les bosselles par classe de taille par année (de 1994 à 1996). ……..……62
Figure I.21 : Moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique (PE) à 3 000 ha pour 100 m², par campagne de 1987 à 1991 et par classe de taille (pas de 40 mm)……. …….……..……63
Figure I.22 : Dispersion des effectifs capturés par pêche électrique (PE) par l'observation des variances en fonction des moyennes par classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 3 000 ha de 1987 à 1991. …… ……64
Figure I.23 : Moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique (PE) à 300 ha pour 100 m² par campagne 1996 à 1998 et par classes de taille (pas de 40 mm)……...……65
Figure I.24 : Dispersion des effectifs capturés par pêche électrique (PE) par l'observation des variances en fonction des moyennes par classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 300 ha de 1996 à 1998……...…… ……..65
Figure I.25 : Moyennes d'anguilles capturées par les bosselles (BO) à 300 ha par site, par campagnes de 1994 à 1996 et par classes de taille (pas de 40 mm). ……..……...…….66
Figure I.26 : Dispersion des effectifs capturés par bosselle (BO) par l'observation des variances en fonction des moyennes par site, par campagne de 1994 à 1996 et classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 300 ha. ……...…….66
Figure I.27 : Comparaison des structures de taille d'anguilles issues de 204 opérations de pêche électrique et 177 pêches aux nasses……..... ……..67

Tableaux

Tableau I.1 : Descriptions physico-chimiques du Marais breton d'après Gaston, (1995)…….47
Tableau I.2 : Nombre de sites échantillonnés par un unique passage par pêche électrique (PE) par an à l'échelle de 3 000

ha……
…..55
Tableau I.3 : Nombre de sites échantillonnés par un unique passage par pêche électrique (PE) par an à l'échelle de 300 ha……..…
……55
Tableau I.4: Nombre de sites échantillonnés à l'aide de bosselles (BO) par an à l'échelle de 300 ha…….…..…55
Tableau I.5 : Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 3 000 ha, par pêche électrique (PE) sur des tronçons de 100 m²……..……56
Tableau I.6 : Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 300 ha, par pêche électrique (PE) et par nasse (BO) sur des tronçons de 100 m²……57
Tableau I.7 : Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) à 3000 ha entre 1987 et 1991. var = variance. m = moyenne d'anguilles....…...……...…..57
Tableau I.8 : Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) entre 1996 et 1998 et bosselles (BO) entre 1994 et 1996 à 300 ha. var = variance. m = moyenne d'anguilles.. ……...57
Tableau I.9 : Données de densités d'anguilles pour 100 m² extraites de la bibliographie. …..……69

Partie II

Figures

Figure II.28: Localisation de la zone d'étude de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du Marais breton…....83
Figure II.29: Carte de la localisation des sites de capture à l'aide de couples de nasses en position tête bêche au sein de la zone atelier de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du Marais breton. ……...…84
Figure II.30 : Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures morphométriques du fossé suivant sept transects espacés de 5 mètres. ……...…….86
Figure II.31 : Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements en rives des hélophytes..87
Figure II.32 : Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements des hydrophytes flottants
……
…….88
Figure II.33 : Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements des hydrophytes fixés….89
Figure II.34 : Schéma du compacteur de végétaux. ……..90
Figure II.35 : Variabilités mensuelles (mois) et spatiales (sites) des hauteurs d'eau moyennes……..…….93
Figure II.36 : Variabilités spatiales des hauteurs de vase (moyennes et écart type des 18 campagnes)……..93

Figure II.37 : Analyse en composantes principales avec les mesures de hauteurs d'eau et de vase sur les 10 sites (chiffre des unités) durant les 18 campagnes (chiffre des dizaine). Le barycentre de chaque sites est représenté par un cercles dans lequel le numéro de site est indiqué. Les différentes coordonnées factorielles des mesures mensuelles d'eau et de vase sont alors représentées par la structuration en étoile à partir du barycentre……..…….94
Figure II.38 : Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leur moyennes de hauteur d'eau et de vase. ……..……....95
Figure II.39 : Variabilités mensuelles (mois) et spatiales (sites) des largeurs des fossés. ……...……96
Figure II.40 : Classification hiérarchique ascendante des moyennes de largeurs (des 18 campagnes) pour chaque site (N = 10). ……..……96
Figure II.41 : Classification hiérarchique ascendante des moyennes de pente pour chaque site……...……97
Figure II.42 : Classification hiérarchique ascendante des distances aux chenaux principaux (Gravelle et Falleron) pour chaque site. ……..……...……98
Figure II.43 : Classification hiérarchique ascendante des distances minimum au fossé principal pour chaque site……..…….98
Figure II.44 : Variabilités mensuelles de la température moyennes des fossés. ……...…99
Figure II.45 : Classification hiérarchique ascendante des températures mensuelles (moyennes des dix sites) en fonction des mois (1 à 9 = mois de mars à novembre 1998, 10 à 18 = mois de mars à novembre 1999)……...…99
Figure II.46 : Variabilités mensuelles de l'oxygène dissout moyen des fossés. ……...……..…100
Figure II.47 : Variabilités mensuelles de la conductivité moyenne des fossés. …….……101
Figure II.48 : Variabilités mensuelles de la couverture moyenne en lentilles des fossés. ……...…102
Figure II.49 : Variabilités mensuelles du recouvrement en algues filamenteuses moyen des fossés. ……102
FigureII.50 : Variabilités mensuelles du recouvrement en Hydrocharis morsus-ranae moyen des fossés…….103
Figure II.51 : Variabilités mensuelles de la diversité végétale moyenne des fossés. …….……103
Figure II.52 : Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces annuelles. El ca = Elodea canadensis et Ce de = Ceratophyllum demersum. ……..…….105

Figure II.53 : Classification hiérarchique ascendante des présences mensuelles des différentes espèces végétales. El ca = Elodea canadensis, Ce de = Ceratophyllum demersum, Fil = Algues Filamenteuses (points contacts), Po cr = Potamogetum crispus, Po pe = Potamogetum pectinatus, Za pa = Zannichellia palustris, Hy mo = Hydrocharis morsus-ranae points contactes et recouvrement, Lentille = Lemna sp., Ch sp. = Chara sp., Po pu = Potamogetum pusillus, Fila = Algues filamenteuses (en indice de recouvrement), My sp. = Myriophyllum spicatum, Ca sp. = Callitriche sp. ……..105

Figure II.54 : Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces peu fréquentes. My sp. = Myriophyllum spicatum, Ca sp. = Callitriche sp., Ch sp. = Chara sp., Po pu = Potamogetum pusillus, Algues fila = Algues filamenteuses (en indice de recouvrement). ……...…..106

Figure II.55 : Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces printanières. Po cr = Potamogetum crispus, Za pa = Zannichellia palustris, Po pe = Potamogetum pectinatus, Fil = Algues Filamenteuses (points contacts). ……..……..106

Figure II.56 : Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces automnales. Hy mo = Hydrocharis morsus-ranae points contactes et recouvrement, Lentille = Lemna sp. ……...……106

Figure II.57 : Variabilités mensuelles du volume végétal moyen des fossés. ……107

Figure II.58 : Analyse en composante principale a été sur les 10 stations pour chacun des mois de mars à novembre (180 lignes) caractérisée par les variables spatiales. ……...……109

Figure II.59 : Représentations des 4 types de fossés à l'aide de photographies (A. Baisez) ……...……110-112

Figure II.60 : Cartographie des linéaires de fossés de chaque type d'habitat (1 à 4) au sein de la zone atelier….……...…….…… ……...….113

Figure II.61 : Analyse en composante principale a été sur les 10 stations pour chacun des mois de mars à novembre (180 lignes) caractérisée par les variables temporelles. ……..……114

Figure II.62 : Photographie du dispositif de piégeage par des nasses disposées par couple tête bêche au sein du réseau. ……..……..……...…… ……117

Figure II.63 : Localisation des sites de capture à l'aide de couples de nasses et par pêche électrique au sein de la zone atelier de 30 ha……..118

Figure II.64 : Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leur effectifs moyens d'anguilles…… ……121

Figure II.65 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées à l'aide de nasses (BO) au sein de la zone de 30 ha de 1998 à 2000. ……..…….122

Figure II.66 : Effectifs capturés à l'aide des dix couples de nasse au sein des 30 ha par mois (de mars à novembre 1998 et 1999). ……..……....123

Figure II.67 : Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des effectifs mensuels capturés (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18). ……..…..123
Figure II.68 : Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leur biomasses moyennes d'anguilles. ……..……..……1
25
Figure II.69 : Biomasses capturées à l'aide des dix couples de nasses au sein des 30 ha par mois (de mars à novembre 1998 et 1999). ……..……..……..125
Figure II.70 : Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des biomasses mensuelles capturées (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18). ……..…..126
Figure II.71 : Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leur tailles moyennes d'anguilles……
….……127
Figure II.72 : Structures de taille des anguilles obtenues durant les 18 campagnes par sites (de 1 à 10) de pêches aux nasses. ……..…….……128
Figure II.73 : Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des biomasses mensuelles capturées (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18). ……...……129
Figure II.74 : Structures de taille des anguilles obtenues par des captures à l'aide de nasse effectuées sur dix sites des mois de mars à novembre 1998 et 1999. ……..……..…….…..130-131
Figure II.75 : Structures de taille d'anguilles obtenues durant les 18 campagnes. ……..……..….132
Figure II.76 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées par pêche électrique (PE) au sein de la zone de 30 ha de 1999 à 2000. ……..……...…..133
Figure II.77 : Classification hiérarchique ascendante sur les effectifs et les biomasses par sites pour l'année 1999. ……..……..……..……
…...134
Figure II.78 : Classification hiérarchique ascendante sur les effectifs et les biomasses par sites pour l'année 2000. ……..……..……..……..…
……..135
Figure II.79 : Structures de taille obtenues par les captures par pêche électrique sur chaque site pour les années 1999 et 2000. ……..……..…….…...…136
Figure II.80 : Structures de taille des captures par pêche électrique en 1999 et 2000. ……..……137
Figure II.81 : Paramètres de capture……...142
Figure II.82: Bassin de 200 m² en terre (A. Baisez). ……..147
Figure II.83 : Structure de taille des anguilles disposées dans le bassin de 200 m²……147

Figure II.84 : Schéma du protocole de piégeage des anguilles à l'aide de nasses au sein d'un site. ……..…150
Figure II.85: Structures des tailles d'anguilles utilisées pour les trois tests de taille de rétention maximum de l'expérience N° 1. ……..……...……151
Figure II.86 : Structure des tailles d'anguilles utilisées pour les trois tests de taille de rétention lors du protocole n° 2. ……..…… …...152
Figure II.87 : Pourcentages de rétention par classe de taille d'anguilles pour chacune des trois tests de l'expérience N° 1. ……..……..153
Figure II.88: Structure de taille d'anguilles obtenues à l'aide de 4 engins de chaque type de fabrication sur un secteur du Marais breton. ……..……...…155
Figure II.89 : Structures des tailles d'anguilles utilisées pour les tests de capturabilité. ……..…… ……156
Figure II.90 : Structure de taille des anguilles utilisées pour tester la capturabilité des nasses. ……..……...156
Figure II.91 : Pourcentages de capture par classe de taille d'anguilles lors des trois tests de l'expérience N°1..157
Figure II.92 : Schéma du protocole d'échantillonnage à l'aide de bosselles pour le test de structure de taille en fonction du positionnement des pièges. ……..….159
Figure II.93 : Structures de taille obtenue en fonction du positionnement du piège au sein d'un fossé…..……160
Figure II.94 : Structure de taille des anguilles capturées à l'aide des tendins et des nasses disposées au centre du fossé. ……..……..… ……161
Figure II.95 : Effectifs moyens et écarts types d'anguilles capturés à l'aide de bosselles disposées par couple tête bêche par mois (campagne de 4 jours) au sein de dix sites en 1998 et 1999……....162
Figure II.96 : Structures de taille d'anguilles obtenues à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique = PE et bosselles = BO) durant les mêmes périodes (juin 1998, 1999 et 2000) et sur les mêmes sites. ……..……..…… ……...…168
Figure II.97 : Comparaisons des données de sélectivité observées sur les structures de taille……168
Figure II.98 : Schéma d'une marque magnétique interne ou PIT-Tag modifié d'après Prentice et al. (1990)...170
Figure II.99 : Photographie du transpondeur utilisé pour la détection manuelle des marques magnétiques…..171
Figure II.100 : Photographie du système d'insertion de la marque magnétique, composé d'un pistolet et d'une seringue. ……..……..…….. .172

Figure II.101 : Schéma du protocole de marquage par PIT-Tags réalisé sur les anguilles. ……..……..173
Figure II.102 : Structure de taille des anguilles utilisées pour déterminer les croissances inter mensuelles…..184
Figure II.103 : Relation entre la taille de l'anguille et son poids par transformation en logarithme népérien (N = 690). ……..……..……..…….1
84
Figure II.104 : Représentation de la croissance moyenne (+/- écart type) entre deux mois successifs à l'aide d'anguilles marquées individuellement (N = 122) pour les années 1998 et 1999……..……..186
Figure II.105 : Evolution des tailles au cours des campagnes successives de capture pour 5 anguilles……..…186
Figure II.106 : Relation entre la croissance observée entre deux captures et les températures cumulées correspondant à cet intervalle de temps (N = 305). ……..……..…….……...…..187
Figure II.107 : Relation entre la croissance par degré et la taille initiale de l'anguille (N = 305) ……..……..…….
……..187
Figure II.108 : Schéma du système de détection automatisée…..……...……189
Figure II.109 : Exemple d'un fichier de collectes de données issues des détections automatisées par une boucle ……..
.……191
Figure II.110 : Schéma de fonctionnement des champs magnétiques…..……..191
Figure II.111 : Schéma du protocole de détermination des zones de détections des marques magnétiques de la boucle. …..……..……..……
…193
Figure II.112 : Grille des points (espacés de 2,5 cm) de mesure de distance de détection de la demi-boucle inférieure. L'axe des X correspond à l'horizontal, l'axe des Z à la verticale. …..……193
Figure II.113 : Représentation graphique simplifiée des zones de détections magnétiques. …..……...……194
Figure II.114 : Représentation en trois dimensions de la demi-zone inférieure de détection de la boucle magnétique : L'axe X est représenté par l'axe horizontal décrit par la boucle. L'axe Z est représenté par l'axe vertical décrit par la boucle. Dans le plan XZ, le zéro est le centre de la boucle. L'axe Y est la distance minimale de détection de la marque magnétique...……..……195
Figure II.115 : Protocole de manipulation pour la détermination des détections de deux marques présentées successivement (1) à la boucle de détection, simultanément (2) ou suivant un angle d'inclinaison par rapport à l'axe Y (3). …..……..……..……..…1
96
Figure II.116 : Fréquences de données erronées en fonction de la distance entre deux boucles de détection....197

Figure II.117 : Photographies du système de concentration des anguilles vers la boucle de détection (1) hors eau et (2) positionnée au sein d'un fossé (A . Baisez).…..…….…….198
Figure II.118 : Schémas récapitulatifs des caractéristiques de captures des deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique et nasses) utilisées dans le Marais breton. ……...202

Tableaux

Tableau II.10 : Corrélations de Spearman pour les descripteurs des sites. ……..……92
Tableau II.11 : Distribution (en pourcentages) des écarts relatifs (en pourcentages) des mesures d'eau et de vase des 7 transects au sein des sites (N = 180). ……92
Tableau II.12 : Distribution (en pourcentages) des écarts relatifs (en pourcentages) des mesures de largeur des 7 transects au sein des sites (N = 180)……..…….95
Tableau II.13 : Distances des 10 sites aux chenaux principaux (Gravelle et Falleron). ……...…97
Tableau II.14 : Pourcentages des différents hélophytes sur les rives 1 et 2. ……..101
Tableau II.15 : Diversité d'espèces végétales au sein de la zone d'étude en fonction du mois et du site…… ……...…..104
Tableau II.16 : Fréquences d'occurrences des différentes espèces en fonction du nombre de relevés effectués. ……...… ……....104
Tableau II.17 : Corrélations entre le volume végétal et les données de points contacts des espèces végétales…… ……108
Tableau II.18 : Fréquences (%) des types de sites au sein des ordres des fossés……110
Tableau II.19 : Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles des facteurs environnementaux des fossés. (* = P< 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001). ……..……..116
Tableau II.20 : Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 30 ha, par pêche électrique (PE) et par nasses (BO) sur des tronçons de 100 m²……..119
Tableau II.21 : Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) et bosselles (BO) à 30 ha…… ……120
Tableau II.22 : Abondances des anguilles par site (1 à 10) et par mois (mars à novembre 1998 et 1999)…… …… …….121
Tableau II.23 : Biomasses des anguilles par site (1 à 10) et par mois (mars à novembre 1998 et 1999).

……...……
……124
Tableau II.24 : Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille des anguilles en fonction des dix sites d'études. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05. ……..126
Tableau II.25 : Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille des anguilles en fonction des mois de capture. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05. ……..……..129
Tableau II.26 : Effectifs capturés par sites par pêche électrique à l'aide de trois passages successifs en 1999 et 2000. ……..……..……..……
……..133
Tableau II.27: Biomasses capturées par sites par pêche électrique à l'aide de trois passages successifs en 1999 et 2000. ……..……..……..……
……..134
Tableau II.28 : Pourcentages de captures pour chaque passage en 1999 et 2000. …..……...……144
Tableau II.29: Probabilités de capture de l'anguille par site par pêche électrique. …..……..……144
Tableau II.30 : Régression multiple sur les rangs des probabilités de capture en fonction des rangs de hauteurs d'eau et de vase, de largeur du fossé, de température, d'oxygène dissout et de conductivité de l'eau relevés durant les pêches électriques. n = négatif. p = positif. …..……..……144
Tableau II.31 : Estimations des probabilités de capture par groupe de taille en 1999 pour les dix sites……
……..145
Tableau II.32 : Estimations des probabilités de capture par groupe de taille en 2000 pour les dix sites……
……..145
Tableau II.33 : Tests de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille d'anguilles issues des captures à l'aide de nasses disposées tête bêche sur les rives (R1 et R2) par rapport à celles obtenues par un positionnement du piège au milieu du fossé (M). P = probabilité, D = distance……..……160
Tableau II.34 : Synthèses des avantages et inconvénients des deux techniques de capture : la pêche électrique et la bosselle. ……..……..…….1
66
Tableau II.35 : Bilan des marquages et recaptures d'anguilles lors du protocole N°2. ……..……174
Tableau II.36 : Descriptions des deux protocoles de marquages des anguilles. ……..……..……175
Tableau II.37 : Evolution des pourcentages de recapture des anguilles marquées dorsalement et placées en observation dans un bassin en terre de 200 m² à partir du jour du marquage (J) à 225 jours……..176
Tableau II.38 : Etats sanitaires des 28 individus différents au cours des vidanges successives après le marquage au jour J. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible ; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation ; 3 = Marque en position sous cutanée ; 4 = Morte ; 5 = Nécrose au point d'insertion ; ? = Non recapturée…….177

Tableau II.39 : Probabilités d'évolution des cicatrisations des 28 individus différents (87 recaptures). Le signe □ désigne le sens de lecture ex: de 1□3 se lit probabilité qu'un individu dont la marque est réussie 1 évolue vers une cicatrisation de type sous cutanée (3). Une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique est désignée par 2, une infection du site d'insertion est notée 5, les individus morts sont notés 4 et ? schématise les individus non recapturés. ……..……..……..178
Tableau II.40 : Fréquences des cicatrisations des individus vivants à J+ 28, +57, +132, +225. Une bonne cicatrisation est notée 1, une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique (2), une cicatrisation de type sous cutanée (3), une infection du site d'insertion (5). ……..……..……178
Tableau II.41 : Probabilités d'évolution des cicatrisations des 94 individus différents (304 recaptures, 211 intervalles). Le signe □ désigne le sens de lecture ex: de 1□3 se lit probabilité qu'un individu dont le marquage est réussi 1 évolue vers une cicatrisation de type sous cutanée (3). Une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique est désignée par 2. ……..……..……..179
Tableau II.42 : Pourcentages d'anguilles par classe de taille pour chaque type de cicatrisation. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation; 3 = Marque en position sous cutanée. ……..……..……...180
Tableau II.43 : Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de d'anguilles pour chaque type de cicatrisation. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible ; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation ; 3 = Marque en position sous cutanée. P = probabilité. D = distance. ……..180
Tableau II.44 : Effectifs d'anguilles ayant fait l'objet d'étude de la croissance mensuelle et températures mensuelles. ……..……..……...……183
Tableau II.45 : Synthèses des données d croissances annuelles en fonction des milieux. Avec Y = croissance et X = taille initiale. (1) Présente étude ; (2) Berg (1989) ; (3) De leo Gatto (1995) ; (4) Deelder (1970) ; (5) Pedersen (1998) ; (6) Salder (1979) ; (7) Sweden et al. (1996) ; (8) Burnet (1969) ; (9) Chisnall et al. (1993) ; (9) Burnet (1969) ; (10) Chisnall et al. (1993) ; (11) Facey & Labar (1981)…… …..…188

Partie III

Figures

Figure III.119 : Distribution des sites au sein de la zone atelier de 30 ha, située dans la partie dulçaquicole du Marais breton. …..……..……...……..…..……..……..209
Figure III.120 : Représentations (de a à c) des pourcentages d'anguilles de chaque type de capture par rapport à l'ensemble des captures pour les années 1998 à 2000. …..…..……..……..…….212
Figure III.121: Distributions des types de capture en 1998 par classes de taille (pas de 40 mm) tous sites confondus en 1998. RE = anguilles recapturées, MA = marquées et NON MA = non marquées……213

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Figure III.122 : Distributions des types de capture par classe de taille (pas de 40 mm) tous sites confondus en 1998-1999. MA = anguilles marquées, RE = recapturées. …..…..……..……...…….214
Figure III.123 : Rapport des individus recapturés (Re) sur ceux marqués (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1998. ……..……214
Figure III.124 : Rapport des individus recapturés (Re) sur celui marqué (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1999. …..…..……..……..……215
Figure III.125 : Rapport du nombre d'anguilles recapturées (Nb Re) sur celui marqué (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1999. …..…..……..…….…..216
Figure III.126 : Structures de taille (pas de 40 mm) des individus recapturés systématiquement aux même sites (Fidèles, N = 81) comparés aux autres tailles d'anguilles (Non fidèles, N = 85)……219
Figure III.127 : Répartition spatiale des indices de fidélité en fonction des types de site……...……220
Figure III.128 : Structures de taille (pas de 40 mm) des anguilles considérées comme fidèles et non fidèles pour chaque site. …..…..……..……..…..…..……..…….2
22
Figure III.129: Mesures des arcs de fossés de la zone d'étude de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du Marais breton (sites localisés de 1 à 10).……..…..……..……...…224
Figure III.130 : Classification hiérarchique ascendante (lien simple, distance euclidienne) des sites en fonction de leur distance. …..…..……..……..225
Figure III.131 : Relations entre la taille (en mm) et la distance entre deux recaptures (N = 123)……..228
Figure III.132 : Structures de tailles (pas de 40 mm) des anguilles en fonction des distances minimales parcourues (en mètres) entre deux recaptures. …..…..……..……..……229
Figure III.133 : Structures de tailles (pas de 40 mm) des individus capturés au sein d'un ensemble de fossés unique (Ensemble) et ceux piégés sur plusieurs ensembles (Inter-ensembles). …..…..……...……230
Figure III.134 : Répartition spatiale des indices de fidélité en fonction des types de site……...232
Figure III.135 : Carte de la zone d'étude et positionnement des systèmes automatisés de détections. 4, 6 et 9 = numéros des sites concernés……..……237
Figure III.136 : Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des effectifs de collectes par la boucle……
……238
Figure III.137 : Nombre de collectes détectées au système automatique d'avril à décembre 1999 sur le site 4……
…...……..239

Figure III.138 : Nombre de collectes (moyennes de 7 jours d'enregistrement) par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6)……....239
Figure III.139 : Nombre d'individus différents en fonction des mois (Mois) et nombre maximal d'anguilles différentes par jours (Max par jour)……..…240
Figure III.140 : Nombre d'individus différents recapturés par mois par couple de nasses disposées tête bêche au sein du site 4 durant 4 jours par mois de mars à novembre 1999……..…241
Figure III.141 : Effectifs d'anguilles différentes capturées par jour durant les mêmes périodes de campagne (4 jours d'échantillonnage par mois d'avril à novembre 1999) à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (boucle et nasses)…….……..242
Figure III.142 : Nombre d'individus différents (moyenne de 7 jours d'enregistrement) par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6)……...…242
Figure III.143 : Nombre moyen de collectes par individus par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6)..243
Figure III.144 : Nombres de passages (a) par jour enregistrés sur les sites 4 et 9 et nombres d'individus différents (b) enregistrés par jour sur les sites 4 et 9 durant les trois sessions d'enregistrement du 11 au 29 avril, du 4 au 28 mai et du 2 au 14 juin 1999…….244
Figure III.145 : Nombres de passages (a) par jour enregistrés sur les sites 4 et 6 et nombre d'individus différents (b) enregistrés par jour sur les sites 4 et 6 durant la session d'enregistrement du 7 au 16 juillet 1999……245
Figure III.146 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période du 11 au 29 avril……245
Figure III.147 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période pour la période du 4 au 28 mai……..246
Figure III.148 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période pour la période du 2 au 14 juin……..246
Figure III.149 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 6 et 4 pour la période pour la période du 7 au 16 juillet……...……246
Figure III.150 : Structures des tailles estimées au mois de novembre 1998 des anguilles marquées (Ma), des tailles d'anguilles estimées au jour de l'enregistrement à la boucle d'avril à décembre 1999 et des anguilles recapturées par le couple de nasses (Nasse 4) positionné sur le même site que la boucle 4 jours par mois d'avril à novembre 1999. ……249
Figure III.151 : Classification hiérarchique ascendante (méthode de Ward, distance euclidienne) des structures de taille estimée en fonction des mois……...……250
Figure III.152: Structures de taille estimée des anguilles détectées au système automatique au sein du site 4 en fonction des

mois……..…250
Figure III.153 : Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des site 4 et 9 du 11 au 29 avril……
……...….251
Figure III.154 : Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des sites 4 et 9 du 4 au 28 mai.
……
…..…….251
Figure III.155 : Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des sites 4 et 9 du 2 au 14 juin.
……..
…….....…252
Figure III.156 : Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des sites 4 et 6 du 9 au 16 juillet.
……
……...252
Figure III.157 : Classification hiérarchique ascendante des individus réalisée sur le nombre de jours par mois où chaque anguille est détectée. Les groupes sont identifiés et les fréquences des individus de chaque groupe sur le total des individus détectés sont données……256
Figure III.158 : Nombre d'enregistrements d'anguilles détectées par jours du mois d'avril à décembre 1999 en fonction de leur comportement (Résidentes, Régulières et Passages)…….257
Figure III.159 : Fréquences des enregistrements par le système de détection en fonction des heures pour chaque catégorie d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières)……..259
Figure III.160 : Fréquences d'enregistrements en fonction des heures par type d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières)……
…….260
Figure III.161 : Nombre de collectes par heure et par jour pour chacune des huit anguilles résidentes prés du système de détection du mois d'avril au mois de décembre 1999…….261
Figure III.162 : Nombre de collectes par heures par anguilles résidentes (N = 8 individus, N= 1075 collectes)……
……261
Figure III.163 : Nombre de collectes par jour (excepté celles des anguilles résidentes) réalisées par le système de détection du mois d'avril au mois de décembre 1999……...…263
Figure III.164 : Nombre de collectes par heures pour l'ensemble des anguilles transitant à travers la boucle d'avril à novembre 1999 (N = 103 individus)…….164
Figure III.165 : Structures de tailles des individus détectés sur le site 4 en fonction de leur typologie de déplacements (Résidentes, Passages et Régulières)…….265 Figure III.166 : Représentation graphiques de la double analyse en composantes principales sur les facteurs et les

groupes de taille……...……..……..285
Figure III.167 : Représentation des résultats de l'analyse de co-inertie. Cartes factorielles des abondances des classes de taille au sein des sites, de la caractérisation des axes et de l'identification des types de sites…..…..287

Tableaux

Tableau III.46 : Effectifs d'anguilles capturées en 1998 et 1999 par catégories de capture……..…..211
Tableau III.47 : Tests de Kolmogorov-Smirnov sur la structure de taille des anguilles recapturées (RE), marquées (MA) et non marquées (NON MA) en 1998. P = Probabilités, D = Distances…….…...213
Tableau III.48 : Pourcentages d'anguilles recapturées dans un ou plusieurs sites en 1998 et 1999 (N = 166)..218
Tableau III. 49 : Répartitions des captures des individus (N = 66) lors d'un changement de site. En ligne et en colonne le nombre de fois où les anguilles ont été capturé à chaque site. Par exemple : 1 / 4 signifie une fois à un site et quatre fois à un autre site et ce cas correspond à 4 individus différents…….219
Tableau III.50 : Variabilité des pourcentages de recapture par site en fonction du nombre de sites différents où chaque anguille a été capturée……..…….220
Tableau III.51 : Fréquences de recaptures successives sur le même site des anguilles considérées fidèles (recapture sur leur site initial de capture et de marquage…….…….…..….221
Tableau III.52 : Distances minimales en linéaire de fossés (en mètres) entre les sites de capture sur la zone d'étude de 30 ha. ……..223
Tableau III.53 : Probabilités de capture (P(x,y)) d'une anguille à un site y, sachant qu'elle a été capturée à un site x. Sites de captures (x) et recaptures (y) de 1 à 10 et dans le cas d'une non recapture y = N. En gras, la probabilité d'être recapturée sur le même site (P(x,x)). Nb total = nombre total d'anguilles capturées dans un site (x). ...…..227
Tableau III.54 : Probabilités de capture (P(x,y)) d'une anguille à un ensemble y, sachant qu'elle a été capturée à un ensemble x. Ensemble de captures (x) et recaptures (y) de A à D et dans le cas d'une non recapture y = N. En gras, la probabilité d'être recapturée sur la même portion (P(x,x)). Nb total = nombre total d'anguilles capturées dans un ensemble (x)……..……...228
Tableau III.55 : Tests de Kolmogorov-Smirnov (KS) sur les structures de taille des anguilles en fonction de la distance parcourue (en mètres) entre deux sites de capture. P = Probabilité du KS. D = Distance du KS……...229
Tableau III.56 : Synthèse des résultats de la distance ou de la surface maximum du "home range" des anguilles sédentaires. M-R = marquage-recapture. R-T = radio tracking. (1) Tesch (1994) ; (2) McGovern & McCarthy, 1992 ; (3) Labar et al., 1987 ; (4) Baras et al., 1998 ; (5) Mann, 1965 ; (6) Baisez (présente étude) ; (7) Oliveira, 1997 ; (8) Gunning & Shoop, 1962 ; (9) Dutil e t al. , 1988 ; (10) Parker, 1995 ; (11) Parker & Mc Cleave, 1997 ; (12) Helfman et al., 1983 ; (13) Bozeman et al., 1995 ; (14) Labar & Facey., 1983 ; (15) Ford & Mercer, 1986 ; (16) Beumer, 1979 ; (17) Chrisnall et al., 1993 ; (18) Chrisnall et al., 1993 ; (19) Burnet, 1969 ; (20) Jellyman et al. (1996)……233

Tableau III.57 : Bilan des recaptures pour chaque technique sur le site 4 à raison de 4 jours d'échantillonnage par mois d'avril à novembre 1999. Re = recapture. Ind. = individu. Nb = nombre……240
Tableau III.58 : Bilan des détections réalisées par le système automatisé entre avril et décembre 1999 au sein du site 4, en termes de nombre moyen d'individus différents enregistrés par mois (Moy. Ind. Diff.), écarts types (Ecart. Ind. Diff.), rapport de l'écart type sur la moyenne ainsi que les collectes moyennes par mois (Moy. Collectes) et écarts types (Ecart. Collectes) et les rapports entre eux……..241
Tableau III.59 : Analyse de la régularité des passages mensuels avec le nombre maximal d'individus différents par jour (Max. Ind. Diff. jour), le nombre d'individus différents par mois (Nb Ind. Diff. / mois), le rapport des deux précédents (% Moy. Ind. Diff. jour/mois) ainsi que le nombre maximal de collectes par jour……..…….241
Tableau III.60 : Pourcentage du nombre d'individus différents enregistrés par jour par rapport au nombre d'individus différents par session……..……243
Tableau III.61 : Fréquences (%) des enregistrements recensées par mois et par type de comportement (Résidentes, Régulières et Passages)……257
Tableau III.62 : Nombre d'anguilles différentes recensées par mois et sur l'ensemble de l'année d'enregistrements à la boucle (Nb. Ind. différents) par type de comportement……...…258
Tableau III. 63 : Paramètres environnementaux influençant significativement les flux d'anguilles résidentes..262
Tableau III.64 : Paramètres environnementaux influençant significativement les flux d'anguilles résidentes...263
Tableau III.65 : Tests de Kolmogorov-Sirnov sur les structures de tailles des individus détectés sur le site 4 en fonction de leur typologie de déplacements d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières)……264
Tableau III.66 : Fréquences d'occurrences, effectifs et biomasses par espèces et place dans le peuplement piscicole……..…..273
Tableau III.67 : Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles des effectifs et des biomasses des différentes espèces du peuplement pisciaire. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05. ns = 0,05 < P < 0,1……..…274
Tableau III.68 : Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles de l'ichtyofaune en termes de biomasses piscicoles (BioPois), nombres de poissons (Nb Pois) et diversités spécifiques (DivPois). *** = P < 0,001…...274
Tableau III.69 : Corrélation de Spearman entre les facteurs piscicoles en termes de biomasses piscicoles (BioPois), nombres de poissons (Nb Pois) et diversités spécifiques (DivPois)……...…….275
Tableau III.70 : Variabilités spatiales mensuelles et annuelles des facteurs environnementaux et validation de leur utilisation pour des analyses espèces habitats en termes de discrimination du point de vue spatiale et temporelle. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05……275
Tableau III.71 : Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs et de biomasses d'anguilles……..276

Tableau III.72 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,723 et R² = 0,522…….277
Tableau III.73 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,689 et R² = 0,475……277
Tableau III.74. : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,521 et R² = 0,271. ……278
Tableau III.75 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,536 et R² = 0,287. ……278
Tableau III.76 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,668 et R² = 0,446. ……279
Tableau III.77 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,633 et R² = 0,401. ……279
Tableau III.78 : Corrélations simples (Pearson sur les rangs) entre chaque facteur et les données d'effectifs par classe de taille d'anguille. ……..…282
Tableau III.79 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs d'effectifs par classe d'anguilles. n = relation négative significative. p = relation significative positive……..283
Tableau III.80 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs d'effectifs par classe d'anguilles. n = relation négative significative. p = relation significative positive……284
Tableau III.81 : Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs d'anguilles capturées par pêche électrique. ……...…288
Tableau III.82 : Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs par classe de taille d'anguille. ……2
89
Tableau III.83 : Relations entre les groupes de taille d'anguilles et les types d'habitats……292

Partie IV

Figures

Figure IV.168 : Structures des tailles d'anguilles capturées par pêche électrique en 1999 et 2000 sur dix sites301
Figure IV.169 : Effectifs moyens (et écart types) d'anguilles par type de site pour les années 1999 et 2000…304
Figure IV.170 : Biomasses moyennes (et écart types) d'anguilles par type de site pour les années 1999 et
2000……
…...……304

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Figure IV.171 : Variabilités des effectifs par groupe de type de site et par groupe de taille en 1999 et 2000…305
Figure IV.172 : Structure de tailles obtenues par la stratification par type de site comparée à celles obtenues par une extrapolation des abondances moyennes des dix sites à l'ensemble du linéaire de la zone de 30 ha…..……306
Figure IV.173 : Schéma du modèle de Cormack-Jolly-Seber, (Nichols, 1992)……..312
Figure IV.174 : Principe de la sélection du meilleur modèle par la méthode des likelihood-ratio-test…….….313
Figure IV.175 : Contribution mensuelle au marquage des individus au cours de l'année 1998 (N = 519)…… …. ….315
Figure IV.176 : Rapport du nombre d'individus recapturés sur le nombre d'individus dont la taille est supérieure à 250 mm par mois en 1998……317
Figure IV.177 : Structure de taille des 519 individus marqués en 1998 au sein des 30 ha……317
Figure IV.178 : Tests Likelihood Ratio des modèles issus du modèle de Cormack-Jolly-Seber (1965)……321
Figure IV.179 : Tests Likelihood Ratio des modèles issus du modèle de Cormack-Jolly-Seber (1965)……324
Figure IV.180 : Schéma du modèle multi-état d' Arnason –Schwarz (1992)……327
Figure IV.181 : Structures de tailles des anguilles capturées par la pêche électrique en 1998, 1999 et 2000…332
Figure IV.182: Effectifs d'anguille capturés sur le site 1 par campagne de 4 jours successifs de mars à novembre 1998 et 1999, ainsi qu'en juin 2000……333
Figure IV.183 : Structures de taille d'anguilles (pourcentages par classe de taille) issues des sessions de juillet 1998, juin 1999 et 2000 sur le site 1 à l'aide d'un couple de nasses durant 4 jours de pose…….334
Figure IV.184 : Pourcentages de recapture par campagnes de mars à novembre 1998 et 1999 et en juin 2000. mi = nombre d'anguilles recapturées au jour i. Mi = nombre d'individus marqués présents au sein du site au jour i. ……..334
Figure IV.185 : Structures de tailles des anguilles issues des captures par couple de nasses en juin 2000 (BO juin 2000), de la pêche électrique réalisée en juin 2000 (PE juin 2000) et de l'épuisement de la zone par 27 nasses durant 28 jours en septembre 2000 (VI juin 2000)……..337
Figure IV.186 : Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage par pêche électrique (1987 à 1991) à l'échelle de 3 000 ha……..342
Figure IV.187 : Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage par pêche électrique (1996 à 1998) à l'échelle de 300 ha…….343
Figure IV.188 : Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage aux nasses (1994 à 1996) à l'échelle de 300 ha…….343

Figure IV.189 : Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type d'habitat par an (1987 à 1991) à l'échelle de 3 000 ha capturés par pêche électrique.……..……344
Figure IV.190 : Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type de sites par an (1996 à 1998) à l'échelle de 300 ha capturés par pêche électrique…….…..345
Figure IV.191 : Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type de sites par an (1994 à 1996) à l'échelle de 300 ha capturés aux nasses……...……345
Figure IV. 192: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par pêche électrique au sein des 3 000 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1987 à 1991)……..……346
Figure IV. 193: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par pêche électrique au sein des 300 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1996 à 1998)……..……348
Figure IV. 194: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par nasses au sein des 300 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1994 à 1996)……..…….348
Figure IV. 195 : Schéma des divisions du Marais de Bourgneuf en secteurs, zones, portions et sites……353
Figure IV. 196 : sectorisation du marais de Bourgneuf (2700 ha) en fonction de l'éloignement à la mer et à l'accessibilité du réseau primaire……...……354 Figure IV. 197 : Subdivision des réseaux du marais de Bourgneuf en zones par l'organisation des réseaux et leur accessibilité par le réseau primaire…….……...……354
Figure IV.198 : Abondances moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique par type de sites (1, 2 et 4) et par secteurs (I, II, IV et V) de 1987 à 1991……..……359
Figure IV.199 : Abondances moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique par type d'habitats (1, 2 et 4) et par zones (1 à 5) de 1996 à 1998. ……..…….……..360
Figure IV.200 : Abondances moyennes d'anguilles capturées aux nasses par type d'habitats (1, 2 et 4) et par zones (1 à 5) de 1994 à 1996. ……..……..…….……..360
Figure IV. 201 : Contribution des secteurs aux moyenne d'anguilles par type de site (1, 2 et 4) par classes de tailles pour l'année 1988……..……..362
Figure IV.202 : Contribution des zones aux moyennes d'anguilles par 100 m² (pêche électrique) par type d'habitats (1, 2 et 4) par classes de tailles pour l'année 1996……....363

Tableaux

Tableau IV.84 : Surfaces échantillonnées pour les sites 1 à 10 en 1999 et 2000……..300
Tableau IV.85 : Estimations des effectifs et des biomasses par le succès de capture pour les sites 1 à 10 en 1999.

……
……..300
Tableau IV.86 : Estimations des effectifs et des biomasses par le succès de capture pour les sites 1 à 10 en 2000.
……
……...…300
Tableau IV.87 : Estimations par groupe de taille en 1999 pour les dix sites (en individus par 100 m²) …...….301
Tableau IV.88 : Estimations par groupe de taille en 2000 pour les dix sites (en individus par 100 m²) ..…..….302
Tableau IV.89 : Typologie des sites dans la zone de 30 ha. E = envasement (vase/vase + eau). L = largeur du fossé. R = recouvrement en hélophytes des rives……..……303
Tableau IV.90 : Mesures du linéaire (en mètres) de chaque type de sites et fréquences (%) des types de sites au sein de la zone de 30 ha et des 10 sites échantillonnés…….304
Tableau IV.91 : Estimation des effectifs d'anguilles obtenue par l'analyse stratifiée par type de site pour les années 1999 et 2000 sur l'ensemble de la zone de 30 ha…….…….…….306
Tableau IV.92 : Paramètres de captures-recaptures directement connus. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes……...314
Tableau IV.93 : Bilan des individus marqués, non marqués et recapturés de mars à novembre 1998 et 1999 et en juin 2000……
……316
Tableau IV.94 : Calcul de la taille de la fraction de population par le modèle de Pertersen appliqué par tranche successive de capture……..……..318
Tableau IV.95 : Paramètres de captures-recaptures directement connus. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes……..319
Tableau IV.96 : Bilan par campagne (N = 9) des paramètres connus, ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes……..319 Tableau IV.97 : Estimations des paramètres de la fraction de population en 1998. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour

i…….320
Tableau IV.98 : Résultats des valeurs de Aic et du nombre de paramètres (Phi et Pi) qui en résultent……..321
Tableau IV.99 : Paramètres de captures-recaptures directement connus. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes……..322
Tableau IV.100 : Bilan par campagne (N = 18) des paramètres connus, ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes……...323
Tableau IV.101 : Estimations des paramètres de la fraction de population en 1998. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour i323
Tableau IV.102 : Résultats des valeurs de Aic et du nombre de paramètres (Phi et Pi) qui en résultent…….324
Tableau IV.103 : Estimations des probabilités de recaptures pour chaque campagne de pêche à l'aide de
nasses……324
Tableau IV.104 : Bilan des estimations selon les différentes méthodes…….……325
Tableau IV.105 : Caractéristiques environnementales des sous secteurs (A à E) du secteur 1 totalisant une surface de 3798 m²……..…….330
Tableau IV.106 : Protocoles d'échantillonnage du secteur 1……..……330
Tableau IV.107 : Effectifs et biomasses d'anguilles capturées sur le site 1 (104 m²) en juin 1998, 1999 et 2000 par pêche électrique……..……331
Tableau IV.108 : Estimation des effectifs par classe de taille et probabilité de capture pour l'année 2000 sur le site 1 (104 m²)……... 332
Tableau IV.109 : Estimation des effectifs (en anguilles) et des biomasses (en grammes) des individus présents sur l'ensemble des 3798 m² du secteur isolé……332
Tableau IV.110 : Calcul de la taille de la fraction de population par le modèle de Pertersen appliqué par tranche successive de mois de capture (de 1 à 19) pour le site 1……..335
Tableau IV.111 : Estimations des paramètres de la fraction de population par trimestre (1 à 6) de mars à novembre 1998 et 1199. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification

de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour i……..……335

Tableau IV.112 : Estimation de la fraction de population par la méthode de Carle-Strubb (1978) appliquée sur les sessions (4 de 7 jours) de captures à l'aide des 27 nasses sur le secteur isolé……336

Tableau IV.113 : Comparaisons des estimations de densités numériques par les différentes méthodes (en anguilles pour 100 m²). CJS = Cormack-Jolly-Seber. BO = Bosselles. PE = Pêche électrique……..336

Tableau IV. 114 : Tests de Kolmogorov-Smirnov effectué sur les structures de taille d'anguilles obtenues en juin par pêche électrique (PE), par un couple de bosselles (BO) et en septembre 2000 par un épuisement de la zone (VI)…… ……..…….337

Tableau IV.115 : Fréquences des anguilles (individus) par le nombre de recaptures…….……337

Tableau IV. 116 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés par pêche électrique par secteur hydrographique (de I à V) de 1987 à 1991. = aucun échantillonnage……..……357

Tableau IV. 117 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés par pêche électrique par zone hydrographique (de 1 à 5) de 1996 à 1998. = aucun échantillonnage……357

Tableau IV. 118 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés aux nasses par zone hydrographique (de 1 à 5) de 1994 à 1996. = aucun échantillonnage……...…358

Introduction générale

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Introduction générale

L'anguille européenne était considérée en France comme commune, voire même nuisible dans les eaux de première catégorie jusqu'en 1984 et surabondante dans les marais littoraux atlantiques. Il apparaît cependant depuis au moins une vingtaine d'années tout un faisceau d'indices très inquiétants sur l'évolution de cette espèce (Elie & Rigaud, 1984 ; Cantrelle, 1984 ; Bruslé, 1989 ; Bruslé, 1994, Moriarty, 1997) tout au moins pour la phase continentale de son cycle biologique. Ainsi, une chute, d'au moins un facteur 3 à 4 de la production professionnelle de civelles et des prises par unité d'effort de pêche, a été constatée sur les estuaires de la Loire et de la Gironde entre 1980 et 1994 (Castelnaud *et al.*, 1994). La même évolution apparaît en lagunes pour les captures d'anguillettes et d'anguilles argentées aussi bien dans les lagunes méditerranéennes françaises (Ruiz, 1994, Loste & Dusserre, 1996) que dans les valli italiennes du littoral Adriatique (Rossi *et al.*, 1987).

Une chute des indices d'abondance de l'espèce est également notée dans de nombreux cours d'eau français (Chancerel, 1994 ; Lambert & Rigaud, 1999) ainsi qu'une forte diminution des productions d'anguilles jaunes et argentées dans de nombreuses pêcheries d'Europe du Nord (Moriarty, 1997). Peu de données standardisées sont disponibles avant ces dates, mais divers signes et témoignages (Maillard, 1975 ; Heral *et al.*, 1975 ; Anonyme, 1976) laissent penser que cette diminution en France est commencée depuis plusieurs décennies. Cette situation est d'autant plus préoccupante qu'avec les espèces à cycle long, l'inertie est forte lorsqu'il s'agit d'essayer d'inverser la tendance. Hors le cycle moyen pour l'anguille est estimé aux alentours de 8 - 9 ans.

Plusieurs facteurs agissant en synergie ont été mis en cause sans hiérarchisation actuellement. En ce qui concerne les phases continentales du cycle sont ainsi citées:

- Une exploitation non rationnelle de la ressource. L'anguille européenne est pêchée à tous les stades de son cycle biologique continental (civelles, anguilles jaunes, anguilles argentées). De plus, la législation mise en place n'est pas toujours appliquée (GNA, 1984).

- Une apparition de nouveaux agents pathogènes tels que les métaux lourds (Martoja *et al.*, 1982 ; Brusle, 1994 ; Couillard, 1997), les parasites (*Anguillicola sp.*).

- Une dégradation de la qualité des milieux de vie de l'espèce (pollution, obstacles à la migration, *etc.*) (ie : Lecomte-Finiger, 1983 ; Legault, 1987 ; Costa *et al.*, 1992).

Les phases marines du cycle peuvent également avoir subi des modifications significatives en particulier au niveau de la zone de reproduction et des courants océaniques transportant les larves (GNA, 1984).

Dans un tel contexte, un certain nombre de démarches au niveau continental traduirait une réelle prise en compte du problème :

- La définition de cible d'échappement de géniteurs par pays ou par bassin versant a été avancée au niveau européen (Moriarty, 1997). L'amélioration concrète par rapport à la situation actuelle du flux de géniteurs sortant de chaque bassin versant pourrait constituer une première étape intéressante. Elle est de plus en plus souvent préconisée au niveau national. Un tel objectif peut être atteint de

diverses manières adaptées à chaque contexte local (cadrage de l'exploitation, zones de réserves, *etc.*).

- Une amélioration de la qualité de l'eau (métaux lourds, xénobiotiques, *etc.*) et des milieux aquatiques continentaux (notamment les zones humides) doit concourir à cette démarche.

- De manière plus spécifique, un effort important doit être fait pour rétablir une libre circulation des anguilles, à la fois vers l'amont et vers l'aval (Legault & Feunteun, 1992 ; Naismith & Knigths, 1993). La mise en place d'aménagements adaptés ou de gestion raisonnée d'ouvrages permettrait ainsi une amélioration de la colonisation des hydrosystèmes par les jeunes stades (Legault, 1992 ; Briand, 1998) et de la dévalaison des géniteurs potentiels (Larinier & Dartiguelongue, 1989).

- L'acquisition de nouvelles connaissances qualitatives et quantitatives sur la dynamique des phases continentales et marines est essentielle à poursuivre. Parmi ces éléments de connaissance, aux côtés d'approches fondamentales sur l'espèce, la collecte de données fiables sur l'état des fractions locales de population présentes dans les milieux continentaux apparaît également importante.

- Enfin, la mise en place de suivis réguliers à l'échelle européenne, française ou des bassins versants. Dans cet esprit, une optimisation des stratégies mises en œuvre (engins utilisés, choix des sites, dattes d'intervention) doit être recherchée.

La situation géographique des marais littoraux atlantiques au sein de l'aire de répartition de l'espèce d'une part, et la plasticité écologique des anguilles face aux conditions difficiles de ces milieux d'autre part, créent les conditions d'une relation privilégiée entre cette espèce et ces territoires. L'anguille très présente y apparaît ainsi à la fois comme un élément essentiel du patrimoine biologique et comme une ressource économique importante. Une récolte des anguilles dans les plans d'eau (tendins placés au niveau des écluses, vidanges périodiques des plans d'eau) et la pêche active dans les canaux (nasses) se sont en effet développées et ont longtemps été un élément important de l'économie maraîchine (Lefeuvre, 1992 ; Massé & Rigaud, 1998). Les gains issus de cette exploitation permettaient d'ailleurs, entre autres, l'entretien régulier des canaux et des plans d'eau soumis à un envasement permanent (Massé & Rigaud, 1998). Cette activité de cueillette mise en œuvre sans souci de gestion est de moins en moins valorisée actuellement puisque d'une part, sa non reconnaissance économique et juridique relègue les exploitants des marais au rang de 'braconniers' et que d'autre part, une diminution significative des potentialités de pêche est évoquée depuis une vingtaine d'années.

La gestion intégrée de ces zones humides littorales et de leurs ressources devrait s'imposer naturellement (Skinner & Zalewski, 1995) avec un équilibre entre respect des fonctions écologiques de ces milieux et maintien d'activités économiques. C'est un objectif que l'on retrouve d'ailleurs de plus en plus dans les démarches engagées sur ces territoires (Schéma de gestion de l'eau, directive "Habitat", directive oiseaux, *etc.*). Parmi les ressources symboliques des marais littoraux, l'anguille européenne figure bien sûr en bonne place.

L'évolution apparemment défavorable de l'abondance de l'anguille commence d'ailleurs à interpeller les gestionnaires et les exploitants de ces milieux. Parallèlement à des décisions visant à améliorer

la colonisation de ces zones et à mieux raisonner l'exploitation locale de l'espèce, l'acquisition régulière, objective et fiable d'éléments sur les caractéristiques des stocks locaux présents apparaît de plus en plus indispensable. La surveillance de l'évolution de l'abondance de l'espèce, le suivi pertinent des impacts de mesures de gestion qui pourraient être prises (manœuvres d'ouvrage, transfert d'individus, zones de réserves, *etc*.), la connaissance des fonctions des différents habitats aquatiques présents dans ces territoires vis à vis de l'anguille, tous ces éléments apparaissent en effet essentiels pour étayer les décisions locales de gestion.

Dans un tel contexte, la surveillance objective du niveau d'abondance de l'anguille (suivi de l'exploitation, réseau d'inventaires, suivi des passes, *etc*.) est un élément important à mettre en place pour aider à concevoir une gestion plus raisonnée de l'espèce et de ses habitats dans ces zones littorales.

Ceci étant, très peu de données de ce type existent en zone de marais. Le Marais breton échappe un peu à la règle puisque depuis 1987 différents programmes d'étude ont permis de commencer à collecter des informations sur la qualité des milieux aquatiques présents sur ce territoire (Massé & Rigaud, 1996), sur l'ichtyofaune observée dans les réseaux de fossés (Feunteun, 1994). De plus, Merle (2000) a analysé sur une zone de marais les liens existant entre les divers usages et la gestion et l'aménagement des milieux aquatiques.

Les données sur le peuplement piscicole y révèlent la permanence d'une significative hétérogénéité entre les divers sites échantillonnés y compris pour l'anguille.

Notre travail s'inscrit dans la continuité de ces approches. Il vise au travers de l'analyse plus approfondie des données recueillies sur l'anguille entre 1987 et 1998 et de la mise en œuvre d'un suivi expérimental sur un site atelier entre 1998 et 2000, à préciser différents points :

- Clarifier le niveau et le type de distribution spatiale de l'anguille observé au sein des fossés de ce territoire.

- Acquérir des informations originales sur le comportement des individus (territoire de vie, rythmes de déplacements, *etc*.).

- Caractériser le type de données collectées par deux techniques d'échantillonnage classiquement utilisées (pêche électrique et nasses).

- Révéler les relations fonctionnelles entre les divers types d'habitats observés et les classes de taille d'anguille présentes.

- Identifier, à la lumière des acquis obtenus, des stratégies optimales d'estimation et de suivi de l'espèce dans ces milieux (choix de sites, des périodes, des engins).

Tout ce travail aborde donc l'analyse des relations espèce (anguille) - habitat (marais) vues au travers de diverses techniques d'échantillonnage (Figure I.1). Il aborde ainsi les différents facteurs susceptibles d'interférer sur les caractéristiques de la fraction locale de la population d'anguilles (abondance, biomasse, structure de taille).

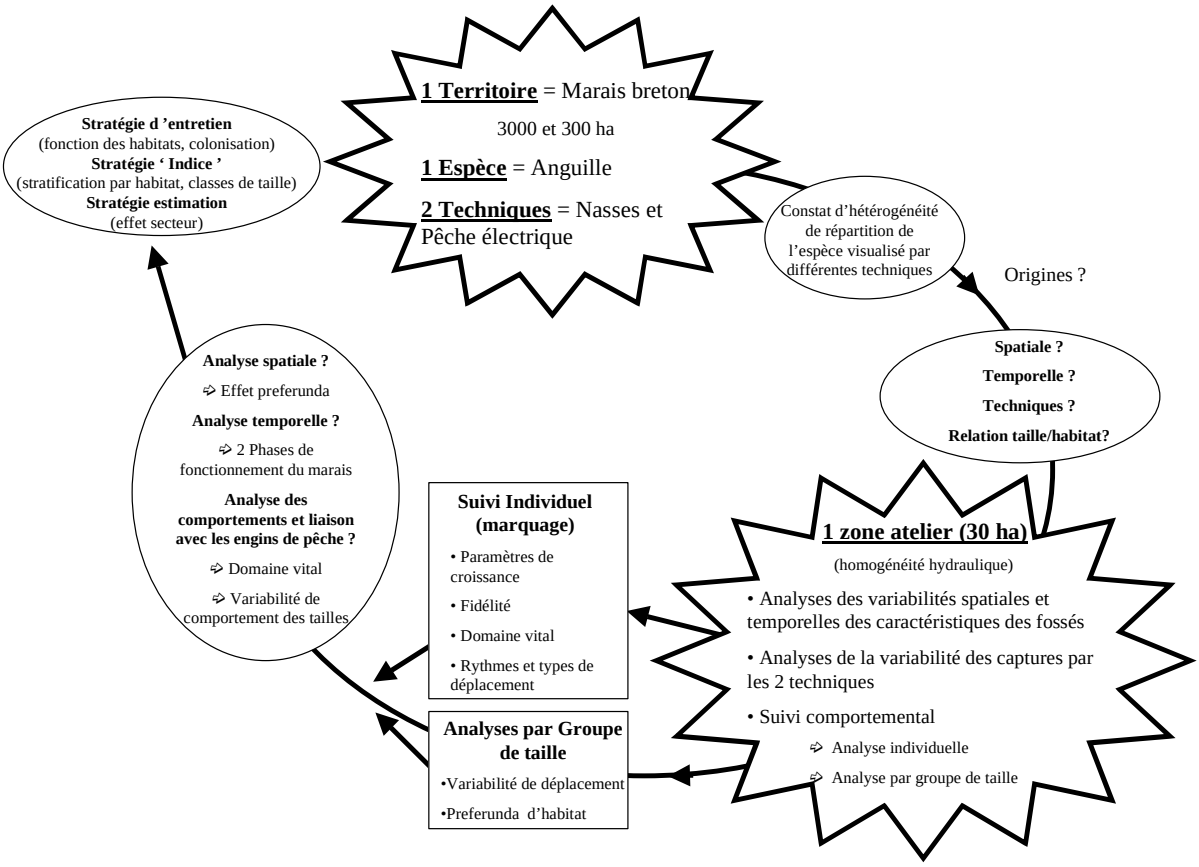


Figure I.1 : Schéma conceptuel de la problématique de la thèse.

Un travail spécifique réalisé au sein d'une zone atelier de 30 ha vise à identifier les sources à l'origine des hétérogénéités de répartition. Ainsi les variabilités spatiales et temporelles des caractéristiques des fossés y seront analysées. L 'étude plus précise des biais apportés par les deux techniques d'échantillonnage soulignera la nécessité d'une adéquation entre la technique d'échantillonnage et la problématique posée, tandis que l'étude du comportement individuel de l'anguille fournira des éléments potentiellement importants à prendre en compte. La détermination des groupes de taille fonctionnels permettra l'analyse des relations espèce habitat à l'origine des variabilités des indices d'abondances et des structures de taille d'anguilles. Enfin la compréhension des preferunda, du fonctionnement du marais et du comportement variable des diverses tailles d'anguilles au sein des habitats autorisera une extrapolation des suivis à l'échelle du marais breton, que ce soit en termes de stratégie d'entretien des fossés, de recherche d'indicateur de la fraction de population ou d' stratégie d'estimation quantitative des stocks présents.

Cette problématique sera développée dans notre document en quatre parties. Dans une première partie, la problématique du travail sera développée avec une présentation de **l'état des connaissances générales acquises sur l'espèce et le milieu étudié.** Ces connaissances constituent les éléments de base sur lesquels s'est appuyée notre recherche. Enfin, une présentation des quelques connaissances acquises sur l'espèce dans ces milieux sera effectuée. Le cas du marais Breton sera

notamment évoqué avec des données d'abondances disponibles depuis 1987. Malgré les fortes abondances de l'anguille dans ces milieux, nous révèlerons l'hétérogénéité de répartition de l'anguille européenne au sein d'une zone de marais doux observée à différentes échelles (3000 et 300 ha) et à l'aide de deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique et nasses) entre 1987 et 1998. Ce constat pose donc des interrogations sur l'origine de ces variabilités spatiales et temporelles des distributions, sur les limites des deux techniques d'échantillonnage vis à vis de l'anguille et enfin les relations éventuelles pouvant exister entre les tailles et les caractéristiques des habitats disponibles.

Dans la seconde partie, nous aborderons les '**Définitions des outils et des échelles pour l'analyse des relations 'Espèce – Habitat'**. Dans un premier temps, nous spécifierons la notion d'habitat pour l'anguille (Chapitre II.1). Nous présenterons également l'approche mise en œuvre sur un réseau de fossés de notre zone atelier (30 ha). A cette échelle, le chapitre II.2 '**Habitats potentiels en marais pour l'anguille – Approche sur une zone atelier'**, nous permettra de préciser l'évolution mensuelle de certaines caractéristiques des fossés ainsi que les facteurs les plus pertinents pour une discrimination spatiale des sites. L'hétérogénéité spatiale et temporelle de la distribution de l'anguille observée même à cette échelle de travail confirmera la pertinence d'étudier les relations espèce – milieu à l'échelle de l'arc de fossé.

Cette analyse des relations entre l'anguille et les habitats potentiels a également nécessité une '**mise au point des méthodologies de suivi des anguilles sur la zone atelier'** (Chapitre II.3). Nous préciserons donc les limites des deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique et nasses) par des expérimentations spécifiques. De plus, l'intérêt d'un suivi individuel des anguilles nous a conduits à faire un choix et à valider une modalité de marquage. Celle-ci permettra de définir les paramètres de croissance de l'anguille sur cette zone. Enfin, la volonté de suivre les déplacements d'un grand nombre d'individus marqués sans les interrompre a nécessité la mise au point d'un système de détection automatisé et immergé des marques magnétiques.

Dans la troisième partie, '**Comportement des anguilles au sein du réseau étudié (Zone atelier)**', les résultats obtenus sur le comportement de l'anguille seront abordés. Le marquage individuel nous permettra tout d'abord l'étude de la **distribution spatiale des anguilles à l'échelle du méso et micro habitat** (Chapitre III.1), par l'analyse des comportements de déplacements des anguilles dans cette zone (gîte, domaine vital, variabilité de déplacement en fonction de la taille). Nous présenterons également des éléments de connaissance sur les **variabilités temporelles des déplacements** avec les analyses des rythmes saisonniers et journaliers d'activité de l'anguille (Chapitre III.2). Ces résultats fournissent des éléments d'explication des variabilités spatiales et temporelles des captures observées par les deux techniques d'échantillonnage (active et passive). Enfin, le chapitre III.3, '**Caractérisation spatio-temporelle de la distribution de la fraction de population d'anguilles**', nous amènera à préciser les relations apparaissant entre les abondances numériques et pondérales, les groupes de taille d'anguilles et certains facteurs de l'habitat susceptibles d'expliquer ces variabilités de répartition de l'anguille dans un marais littoral à l'échelle des sites d'échantillonnage.

Une quatrième partie, '**retombées de ces connaissances en termes de stratégies d'estimation ou de suivi des abondances aux différentes échelles d'habitat**' permettra tout d'abord d'évoquer les perspectives de travail qui s'ouvrent en termes de stratégies d'**estimation des fractions de population au sein de la zone atelier** (zone hydraulique homogène). Dans un autre chapitre (IV.2) un **essai d'extrapolation de suivis des indices d'abondances d'anguilles par stratification sur les types d'habitats à l'échelle du marais Breton** reprendra les résultats obtenus par pêche électrique et nasses à 3 000 et 300 ha à la lumière des connaissances acquises sur l'anguille à

l'échelle de la zone atelier de 30 ha. Enfin un dernier chapitre (IV.3) permettra de lever des hypothèses de fonctionnement du Marais breton pour la population d'anguille à l'aide d'un **exemple d'application à l'étude de la macrorépartition des anguilles au sein du marais Breton** (colonisation du marais par les jeunes stades)

Enfin, une discussion finale restituera les nouveaux acquis méthodologiques obtenus à l'issue de ce travail. Elle retracera les éléments du fonctionnement du marais importants pour la fraction locale de la population européenne d'anguilles (colonisation, variabilité de comportement saisonnier, preferunda) et précisera la gestion de ces territoires qui devrait en découler (ouvertures des vannages, curages, organisation du réseau). Elle traitera également des perspectives de travail qui s'ouvrent en termes de stratégie de suivi de l'espèce en milieu continental.

Partie I :

Etats des connaissances générales acquises sur l'espèce et le milieu.
Eléments de base de notre recherche.

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie I : Etats des connaissances générales acquises sur l'espèce et le milieu. Eléments de base de notre recherche.

Introduction

Dans les marais littoraux (environ 20 000 ha en eau), bien situés par rapport aux voies d'arrivée de civelles, l'anguille a longtemps constitué une ressource halieutique importante. On peut estimer ainsi la production d'ensemble des marais littoraux Français à au moins 300 t dans les années 1970 (Massé & Rigaud, 1998). Etant donné le flou entourant les captures sur le plan réglementaire, il est fortement probable que le chiffre réel soit bien supérieur. Cette abondance de l'espèce dans ces milieux n'a pas incité jusqu'à présent les gestionnaires à réaliser un suivi de la ressource. Or, la diminution notable de l'anguille depuis au moins deux décennies au sein de ces territoires (Maillard, 1972 ; Herald *et al.*, 1975) comme sur l'ensemble de son aire de répartition (GNA, 1984 ; Bruslé, 1990) milite de plus en plus pour la mise en place d'une réelle gestion de la ressource et de ses habitats.

Une présentation des principales caractéristiques et connaissances sur l'espèce étudiée et les milieux aquatiques de marais, nous permettra de définir les éléments de base de notre recherche. Cette première partie s'appuie à la fois sur de la compilation de connaissances publiées avec notamment l'analyse de données collectées en marais Breton lors de travaux précédents (Feunteun, 1994 ; Gaston, 1995).

L'anguille européenne

Les poissons migrateurs amphihalins évoluant dans les bassins versants, sont considérés comme un patrimoine écologique, mais également comme un moyen de valorisation économique des milieux aquatiques (Castelnaud & Babin, 1987). Parmi eux figure l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.).

Rappels de biologie

1.1.1. Classification

Il est actuellement admis que la famille des Anguillidés comprend 15 à 19 espèces (Lane, 1978 ; Bruton *et al.*, 1987 ; Jellyman, 1987, Feunteun *et al.*, 2000) se répartissant en deux groupes. Leur détermination est basée sur le nombre de vertèbres, de myomères, ainsi que sur des critères morphologiques (Tesch, 1977 ; Lecomte-Finiger, 1985). Les espèces Indo-pacifiques sont au nombre de 15 (Tesch, 1977). Il existe des divergences quant à leur séparation phylogénétique. Leurs aires de ponte ne sont pas toutes localisées avec certitude. Les 2 espèces atlantiques occupent exclusivement l'hémisphère Nord, ce sont l'anguille américaine (*Anguilla rostrata* Lesueur, 1817) et l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758).

La classification de l'anguille européenne (Figure I.2) est la suivante (Blache *et al.*, 1973 ; Nelson, 1994) :

Embranchement des **Vertébrés**
Série ou super classe des **Poissons**
Classe des **Osteichthyens** (poisson osseux)
Super ordre des **Téléostéens** (squelette complètement ossifié ; écaille élasmoîde ; pas de valvule spirale ; caudale homocerque)
Ordre des **Anguilliformes** (poisson apode sans nageoire pelvienne ; nageoires dorsale, caudale et anale reliées)
Famille des **Anguillidae** (nageoires pectorales et dorsale à un niveau différent)
Genre ***Anguilla***
Espèce ***anguilla*** (nombre de vertèbres, non tachetée, disposition des dents maxillaires et vomériennes du plafond buccal)

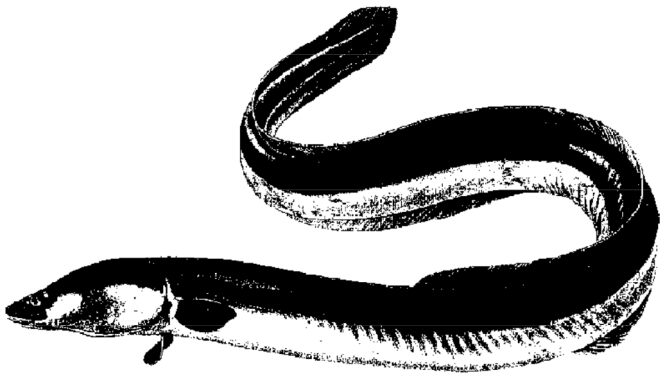


Figure I.2 : L'anguille européenne, *Anguilla anguilla* L. 1758 (Dessin de S. Bordens).

1.1.2. Aire de répartition

L'anguille européenne possède une aire de répartition extrêmement vaste, séparée en deux régions distinctes, en relation avec le caractère amphihalin de cette espèce (Figure I.3) :

L'aire de ponte semble (non capture de géniteurs et d'œufs) se situer dans la mer des Sargasses (Schmidt, 1922), au large des côtes américaines. Les larves sont présentes dans une grande partie de l'Atlantique Nord.

L'aire de grossissement correspond aux zones côtières et aux cours d'eau de l'Europe et de l'Afrique du Nord (Bertin, 1951 ; Tesch, 1977). L'anguille y occupe des habitats très variés (estuaires, rivières, étangs, lacs, *etc*.).

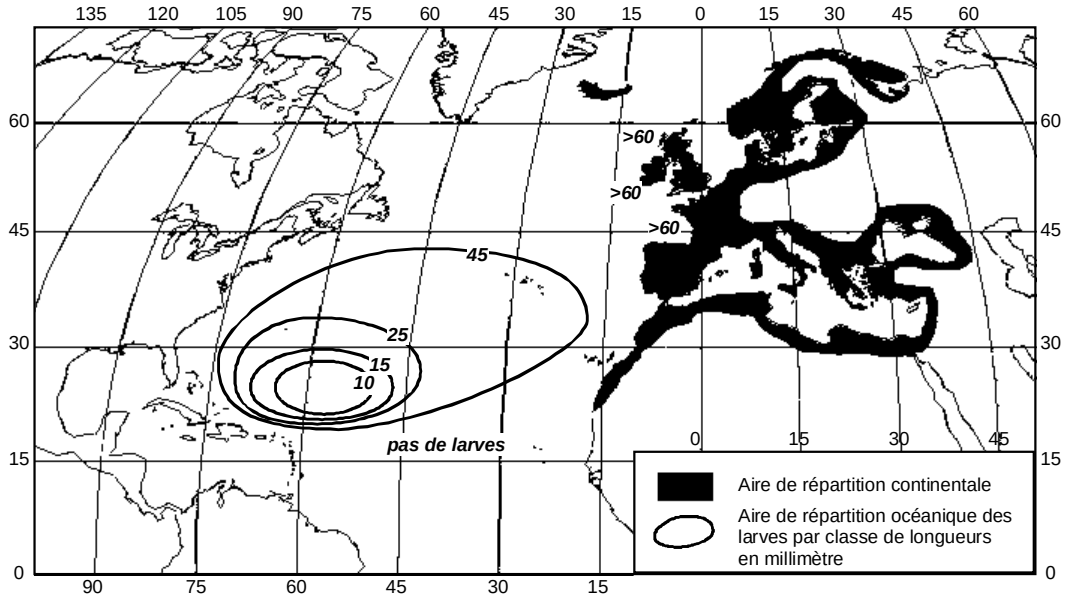


Figure I.3 : Aire de répartition de l'anguille européenne adaptée de Germain (1927) pour l'aire continentale et de Schmidt (1922) pour la répartition océanique des larves.

1.1.3. Cycle biologique

Cette espèce passe la majeure partie de sa vie, dans les eaux marines côtières (Bertin, 1951), saumâtres ou douces des rivières et des marais où elle réalise sa croissance (Baras *et al.*, 1994). Elle regagne ensuite la mer pour frayer. Le passage en eau douce à salée d'au moins une partie des individus lui confère le caractère amphihalin, la migration génésique en mer celui de poisson thalassotoque et gamodrome.

Le cycle de vie de l'anguille européenne comprend deux phases migratoires océaniques de courte durée par rapport à la phase de sédentarisation continentale, et deux métamorphoses avec, très certainement, une seule et ultime reproduction (Figure I.4).

Les larves préleptocéphales puis leptocéphales (du grec lepto = mince et cephal = tête) naissent dans la mer des Sargasses (Schmidt, 1922), au printemps (Bertin, 1951 ; Guérault *et al.*, 1991) ou durant toute l'année (McCleave *et al.*, 1998) au-dessus de fosses supérieures à 4 000 mètres (Tesch, 1977). Les larves sont planctoniques, transparentes et ont une forme aplatie. Elles entament ensuite leur trajet migratoire vers les côtes européennes en nageant au sein du Gulf Stream. Elles atteignent les côtes nord africaines et européennes avec une taille de 75 mm en moyenne (Bertin, 1951 ; Neveu, 1981 a). Les estimations de durée de cette traversée varient entre 6 à 9 mois (Lecomte-Finiger, 1994) et 1 an (Tesch, 1998).

A l'approche du plateau continental, une première métamorphose modifie les leptocéphales en civelles, qui vont se concentrer ensuite dans les estuaires en utilisant les courants de marée (Gascuel *et al.*, 1985). Les civelles sont considérées comme un stade transitoire entre les leptocéphales et les anguilles qui envahissent les eaux continentales (Cantrelle, 1984 b). Elie *et al.* (1982) ont décrit les différents stades pigmentaires apparaissant progressivement durant la phase civelle. Cette étape constitue généralement la transition entre le milieu marin et le milieu dulçaquicole (Cantrelle, 1984 a). Les anguillettes colonisent le domaine continental mais peuvent également se sédentariser en milieu euryhalin, voire marin. Dans tous les cas, la phase continentale du cycle est caractérisée par un métabolisme essentiellement orienté vers la croissance. Les gonades se développent

profressivement, mais leur maturation ne sera effective qu'au cours de la seconde phase océanique du cycle (Dufour & Fontaine, 1985).

Au terme de la phase de croissance, les anguilles subissent une seconde métamorphose transformant l'anguille jaune en anguille argentée (Lecompte-Finiger, 1990). De nombreuses modifications morphologiques et physiologiques interviennent : la livrée devient très contrastée, sombre sur la partie supérieure et claire sur la partie abdominale, l'œil augmente de diamètre avec une modification des pigments rétiniens, les nageoires pectorales se développent en même temps que l'épaisseur de la peau, il y a une accumulation de graisse et finalement arrêt de la nutrition (Fontaine, 1994). Cette transformation intervient au bout d'une durée très variable selon le site, les individus et les auteurs, entre 3 et 14 ans pour les mâles et 6 à 18 ans pour les femelles. Ce serait la longueur de l'individu qui déterminerait cette métamorphose (Vollestad, 1986 , Adam, 1997).

Les anguilles argentées entament alors en automne leur migration catadrome pour aller se reproduire par fécondation externe dans la mer des Sargasses. Les potentialités de survie des géniteurs après la ponte restent encore inconnues (Lecomte-Finiger, 1990), mais il est supposé que la mort intervienne après la reproduction (Tesch, 1977).

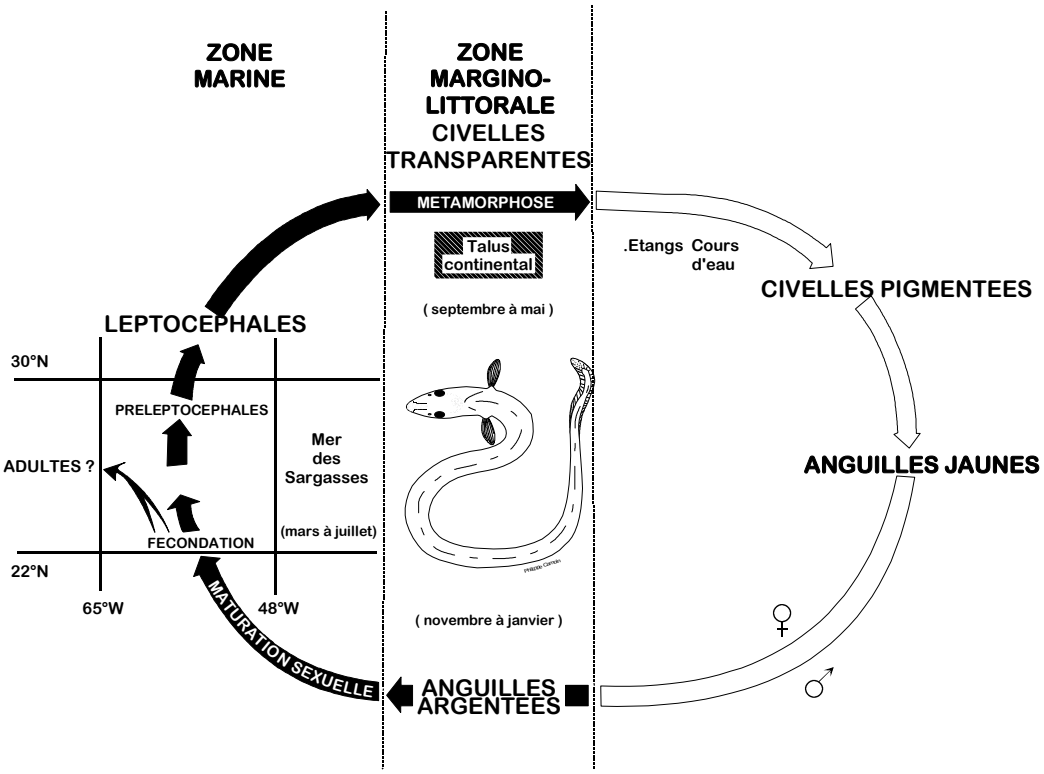


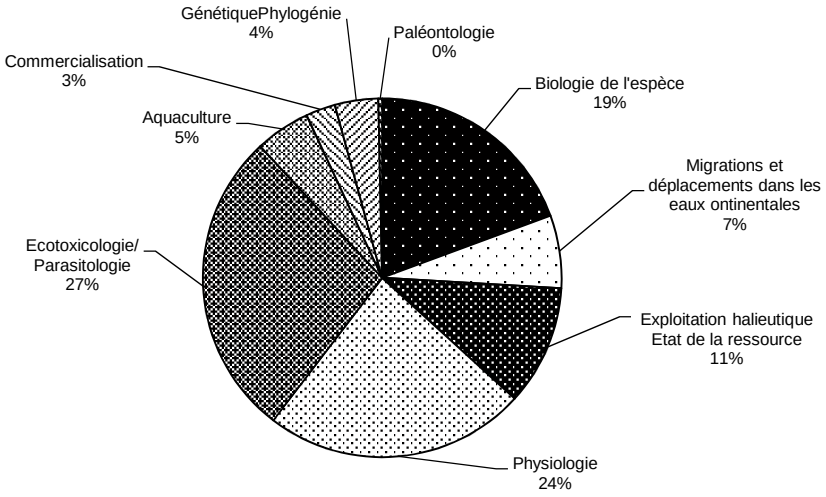
Figure I.4 : Cycle biologique de l'anguille européenne, (Rigaud, 1994).

Notre étude est donc ciblée sur les phases continentales de l'anguille. Elle prend en compte les civelles et anguillettes arrivant au sein de notre système, les anguilles jaunes en phase de croissance et enfin les anguilles argentées en phase de dévalaison.

Afin de poursuivre les précédentes listes de références bibliographiques élaborées en 1984 et 1994 par le groupe national anguille (GNA, 1984 ; GNA, 1994) une analyse a été réalisée par Acou *et al.* (1999) sur les différentes publications parues entre 1994 et 1998. Elle illustre certains aspects quelques peu délaissés des travaux concernant l'anguille européenne (*Anguilla anguilla,* L.) effectués entre la période 1994-1998. Cette liste n'est certainement pas exhaustive mais la grande majorité des travaux édités sur la période choisie y figure. Sur les neuf thématiques, quatre d'entre elles (Biologie de l'espèce, Exploitation halieutique/Etat de la ressource, Physiologie et Ecotoxicologie/Parasitologie) représentent 81 % des références présentes et témoignent sans conteste des préoccupations actuelles des scientifiques et gestionnaires vis à vis de cette espèce (Figure I.5). Les cinq autres thématiques représentent chacune moins de 10 % des références présentes. Le graphique présenté par Acou (1999), révèle notamment l'insuffisance de données (11%) sur l'état de la ressource et sur les migrations et déplacements dans les eaux continentales (6,6 %). Le même constat avait été effectué en 1994 par le GNA.

Figure I.5 : Fréquences (%) des recherches menées sur l'anguille européenne réparties par thématiques modifié d'après Acou (1999).

Peu de recherches font état de la fraction continentale de la population d'anguilles. La plupart de ces travaux concernent d'ailleurs des estimations de fractions de stock soumises à des captures professionnelles (Ardizzone & Rossi, 1985 ; Autunes & Weber, 1996 ; Quigley & O'Brien, 1996). La majorité des auteurs se sont attachés à la caractérisation des phases continentales de l'anguille telles que les



stades des civelles (Elie *et al.*, 1982), la détermination de l'argenture (Lecompte-Finiger, 1990) ou encore les paramètres biologiques de croissance (Deelder, 1970 ; Adam, 1999) et d'ageage (Mounaix, 1992 ; Adam, 1999). Par contre, les études prenant en compte l'espèce au sein de l'habitat continental sont peu fréquentes (Neveu, 1981 ; Tesch, 1991) et s'attachent essentiellement à caractériser le milieu de vie sans intégrer la fonctionnalité différentielle des habitats pour les individus ni l'évolution temporelle de ces relations. Les récents travaux de Broad *et al.* (2000), bien qu'ils prennent en compte les différentes échelles de répartition, notent seulement les présences-absences des anguilles sans distinction des tailles. De plus, peu d'études font état des niveaux de déplacement des anguilles au sein d'un système, les phénomènes étudiés étant généralement ciblés sur les migrations de colonisation des milieux continentaux (Elie & Rigaud, 1984) ou de migrations génésiques (Tesch, 1977 ; Fontaine, 1985). L'acquisition de données sur le comportement de déplacement des individus en

milieu continental et les relations de l'espèce avec les habitats disponibles, sont pourtant à même d'optimiser le suivi des abondances et des structures de taille de la fraction de population d'anguilles.

Les marais endigués littoraux

Des zones humides littorales

Les marais présentent des caractéristiques et un fonctionnement particuliers qui leur confèrent un intérêt écologique distinct. Ainsi, Lefeuvre (1985) fait une récapitulation des définitions des marais. Ces espaces, souvent traduits par le terme 'zones humides', sont des milieux où la terre et l'eau sont en contact étroit, d'où l'exaltation des échanges entre écosystèmes différents. La lumière y pénètre dans toute leur épaisseur d'où un développement de la photosynthèse et par voie de conséquence, des constituants de la flore et de la faune.' Selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, (1973), les marais sont des 'terres inondées ou saturées d'eau naturellement ou artificiellement de façon permanente ou temporaire, l'eau pouvant être stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée…Lorsqu'il s'agit d'eau marine ou côtière, on doit inclure les zones caractérisées par une profondeur de quelques mètres à marées basses'. L'Unesco (1985) définit d'une manière générale les terres humides comme 'des milieux où le plan d'eau se situe au niveau de la surface du sol ou à proximité de celle-ci et où l'on trouve une végétation adaptée à un engorgement plus ou moins permanent. Par près de la surface, on entend au-dessus et au-dessous de celle-ci'. L'Office of Technology Assesment, Ota (1984), caractérise ces milieux comme des 'zones habituellement caractérisées par des plantes émergentes poussant dans des sols qui sont périodiquement ou normalement saturés d'eau'. En 1992 en France pour la première fois, la Loi sur l'eau donne une définition juridique des zones humides. Ce sont "… des terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année" (Article 2 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau).

Historique des marais endigués atlantiques

A l'origine les marais de la façade atlantique européenne se situaient sur le domaine maritime côtier et étaient tous inondés et exondés au gré des marées. Ces schorres caractérisés par la présence d'halophytes terrestres étaient d'importantes zones trophiques pour la faune et notamment le peuplement piscicole. Ainsi dans ces milieux ouverts, les poissons participent alors aux échanges de matière entre les marais salés et les eaux côtières (Laffaille *et al.*, 1998). Or sur la Côte atlantique, la plupart de ces estrans ont été aménagés par la construction de digues et d'écluses entre le 7ième et le 18ième siècle. Il en résulte qu'actuellement, les marais littoraux de l'Ouest de la France recouvrent, entre le Bassin d'Arcachon et l'estuaire de la Vilaine, plus de 200 000 ha de terrains gagnés sur la mer par endiguement (Feunteun, 1992) (Figure I.6). Si nous extrapolons aux marais de l'Ouest de la France, les résultats issus du travail de recherche de Clement (1981) en termes d'estimation du linéaire de fossés à l'hectare, nous pouvons estimer que les canaux y totalisent 40 000 km de réseaux, représentant un plan d'eau d'environ 24 000 ha (Feunteun, 1994). Un quart environ de ces zones gagnées sur la mer était des salines, alimentées en eaux salées par des chenaux, de façon directe sur la mer (île d'Oléron, île de Ré) ou par des étiers (marais de la Seudre, marais Breton). Cette production de sel, autrefois très rentable et développée sur tout le littoral atlantique, a progressivement disparu pour ne subsister qu'à certains endroits (île de Noirmoutier, presqu'île de Guérande).

Un aménagement de claires (huîtres) et de fossés réservoirs à poissons a été également réalisé dans ces marais endigués saumâtres. Une partie de ses structures était d'ailleurs le résultat d'une reconversion des salines (Labourg, 1971). Mais à partir de 1945, la majorité des réservoirs à poissons de la côte atlantique périclitèrent du fait de l'augmentation du coût de la main-d'œuvre et de l'absence d'entretien (Labourg *et al.*, 1980). Parallèlement, l'assèchement des marais est motivé par un développement agricole du pays dans un souci d'indépendance alimentaire (Merle, 1999). Le déclin de la saliculture et de la pisciculture au profit de l'agriculture s'est ainsi traduit par la mise en eau douce de 40 % des territoires gérés en eau salée à l'origine. Ces paysages sont alors caractérisés par la présence de bassins et constituent les marais à bosses ex-salicoles. Notons enfin que, dès l'endiguement, les trois-quarts de ces marais atlantiques étaient gérés en eau douce et présentaient des paysages différents des marais à bosses ex-salicoles. L'absence de plans d'eau, la fonction de drainage des canaux aboutissaient en effet à des paysages plats composés de parcelles ceinturées de fossés. L'ensemble de ces marais a longtemps vécu sous l'ère de la pluri-activité (Lefeuvre, 1992). Chaque exploitant pouvait être à la fois agriculteur, pêcheur et piégeur par exemple. L'apparition d'outils d'intervention de plus en plus performants avec notamment une maîtrise hydraulique de plus en plus affirmée ont peu à peu, lors de ces cinq dernières décennies, changé la situation. Spécialisation des usages, réaménagement des structures et intensification des pratiques sont ainsi apparues dans la majorité de ces territoires.

En ce qui concerne les milieux aquatiques présents dans ces marais littoraux, ce type d'évolution est bien sûr à l'origine de modifications plus ou moins rapides et évidentes. Ainsi, dans certaines zones (marais charentais par exemple), la mise à plat avec le colmatage des canaux et des plans d'eau a entièrement bouleversé le paysage. Dans d'autres secteurs (Marais Breton), ces modifications physiques sont moins brutales. Seulement 1 à 2 % des fossés sont colmatés par an, pour des raisons de mécanisation des pratiques agricoles. Par contre, la fragmentation du réseau ('îlots' hydrauliques) et l'abandon de l'entretien régulier sont à l'ordre du jour (Merle, 2000). De plus, l'absence d'activité humaine conduit à la banalisation de ces milieux, avec un comblement naturel des milieux aquatiques (dépôt de vase de 3 à 10 cm/an) et le développement progressif d'une strate arbustive (Merle, 2000). Dans un tel contexte, l'acquisition de connaissances sur le fonctionnement de ces milieux et sur leurs ressources s'avère important pour étayer les décisions prises par les divers niveaux de gestion concernés. Ces décisions se prennent de plus en plus dans un contexte de recherche d'équilibre entre les fonctions d'intérêt général que peuvent remplir ces milieux et les multiples usages dont ils font l'objet (Croix, 1986 ; Merle, 2000).

Du point de vue hydraulique, ces marais endigués, intercalés entre les bassins versants et les zones côtières, sont susceptibles de jouer un rôle épurateur en favorisant les dépôts de sédiments et la dégradation biochimique. Ils sont également indispensables à la régulation des régimes hydrauliques par une absorption de l'eau excédentaire en période de crue et une restitution progressive lors des périodes de sécheresse (Giraud, 1992).

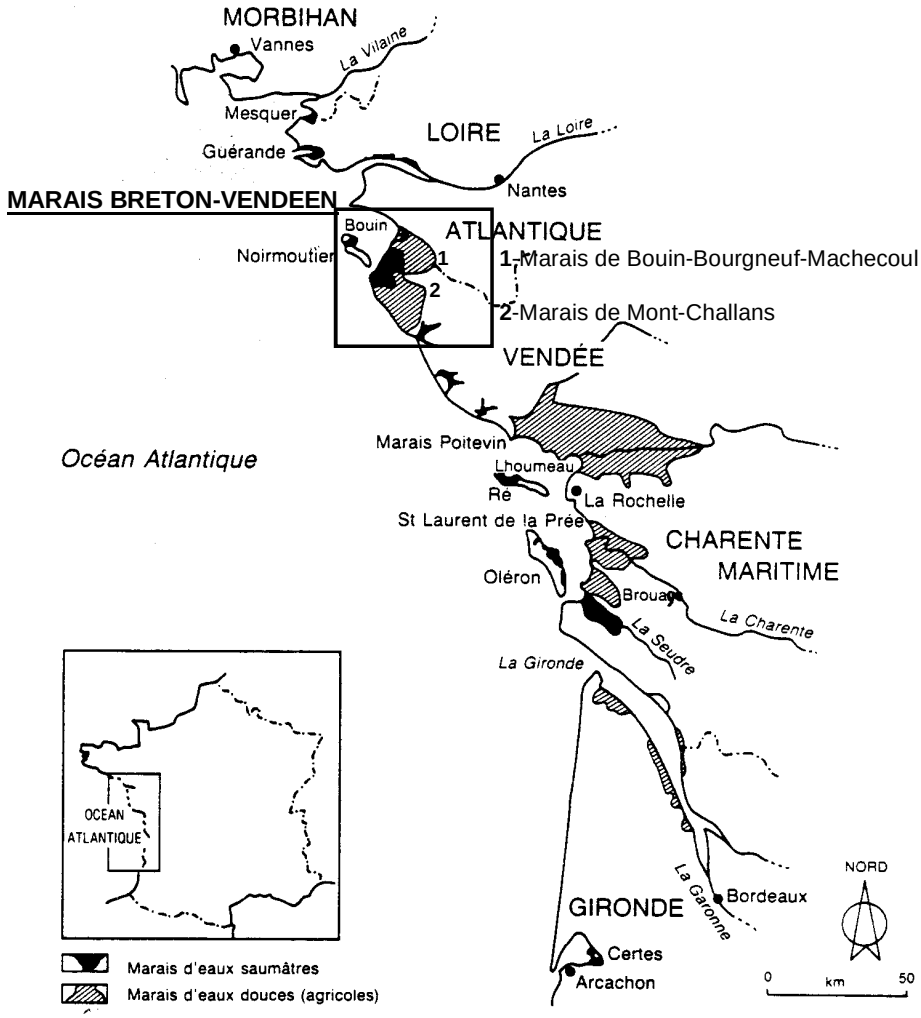


Figure I.6 : Marais littoraux de l'Ouest de la France (Clement, 1991).

Particularités du marais vis-à-vis de l'anguille

Les marais endigués de la côte atlantique sont des territoires idéalement situés ai sein de l'aire de répartition de l'anguille. Cette situation géographique privilégiée s'est toujours traduite par de fortes abondances de l'espèce au sein de ces milieux. Il est cependant nécessaire de souligner que derrière le nom générique de 'marais' une multitude de milieux, doux, salés ou saumâtres constituent des habitats potentiels pour l'anguille. Ces zones humides sont également caractérisées par une action humaine omniprésente. Ainsi, les différentes gestions de ces territoires ont progressivement façonné les paysages (bassins, organisations des réseaux hydrauliques, entretien). Leur aspect dépend donc de l'envasement naturel de ces milieux et des différences de gestion appliquées à ces territoires.

La faible distance à la mer soustrait cet élément majeur de la liste des facteurs pouvant être à l'origine des variabilités de répartition des effectifs et des tailles d'anguilles au sein des milieux aquatiques. Ces territoires apparaissent donc intéressants pour préciser les autres facteurs locaux pouvant être à l'origine d'une hétérogénéité de répartition des individus.

Anguille en marais Breton

Au sein du marais Breton, le Cemagref de Bordeaux a initié diverses études depuis 1987. Ces travaux répondaient à une demande de plus en plus affirmée d'établir des connaissances sur ces milieux particuliers. Différentes approches avaient alors été accomplies (Indices piscicoles, cartographie, sociologie, *etc*.). Les techniques d'échantillonnages des peuplements piscicoles ayant été identique sur l'ensemble de la période, nous nous sommes intéressés aux indices d'abondance de l'anguille observés lors de ces opérations.

L'objet de notre étude étant le suivi de l'anguille à l'échelle d'un marais atlantique, nous allons étudier le degré d'organisation de l'anguille au sein d'une zone qui se traduit notamment par une certaine distribution de ces abondances.

Une des caractéristiques essentielles de toute espèce est son degré d'organisation au sein d'une zone qui se traduit notamment par une certaine distribution de ces abondances. Trois types de dispersion peuvent être constatés. La dispersion au hasard est définie par le fait que la présence d'un individu en un point ne modifie pas la probabilité de présence d'un autre dans un point voisin (variance σ^2 = moyenne m). Cette distribution, dite loi de poisson, est caractérisée par une absence de relation entre l'objet analyser et l'acte d'échantillonnage (Frontier, 1983). Les problèmes de représentativité de l'échantillon sont alors écartés. Au contraire, une sur-dispersion ($\sigma^2 > m$) ou une sous-dispersion ($\sigma^2 < m$) révèle des distributions non aléatoires des individus au sein des sites, engendrant un biais de l'échantillonnage.

Les caractères de dispersion (au hasard, sur ou sous dispersion) des anguilles au sein du marais pouvant varier selon les échelles d'observations, deux échelles d'échantillonnage ont été analysées (3000 et 300 ha) à l'aide de deux techniques de capture, l'une active avec la pêche électrique, l'autre passive avec les nasses.

Le marais Breton

1.1.4. Situation géographique

La baie de Bourgneuf est située sur le littoral atlantique, au sud de l'estuaire de la Loire (latitude 47° N ; longitude 2° O). Elle s'étend de la pointe de Saint Gildas à l'île de Noirmoutier. Elle dépend de deux départements, la Loire atlantique et la Vendée. Au fond de la baie, gagné sur la mer par endiguement, se trouve le Marais Breton (Figure I.7). Ce bassin plat d'une superficie de 36 000 ha comprend 7 200 km de fossés de petits calibres (largeur moyenne de 3,50 m, profondeur moyenne de 1,30 m). Les canaux s'organisent en réseaux plus ou moins maillés à raison de 201 m/ha (Feunteun, 1994). Les trois-quarts de ces surfaces sont en eau douce.

Dans la partie septentrionale du marais Breton, au Nord du Falleron, une zone bien délimitée dans l'espace car isolée hydrographiquement, s'étend sur 2 700 ha et représente notre zone d'étude (Figure I.8).

L'ouvrage à la mer du Collet doit à la fois maîtriser les entrées d'eau de mer vers les marais saumâtres et autoriser l'évacuation des crues hivernales ou printanières (Coyne & Bellier, 1984). En amont, l'ensemble du marais de Bourgneuf peut se subdiviser en trois zones (Figure I.8) (Feunteun, 1987, 1994). Les polders constituent des surfaces planes entrecoupées de fossés rectilignes formant une sorte de peigne. Ces zones, les plus basses du marais avec 1 à 2 m (NGF), représentent 95 ha. Elles sont les résultats des dernières conquêtes sur des slikkes ou des schorres.

Sur le Falleron, le vannage du Fresne sépare les marais saumâtres des marais doux. En amont de celui-ci, nous visualisons deux types de paysages. La zone ex-salicole, d'une surface de 1240 ha d'une altitude moyenne de 4 mètres (NGF). Cette zone est la résultante des aménagements des salines avec tout un réseau d'anciens fossés d'amenée d'eau de mer, le passage en eau douce datant de 1960.

D'autre part, les marais doux d'origine agricole (1 345 ha), se caractérisent par l'absence de bassins et par un réseau de fossés drainant les parcelles. L'altitude moyenne y est de l'ordre de 2 à 3 mètres (NGF). Cette zone présente deux aspects différents, au sud-est, l'assemblage de fossés forme un maillage géométrique lâche, tandis qu'au Nord-Est les mailles sont plus serrées.

Lors des quatre dernières décennies, les exploitants et gestionnaires de ces territoires ont progressivement imposé une gestion hydraulique caractérisée en deux périodes de fonctionnement. En période hivernale (novembre à mai), les épisodes de crues ont été minimisés d'une part en élargissant les exutoires et d'autre part en utilisant la zone douce ex-salicole (aux terrains plus élevés) comme zone privilégiée d'expansion des volumes d'eau excédentaires. En période estivale (juin à octobre), pour pallier la sécheresse, toutes les vannes sont fermées et le marais vit avec de l'eau insufflée par la création d'une liaison entre le marais Breton et l'estuaire de la Loire en 1958. Cette dernière permet un écoulement de l'eau par gravité via l'Acheneau et le Tenu. Ce canal sans pente (0,1 ‰) peut couler dans les deux sens. Une station élévatoire fait transiter l'eau (1 $m^3.s^{-1}$) du Tenu au canal d'amenée en relation avec le Falleron au niveau de Machecoul.

La variabilité des paysages (polders, ex-salicoles ou agricoles) et de la gestion des fossés (étiers, écours, tertiaires) permet de distinguer des unités hydrauliques de fonctionnement. Nous reviendrons d'ailleurs sur cette mosaïque d'habitats dans la dernière partie de notre travail et sur les conséquences possibles sur la répartition de l'anguille au sein de ces territoires.

1.1.5. Qualité de l'eau

Les marais endigués reposent sur un substrat argileux, le bri, dont la couleur varie avec l'âge des dépôts et les vitesses de sédimentation. Dans le marais Breton, ce sédiment marneux plus ou moins compact fait 5 à 6 mètres de profondeur et est constitué de 50 % d'illite et 30 % de kaolinite. Le climat océanique détermine dans cette zone une température annuelle de 12,4 °C et une pluviométrie de 777 mm d'eau par an sur 159 jours par an (Gaston, 1995). Jusqu'en 1995, les données sur la qualité de l'eau étaient quasiment inexistantes excepté sur le Falleron, l'émissaire principal. Le programme Life-Norspa, sur une zone de 300 ha (60 km de canaux) a permis de recueillir les premières caractéristiques de l'eau présente dans le réseau de fossés des marais doux. Ainsi 6 campagnes de 23 points d'analyse effectuées en 1994 et 1995 (Gaston, 1995) sont résumées dans le Tableau I.1.

Tableau I.1 : Descriptions physico-chimiques du Marais Breton d'après Gaston (1995).

Paramètres	Limites
Conductivité	200-3300 µmhos
M.E.S.	0 à 300 mg /l
M. min	0 à 260 mg /l
D.C.O.	0 à 240 mg /l
$N\text{-}NH_4^+$	0 à 0,8 mg N/l
$N\text{-}NO_2^-$	0 à 0,11 mg N/l
$N\text{-}NO_3^-$	0 à 3 mg N/l
$N\text{-}NO_4^{3-}$	0 à 1,7 mg P/l
P total	0 à 1,7 mg P/l

Les valeurs d'azote et phosphore sont assez faibles et laissent penser que le marais, caractérisé par une forte productivité végétale (phytoplanctonique, hélophytes et hydrophytes), les consomme rapidement. Les concentrations de phosphore peuvent cependant atteindre des taux élevés en

période estivale suite au confinement du marais et à des phénomènes de relargage à partir des sédiments en phase d'anoxie.

La conductivité varie de 200 à 3300 µmhos selon les saisons et les secteurs. Elle traduit d'une part le confinement général du marais et celui de poches isolées ou de fossés par rapport aux réseaux principaux.

Les concentrations d'oxygène observées varient de 0,2 à 16 mg/l avec un tiers des fossés présentant une concentration inférieure à 2 mg/l du mois de juin à septembre (en milieu de journée). La conductivité et l'oxygène s'accordent donc pour révéler l'existence de deux phases de fonctionnement du marais. D'une part, une phase hivernale et printanière se caractérise par des mouvements d'eau significatifs avec des hauteurs d'eau plus importantes. Au contraire, la phase estivale et automnale se caractérise par un confinement progressif du réseau le plus envasé et des secteurs les plus isolés avec une augmentation très significative des différences de qualité enregistrées sur les diverses composantes du réseau (Cemagref, 1996).

1.1.6. Caractérisation des fossés

Les marais sont des territoires dont les composantes aquatiques sont encore assez méconnues. Suite au programme Norspa (Cemagref, 1996), la connaissance des paramètres morphologiques (largeur, débit, *etc*.) ou fonctionnels (usage, entretien, *etc*.) des fossés a permis d'identifier trois niveaux de canaux permanents (Figure I.9) :

↳ **L'ordre 1** ou **primaire**, appelé **étier**, dont l'étymologie latine, *oestrus*, signifiant 'écoulement', contribue à sa définition. Il regroupe tous les canaux principaux d'évacuation des eaux vers la mer. La largeur est comprise entre 5 et 10 mètres. Les étiers sont les exutoires du marais, ils sont pris en charge par le Syndicat d'Aménagement Hydraulique du Sud-Loire et l'Union des Syndicats de Marais de Sud-Loire (Merle, 1994). Les débits moyens des étiers de la zone d'étude sont pour la Gravelle de 2,5 $m^3.s^{-1}$, le Falleron de 10 $m^3.s^{-1}$ et la Taillée gouine de 0,9 m^3s^{-1} (Coyne & Bellier, 1984).

Au sein des autres réseaux privés, de gabarits assez identiques, deux types de fossés ont été distingués :

↳ **L'ordre 2** ou **secondaire**, appelé **écours** (fossés où 'l'eau court'), a un rôle important dans la gestion de l'eau. Sa fonction est d'amener l'eau au cœur du marais en période estivale et au contraire de permettre son évacuation en hiver. Ils ont en général la direction Est-Ouest et parfois Nord-Sud et établissent tout un réseau maillé entre les étiers. Leur intérêt hydraulique collectif amène les syndicats de marais à en assurer régulièrement l'entretien avec une fréquence de 10 ans en général.

↳ **L'ordre 3** ou **tertiaire**, forme l'essentiel du chevelu hydraulique du marais (environ 85 % du linéaire). Chaque propriétaire riverain est responsable de l'entretien des fossés jouxtant ses parcelles. Lorsque ces fossés sont en cul de sac **(ordre 4)** et ne font plus la frontière entre deux exploitants ou entre deux propriétaires, la probabilité de les voir peu entretenus voir colmatés volontairement (expansion des tailles des parcelles) est importante (Merle, 2000). Malgré les aides (mesures agri-environnementales), l'entretien régulier de ce réseau est problématique et son état d'envasement est bien souvent élevé (de 30 à 60 % d'envasement).

A ces fossés permanents, s'ajoutent deux types d'éléments aquatiques :

↳ Les **plans d'eau (ordre 5)** liés ou non au réseau. Ils sont privés et jouent un rôle non négligeable dans la rétention d'eau. Ils se multiplient depuis quelques années avec l'aménagement de sites pour la chasse au gibier d'eau.

↳ Les **chenaux temporaires** ou **baisses** inondé(e)s en hiver s'assèchent **(ordre 6)** plus ou moins rapidement en période estivale.

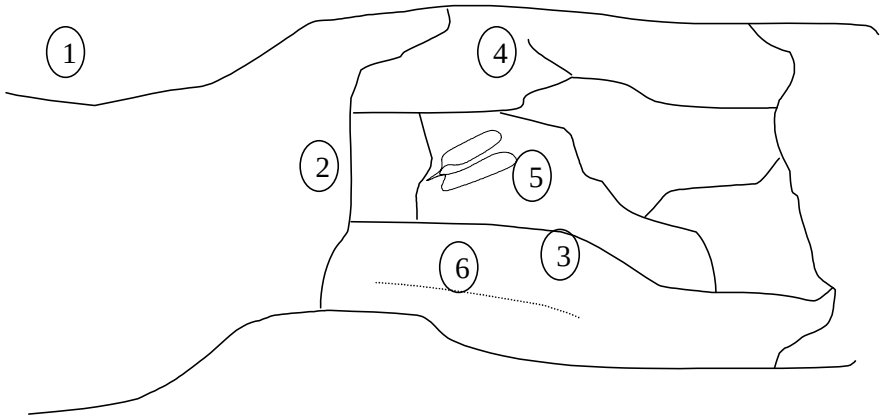


Figure I.9 : Schéma définissant les ordres des fossés. 1 = Etier ou primaire, 2 = Ecours ou secondaire, 3 = Tertiaire, 4 = Tertiaire en cul de sac, 5 = Plan d'eau, 6 = Fossé temporaire.

L'examen de l'organisation des fossés permet d'identifier deux types de disposition des fossés tertiaires par rapport aux réseaux primaires et secondaires (Figure I.10):

↳ P = réseau en poche, avec un seul contact vis-à-vis des réseaux principaux.

↳ M = réseau en maille, avec deux contacts ou plus vis-à-vis des réseaux principaux.

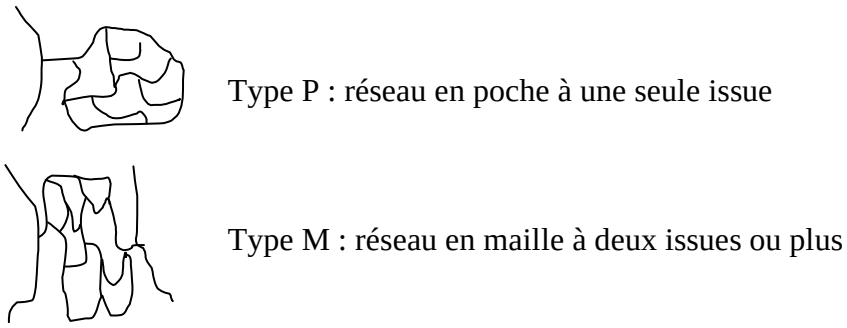


Figure I.10 : Schémas des différentes organisations (P ou M) des réseaux de fossés permanents.

Les études menées dans le marais de Bourgneuf montrent que les fossés y représentent 246 m/ha, 6,2 % étant des étiers (15,2 m/ha), 11,8 % des écours (28,9 m/ha), 73,6 % des fossés tertiaires (180,3 m/ha) et 8,4 % des fossés temporaires (20,6 m/ha) (Gaston, 1995). La gestion de toutes ces

surfaces en eau dépend en grande partie de décisions individuelles (aménagement, isolement, entretien, *etc*.).

Des transects (N = 657) réalisés dans le Nord du Marais Breton ont également permis de déterminer les caractéristiques morphométriques des fossés (Feunteun, 1994). Ainsi les hauteurs moyennes d'eau et de vase se situent respectivement à 46 et 42 cm. La hauteur de vase peut varier de 5 à 120 cm en fonction des derniers curages. La largeur des fossés est en moyenne de 2,89 m et plus de 98 % des fossés font moins de 5 m de large et 1 m de profondeur. Les 2 % restant sont situés en aval au niveau des exutoires du marais.

1.1.7. Zones d'étude

Les relevés piscicoles et environnementaux réalisés depuis 1987 par le Cemagref de Bordeaux les 3 000 ha du Nord Falleron entre 1987 et 1992 et un secteur plus restreint de 300 ha entre 1994 et 1998.

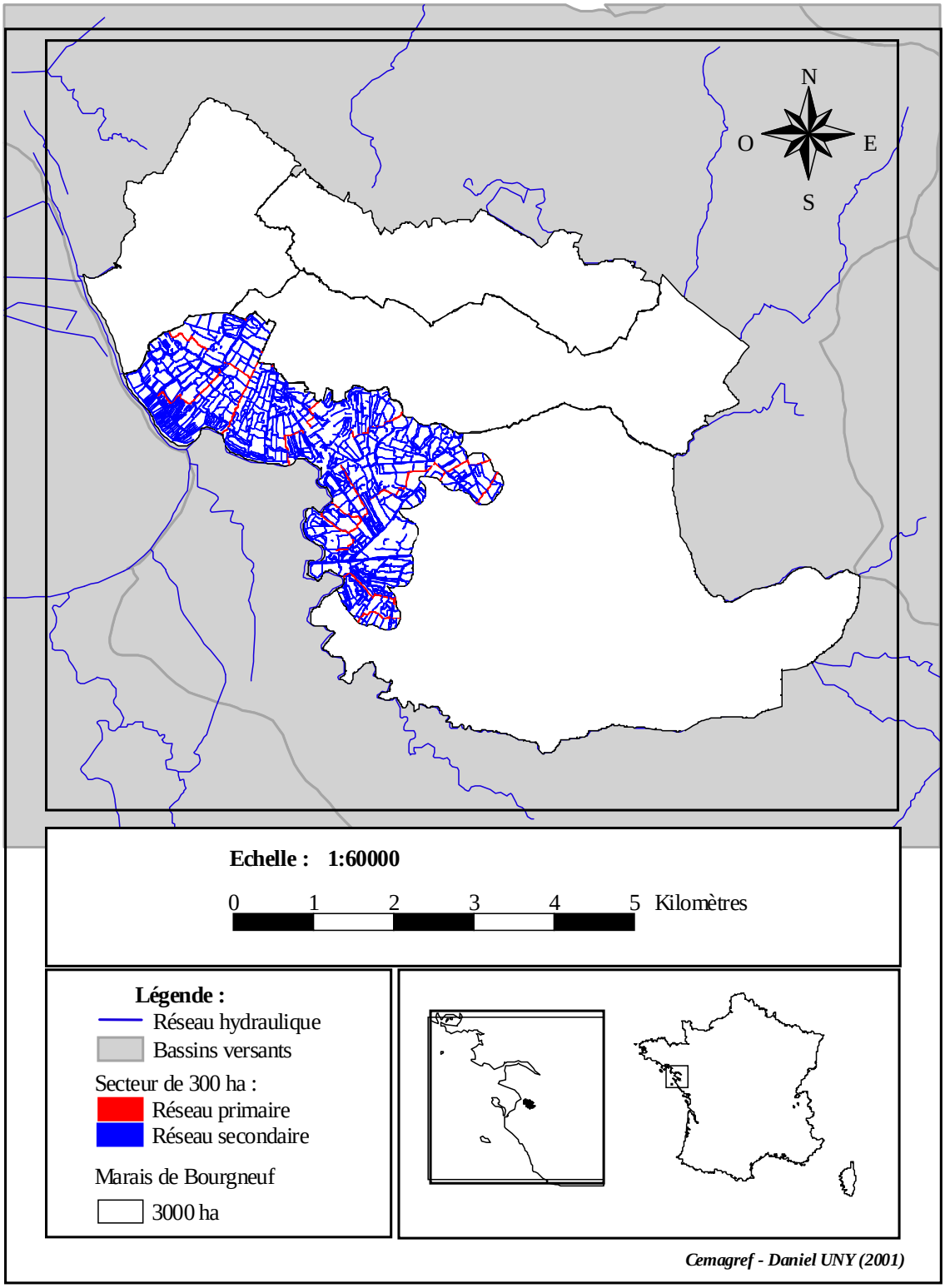


Figure I.11 : Localisation des aires d'étude (3000 et 300 ha) au sein du marais Breton**.**

Constats d'hétérogénéité

1.1.8. Historique des données

Période 1987-1989

Les premières études de 1987 à 1989 ont été réalisées à l'échelle de 3 000 ha, dans les marais littoraux de Bourgneuf. Elles ont vu l'application d'une technique d'inventaire permettant de caractériser le peuplement piscicole à l'échelle d'un bassin versant classique en vue d'une estimation de la prédation exercée par le Héron cendré (*Ardea cinerea*, L.), (Feunteun *et al.*, 1992 ; Feunteun, 1994 ; Feunteun & Marion, 1994). Ces travaux consistaient en une stratégie d'échantillonnage par degrés (Frontier, 1983 ; Scherrer, 1984 ; Sokal & Rohlf, 1981) par pêche électrique avec passages successifs, sur 12 à 19 sites répartis en 5 secteurs. Ces travaux ont permis d'une part de définir la variabilité du peuplement entre secteurs et d'autre part d'analyser la part respective de l'information collectée lors de chaque passage successif.

Période 1990-1991

De manière à préciser le niveau de variabilité du peuplement à l'échelle d'une station ou d'un groupe de stations, des opérations conduites en 1990 et 1991 toujours à la même échelle de 3 000 ha, ont consisté en un échantillonnage aléatoire simple. Il consistait à échantillonner par pêche électrique sur un seul passage, un plus grand nombre de sites (N = 31), appartenant à un quadrat géographique tiré au hasard (Feunteun, 1994).

Période 1994-1996

Une étude sur 10 à 30 sites, répartis au sein d'une zone de 300 ha alimentée par la Gravelle, a été réalisée durant trois années à raison de 3 à 5 campagnes annuelles de captures. Ces campagnes ont permis de préciser les caractéristiques de taille du peuplement piscicole de ce secteur par l'utilisation d'un engin passif, la bosselle.

Période 1996-1998

Un suivi encore plus fin a été réalisé sur une trentaine de sites de 1996 à 1998, répartis sur les 300 ha. L'objectif de ce travail était l'analyse des relations entre la qualité des composantes du réseau et le niveau d'utilisation par l'ichtyofaune à l'aide d'inventaires par pêche électrique.

1.1.9. Techniques d'échantillonnage

Pêches électriques

La pêche électrique est basée sur le fait que le poisson, chargé négativement, est plus conducteur que l'eau et réagit au courant électrique par une attirance vers le pôle positif. Il s'agit donc d'appliquer un courant électrique entre une anode (anneau de 50 cm de diamètre) et une cathode sur un secteur donné. Le poisson, localisé dans un champ électrique, est soumis à mesure que la distance à l'anode diminue, à un phénomène de galvanotaxie (nage forcée vers l'anode) puis à un phénomène de narcose (tétanie). Ainsi, le poisson vient vers l'anode et 'passe sur le ventre' ce qui le rend aisément capturable à l'aide d'épuisettes. Le poisson réagit à la différence de potentiel appliqué entre la tête et la queue, appelé 'potentiel corporel'. Plus ce potentiel est élevé et plus le poisson est attiré.

Le taux d'intensité de la charge électrique est le courant ; sa mesure est l'ampère (A). La force électromotrice qui déplace les charges est le voltage (en volts, V). Le pouvoir électrique est le taux auquel la pêche est réalisée, il est mesuré en watts (W). Une forte intensité de courant peut tuer le poisson, une intensité modérée le rend groggy tandis qu'une faible intensité l'autorise à s'échapper (Reynolds, 1983). Il apparaît que la différence de potentiel corporel efficace doit être de 0,1 à 1 $V.cm^{-1}$ (Muus et Dahlstrom, 1968). L'intensité devant se situer si possible sous le seuil des 4 ampères (Novotny & Priegel, 1974).

Afin de permettre les comparaisons entre les sites, l'ensemble des pêches doit être réalisé avec le même appareillage et le même type de courant. La densité de courant étant le paramètre du champ électrique le plus directement relatif à l'effet de l'électricité sur le poisson (Reynolds, 1983) ; le fait de la standardiser permet d'induire une diminution moyenne de la variation de l'efficacité de capture de jour de 12,5 % (Burkhardt & Gutreuter, 1995).

Compte tenu de la conductivité du poisson estimée à 150 $\mu s.cm^{-1}$, la valeur de 3000 watts correspond à la puissance idéale dégagée pour engendrer une attraction (Burkhart & Gutreuter, 1995). Cette côte doit être maintenue car une stimulation efficace pour l'anguille requiert un large champ électrique (Willemsen, 1990). Nous nous sommes donc contraints à standardiser cette valeur pour une conductivité de l'eau comprise entre 500 et 1600 $\mu s.cm^{-1}$.

La température influence l'efficacité de l'engin par une augmentation du métabolisme du poisson et donc de ses capacités à échapper au champ électrique (Reynolds, 1983). De plus les faibles températures (< 10 °C) empêchent la flottaison des poissons groggy et entraîne une réduction de leur capturabilité (Reynolds, 1983). Dans le cas de l'anguille les faibles températures induisent de plus un enfouissement dans le substrat (dans notre cas, la vase) et rendent les pêches électriques inefficaces (Lobon Cervia *et al.*, 1990 ; Willemsen, 1990). La période de capture la plus efficace semble correspondre ainsi à des températures situées entre 15 et 20 °C.

Toutes nos pêches ont été réalisées avec un 'Héron' (marque Dream Electronic) délivrant un courant continu. Chaque site inventorié est délimité par des filets droits à maille nœud à nœud de 5 mm délimitant une surface 100 m² environ. L'équipe de pêche opère d'un bateau dont le positionnement est réglé par deux opérateurs depuis les berges (Figure I.12). L'effort de pêche est standardisé par le maintien de la même équipe aux mêmes postes et du temps de pêche lors des passages successifs sur un site. De plus, s'inspirant de la technique des points sondages (Nelva *et al.*, 1979), la prospection est réalisée sur des transects distants de 3 mètres et composés de 2 points en rives et de 1 ou 2 point(s) au centre du fossé selon sa largeur.

Chaque point est observé durant 30 secondes effectives de pêche. Ce procédé a été élaboré pour l'échantillonnage piscicole des fossés du Marais Breton (Feunteun, 1994) et est particulièrement bien adapté pour l'échantillonnage des anguilles (Lambert *et al.*, 1994). L'analyse des passages multiples de 1987 à 1989 nous révèle qu'en moyenne 55 % des anguilles sont capturées lors des premiers passages. Selon Lambert *et al.* (1994), le premier passage respecte la structure de taille de la fraction de population présente sur le site échantillonné.

De manière à pouvoir utiliser la majorité des années d'échantillonnage, nous avons donc choisi d'analyser les captures effectuées lors de ces premiers passages.

Figure I.12: Photographie de la technique d'échantillonnage par pêche électrique (A. Baisez).

En résumé, la répétitivité de l'échantillonnage a été assurée par la mise en œuvre du même protocole basé sur la délimitation d'un secteur unitaire de 100 m² et sur un effort de capture standardisé. L'utilisation d'un courant continu avec une intensité électrique fixe a permis d'intégrer les variabilités de conductivité du milieu et de maintenir alors un effort de pêche constant. Enfin, la période d'échantillonnage a été fixée en fonction de la température de l'eau devant se situer entre 15 et 20 °C.

Lors des captures, le poids (au gramme près) et la taille (au millimètre près) des anguilles ont été notés. Nous disposons donc d'un ensemble de captures réalisé au sein de 3 000 et 300 ha et sur des sites différents d'une trentaine de mètres en berge. Les données peuvent alors se traduire en densité numérique d'anguilles par m² échantillonné mais également en terme de biomasse et de structure de taille.

Captures à l'aide de bosselles

Parmi les engins passifs traditionnellement utilisés pour la pêche des anguilles, nous avons employé les bosselles ou nasses (trap ou basket en anglais) (Figure I.13). Les nasses sont réalisées artisanalement, le plus souvent en ronce ou en osier (Hubert, 1983 ; Legault, 1987). Pour nos études, les bosselles sont réalisées en grillage de 5 mm de maille étirée. Les pièges sont standardisés afin

d’éviter les variations de sélectivité au cours des échantillonnages. La littérature laisse présager d’une taille de rétention totale de 190 mm (Bruyère, 1993).

Figure I.13 : Photographie de plusieurs types de nasses (A. Baisez).

L’efficacité d’un piège passif est caractérisée par deux structures : l’entrée qui induit la capture et la forme qui résume la capacité à garder le poisson (Andreev, 1966). Ainsi, la largeur de l'ouverture induit un équilibre entre la sélectivité du piège et l'échappement. Brandt, (1971) donne des rapports entre la longueur des entonnoirs et la circonférence du piège. Nos bosselles suivent ses recommandations ainsi l'ouverture est élargie par un entonnoir extérieur de 30 cm de profondeur et avec une surface de capture de 0,25 m² (Figure I.14).

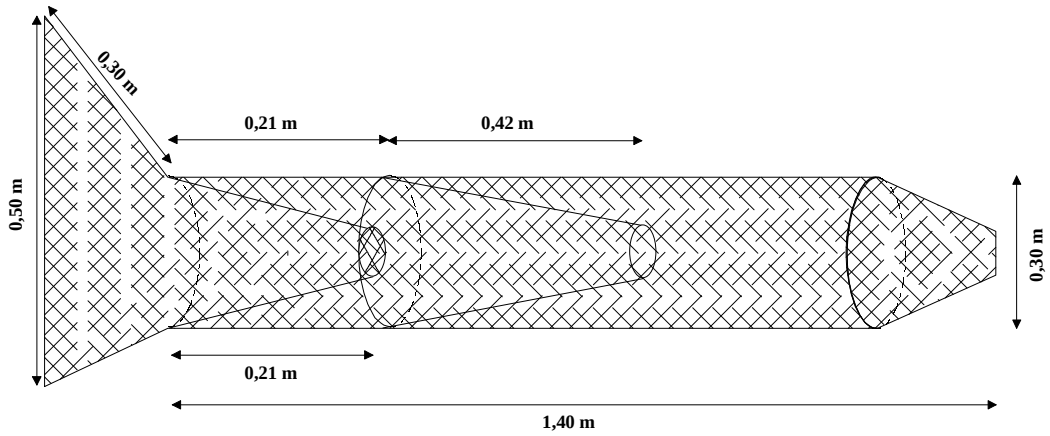


Figure I.14 : Schéma d'une nasse aux dimensions standardisées.

Les nasses font 140 cm de long et 94 cm de circonférence. Elles possèdent deux entonnoirs, le premier mesure 21 cm, le second situé à 21 cm de l'entrée fait 42 cm de long (Figure I.14). Cette dernière mesure détermine la taille de probabilité maximum de capture puisque l'anguille perd le

contact avec le premier entonnoir avant de passer dans le second, ainsi elle est incapable de faire marche arrière en s'aidant de sa queue comme d'un guide. La taille de l'ouverture des entonnoirs mesure 6,5 cm.

L'accessibilité de cette technique de capture est liée au fait que le piège doit être sur le trajet du poisson (Laurec & Le Guen, 1981). Les nasses sont alors positionnées au centre du fossé en position parallèle aux rives (Andreev, 1966 ; Baras *et al.*, 1994). De manière à optimiser le fonctionnement des nasses, les engins ont été lancés (Kushlan, 1981) et sont récupérés à l'aide d'un crochet. Nous évitons ainsi de perturber le milieu. Le temps de pose est de 15 heures englobant les pics d'activité du matin et du soir.

1.1.10. Opérations

A l'échelle de 3 000 ha

De 1987 à 1991, 111 opérations de pêche électrique ont été réalisées en période estivale (Tableau I.2). Ces échantillonnages à l'échelle de 3 000 ha se divisent en deux périodes, de 1987 à 1989, une vingtaine de sites faisaient l'objet des échantillonnages. Tandis que de 1990 à 1991, une trentaine de sites étaient considérés. La pression d'échantillonnage a donc oscillé sur cette période entre 0,05 % et 0,15 % du linéaire de fossés de la zone d'étude.

Tableau I.2 : Nombre de sites échantillonnés par un unique passage par pêche électrique (PE) par an à l'échelle de 3 000 ha.

PE	3000 ha				
Années	1987	1988	1989	1990	1991
Nb Sites	12	19	18	31	31

A l'échelle de 300 ha

De 1996 à 1998, les pêches électriques ont été effectuées à l'échelle de 300 ha sur une trentaine de sites par an totalisant 84 échantillons durant les mois de juin de ces années d'études (Tableau I.3). La pression d'échantillonnage a donc été de 1,50 % du linéaire de la zone d'étude.

Tableau I.3 : Nombre de sites échantillonnés par un unique passage par pêche électrique (PE) par an à l'échelle de 300 ha.

PE	300 ha		
Années	1996	1997	1998
Nb Sites	30	28	26

De plus, 72 opérations de captures à l'aide de nasse ont été réalisées en période estivale au sein des 300 ha de 1994 à 1996 (Tableau I.4).

Tableau I.4: Nombre de sites échantillonnés à l'aide de bosselles (BO) par an à l'échelle de 300 ha.

BO	300 ha		
Années	1994	1995	1996
Nb Sites	24	21	27

1.1.11. Analyses

L'ensemble des captures, à toutes les échelles et à l'aide des deux techniques d'échantillonnage a permis d'établir la présence de l'anguille dans ces milieux par le calcul de la fréquence d'occurrence.

L'étude de l'indice de dispersion égal au rapport de la variance (var) sur la moyenne (m) donne une indication sur les variations spatiales de la distribution des abondances numériques et pondérales des anguilles au sein des 3 000 et 300 ha. La dispersion est alors étudiée sur l'ensemble des captures réalisées durant les périodes estivales (mai à juin) par an et pour chaque technique d'échantillonnage.

La variabilité spatiale des abondances sera abordée par l'étude de la distribution des sites en fonction des niveaux d'abondances pour chaque échelle et chaque technique d'échantillonnage. Toutefois, admettre que chaque individu quelle que soit sa taille joue un rôle équivalent est une simplification excessive. Nous étudierons donc s'il existe une logique de répartition différente suivant les classes de tailles (pas de 40 mm en raison des estimations de croissance et de la variabilité individuelle de croissance, *cf.* Chapitre II.3) par la fréquence d'occurrence des anguilles par classes de taille ainsi que par l'étude de leur indice de dispersion (var/m). **Notons que dans l'ensemble de notre travail les classes de taille sont représentées graphiquement par leurs bornes supérieures.**

1.1.12. Résultats

Variabilités des indices d'abondances

Fréquences d'occurrence

A l'échelle des 3 000 ha, les analyses ont été menées sur 914 anguilles capturées lors des premiers passages de pêche électrique de 1987 à 1991 sur des surfaces unitaires de l'ordre de 100 m². Les fréquences d'occurrences sont relativement élevées quelles que soient les années (Tableau I.5) et confirment la forte présence de l'anguille dans ces zones humides littorales. Une diminution de cette fréquence est cependant observée à partir de 1989.

Tableau I.5 : Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 3 000 ha, par pêche électrique (PE) sur des tronçons de 100 m².

Données 3000 ha	PE				
Années	1987	1988	1989	1990	1991
Fréquences d'occurrence	100%	100%	100%	80%	71%
Nombres d'anguilles	191	272	218	127	129

A l'échelle de travail de 300 ha, les analyses ont été menées sur les 390 individus capturés de 1996 à 1998 en pêche électrique lors du premier passage et sur les 306 anguilles obtenues au cours des 72 opérations de captures aux nasses de 1994 à 1996. Les fréquences d'occurrence sont également élevées quelles que soient la technique et l'année d'échantillonnage (Tableau I.6).

Tableau I.6 : Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 300 ha, par pêche électrique (PE) et par nasse (BO) sur des tronçons de 100 m².

Données 300 ha	PE			BO		
Années	1996	1997	1998	1994	1995	1996
Fréquences d'occurrence	87%	86%	88%	74%	76%	100%
Nombres d'anguilles	201	110	79	47	48	211

En résumé, l'anguille montre une forte fréquence d'occurrence quelle que soit l'échelle d'échantillonnage (3 000 et 300 ha) et la technique d'échantillonnage utilisée (pêche électrique ou nasses).

Dispersion

A l'échelle de 3 000 ha, une forte et constante hétérogénéité de répartition est révélée dans l'ensemble des campagnes d'échantillonnage. En effet, la variance est toujours très supérieure à la moyenne (Tableau I.7). Cette sur-dispersion ou contagion positive (Frontier, 1984) signifie que les organismes ont tendance à se grouper, laissant des plages moins denses. Un échantillonnage 'au hasard' aboutit donc à une variance supérieure à la moyenne (Frontier, 1984) et à un indice de dispersion toujours supérieur à 1. De même, l'observation des biomasses donne toujours un indice de dispersion supérieure à 1.

Tableau I.7 : Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) à 3000 ha entre 1987 et 1991. var = variances. m = moyennes d'anguilles.

Données 3000 ha	PE				
Années	1987	1988	1989	1990	1991
Moyennes Ang/100m²	8,7	12,2	7,2	4,0	2,4
Ecarts-types Ang/100m²	5,8	11,9	5,4	4,7	2,6
var/m = dispersion	**3,8**	**11,6**	**4,0**	**5,4**	**2,9**
Moyennes Biomasses/100m²	377	262	176	124	76
Ecarts-types Biomasses/100m²	425	273	156	145	91
var/m = dispersion	480	284	138	171	109

Cette dispersion de type agrégatif est également révélée à l'échelle de 300 ha, quelles que soient les années et les techniques d'échantillonnage utilisées (Tableau I.8). Elle est manifeste aussi bien pour les indices numériques que pondéraux.

Tableau I.8 : Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) entre 1996 et 1998 et bosselles (BO) entre 1994 et 1996 à 300 ha. var = variance. m = moyennes d'anguilles.

Données 300 ha	PE			BO		
Années	1996	1997	1998	1994	1995	1996
Moyennes Ang/100m²	7,4	4,3	3,4	2,04	2,3	7,8
Ecarts-types Ang/100m²	7,7	4,7	2,9	2,6	2,5	5,4
var/m = dispersion	**8,1**	**8,1**	**5,0**	**3,4**	**2,9**	**3,7**
Moyennes Biomasses/100m²	131	201	166	165	268	326
Ecarts-types Biomasses/100m²	156	280	222	262	413	317
var/m = dispersion	**185,7**	**389,0**	**296,3**	**414,6**	**637,0**	**307,9**

En résumé, une distribution du type agrégatif est révélée pour l'ensemble des échantillonnages. Ces résultats montrent que la sur-dispersion des anguilles est observée quelles que soient les années d'échantillonnage et les techniques utilisées. Le phénomène est beaucoup plus accentué sur les indicateurs de biomasses que ceux d'abondances. Ils soulignent également, que cette répartition par agrégat demeure malgré le changement d'échelle de 3000 à 300 ha (permettant une augmentation de la pression d'échantillonnage de 0,1 à 1,50 % du linéaire). L'agrégat semble donc se situer à une échelle inférieure, selon toute vraisemblance à celle de l'unité représentée par le fossé.

Abondances par site

A l'échelle des 3 000 ha

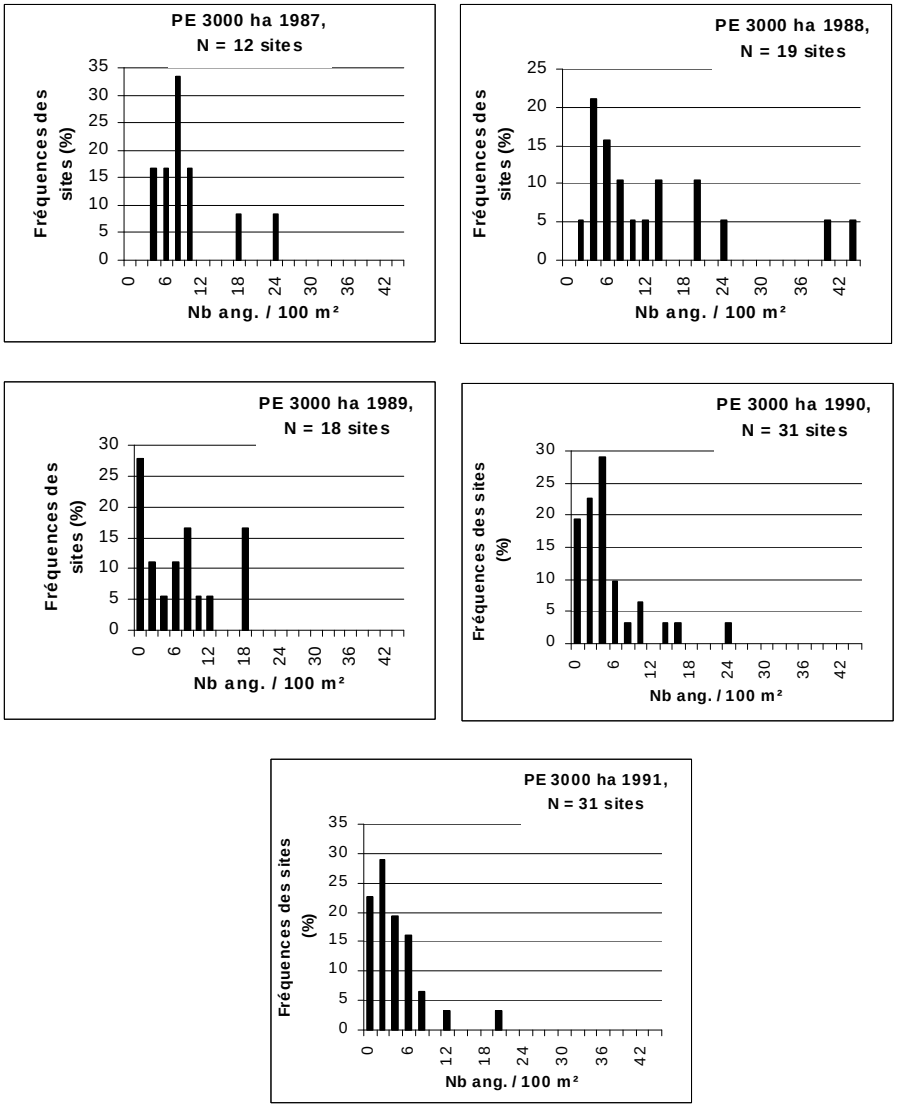


Figure I.15 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturés par campagne et par pêche électrique au sein de la zone de 3 000 ha de 1987 à 1991.

La distribution des sites en fonction des niveaux d'abondances de l'anguille pour chaque année d'échantillonnage (de 1987 à 1991) révèle que la plupart d'entre eux (70 %) a des niveaux de capture

au premier passage situés entre 0 et 8 anguilles par 100 m² avec 16 % des sites sans aucune capture (Figure I.15). 20 % ont des niveaux de capture au premier passage compris entre 8 et 16 individus par 100 m², 7 % entre 16 et 24 anguilles par 100 m² et enfin 3 % supérieurs à 24 anguilles par 100 m².

A l'échelle des 300 ha

L'analyse de la distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles capturées révèle une tendance similaire à celle observée à 3 000 ha. L'essentiel des captures (78 %) se situe au niveau de 2 à 8 anguilles pour 100 m² pour un unique passage. Un second ensemble (16 %) est constitué des sites avec des niveaux de capture compris entre 8 et 16 anguilles pour 100 m². Enfin, 5 % révèlent des effectifs compris entre 16 et 24 anguilles par 100 m² et 1 % des effectifs supérieurs à 24 individus par 100 m². (Figure I.16). Seulement 13 % des sites ne révèlent aucune anguille.

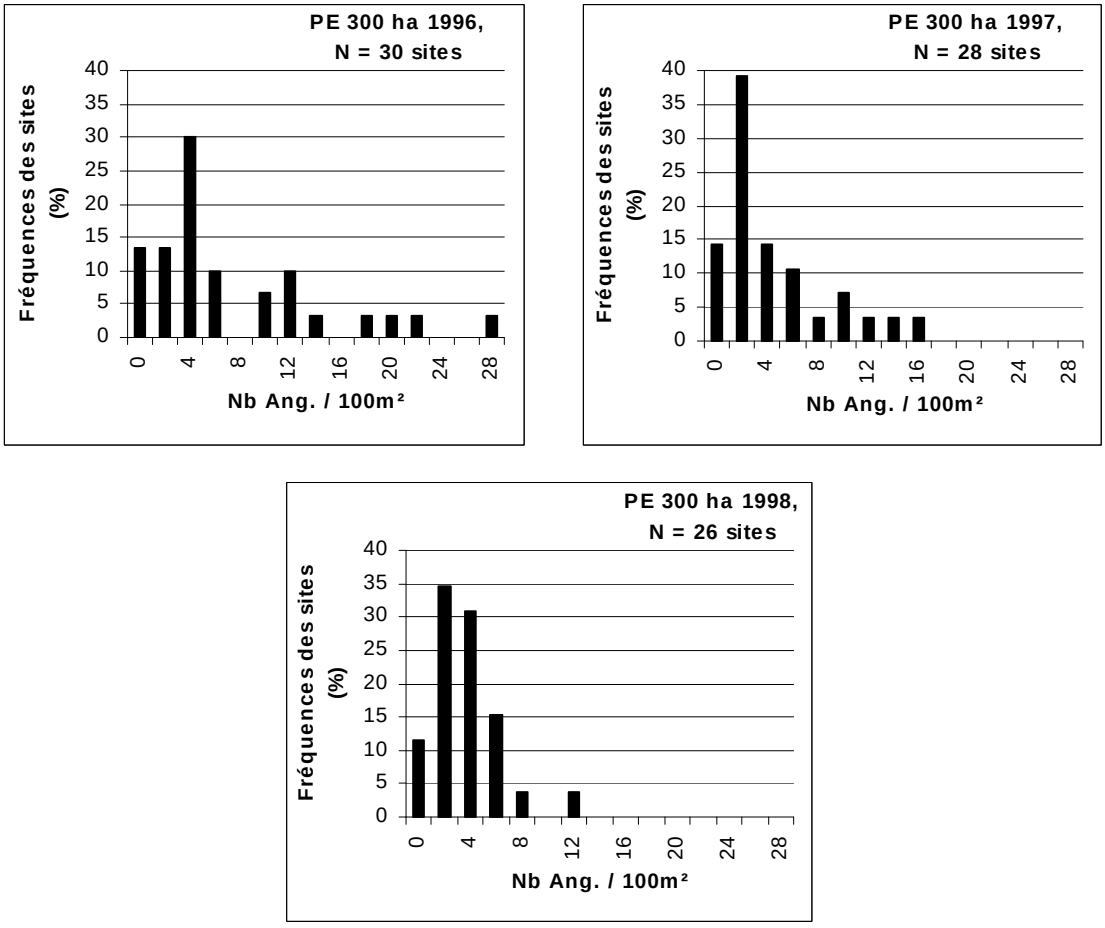


Figure I.16: Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturés par campagne et par pêche électrique (PE) au sein de la zone de 300 ha de 1996 à 1998.

De la même manière que pour les pêches électriques, la majorité des sites capture entre 2 et 4 anguilles par campagne de nasses (52 %). Seulement 16,6 % des sites n'en capturent aucune. Le maximum d'anguilles par campagne de nasses sur un site est de 18 anguilles en 1996 (Figure I.17). Nous remarquons que durant cette dernière période d'échantillonnage (1996), les abondances sont plus élevées. D'une part, l'ensemble des sites a fait l'objet de capture d'anguilles. D'autre part, nous

distinguons que les sites avec des effectifs capturés au premier passage supérieurs à 8 individus par 100 m² ne représentaient que 7 % en 1994 et 1995 alors qu'ils représentent 47 % des sites en 1996.

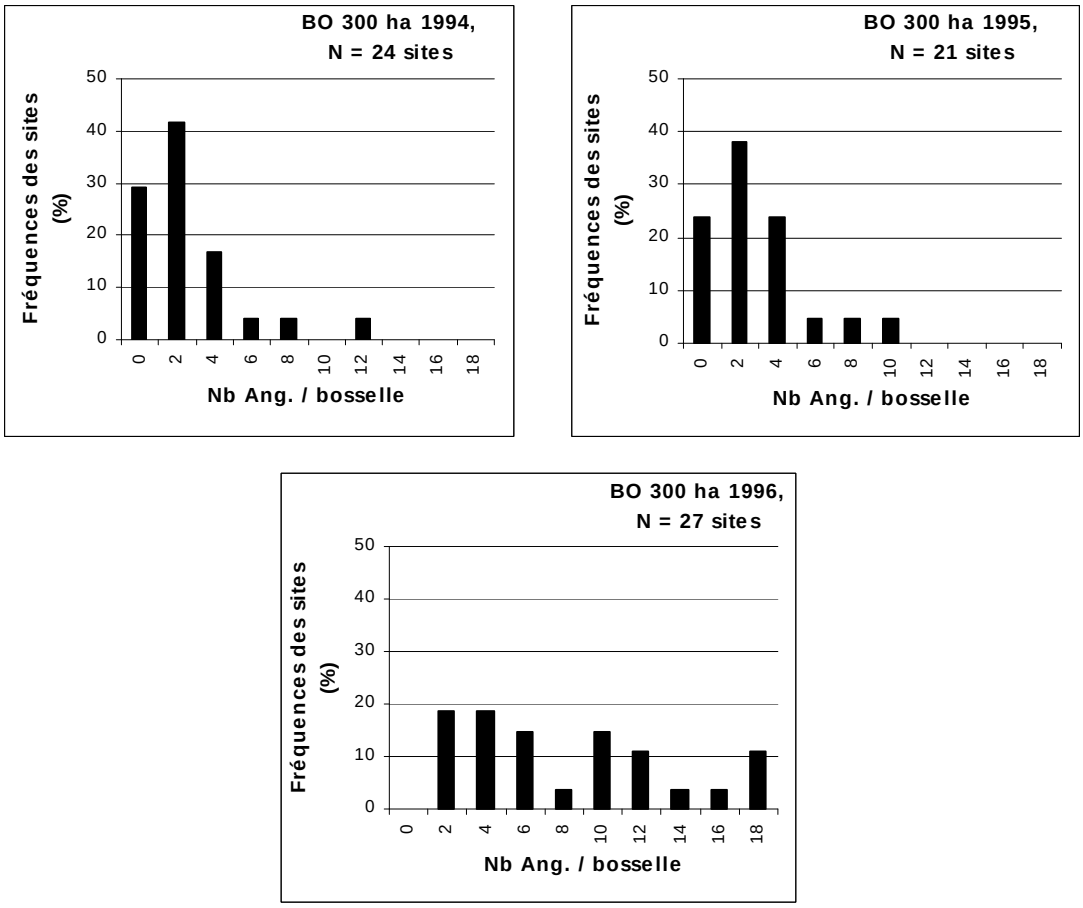


Figure I.17 : Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles capturés par campagne et par bosselle (BO), au sein de la zone de 300 ha de 1996 à 1998.

Résumé

Qu'elles que soient les années d'échantillonnage, l'essentiel des captures par pêche électrique au premier passage se situe entre 2 et 8 anguilles par 100 m². A l'échelle de 300 ha, les nasses donnent des niveaux d'abondance de 2 à 8 anguilles par engin par campagne.

A chacune des échelles, environ 30 % des sites montrent de fortes captures, de l'ordre de 8 à 16 anguilles pour 100 m² en pêche électrique et de 8 à 18 anguilles par nasse par campagne à l'échelle de 300 ha. Il apparaît donc deux niveaux de capture au sein des sites quelle que soit l'échelle d'échantillonnage.

Le nombre très faible de sites sans capture (16 %) nous indique également que le caractère agrégatif ne se situe pas en termes de présence/absence de l'anguille mais plutôt en termes de répartition différente des classes de taille.

Fréquences d'occurrence par classe de taille

A l'échelle des 3 000 ha, nous remarquons (Figure I.18) que les petites classes de taille d'anguilles (80 à 160 mm) montrent des fréquences d'occurrences très dépendantes des années d'échantillonnage. Elles varient de 80 % en 1987 et 1988 à moins de 20 % de 1989 à 1991 et semblent donc révéler des variations de recrutement entre les années.

Les classes de taille moyennes (200 à 400 mm) présentent les plus fortes fréquences d'occurrences. Celles-ci indiquent cependant que seulement 50 % des sites prospectés présentent ces classes.

Les grandes classes de taille montrent une fréquence d'occurrence faible, environ 20 % des sites ont capturé ces gammes de taille.

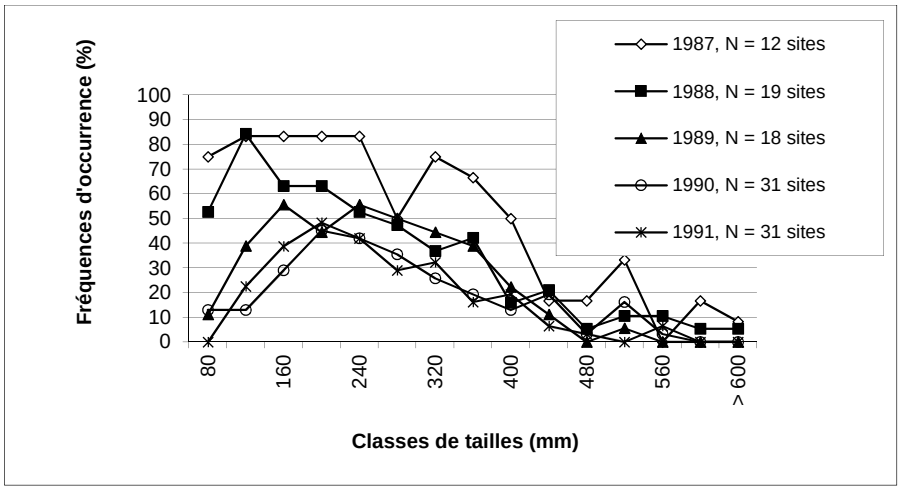


Figure I.18 : Fréquences d'occurrence des anguilles par classe de taille par année (de 1987 à 1991).

A l'échelle des 300 ha, les échantillonnages par pêche électrique révèlent également que les petites classes de taille d'anguilles (120 à 200 mm) montrent des fréquences d'occurrence très variables selon les années d'échantillonnage (Figure I.19). L'année 1996 se démarque par une forte fréquence d'occurrence révélant probablement un recrutement plus élevé que la normale. Elles varient de 60 % en 1996 à moins de 20 % de 1997 à 1998.

Les classes de taille moyennes (240 à 400 mm) présentent des fréquences d'occurrence de l'ordre de 20 à 40 %.

Les grandes classes de taille montrent une fréquence d'occurrence faible, moins de 20 % des sites ont capturé ces gammes de taille.

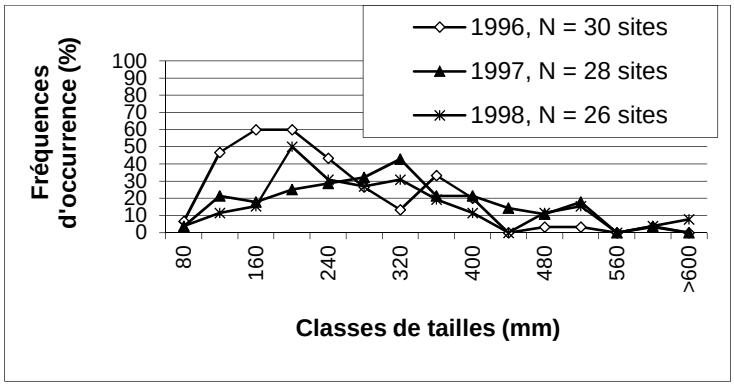


Figure I.19 : Fréquences d'occurrence des anguilles par classe de taille par année (de 1996 à 1998).

A l'échelle des 300 ha, les échantillonnages par les bosselles révèlent que les petites et moyennes classes de taille d'anguilles (160 à 320 mm) montrent aussi des fréquences d'occurrences très dépendantes des années d'échantillonnage (Figure I.20). Ainsi, l'année 1996 se démarque par une forte fréquence d'occurrence de plus de 50 %. Tandis que ces fréquences d'occurrence des classes de 160 à 320 mm sont à moins de 40 % en 1994 et 1995.

Les grandes classes de taille montrent une fréquence d'occurrence faible, moins de 20 % des sites ont capturé ces gammes de taille.

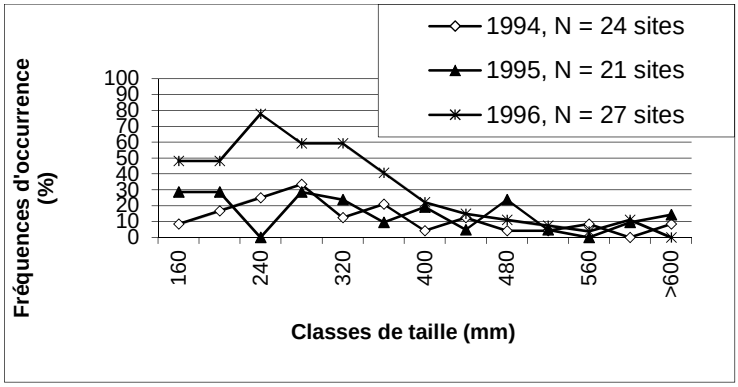


Figure I.20 : Fréquences d'occurrence des anguilles par classe de taille par année (de 1994 à 1996).

En résumé, les fréquences d'occurrence des petites classes de taille (< 280 mm) sont variables suivant les années et apparaissent être dépendantes des phénomènes de recrutement. Les classes de tailles intermédiaires montrent des fréquences d'occurrence stables d'une année à l'autre, leurs présences concernent environ 40 % des sites. Les grandes tailles (> 400 mm) montrent des fréquences d'occurrence faibles mais constantes d'une année à une autre. Les relevés par pêche électrique et bosselles sont en accord sur ces divers points lors de l'étude de la zone de 300 ha.

Dispersion par classe

A l'échelle de 3 000 ha, les moyennes de capture par 100 m² révèlent que la variabilité ne s'exprime pas en présence/absence par classe mais en variabilité d'abondance au sein de chaque classe (Figure I.21). Malgré cette variabilité, nous pouvons observer une très faible abondance des individus supérieurs à 400 mm pour l'ensemble des années d'échantillonnage. De plus, l'année 1988 semble

se démarquer par de fortes abondances des petites classes (80 à 160 mm). Les plus faibles variabilités sont notées pour les classes de taille de 240 à 360 mm.

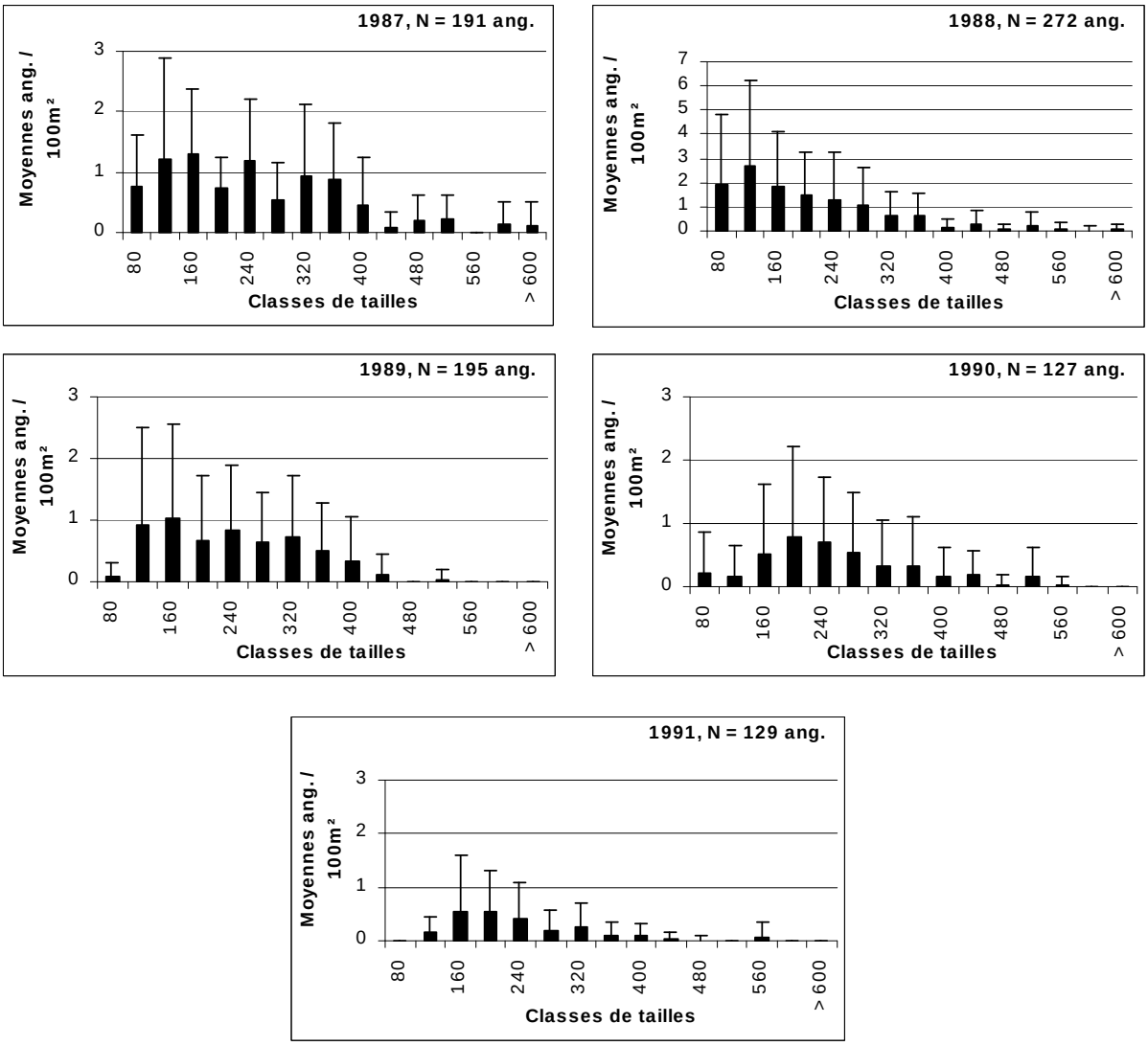


Figure I.21 : Moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique (PE) à 3000 ha pour 100 m², par campagne de 1987 à 1991 et par classe de taille (pas de 40 mm).

La représentation (Figure I.22) de la dispersion (variance en fonction de la moyenne) montre le caractère agrégatif de plus en plus prononcé à mesure que l'on se rapproche des petites tailles.

L'année 1987 se démarque par une moindre dispersion des classes de 160 à 280 mm. Tandis que les petites classes de taille (< 360 mm) en 1988 semblent abondantes et très agrégatives.

Les résultats semblent montrer une variabilité du type de dispersion entre les individus d'une taille inférieure à 360-400 mm et ceux d'une taille supérieure à cette limite.

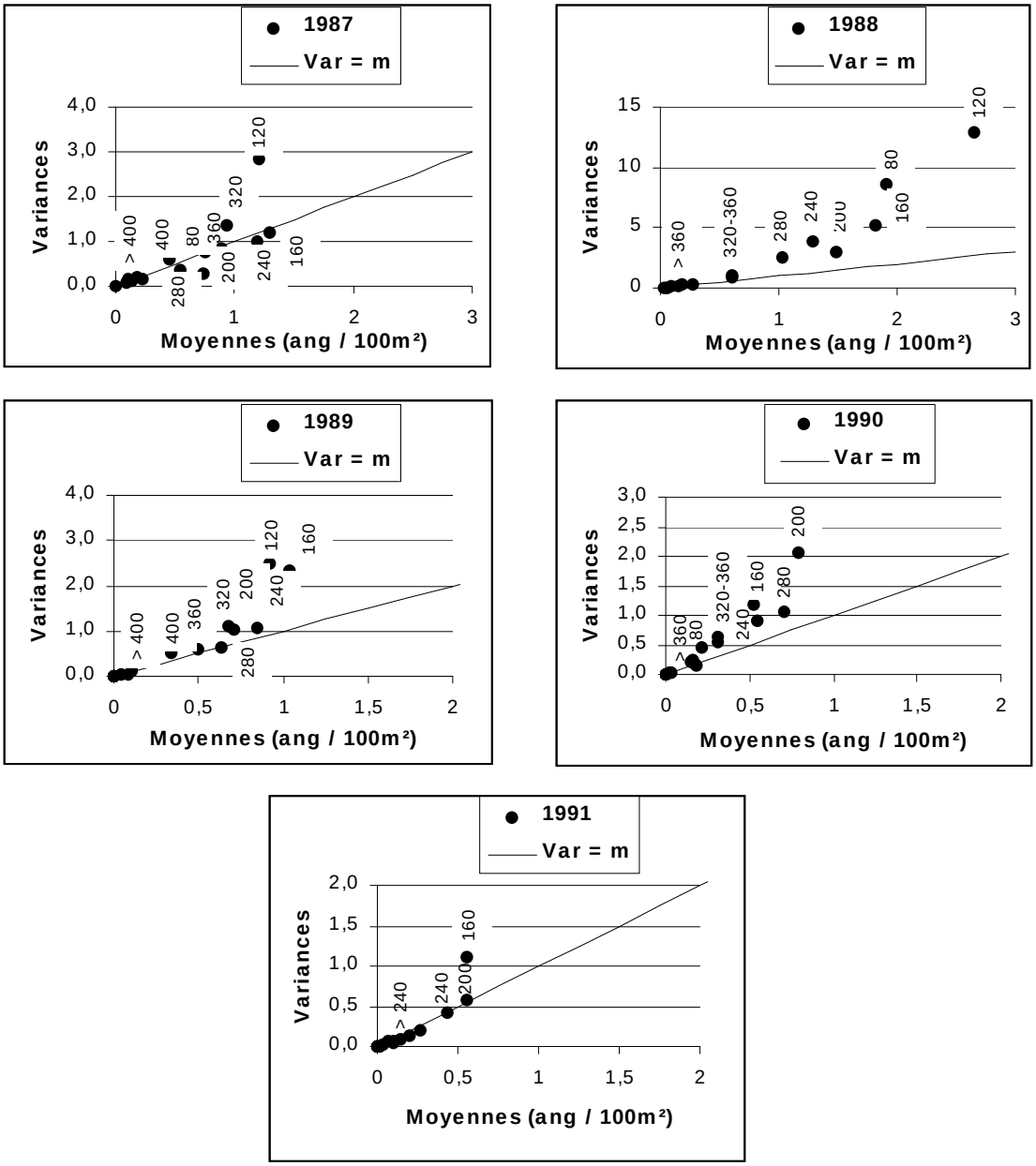


Figure I.22 : Dispersion des effectifs capturés par pêche électrique (PE) par l'observation des variances en fonction des moyennes par site, par campagne de 1987 à 1991 et classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 3 000 ha.

A l'échelle des 300ha, les captures par pêche électrique (Figure I.23) permettent de dresser le même constat. En effet, de fortes variabilités sont observées entre les sites par classes de taille d'anguilles.

Les abondances plus élevées pour les petites classes de taille (< 360 mm) en 1996 sont également hétérogènes en fonction des sites mais semblent révéler un bon recrutement durant cette année.

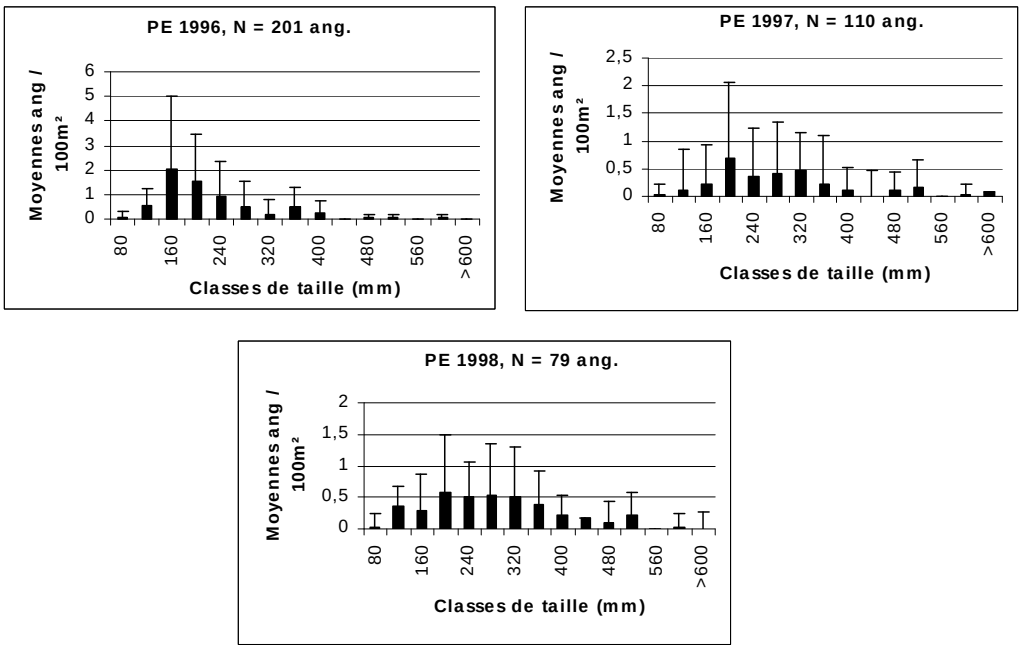


Figure I.23 : Moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique (PE) à 300 ha, pour 100 m², par campagne de 1996 à 1998 et par classe de taille (pas de 40 mm).

La dispersion par agrégat des anguilles par classe de taille à l'échelle de 300 ha est également de plus en plus nette à mesure de la diminution des tailles examinées (Figure I.24).

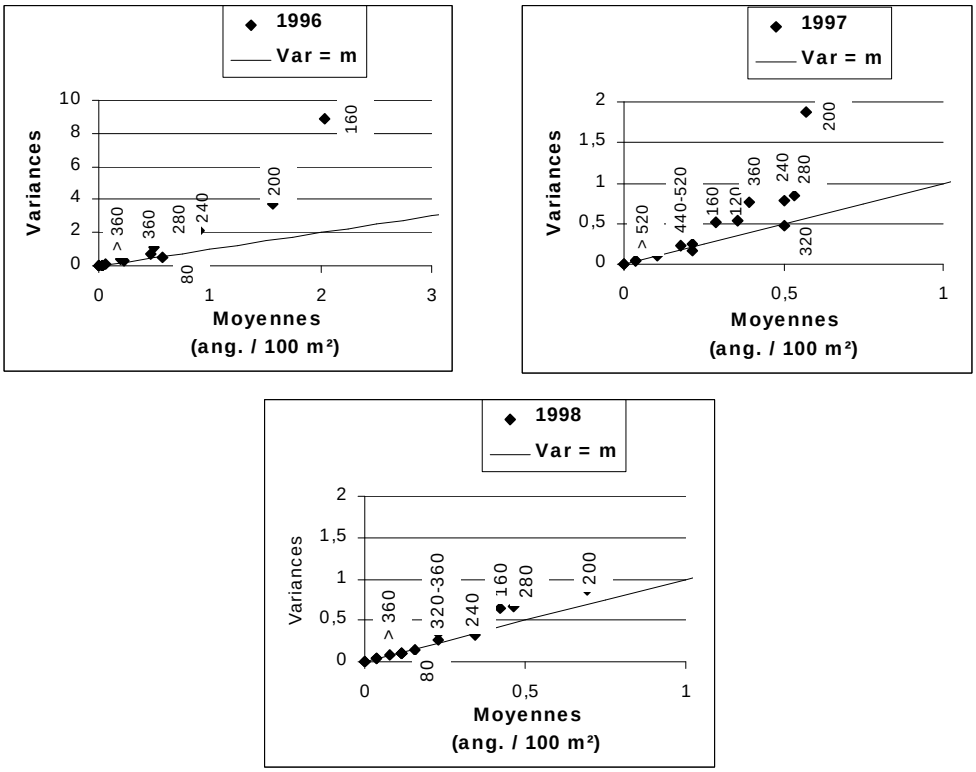


Figure I.24 : Dispersion des effectifs capturés par pêche électrique (PE) par l'observation des variances en fonction des moyennes par site, par campagne de 1996 à 1998 et classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 300 ha.

A l'échelle de 300ha, les captures par bosselle (Figure I.25) confirment les fortes variabilités entre les sites par classes de taille d'anguilles.

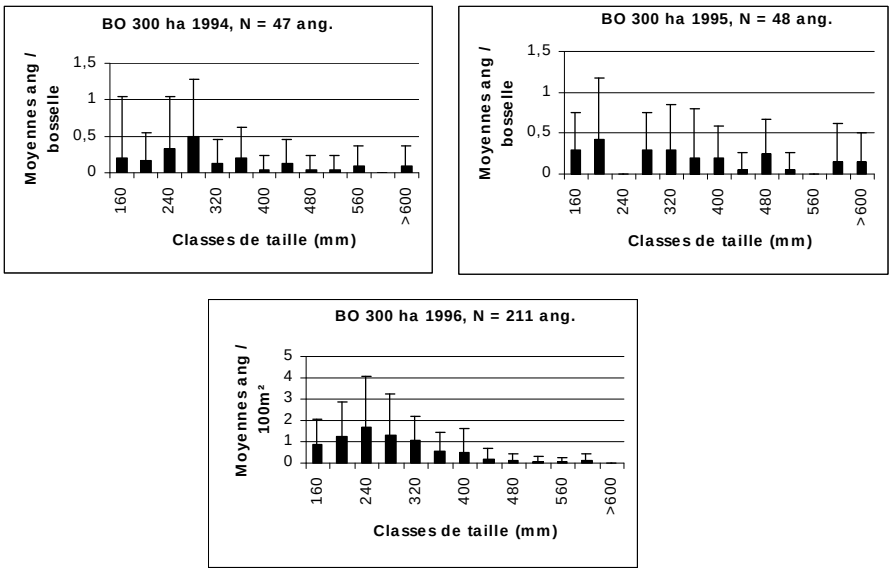


Figure I.25 : Moyennes d'effectifs capturés par les bosselles (BO) à 300 ha par site, par campagne de 1994 à 1996 et par classe de taille (pas de 40 mm).

L'observation de la dispersion par classe de taille des captures réalisées au sein des 300 ha à l'aide de bosselles (Figure I.26) montre également une répartition du type agrégatif pour les petites classes de tailles (< 360 mm). Les classes de petites tailles (80 à 120 mm) sont cependant absentes des échantillonnages.

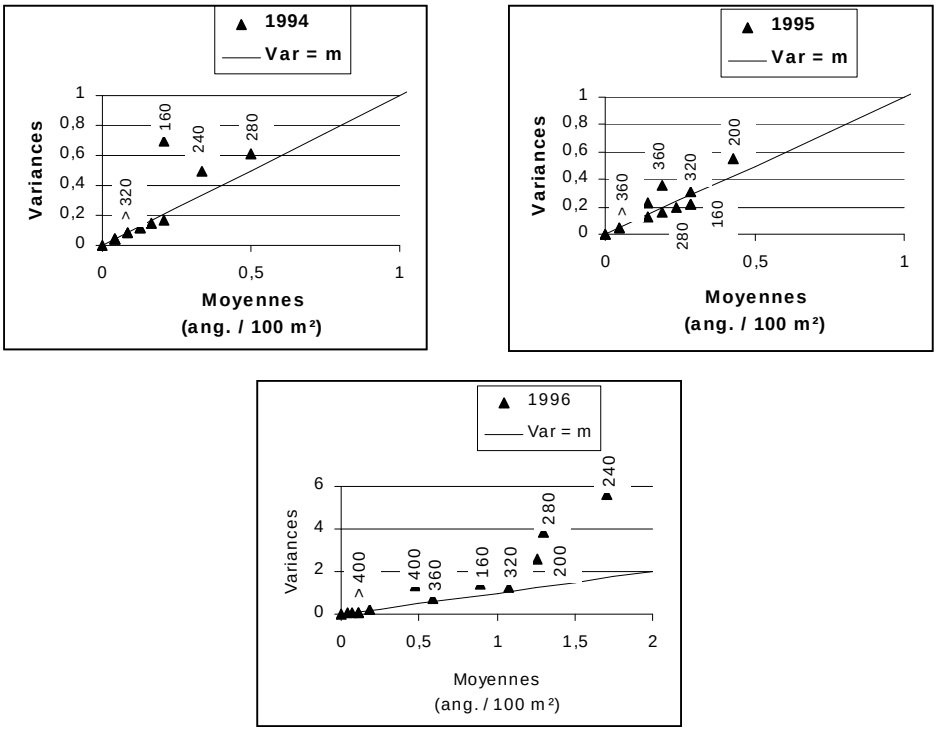


Figure I.26 : Dispersion des effectifs capturés par bosselle (BO) par l'observation des variances en fonction des moyennes par site, par campagne de 1994 à 1996 et classe de taille (pas de 40 mm) pour les échantillonnages réalisés à 300 ha**.**

En résumé, une variabilité de répartition par classe de taille est révélée pour l'ensemble des échantillonnages de 1987 à 1998 à l'aide de la pêche électrique et des bosselles au sein de 3 000 et 300 ha. Le caractère agrégatif est d'autant plus net que la classe de taille est petite et que l'année est favorable à un recrutement. Une modification de la distribution des anguilles au sein des sites, quelles que soient l'échelle et la technique d'échantillonnage, apparaît pour des tailles de 360 à 400 mm.

Comparaison des structures de taille d'anguilles observées par les techniques d'échantillonnage

Les paramètres classiques de capture permettent théoriquement de fixer les limites des deux engins utilisés. Cependant, la comparaison des structures de taille obtenues par pêche électrique et par pêche à la nasse est à même de soulever des interrogations sur la notion de sélectivité de ces engins vis-à-vis de l'anguille.

1.1.13. Méthodes

L'ensemble des 204 premiers passages de pêche électrique entre 1987 à 1998 permet de totaliser 1373 individus de 55 à 700 mm. Les échantillonnages étaient standardisés selon la méthode de Feunteun *et al.*, (1992) décrite précédemment. Les captures réalisées entre 1994 et 1996 durant 177 opérations identiques à l'aide de nasses permettent d'obtenir 870 anguilles de 130 à 800 mm. Nous avons donc réalisé la juxtaposition des structures de taille d'anguilles, issues des pêches électriques et des captures aux nasses, réalisées sur le marais Breton. Afin de permettre la comparaison des captures réalisées à l'aide des deux engins, nous soustrayons bien sûr le phénomène de sélectivité. Les pourcentages d'anguilles par classe de taille sont donc calculés à partir de la taille de rétention maximum de la nasse (200 mm).

1.1.14. Résultats

Des différences significatives de structure de taille issues des deux techniques d'échantillonnage sont constatées (test de Klomogorov-Smirnov ; $P < 0{,}001$). Nous remarquons tout d'abord un fort pourcentage de capture (12 %) des anguilles de 200 mm en pêche électrique comparativement aux captures issues des pièges passifs (3 %). Au contraire, nous observons un léger déficit des tailles d'anguilles supérieures à 300 mm (Figure I.27) en pêche électrique (7 %) contre 18 % pour les nasses.

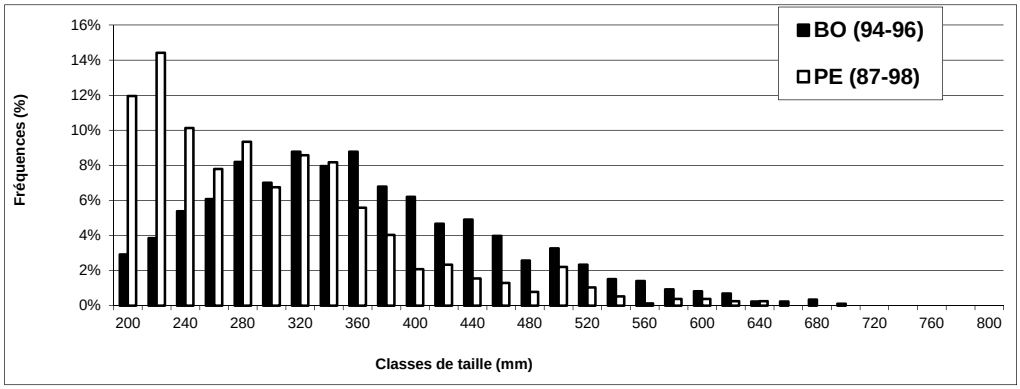


Figure I.27 : Comparaison des structures de taille d'anguilles issues de 204 opérations de pêche électrique et 177 pêche aux nasses.

1.1.15. Discussion

Les différences de structures de taille obtenues à l'aide de la pêche électrique (N = 204 opérations) et des bosselles (N = 177 opérations) ne proviennent donc pas de la sélectivité des engins puisque nous sommes au-delà de la taille de rétention maximale de la nasse (200 mm).

La variabilité des structures de taille d'anguille pourrait alors être expliquée par la variabilité des périodes d'échantillonnage dans la mesure où les campagnes n'ont pas eu lieu la même année, par la diversité des sites inventoriés par chaque engin, et enfin par le comportement de l'anguille vis à vis des engins de capture (attractivité, rythme d'activité, *etc*.). Nous chercherons donc à comprendre dans un travail spécifique (*cf*. Partie II et III) les origines des différences observées par ces deux engins.

Discussion

L'état d'une fraction de population est déterminé par trois descripteurs : la densité, la répartition et la structure de taille (Philippart, 1975).

1.1.16. Présence de l'anguille

Les fréquences d'occurrence observées lors des diverses campagnes, par les captures par pêches électriques ou par nasses confirment la forte présence de l'anguille dans ces marais, à toutes les échelles d'échantillonnage. La diminution observée des fréquences d'occurrence obtenues par pêche électrique de 1987 à 1991 pose cependant question.

L'augmentation de la pression d'échantillonnage entre les périodes 1987-1989 et 1990-1991 peut être évoquée. De même, une mauvaise gestion des écluses peut avoir entraîné des problèmes de recrutement durant les années 1990 et 1991. Ce dernier point est argumenté par la diminution notable des effectifs pour 100 m² sur cette période d'étude et par l'évolution des structures de taille. En effet, alors que les anguilles de taille inférieures à 160 mm représentaient 33 à 50 % des effectifs de 1987 à 1989, elles ne constituent plus que 9 à 25 % en 1990 et 1991. Nous pouvons souligner que l'année 1988 a été particulièrement favorable à l'entrée de jeunes individus au sein de notre zone d'étude.

1.1.17. Niveaux globaux d'abondance

Les abondances moyennes observées, (2 à 8 individus capturés lors d'un passage unique sur 100 m² en pêche électrique), sont importantes par rapport aux données disponibles sur les eaux continentales françaises (Lambert & Rigaud, 1999) mais sont en deçà des fortes valeurs souvent rapportées en zone aval de bassin versant (Crivelli, 1981 ; Feunteun *et al*., 1998). (Tableau I.9).

Tableau I.9 : Données de densités d'anguilles pour 100 m² extraites de la bibliographie**.**

Site	Nb ang/ 100m²	Auteurs, Date
Angleterre		
Tamise, Angleterre	0,2 à 0,3	Naismith & Knights, 1990
River Celmer,	0,8 à 2,0	Barak & Masson, 1992
River Brett, Angleterre	0,5 à 5,2	Barak & Masson, 1992
River Nore, Ireland	4,0 à 8,2	Moriarty & Nixon, 1990
Espagne	3,5 à 51,5	Lobon-Cervia, 1990
Arroyo Chabatchos,		
Rio Minho, Portugal	20 à 200	Autunes & Weber, 1990
France (moyenne)	**3**	Lambert & Rigaud, 1999
Rivière Elorn, France	0,2 à 2,2	Roche, 1988
Rivière Longève, France	57	Legault, 1986
Rivière Autize, France	14	Legault, 1986
Rivière Chambon, France	2,7	Legault, 1986
Camargue, France	6,1 à 77,9	Crivelli, 1981
Frémur, France	10 à 110	Feunteun *et al*., 1998
Vilaine, France	10 à 50	Elie & Rigaud, 1984
marais Breton, France	15	Feunteun *et al*., 1999
marais Breton, France	4 à 16	Présente étude, 2001

1.1.18. Hétérogénéités

Caractérisée par un fort niveau d'occurrence dans cette zone d'étude, l'anguille européenne s'y répartit de manière forte hétérogène au sein des réseaux de fossés. Ce phénomène est révélé sur ce territoire par pêche électrique à l'échelle de 3 000 ha. Nous avons alors pensé que le caractère de la dispersion pouvait varier selon l'échelle d'observation. Dans un tel cas, le changement d'échelle de 3 000 à 300 ha aurait dû s'accompagner d'une modification de la distribution d'un type agrégatif à une dispersion au hasard ou une sous-dispersion (Frontier, 1984). Au contraire, les résultats obtenus à l'aide de deux engins d'étude (passif et actif) sur la zone de 300 ha montrent qu'une hétérogénéité des indices d'abondances est confirmée au sein des 300 ha. Le niveau d'hétérogénéité semble donc s'exprimer à une échelle encore plus réduite, sans doute à celle du site échantillonné.

1.1.19. Distribution des tailles

Cette variabilité de distributions des tailles entre les sites est observée sur tous les groupes de taille aux deux échelles de travail. Elle semble correspondre à des agrégats de plus en plus nets à mesure que la taille des individus diminue. Cette similitude dans le niveau d'hétérogénéité observée dans les diverses classes de taille ne préjuge en rien de la similitude de leur répartition au sein des habitats disponibles. Les travaux de Hegedis *et al* (1996) en milieu saumâtre et de Nyman (1975) et Prenda *et al.* (1997) en rivière laisseraient présager d'ailleurs du contraire. De plus, les sites sans capture sont relativement rares (16 %) et n'argumentent donc pas pour une distribution du type présence forte ou absence. Il y aurait donc plutôt une distribution différentielle des groupes de tailles en fonction des sites.

1.1.20. Techniques d'échantillonnage

Les observations de répartition de l'anguille au sein des marais ont été réalisées à l'aide de pêches électriques et de pêches aux nasses. Bien que ces deux méthodes d'échantillonnage s'accordent à annoncer des tendances communes, elles ne semblent pas révéler exactement les mêmes phénomènes. Il apparaît donc important de spécifier davantage l'image obtenue par chacune de ces deux techniques, par l'analyse des captures issues d'une campagne commune sur des sites identiques échantillonnés par les deux techniques.

1.1.21. Résumé

D'une manière générale, quelles que soient les années, les indices d'abondances montrent de fortes hétérogénéités. Cette répartition de type agrégative s'exprime entre les sites. Elle ne s'exprime pas en termes de présence/absence dans la mesure où les sites sans capture sont en très faible proportion, mais plutôt en termes de captures faibles, moyennes ou fortes. Cette tendance se retrouve quelle que soit la technique d'échantillonnage utilisée.

Du point de vue de la structure de taille, malgré une forte fréquence d'occurrence par classe de taille, une variabilité d'abondance est observée entre les sites. Ces résultats sous-entendent qu'une répartition agrégative par classe de taille est constatée mais que la distribution de ces classes de taille n'est pas similaire au sein des sites échantillonnés.

Conclusion

De par leur histoire, les marais sont organisés de manière différente d'une zone géographique à une autre. De plus, au sein d'un marais, l'existence d'écluses et de seuil structurant le réseau. Enfin, dans un secteur donné, il existe une variabilité entre les fossés (niveau de vase et d'eau, *etc.*).

Au sein de ces zones littorales, idéalement situées par rapport aux arrivées de civelles, un faisceau d'indices semble cependant indiquer une diminution notable des abondances d'anguilles, mais peu de données sont réellement disponibles pour caractériser l'état des populations locales. Le marais Breton échappe à ce constat avec des études réalisées depuis 1987.

Les données recueillies y confirment la présence notable de l'anguille européenne. A partir d'un effort d'échantillonnage significatif (pêche électrique et aux nasses dans les fossés de petit gabarit) et réparti sur 8 années différentes, un premier niveau d'analyse des résultats aboutit à plusieurs constats tant en termes de caractéristiques de la fraction de population observée qu'en termes de stratégies de suivi, de gestion locale de la population.

Les écarts types mesurent la précision de l'échantillonnage et de manière générale, la proximité de l'intervalle de confiance avec la moyenne définie une grande probabilité d'avoir les mêmes résultats si nous prenons un autre échantillon de la même manière que les précédents (Johnson & Nielsen, 1983). Sur l'ensemble de nos données, une forte hétérogénéité des abondances est observée dans la répartition de l'espèce au sein des réseaux de fossés visualisée par 2 engins différents et à diverses échelles de travail. Ces résultats révèlent une forte variabilité entre les fossés sans que l'on puisse

actuellement typer ces derniers et apprécier leur poids réel au sein du réseau. Dans une optique de surveillance de l'abondance de l'espèce et/ou d'estimation quantitative de la fraction locale de la population, ce constat plaide en première approche pour une augmentation significative du nombre de sites échantillonnés. Cependant, une analyse en termes de coût et de temps passé, milite plutôt pour la mise en place d'un échantillonnage stratifié reposant sur l'identification préalable des facteurs majeurs à l'origine de la répartition des anguilles au sein des sites.

Afin d'affiner les suivis, un raisonnement par groupes de taille a été mené, ceux-ci étant susceptibles d'illustrer diverses facettes du déroulement de la phase de croissance de l'espèce dans ces marais (indication du niveau de recrutement, stock en place, niveau d'échappement des géniteurs). Une forte similitude dans le niveau d'hétérogénéité de répartition de ces groupes de taille au sein des réseaux a été ainsi constatée. Ces informations argumentent pour une distribution agrégative par groupe de taille par site échantillonné.

Le raisonnement par groupe de taille apparaît donc incontournable et intéressant. Incontournable car ces derniers semblent correspondre à des logiques différentes de répartition dans le temps et dans l'espace. Intéressant car, par exemple, l'examen des petites tailles et des tailles intermédiaires révèle une colonisation très irrégulière de ces marais doux (blocages aux ouvrages). Cette variabilité entre les sites en abondance et en structure, si elle autorise une approche qualitative (indication sur le niveau de recrutement, mise en évidence de problèmes de gestion des ouvrages à la mer, *etc*.), ne permet pas de statuer actuellement sur l'évolution réelle de l'abondance locale de l'espèce (densité, biomasse) dans ces milieux.

Les différences spatio-temporelles dans les associations habitat-poissons sont les sources majeures d'erreurs lors de l'étude de processus ou d'une organisation (Ibboston, 1994). Etant donné l'envasement rapide des fossés, la mise en place d'un réseau local de surveillance de l'anguille basé sur les mêmes sites échantillonnés périodiquement (type Réseau Hydrologique Piscicole en rivière) ne peut constituer une démarche fiable à long terme. Une stratégie reposant sur une surveillance par types de fossés et une analyse par groupe de taille apparaissent pour le moment plus adaptées. Il semble donc qu'un travail sur les relations entre tailles et habitats soit essentiel à mener dans ces réseaux de marais. Il doit notamment permettre d'identifier des facteurs majeurs, abiotiques ou biotiques, à prendre en compte pour un choix raisonné des stations échantillonnées. A l'image de ce qui est pratiqué de plus en plus couramment dans les approches sur les salmonidés (travail par habitat) (Larsen, 1972 ; Neveu, 1981 ; Chrisnall, 1993 ; Ibboston *et al.*, 1994), l'identification de telles relations permettrait de fiabiliser les futurs réseaux de surveillance de l'anguille européenne dans ces marais littoraux. Au sein du marais Breton, des niveaux et les types d'hétérogénéité identiques ont été constatés dans la répartition de l'anguille au sein des réseaux de fossés et ce à différentes échelles (3 000 et 300 ha) et par différents engins. Ce constat plaide pour une analyse précise à une échelle encore plus réduite d'un réseau hydrographique homogène qui permet de se soustraire aux variabilités d'accessibilité (écluses).

Dans cet esprit, nous analyserons les relations entre l'anguille et les fossés à l'échelle d'une zone atelier de 30 ha située au sein de la zone de 300 ha à l'aide de deux techniques d'échantillonnage (la pêche électrique et la nasse).

Partie II :

Définitions des outils et échelles pour l'analyse des relations 'Espèce – Habitat'

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie II :

Chapitre II.1 : Généralités sur l'analyse de ce type de relations

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie II : Définitions des outils et échelles pour l'analyse des relations 'Espèce – Habitat'

Chapitre II.1 : Généralités sur l'analyse de ce type de relations

Introduction

L'analyse des relations pouvant exister entre les milieux présents au sein d'un système et une espèce peut avoir des objectifs variés, notamment leurs gestions raisonnées respectives. Certaines études ont cherché à caractériser des zones correspondant à des types de fonctionnement écologiques et certains auteurs mettent en évidence des zonations faunistiques à partir de descripteurs du milieu (Wasson, 1989).

La détermination des stratégies optimisées de suivi ou d'estimation quantitative d'une espèce nécessite également ce type de connaissances. De nombreux travaux mentionnent des stratégies d'estimation quantitative des fractions de population de poissons peuplant les divers hydrosystèmes prenant en compte la diversité des habitats (Frissell *et al.*, 1986 ; Haury & Baglinière, 1990 ; Poully & Souchon, 1994; *etc.*). La typologie des rivières en radiers, rapides et plats ou riffle, run et pool est par exemple communément utilisée pour ce type d'étude (Platts *et al.*, 1983 ; Simonson *et al.*, 1994 ; *etc.*) pour les salmonidés.

L'analyse préalable d'un problème permet également de choisir l'échelle optimale d'observation en fonction de la variabilité d'un indice observé (indice d'abondance, structure de taille, *etc.*) (Frontier, 1983). Notre démarche s'inscrit dans ce type d'approche mais il apparaît que comparativement à l'aire de répartition de l'anguille (*cf.* Partie I), une redéfinition des notions d'habitats est nécessaire. En effet, l'étude de cette espèce en milieu continental constitue déjà un premier fractionnement de son habitat. Nous situerons donc les différents habitats à l'échelle du fonctionnement de la fraction de population d'anguilles au sein d'un marais hydrauliquement autonome.

Une analyse des approches Habitat-Poisson permettra également d'identifier les facteurs environnementaux (abiotiques et biotiques) susceptibles d'intervenir dans les relations entre l'anguille et les réseaux de fossés.

Définitions de l'habitat

La définition même de l'**habitat** est complexe. Il serait, selon Parent (1991), un 'cadre écologique dans lequel vit un organisme, une espèce, une population ou un groupe d'espèces.' Ramade (1993) précise que 'cette entité biologique est souvent confondue par erreur avec le biotope, défini en tant que composante d'un écosystème constitué par ses dimensions physico-chimiques et spatiales'. Nous prendrons sa définition comme base de réflexion de notre travail : 'l'habitat correspond [...] au lieu où vit l'espèce et à son environnement immédiat à la fois abiotique et

biotique'. 'La valeur d'un facteur physique ou chimique de l'environnement pour laquelle les individus d'une espèce manifestent une préférence par leur orientation, leurs déplacements et leurs rassemblements', est alors définie sous le terme de **preferunda**. Il n'existe pas de niveaux spatio-temporels universels de l'habitat définis à priori. Nous ne les reconnaissons qu'à posteriori, en fonction du processus écologique étudié (Burel *et al.*, 1992). Ainsi se pose le grand problème de l'échelle de travail évoqué par Fahrig, (1992) : 'Quelle est l'échelle appropriée pour étudier un problème particulier ?'. Certains auteurs ont pu ainsi mettre en évidence une hiérarchisation des habitats en fonction de leurs influences sur la distribution d'une espèce piscicole (Malavoi, 1989 ; Bayley, 1992 ; Souchon, 1992 ; Leftwih, 1997). La notion d'habitat est alors essentiellement dynamique et ne peut pas être définie par des caractéristiques physiques du milieu sans tenir compte des comportements des individus. Ainsi, Lévêque (1995) quant à lui définit quatre termes. Le premier fait référence à l'espèce ou la métapopulation. Il s'agit de son aire de présence. Pour les poissons, elle peut être composée de différents bassins versants. La niche ontologique désigne l'ensemble des habitats nécessaires à un individu pour réaliser son cycle biologique. Les deux autres niveaux de références de l'habitat d'un individu sont la zone d'activité et l'aire de stabulation.

Pour l'anguille européenne, l'aire de présence concerne l'Atlantique Nord et l'ensemble des pays qu'elle colonise. La niche ontologique comprend également l'Atlantique Nord et la zone de croissance (marine, côtière, continentale).

Nous pouvons alors distinguer l'anguille des autres espèces par un fractionnement de l'habitat de l'anguille à l'échelle de la niche ontologique suivant un critère d'unité géographique. Ainsi, la niche ontologique peut être divisée en aire de migration des larves et des adultes (Atlantique Nord) et en aire de croissance (bassin versant, lagune, marais). L'analyse des relations Espèce - Habitat en marais se situe donc à cette échelle de l'habitat. Chaque bassin versant fonctionne alors théoriquement comme un système autonome dont les entrées sont données par les civelles et les sorties par les anguilles en migration génésique.

Du point de vue des individus, nous pouvons alors utiliser les termes définis par Levêque (1995) :

- La zone d'activité d'un individu correspond alors à l'aire utilisée pour la recherche de nourriture. Elle est l'échelle de référence pour les cycles nycthéméraux et lunaires.
- L'aire de stabulation ou de repos, constitue alors le dernier rang de l'habitat.

Notion d'habitats pour l'anguille à l'échelle continentale

En relation avec le caractère amphihalin de cette espèce, nous avons donc divisé la niche ontologique en deux unités géographiques. L'Atlantique Nord représente l'aire de migration tandis que les milieux continentaux constituent l'aire de croissance.

Le suivi de l'anguille dans les marais se situe durant la phase continentale de croissance et peut s'intéresser à trois niveaux de relation avec les milieux aquatiques : la phase de colonisation et

d'émigration (macrorépartition des individus), le domaine vital (mésorépartition) ou l'aire de stabulation (microrépartition).

Macrorépartition (colonisation)

1.1.22. A l'échelle des bassins versants

Après avoir utilisé le flot des marées comme vecteur de transport passif, certaines anguilles colonisent par nage active les bassins versants à raison de 10 à 40 km par an (Hussein, 1981 ; Moriarty, 1986 ; Aphramanian, 1988). De nombreux auteurs ont montré que la distribution des anguilles serait essentiellement liée à la distance à la mer (Elie & Rigaud, 1984 ; Sloane, 1984 ; Tzeng *et al.*, 1995 ; Lobon-cervia & Rincon, 1995). L'éloignement à la mer semble en effet très lié à l'augmentation de l'âge des individus observés (*ie* Deelder, 1984 ; Moriarty, 1986 ; Vollestad & Jonsson, 1988 ; Barak & Masson, 1992 ; Legault, 1996, *etc.*) à l'augmentation de leurs tailles et à une modification du sex-ratio (en faveur des femelles), (Tesch, 1977 ; Rasmussen & Therkilsen, 1979 ; Neveu, 1981 a ; Vollestad& Jonsson, 1988 ; De Leo & Gatto, 1993 ; *etc.*). En effet, les jeunes mâles, de taille et poids inférieurs aux femelles, apparaissent généralement majoritairement dans les échantillons prélevés en aval des bassins versants, tandis que les femelles apparaissent plus importantes dans les niveaux moyens et supérieurs des cours d'eau. Ce constat débouche souvent d'ailleurs sur des niveaux de biomasse conséquents en amont malgré les faibles densités (Aphrahamian, 1988).

Les barrages sont des obstacles potentiels majeurs à la colonisation du milieu et constituent donc des éléments perturbateurs importants de la distribution des anguilles au sein d'un bassin versant (Jellyman, 1977 b ; Elie & Rigaud, 1985 ; Legault, 1987 ; Feunteun *et al.*, 1992 ; 1998, *etc.*). Cette perturbation peut revêtir différents aspects. Le premier concerne le blocage physique de certaines tailles. Ainsi, Legault (1987) observe que la taille maximale pour le franchissement des parois verticales est de l'ordre de 12 cm au-delà de laquelle le barrage est un obstacle à la migration. En cas de blocage de la colonisation des bassins versants, par exemple par le type de gestion des vannes, l'accumulation des périodes d'attente au pied des ouvrages successifs sur un axe a bien sûr des répercussions sur le niveau final de colonisation (Elie & Rigaud, 1994). Ces périodes d'attente se soldent en effet par des mortalités significatives soit par pêche, soit par prédation inter spécifique.

Le GNA (1984) et Bruslé (1994), soulignent également que les dragages, les extractions des granulats, le remodelage des lits des rivières et le drainage des zones humides affectent significativement la population d'anguilles tant au niveau de son abondance que de sa répartition au sein d'un hydrosystème. Il en est de même concernant l'endiguement et l'homogénéisation des rives (Laffaille *et al.*, sous presse).

1.1.23. A l'échelle des marais

La présence et/ou la gestion inadaptée de vannages estuariens faisant frontière entre eau salée et eau douce a été souvent mise en avant pour expliquer des problèmes significatifs d'abondance en amont (Legault, 1987 ; Feunteun, 1994). Ce premier niveau de facteurs est donc susceptible d'entraîner des différences notables entre les grandes zones de marais.

A l'intérieure de celles-ci, les ouvrages 'internes' peuvent également influer fortement sur le niveau de colonisation de certaines fractions de réseaux (Legault, 1987). Nous pouvons penser également que

l'organisation de ces réseaux peut être plus ou moins adaptée à une diffusion optimale des anguilles dans ces hydrosystèmes.

L'analyse de ce phénomène de colonisation sera abordée dans le cadre de l'extrapolation des connaissances acquises au sein d'une zone hydraulique homogène à l'ensemble du marais de Bourgneuf (*cf.* Chapitre IV.2).

Mésorépartition (domaine vital)

Diverses études ont été menées à l'échelle du domaine vital des individus. Ce rang de l'habitat a été notamment abordé par l'étude de l'amplitude de déplacement d'anguilles jaunes en phase de croissance (*cf.* Chapitre III.1).

Les estimations de domaine vital réalisées par différents auteurs (*cf.* Chapitre III.1) montrent des différences très significatives en particulier entre les suivis réalisés en rivière ou canaux et ceux réalisés en plan d'eau plus ou moins vastes (estuaire, lac, *etc.*). La plupart des études a d'ailleurs consisté en un déplacement des individus et à la mesure des capacités de retour vers le site de capture initiale (Oliveira, 1997).

Microrépartition (gîte)

1.1.24. En rivière et fleuve

La microrépartition a souvent été abordée par l'analyse des preferunda, en utilisant sur chacun des sites certains descripteurs du milieu proches de ceux utilisés pour caractériser notamment l'habitat du Saumon. A cette échelle d'analyse, les études sont peu nombreuses et les résultats sont assez fragmentaires. Il semble pourtant qu'à petite échelle, des preferunda différents soient révélés selon la taille des individus (Neveu, 1981 ; Ford & Mercer, 1986 ; Hegedis *et al.*, 1996 ; Glona *et al.*, 1998 ; *etc.*).

En ce qui concerne les facteurs du milieu, ils sont variés tout autant que les conclusions. Ainsi, en milieu lotique, la vitesse de courant et la profondeur agiraient en synergie dans le choix d'un site (Neveu, 1981). Le substrat, bien que très variable selon les sites d'étude, semble également intervenir dans la répartition des anguilles (Hégédis *et al.*, 1996). Une vitesse de 0,1 à 1 m/s. et une profondeur d'eau de 20 à 40 cm semblent être préférées par les anguilles (Larsen, 1972). Le recouvrement végétal serait décisif surtout dans la mesure où il n'y aurait pas d'abris naturels (Neveu, 1981 ; Chisnall, 1996).

1.1.25. En zone de marais

La première partie du présent travail nous a permis de mettre en évidence une hétérogénéité significative de répartition de l'anguille révélée à diverses échelles d'observation (marais de Bourgneuf, zone hydraugraphique délimitée par une écluse) et avec différents engins (pêche électrique et nasses). Une forte hypothèse d'existence d'agrégats a également été formulée, celle-ci ne paraissait pas se décliner à l'échelle du point au sein d'une station échantillonnée. L'arc-fossé avec ses caractéristiques propres apparaît plutôt comme l'unité d'observation et de raisonnement adéquat.

Nous étudierons donc les relations entre l'anguille et les fossés à l'échelle d'un système hydrauliquement homogène afin de se soustraire au phénomène de macrorépartition. Cette étude sera ciblée sur la caractérisation de la répartition des types d'individus en place à divers stades de croissance.

Réflexions sur les relations Habitat-Espèce

Les recherches menées sur la qualification du milieu de vie d'une espèce permettent d'identifier les facteurs environnementaux (abiotiques et biotiques) susceptibles d'intervenir dans les relations entre l'anguille et les réseaux de fossés.

Il s'agit dans un premier temps, de déterminer une **structure spatiale au sein d'un système étudié.** L'homogénéité de l'habitat sera alors fonction du choix du degré de résolution recherchée (dimension fractale de Man Dellrot, 1984). Le problème consiste donc à adapter les mesures et les méthodes ainsi que l'aire d'étude à l'échelle des processus ou des phénomènes faisant l'objet de l'analyse (Burel *et al.*, 1992). La définition des habitats de l'anguille permet de souligner que les relations anguille / habitat se situent à l'échelle du méso et micro-habitat. Au sein des marais, elle ne peut donc être étudiée qu'au sein d'une unité hydrographique homogène (pas de variabilité d'accessibilité des habitats).

L'analyse des relations existant entre la distribution d'une espèce déclinée par exemple en termes d'abondance et de structure de taille et un site, passe alors obligatoirement par un choix de descripteurs de ce site. Ces descripteurs contribuent à une caractérisation des exigences biologiques, écologiques et physiologiques de l'espèce. Ils sont soit de nature quantitative ou qualitative et peuvent être de deux ordres :

- Les **facteurs abiotiques**. Le choix de ces descripteurs est lié au niveau de représentativité désiré. Ainsi, la nature du substrat, la profondeur d'eau et la vitesse du courant sont couramment retenus en milieu lotique. Ils répondent à la méthode d'Instream Flow Increment', développée par Bovee (1982). Ils permettent de quantifier les plus importantes valeurs descriptives d'un site. La connaissance du milieu d'étude nous autorise alors une transposition des données pour l'anguille dans le milieu étudié. La nature du substrat étant la même en tous points du réseau hydraulique du marais, l'intérêt de ce descripteur se décline alors en une évaluation de la hauteur de vase. La profondeur d'eau est également retenue, mais dans ces milieux, la vitesse du courant est quasiment nulle (sauf vents ou mouvements d'eau épisodiques) et ne semble pas apporter d'informations. Certains auteurs font également état de la qualité de l'eau en choisissant des mesures de température, de pH, d'oxygène dissous et de conductivité (ie. : Koehn *et al.*, 1994 ; Chick & Mc Ivor, 1994) cherchant ainsi à préciser les exigences écologiques de l'espèce. Nous prendrons en compte ces hypothèses de travail.

- Les **facteurs biotiques**. Ils peuvent intervenir dans la distribution de l'espèce. La végétation apparaît souvent comme un descripteur adapté du fait de son rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes en tant que producteur primaire de biomasse, régulateur de la

qualité physico-chimique du milieu (oxygène, pH, *etc.*), et élément physique important (modification de l'écoulement, abris, *etc.*) (Haury & Baglinière, 1996). Sa mesure est souvent exprimée en termes de poids frais par mètre carré, de taux de recouvrement, d'abondance ou de diversité spécifique (Haury *et al.*, 1990 ; Chisnall & Kalish, 1993 ; Ibboston *et al.*, 1994 ; Sheldon & Meffe, 1995 ; Roussel, 1998 ; Prenda & Granado-Lorenzio 1996 et 1997 ; Ombredane, 1995). Ce compartiment biotique sera pris en compte dans notre analyse. Une dimension bio-écologique est parfois apportée par la caractérisation du peuplement piscicole accompagnant l'espèce étudiée (Moyle, 1985 ; Souchon & Gaudin, 1992 ; Hutagalung *et al.*, 1997). Elle est exprimée essentiellement par la richesse spécifique. Nous la déclinerons en biomasse piscicole accompagnant les captures d'anguilles. Certains auteurs, enfin, soulignent l'importance du repérage des proies et des prédateurs potentiels (oiseaux, mammifères, *etc.*), notamment dans l'étude des différences de distribution des écophases d'une population au sein de différents sites (Rossier *et al.*, 1996 ; Bovee, 1982). Il apparaît que l'anguille est un poisson opportuniste qui saisit ses proies par une méthode qui rappelle l'aspiration (Nyman, 1972). Le nombre d'items alimentaires est important. D'une manière générale la bibliographie cite les insectes (plécoptères, éphéméroptères, trichoptères, diptères, coléoptères) à tous les stades, les crustacés, les annélides, les escargots, les moules, les algues et les poissons (Tesh, 1977 ; Neveu, 1981 ; Bergensen & Klemetsen 1988; Barak & Masson, 1992). Une telle diversité de proies, le caractère opportuniste de l'anguille et la difficulté d'échantillonner certains items nous ont empêchés de définir un descripteur biotique de l'alimentation de l'anguille. Les prédateurs recensés sont les hérons cendrés (*Ardea cinerea*), un suivi réalisé durant notre étude permet d'estimer la prédation aviaire au sein de notre zone à trois individus. Ces derniers captureraient indifféremment sur l'ensemble des sites de la zone (Carpentier com. pers.).

Conclusion

Le caractère amphihalin de l'anguille entraîne une difficulté de définir son habitat. La plupart des études se sont d'ailleurs réduites à l'analyse d'un milieu continental de vie sans établir l'importance de la macrorépartition sur ces preferunda d'habitats (Hegedis *et al.*, 1996 ; Chrisnall, 1996 ; Glona *et al.*, 1998). Seule une publication récente de Broad *et al.* (2001) intègre la distance à la mer dans la définition du microhabitat des anguilles de nouvelle Zélande.

L'analyse des relations entre l'anguille et un marais littoral doit donc prendre en compte les différentes échelles d'habitat continental. D'une part, la colonisation du marais par l'anguille semble être liée aux franchissements des écluses (macrohabitat). D'autre part, l'étendue du domaine vital (mésohabitat) ne peut être étudiée qu'au sein d'une zone hydrographique exempte de tout seuil ou écluse. Enfin, l'analyse des relations entre l'anguille (en abondance et en structure de taille) et le milieu doit se situer au sein d'une zone hydrographique unitaire (microhabitat).

En regard des variabilités de répartition des individus au sein de zones de marais de 3 000 et 300 ha, d'apparence homogène (moins de 3 km de la mer, largeur moyenne des fossés de 3,5 m, profondeur de 1,3 m), la nécessité de préciser l'influence des caractéristiques des fossés dans le fonctionnement d'une population nous a semblé incontournable.

Le choix d'un site atelier de 30 ha, dont l'isolement peut être réalisé par des seuils permet alors de se situer à l'échelle adéquate pour l'approche méso et micro habitat. A cette échelle hydraulique homogène, l'établissement des relations entre les groupes de tailles et les milieux permettra de

comprendre le fonctionnement du marais pour l'anguille à travers les différentes échelles de perception (colonisation, domaine vital, gîte).

Cette démarche nécessite bien sûr une connaissance préalable du milieu en termes de caractéristiques spatiales et de fonctionnement. Cette approche du milieu sera réalisée à l'aide de descripteurs abiotiques et biotiques susceptibles d'influer sur la répartition de l'anguille. La prise en compte du comportement de l'espèce étudiée au sein de ce milieu apportera alors un élément supplémentaire de compréhension de l'utilisation de ces habitats par les individus. Pour de telles études une mise au point des méthodologies d'échantillonnage et de suivis (marquage individuel, système de détection automatisée) de l'anguille a été nécessaire.

Partie II :

Chapitre II.2 : Habitats potentiels en marais pour l'anguille – Approche sur une zone atelier

Chapitre II.2 : Habitats potentiels en marais pour l'anguille – Approche sur une zone atelier

Introduction

Au-delà du statut et de leur gabarit, les fossés permanents sont des milieux aquatiques et des habitats potentiels dont il nous est apparu essentiel de préciser certaines caractéristiques. Ainsi, au sein de la zone de 30 ha où le suivi fin de l'anguille a été mis en œuvre, des mesures des paramètres environnementaux (morphomètriques, hydrochimiques et biotiques) ont été relevées mensuellement de mars à novembre 1998 et 1999. Ces observations ont contribué à prendre conscience et à identifier le niveau de variabilité dans l'espace et dans le temps de la caractéristique des fossés au sein d'une zone pourtant restreinte. Elles permettent de définir les habitats potentiels pour l'anguille dans ce type de milieu ainsi que leur caractéristique spatiale et leur évolution temporelle.

L'hypothèse de travail réside dans le choix de l'échelle d'analyse des relations entre l'anguille et les fossés. Nous vérifierons donc qu'à l'échelle d'une zone hydraulique homogène de petite dimension, le constat d'hétérogénéité des abondances et des structures de taille d'anguilles des différents arcs de fossés échantillonnés est également effectué. Nous validerons ainsi l'échelle d'observation du phénomène de répartition différentielle des anguilles au sein des sites.

2. Habitats potentiels

2.1. Situation géographique

La zone atelier, située au sein de la zone dulçaquicole (Bourgneuf, Marais Breton-Vendéen), est à 3 kilomètres de la mer (Figure II.1). Elle correspond au secteur desservi par la Gravelle. Les obstacles à la migration sont les écluses du Collet, du Fresne et de Port la Roche.

La zone étudiée ne présente pas de courant significatif (sauf celui établi par le vent), pas de sol graveleux ou de rochers, ni de souches d'arbres procurant des abris. Cependant, la présence de vase, les différentes profondeurs d'eau et de largeur de fossés, les bordures végétalisées plus ou moins importantes et l'abondance des végétaux aquatiques, créent une diversité d'accueil pour l'anguille. Cette zone est constituée d'un réseau maillé de fossés situés entre deux étiers, l'Etiers du Milieu (Falleron) et la Gravelle (Figure II.29). Il s'agit donc d'une organisation de type M (*cf.* Partie I). La zone d'étude comprend un écours en ceinture de zone reliant la Gravelle au Falleron représentant 41 % du linéaire (contre 11 % dans l'ensemble du marais) (Moreau, 1995). Les fossés tertiaires sont présents à 59 % (contre 73 %) dont 16 % sont en cul de sac et 14 % isolés du réseau. Enfin, 7 % du linéaire des fossés (contre 8 %) sont temporaires avec un assèchement en période estivale.

Figure II.28**: Localisation de la zone d'étude de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du marais de Bourgneuf.**

De manière à s'affranchir de l'influence potentielle des vannages internes au marais et/ou de celle de l'organisation des différentes parties du réseau du Nord Falleron, nous avons choisi d'effectuer une approche fine au sein d'un secteur hydraulique homogène.

Ce réseau maillé de fossés est isolé de l'ensemble de l'hydrosystème par un système de seuil qui amortit ainsi les variations du niveau de l'eau liées à la gestion hydraulique des réseaux principaux du marais. Ces variations peuvent en effet être rapides (de l'ordre de 40 cm en une journée) pour des curages ou autres manœuvres. Une grille de 5 mm interdit également tout échange avec les zones extérieures durant la période d'étude pour les anguilles d'une taille supérieure à 200 mm (*cf.* Chapitre II.3). Enfin, cette zone n'est exploitée ni par des pêcheurs professionnels ni par des pêcheurs amateurs.

Elle totalise 1,24 ha en eau correspondant à 3 937 mètres linéaires de fossés permanents, déterminés grâce au système d'information géographique (Figure II.29). Ces fossés font une largeur moyenne de 3,35 mètres. Dix sites ont été choisis sur ce réseau (Figure II.30) après un repérage systématique des fossés présents selon leur ordre. Ainsi les fossés d'écours représentant 41 % du linéaire, nous avons choisi 4 sites au sein de ce réseau. Six sites sont échantillonnés au sein du réseau tertiaire (représentant 59 % du linéaire) avec 4 sites d'ordre 3, 1 site d'ordre 4 et 1 site d'ordre 6. Leurs caractéristiques morphomètriques ainsi que des descripteurs physio-chimique ou biologiques ont fait l'objet d'un relevé mensuel entre mars et novembre 1998 et 1999.

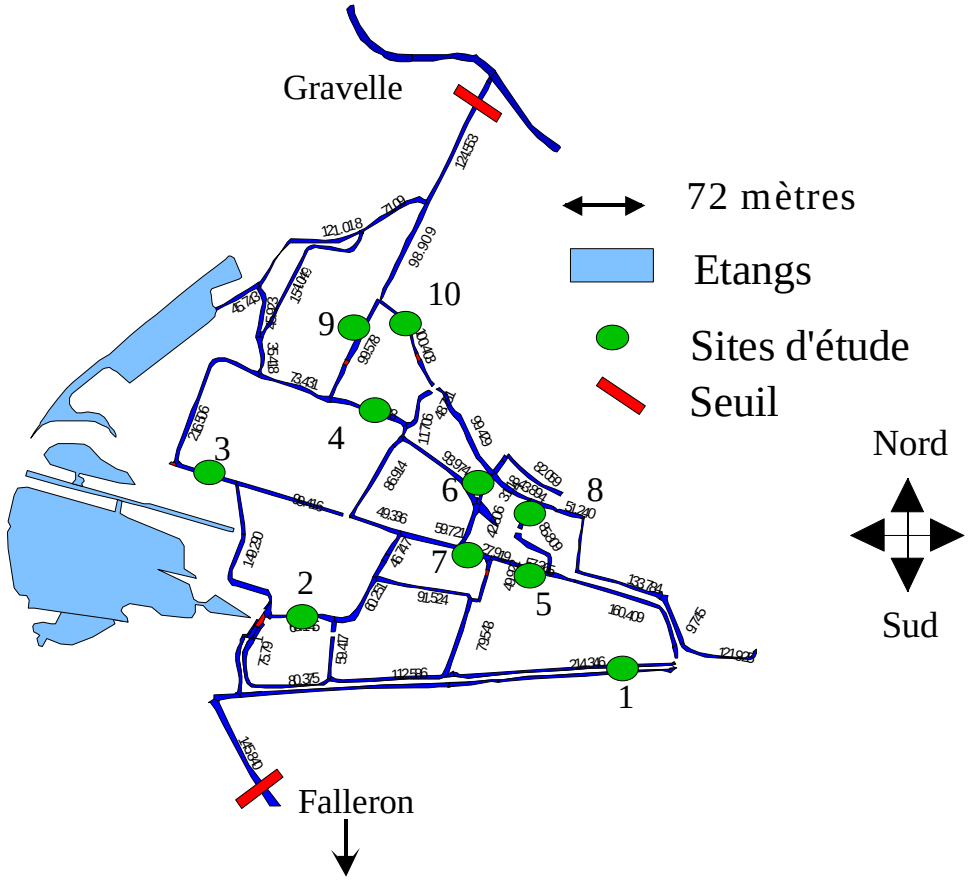


Figure II.29 **: Carte de la localisation des sites d'étude au sein de la zone atelier de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du Marais breton.**

2.2. Choix des descripteurs d'habitats

Les descripteurs retenus ont été choisis en fonction de leur aptitude à décrire l'état physique d'un habitat, leurs caractéristiques végétales ainsi que leurs principaux facteurs physico-chimiques.

2.2.1. Descripteurs morphométriques

Les sites étudiés ont été tout d'abord localisés de façon spatiale et caractérisés par leur **distance aux étiers** (Gravelle et Falleron). Ces distances ont été obtenues à partir de la carte SIG disponible sur le secteur (numérisation du cadastre) et d'une vérification de terrain. Le niveau de précision de cette mesure est de 3 mètres.

Les paramètres morphomètriques retenus sont les hauteurs d'eau, de vase et les largeurs de fossés. Ils ont été collectés chaque mois selon la méthode des transects développée par Platts *et al*. (1983).

Pour les **hauteurs de vase et d'eau**, elles correspondent aux moyennes de sept mesures espacées de 5 m, réalisées sur un transect médian parallèle à la rive (Figure II.30). La longueur échantillonnée équivaut donc à 30 mètres. Cette longueur correspondait dans des études précédentes à la longueur minimale à observer pour obtenir la diversité piscicole (Feunteun, 1994) ou végétale (Gaston, 1995) d'un fossé donné. Elle est également équivalente à la section 'classique' échantillonnée en pêche électrique dans ces milieux (Feunteun, 1994).

En ce qui concerne la hauteur d'eau, un socle plan fixé à la base de la perche de mesure a permis de minimiser les erreurs de métrage dues à l'enfoncement dans la vase meuble.

Les largeurs ont été mesurées sur sept transects perpendiculaires à la rive et espacés de 5 m (Figure II.31). Elles permettent d'obtenir les surfaces des aires échantilonnées.

Les **pentes des berges** ont été calculées par triangulation, résultant d'une hauteur mesurée à partir du bas de pente (H) et d'une largeur (L) entre la rive et la hauteur verticale de bas de pente (Figure II.31) selon la formule : Alpha = Inverse Tangente (H / L)

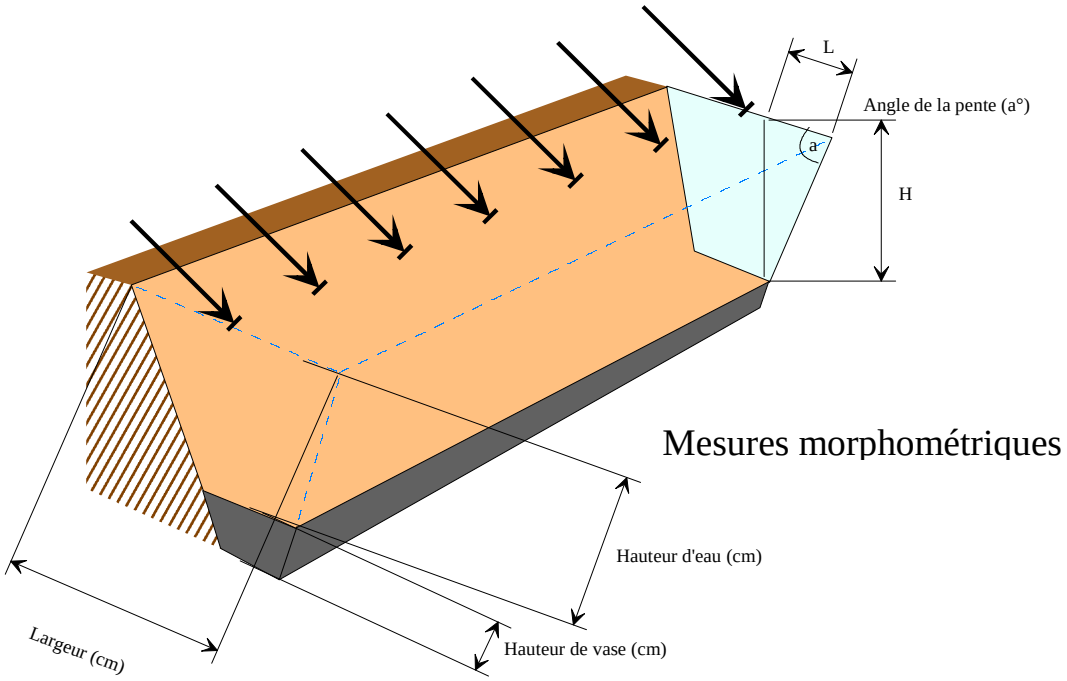


Figure II.30 **: Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures morphométriques du fossé suivant sept transects espacés de 5 mètres.**

2.2.2. Descripteurs Hydrochimiques

La **température,** l'**oxygène dissous** et la **conductivité** ont été mesurées de façon mensuelle (Sondes YSI calibrée avant chaque série de relevés). Les mesures quantitatives ont été relevées le matin lors de la levée des pièges et effectuées à 15 cm de la vase.

2.2.3. Descripteurs biotiques

La végétation aquatique est bien sûr un élément important dans la description d'un habitat. Nous avons ciblé notre caractérisation sur la description du compartiment végétal macrophytique, c'est à dire visible à l'œil nu. Les diverses espèces de macrophytes qui colonisent ce milieu présentent de multiples adaptations.

Ainsi, la position de la plante par rapport à l'eau permet de distinguer les hélophytes, les hydrophytes flottants et fixés. Il faut noter l'absence de rypisylve sur notre zone d'étude. Nous avons repris les protocoles de description mis en œuvre sur ces fossés par Moreau (1996) et Gaston (1995).

Les hélophytes

Les hélophytes sont des végétaux développant un appareil végétatif et reproducteur complètement aérien mais gardant leurs appareils souterrains dans un substrat vaseux gorgé d'eau (Montegut, 1987). Ces végétaux sont donc en position rivulaire (Figure II.31).

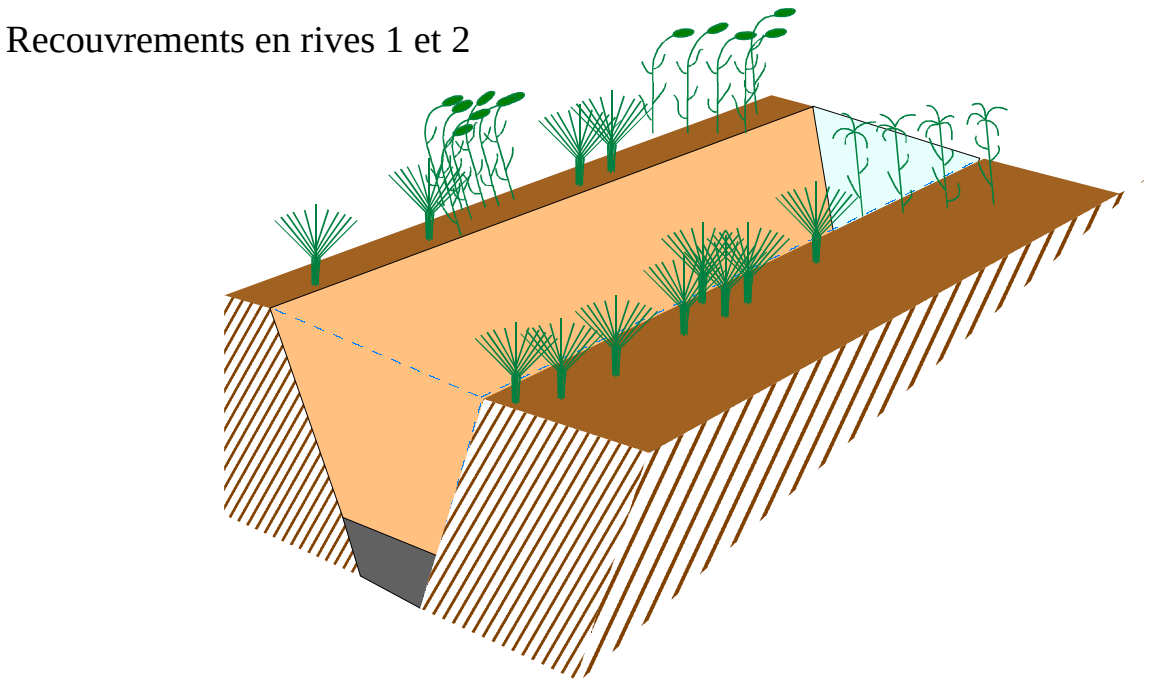


Figure II.31 : **Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements en rives des hélophytes.**

Nous les avons exprimés par un indice de recouvrement semi quantitatif (0 à 5) et ce pour chacune des espèces présentes sur les rives 1 et 2. Les indices sont définis par des intervalles suivants:

0 = aucun
1 = < 5%
2 = entre 5 et 25 %
3 = entre 25 et 50 %
4 = entre 50 % et 75 %
5 = supérieur à 75 %

Les recouvrements sont alors notés par espèce suivi du numéro de rive (exemple : jonc1 = 4).

Les hydrophytes

Cette catégorie se particularise par un développement végétatif exclusivement aquatique. L'eau leur procure le port mais également l'apport de nutriments. Ils se divisent en deux groupes en fonction de leur ancrage par les racines.

Les hydrophytes flottants

Les hydrophytes flottants sont libres à la surface de l'eau, en rosette, réduits à des lames foliacées ou situées entre deux eaux. Ils ne résistent pas à la saison froide et meurent après avoir bourgeonné. Ils seront exprimés par un indice de recouvrement semi quantitatif par espèce pour l'ensemble de la station. L'indice s'échelonne de 0 à 5 suivant les critères de recouvrement classiques cités précédemment (Figure II.32).

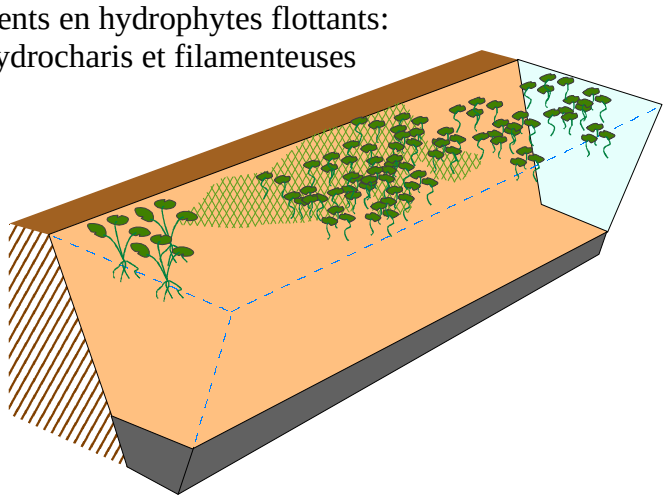


Figure II.32 : **Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements des hydrophytes flottants.**

Les hydrophytes fixés

Ces végétaux sont complètement submergés et peuvent former un décor végétal subaquatique occupant tout le volume d'eau. Leur appareil végétatif est très développé mais ils sont difficilement repérables de la berge en raison de la turbidité de l'eau des marais et des hydrophytes flottants souvent présents.

Pour obtenir des indices de présence, nous nous sommes inspiré des techniques des points-contacts (Hamel & Bhereur, 1982 ; Haury, 1991 et 1993). Sept points contacts espacés de 5 mètres ont donc été pris sur chacun des trois transects (deux en rives et un médian) (Figure II.34). L'espacement entre les points contacts évite tout recouvrement des prélèvements de certains végétaux dont les appareils végétatifs sont assez développés.

Les points contacts sont réalisés à l'aide d'un râteau standard (largeur = 30 cm, hauteur des dents = 7 cm) plongé perpendiculairement à la surface, jusqu'au fond du fossé (Figure II.34). L'opératrice effectue alors une rotation du râteau plusieurs fois sur lui-même, ce qui permet l'extraction ultérieure des végétaux fixés. Chaque relevé permet de donner un indice d'abondance semi quantitatif par espèce s'échelonnant de 0 à 5 :

Une espèce présente par un seul brin dans le relevé est qualifiée par 1.
La présence de 3 à 4 brins d'une espèce est indiquée par 2.
Une espèce présente en quantité (10 brins) est mentionnée par 3.

Une espèce recouvrant le râteau sur les trois quarts sera notée 4.
Une espèce saturant le râteau aura un indice de 5.

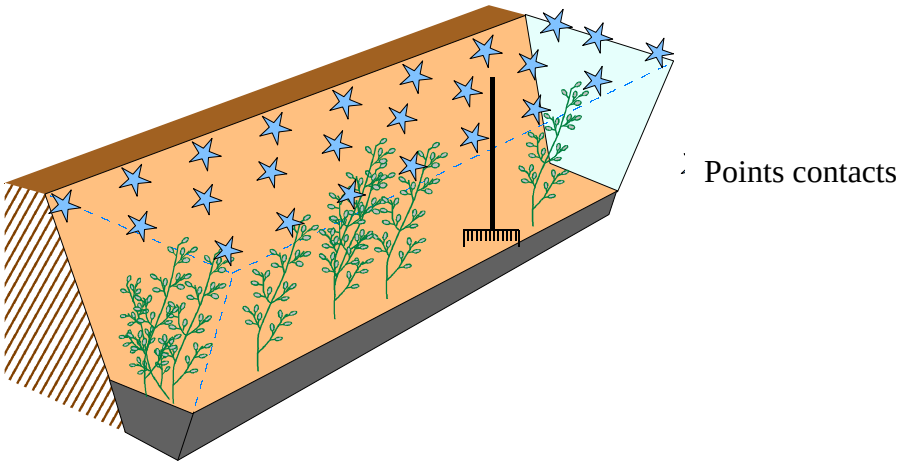


Figure II.33 : **Schéma du protocole d'échantillonnage des mesures de recouvrements des hydrophytes fixés.**

Le regroupement des 21 prélèvements effectués permet de déterminer une **diversité végétale** pour chaque site. Pour obtenir également un indice quantitatif sur l'abondance végétale présente, Chick & McIvor (1994) utilisaient un sac dans lequel ils disposaient la végétation et effectuaient une rotation énergique de 25 tours assurant ainsi l'écoulement de l'eau. Ils obtenaient alors une mesure du **volume végétal** qu'ils traduisaient par une charge (en grammes) par mètre carré. Partant de ce principe, un engin a été mis au point. Ainsi, l'ensemble des points contacts est récolté et placé dans un compacteur inventé par Gaston (1995) (Figure II.34)**.**

Cet appareil composé d'un tube de PVC de 10 cm de diamètre et 56 cm de haut est percé sur toute la hauteur afin d'assurer l'évacuation de l'eau de l'échantillon durant la compression. Un piston gradué assure la compression et permet in situ la lecture du volume végétal frais. L'estimation du volume est effectuée par différence entre la hauteur du cylindre et celle du piston. Pour faciliter l'extraction de la carotte résultante du compactage, le cylindre peut s'ouvrir par l'intermédiaire de deux fermoirs. Le volume végétal global (VolVeg) correspond donc au volume végétal récolté au cours des 21 prélèvements au râteau et compactés in situ.

Il est exprimé en cm^3 par point d'échantillonnage et est obtenu par la formule suivante :

$$VolVeg = [\pi \times (D/2)^2 * \times \sum(Hc-Hm)]/21$$

D = Rayon du tube PVC = 10 cm
Hc = Hauteur du compacteur = 56 cm
Hm = Hauteur mesurée par le piston
$\sum$ = Somme des mesures de compactage pour un même site.

Cette valeur peut ensuite se traduire par un indice d'encombrement végétal (En). Elle est définie par le volume végétal (VolVeg) sur le volume d'eau échantillonné par le râteau :

$$En = VolVeg / [\pi \times (Lr/2)^2 \times Eau]$$

Lr = Largeur du râteau = 30 cm
Eau = Hauteur d'eau (donnée mensuelle)

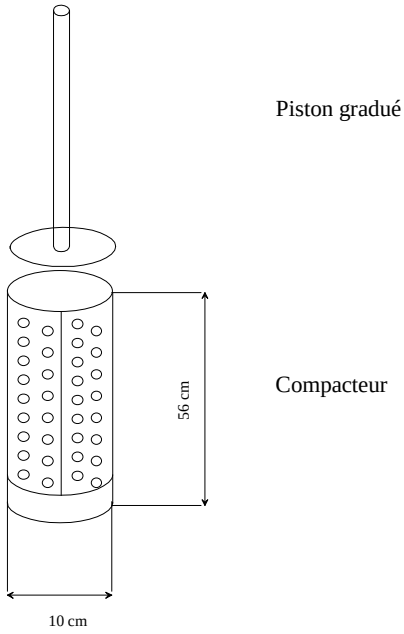


Figure II.34 : **Schéma du compacteur de végétaux.**

2.3. Analyses effectuées pour caractériser l'habitat

Dans un premier temps, des corrélations de Spearman ont été réalisées pour estimer le degré d'indépendance des différents descripteurs.

Leur variabilité spatiale et temporelle sera éprouvée par des tests de Kruskall Wallis selon la procédure de Sokal & Rohfl (1981). Des tests de Mann -Whitney (Tests U) ont été utilisés pour les analyses entre les années. L'emploi de classification hiérarchique ascendante avec la distance euclidienne et la méthode de Ward, a permis des regroupements de sites ou des mois en fonction de leurs caractéristiques environnementales avec l'identification des descripteurs responsables.

Une approche typologique a été abordée par l'utilisation d'analyses en composantes principales afin d'interpréter la pertinence des descripteurs du milieu. Etant donné le nombre de campagnes (N = 18) et de sites (N = 10), nous avons codé l'information de manière à visualiser plus rapidement les résultats. Ainsi, le chiffre des dizaines représente le mois de collectes des mesures (**0*, 1*, 2*, 3***, *etc.*) et le chiffre des unités correspond au site échantillonné (**1, *2, *3, etc.*).

Par exemple le site 7 échantillonné au mois de mars 1998 s'écrit **0***7* tandis qu'au mois d'avril il est référencé par **1***7*. Les mois d'hiver 1998-1999 sont pris en compte par ce calcul, ils sont enregistrés sous la forme **9***, **10*** et **11***. Ainsi la capture au site 7 au mois de mars 1999 est noté **12***7*.

2.4. Résultats de caractérisation de l'habitat

2.4.1. Corrélations entre descripteurs

Les relations des variables entre elles sont données par le tableau des corrélations de Spearman (Tableau II.10).

La corrélation négative ($R = - 0,688$; $P < 0,001$) entre la vase et la hauteur d'eau indique que nous n'avons pas de station à fort niveau d'eau et de vase et réciproquement pas de station à faible hauteur d'eau et de vase. Etant donné ces corrélations négatives entre les hauteurs d'eau et de vase (Tableau II.10), nous utiliserons pour la suite des analyses un indice synthétique d'envasement prenant en compte les hauteurs de vase et d'eau nommé 'Vaseau'. Il est calculé suivant la formule :

Vaseau = Hauteur de vase / (Hauteur de vase + Hauteur d'eau)

La largeur du fossé est légèrement corrélée au niveau d'eau ($R = 0,594$; $P < 0,001$), ce résultat semble logique dans la mesure où une légère augmentation du niveau de l'eau induit une petite augmentation de la largeur. Tandis qu'un excès d'eau (crue) provoque un débordement du fossé se traduisant par l'élargissement des mesures de largeur.

Une légère relation négative est établie entre la température et l'oxygène. Outre la baisse du taux maximal d'oxygène dissous à saturation avec l'élévation de la température, ce résultat peut également être la conséquence du fort développement végétal en été (forte température) provoquant une chute du taux d'oxygène dissous en fin de nuit.

Le recouvrement en jonc des rives 2 est légèrement corrélé négativement avec la distance à la Gravelle et positivement avec le Falleron. Ce constat semble provenir des méthodes de curage réalisées en 1995 sur les fossés secondaires de la zone d'étude avec une dégradation des berges.

De même, il y a une légère corrélation négative entre le recouvrement en lentilles et la hauteur d'eau. La pente des berges apparaît être corrélée négativement avec la hauteur d'eau et de façon moins significative avec la largeur.

Enfin, les distances minimales des sites aux émissaires principaux (Gravelle ou Falleron) sont très corrélées ($R = - 0,806$, $P < 0,001$), ceci étant dû à l'organisation locale du réseau étudié coincé entre deux étiers.

Ces premiers niveaux d'analyse permettent de visualiser les facteurs redondants et de choisir les plus pertinents pour les analyses ultérieures.

Tableau II.10 : **Corrélations de Spearman pour les descripteurs des sites.**

	Vase	Eau	Vaseau	Large	T°c	Oxy	Conducti	Jonc 1	Jonc 2	Carex 1	Carex 2	Iris 1	Iris 2	Lentille	Fila	Hydro	Div vég	Vol vég	Pente	DistG	DistF	DistMin
Vase	_																					
Eau	-0,688	_																				
Vaseau	-0,939	0,872	_																			
Large		0,594		_																		
T°c					_																	
Oxy					-0,487	_																
Conducti							_															
Jonc 1								_														
Jonc 2									_													
Carex 1										_												
Carex 2											_											
Iris 1												_										
Iris 2													_									
Lentille		-0,440	-0,432											_								
Fila															_							
Hydro																_						
Div vég																	_					
Vol vég																		_				
Pente	0,651	-0,623	-0,686	-0,454															_			
DistG									-0,412											_		
DistF									0,433											-0,806	_	
DistMin																				0,430	-0,188	_

2.4.2. Variabilité spatio-temporelle des descripteurs

2.4.2.1. Descripteurs morphométriques

La vase et l'eau

Les valeurs de hauteur d'eau et de vase varient respectivement de 8 à 116 cm et de 16 à 95 cm sur nos dix sites d'étude. Le pourcentage de l'écart à la moyenne pour chaque habitat est majoritairement (83 % des sites pour les mesures d'eau et 67 % pour les mesures de vase) inférieur à 20 % (Tableau II.11). Cette analyse de la variabilité des mesures des 7 transects révèle donc que la description des habitats potentiels de l'anguille s'établit à l'échelle de l'arc de fossé.

Tableau II.11 **: Distribution (en pourcentages) des écarts relatifs (en pourcentages) des mesures d'eau et de vase des 7 transects au sein des sites (N = 180).**

% Ecart / moy.	Eau	Vase
10	**53**	**18**
20	**30**	**49**
30	11	18
40	2	8
50	1	6
60	0	0
70	1	0
80	0	0
90	0	0
100	0	0

Les hauteurs d'eau sont significativement variables entre les sites, les mois d'échantillonnage (Test de Kruskall-Wallis, avec $P < 0,001$) et les années (Test U Mann -Whitney ; $P = 0,016$). Cette

variation entre les années doit être reliée aux crues exceptionnelles de la seconde année (Figure II.35).

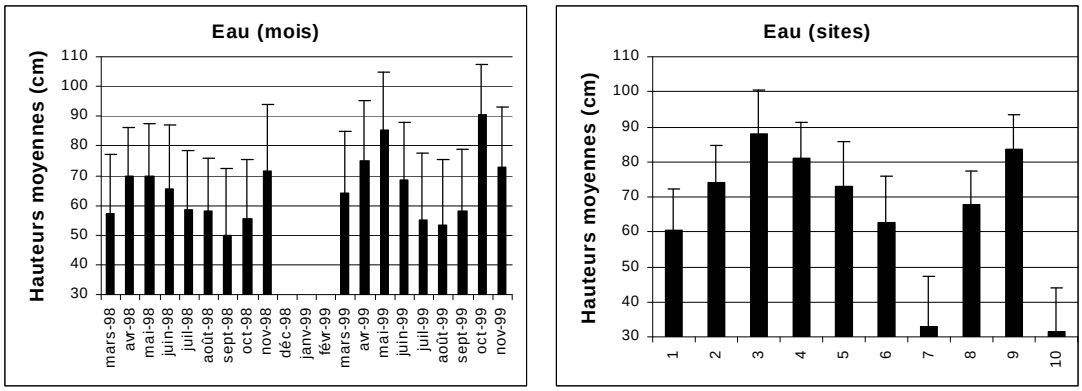


Figure II.35 : **Variabilités mensuelles (mois) et spatiales (sites) des hauteurs d'eau moyennes.**

Les hauteurs de vase (Figure II.36) sont significativement différentes en fonction des sites mais pas en fonction des mois de captures. Cependant, une variation entre les années est observée (Test U ; P = 0,007). En effet, nous constatons un envasement annuel de 2,4 à 12,9 cm suivant les sites (en moyenne de 7,6 + /- 3,5).

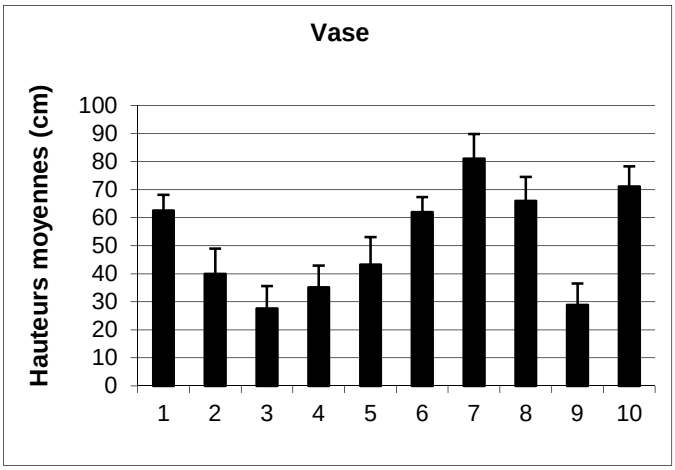


Figure II.36 : **Variabilités spatiales des hauteurs de vase (moyennes et écart type des 18 campagnes).**

Une analyse en composantes principales réalisées avec les données de hauteur de vase et d'eau montrent que la variabilité mensuelle est inférieure à la variabilité entre les sites (Figure II.37). En effet une structuration en étoile est visible pour chaque site. Elle est essentiellement exprimée verticalement, révélant une variabilité temporelle des mesures mais l'axe horizontal (exprimant les facteurs eau-vase) montre une discrimination possible entre les sites suivant ces deux facteurs quel que soit le mois d'échantillonnage.

L'analyse en composantes principales montre cependant certains mois où les niveaux d'eau sont très hauts quels que soient les sites (relevés 14* et 19*), correspondant aux mois de mai et octobre 1999, visualisés par ailleurs sur la figure II.35.

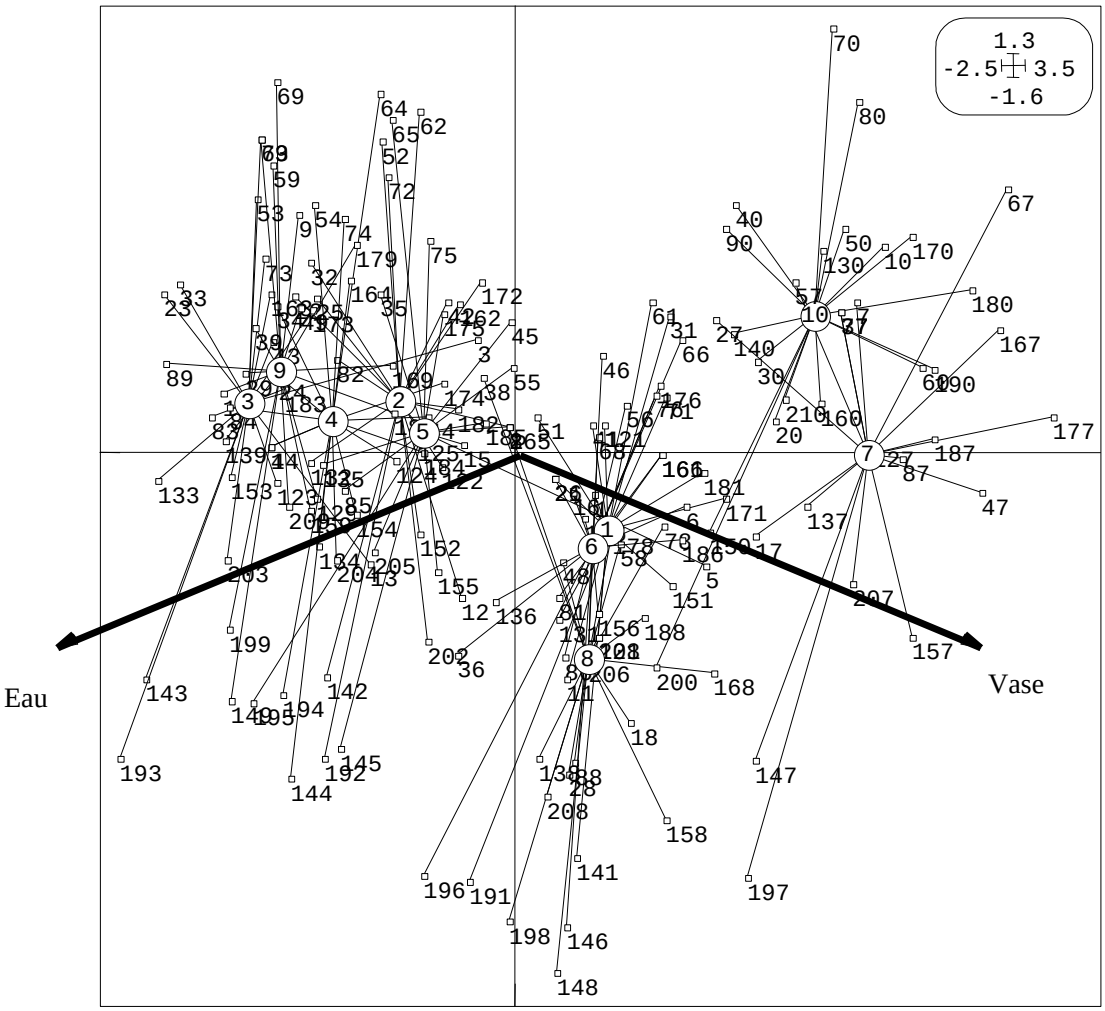


Figure II.37 : **Analyse en composantes principales avec les mesures de hauteurs d'eau et de vase sur les 10 sites (chiffre des unités) durant les 18 campagnes (chiffre des dizaines). Le barycentre de chaque site est représenté par un cercle dans lequel le numéro de site est indiqué. Les différentes coordonnées factorielles des mesures mensuelles d'eau et de vase sont alors représentées par la structuration en étoile à partir du barycentre.**

Ainsi, par les seuls deux critères de hauteurs de vase et d'eau, une première discrimination entre nos sites étudiés en deux groupes (Groupe A et B) est possible avec 85 % de dissimilarité par une classification hiérarchique ascendante des moyennes par sites (Figure II.39).

↳ Un premier ensemble (Groupe A) montre des niveaux d'envasement faibles (< 45 cm) et des hauteurs d'eau importantes (> 70 cm) résultant d'un curage récent (effectué en 1995). Au sein de cet ensemble, nous pouvons distinguer deux sous-groupes avec 20 % de dissimilarité :

☆ Les sites 3, 4 et 9, où les niveaux d'eau moyens sont très importants (> 80 cm) et l'envasement faible (< 30 cm).

☆ Les sites 5 et 2 où les niveaux de vase sont plus importants (de 30 à 45 cm). L'observation sur la zone montre que ces deux sites bénéficient d'un moindre mouvement d'eau induit par le vent (zones stagnantes).

↳ Un second ensemble (Groupe B) est formé par les sites relativement envasés et peu profonds. Il se divise en deux sous-groupes avec 45 % de dissimilarité :

✯ Les sites 7 et 10 représentent les plus envasés (> 70 cm) avec un niveau d'eau faible (< à 50 cm).

✯ Les stations 6, 8, et 1 sont en position intermédiaire. Elles présentent un envasement moyen (60 à 70 cm) et des niveaux d'eau relativement importants (60 à 65 cm).

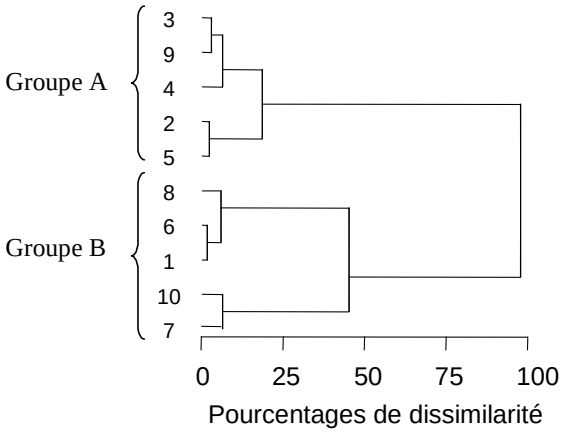


Figure II.38 : **Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leurs moyennes de hauteur d'eau et de vase.**

L'indice synthétique d'envasement qui prend en compte les hauteurs de vase et d'eau nommé 'Vaseau' est un facteur exclusivement spatial (Test de KW site = 157,859 ; P < 0,001). Les analyses mensuelle et annuelle ont en effet des probabilités au-delà des seuils de significativité (respectivement P = 0,920 et 0,491). Ce facteur évite les redondances entre l'eau et la vase et montre une bonne qualité de discrimination spatiale.

La largeur

La largeur des fossés pris au niveau de l'eau varie entre 2,3 à 7,0 mètres. Le pourcentage de l'écart à la moyenne pour chaque habitat est majoritairement (94 % des sites pour les mesures de largeur) inférieur à 20 % (Tableau II.12). Cette analyse de la variabilité des mesures des 7 transects révèle donc que la description des habitats potentiels de l'anguille s'établie à l'échelle de l'arc de fossé.

Tableau II.12 **: Distribution (en pourcentages) des écarts relatifs (en pourcentages) des mesures de largeur des 7 transects au sein des sites (N = 180).**

% Ecart / moy.	Largeur
10	**72**
20	**22**
30	4
40	1
50	0
60	0
70	0
80	0
90	0
100	0

Cette caractéristique permet de discriminer significativement les sites entre eux (KW = 98,565, P < 0,001) mais aussi les mois (KW = 51,926, p < 0,001) et les années (Test Mann-Whitney, U = 2809, P < 0,001) et ce en fonction des épisodes de crues (Figure II.39).

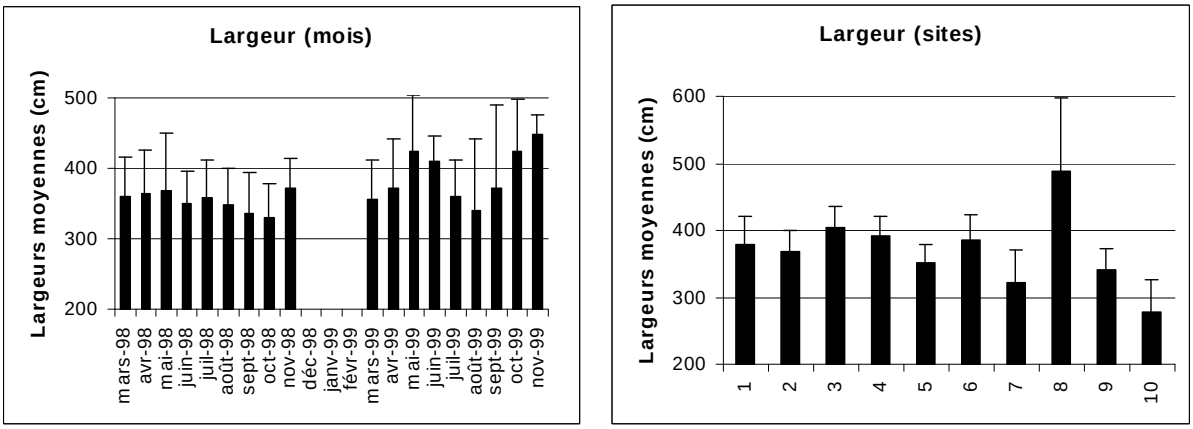


Figure II.39 : **Variabilités mensuelles (mois) et spatiales (sites) des largeurs des fossés.**

Une classification hiérarchique ascendante (Figure II.40) permet d'identifier trois groupes au sein des sites échantillonnés avec 75 % de dissimilarité.

↳ Le groupe A distingue le site 8 des autres sites par une largeur moyenne très importante (> 4,80 mètres).

↳ Le second ensemble (Groupe B), isole les fossés dont la largeur moyenne est située entre 3,30 et 4,80 mètres.

↳ Le troisième ensemble (Groupe C) identifie les fossés étroits (5, 7 , 9 et 10) inférieurs à 330 cm.

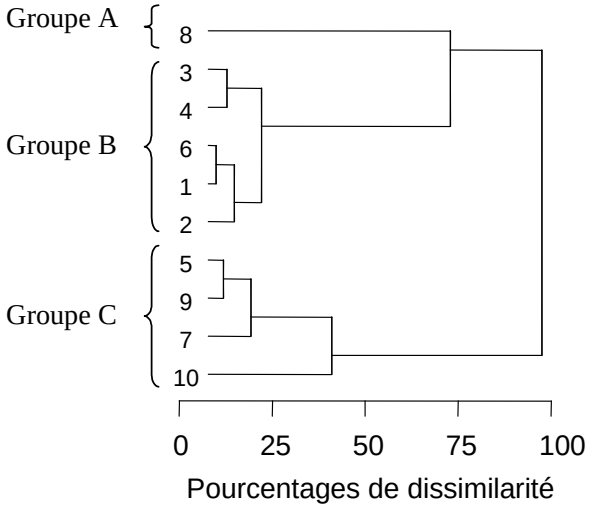


Figure II.40 : **Classification hiérarchique ascendante des moyennes de largeurs (des 18 campagnes) pour chaque site (N = 10).**

La pente

Les pentes des rives des fossés varient entre 33° et 85°. Ce facteur n'évolue pas dans le temps dans la mesure où aucun curage n'a été effectué durant l'étude. Ce facteur est donc un facteur exclusivement spatial. Une classification hiérarchique ascendante (Figure II.41) permet une discrimination en deux groupes :

- Le groupe A (sites 1, 2, 3, 4, 6 et 9) dont la pente varie ente 33° et 57°

- Le groupe B (sites 5, 7, 8 et 10) à forte pente (67 à 85°).

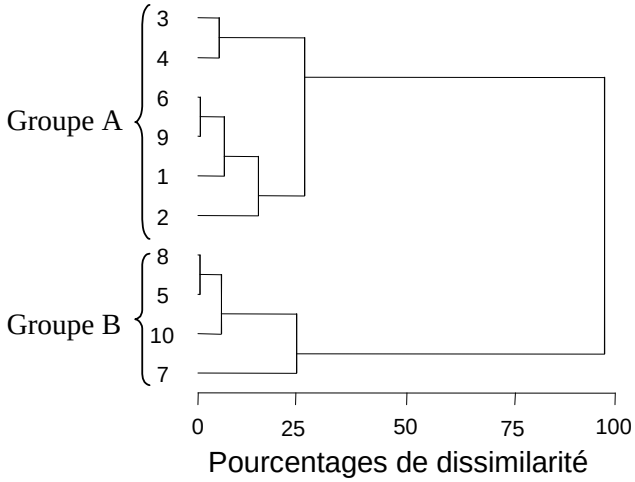


Figure II.41 : **Classification hiérarchique ascendante des moyennes de pente pour chaque site.**

La distance aux chenaux principaux

Les distances des sites aux chenaux principaux que sont la Gravelle et le Falleron vont de 225 m à 1164 mètres (Tableau II.13). Elles sont corrélées négativement (Tableau II.10) du fait de la configuration spatiale du site d'étude (Figure II.28 et II.29). Ces mesures sont bien sûr uniquement spatiales.

Tableau II.13 : **Distances des 10 sites aux chenaux principaux (Gravelle et Falleron).**

Station	Dist G	Dist F	Dist Min
1	1164	472	472
2	778	237	237
3	568	386	386
4	355	693	355
5	577	491	577
6	506	562	506
7	564	534	534
8	581	606	581
9	253	700	253
10	225	732	225

Une classification hiérarchique ascendante (Figure II.42) des dix sites, en fonction de leurs distances aux étiers distinguent trois groupes avec 55 % de dissimilarité.

Un premier ensemble (Groupe A) regroupe les sites 1 et 2 les plus proches du Falleron. Un second ensemble (Groupe B) constitue une zone intermédiaire entre les deux réseaux principaux et associe les sites 8, 6, 7, 5 et 3. Enfin le dernier ensemble (Groupe C) réunit les sites 10, 9, 4 les plus proches de la Gravelle.

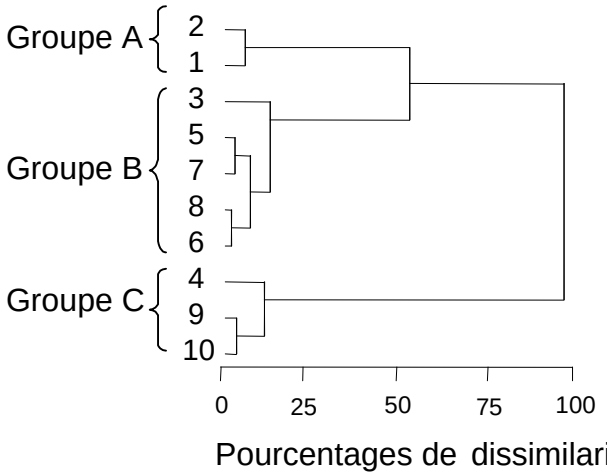


Figure II.42 : **Classification hiérarchique ascendante des distances aux chenaux principaux (Gravelle et Falleron) pour chaque site.**

Afin de s'intéresser à la distance d'un site par rapport à l'un ou un l'autre des étiers, nous avons également calculé un facteur d'éloignement au réseau principal. Ce dernier, appelé ‘distance minimum’ (dist min), retient la plus petite distance entre le site d’étude et l’un des deux étiers (Tableau II.13). Cette valeur variant de 225 à 577 mètres permet de distinguer deux types de sites à l'aide d'une classification hiérarchique ascendante. Le premier groupe (Groupe A) est constitué des sites 'proches' d’un réseau (10, 2, 9, 4 et 3) et le second (Groupe B) de ceux qui en sont plus éloignés (1, 6, 7, 5 et 8).

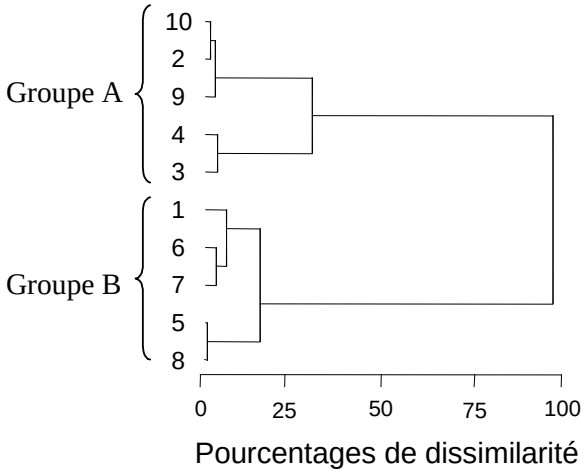


Figure II.43 : **Classification hiérarchique ascendante des distances minimum au fossé principal pour chaque site.**

2.4.2.2. Descripteurs physico-chimiques

La température

Ce facteur s'impose nécessairement dans les hypothèses de variabilité de capture mensuelle d'anguilles car les poissons sont poîkilothermes. Les températures moyennes relevées lors des pêches ont varié entre 10 °C au printemps et 23 °C en été (Figure II.44). Les températures hivernales peuvent atteindre 6 °C (mesures hivernales effectuées en 1998). Une variabilité mensuelle est donc très marquée (KW = 169,074 ; P < 0,001) avec un cycle se reproduisant annuellement (Test U = 4671,500 ; P = 0,075).

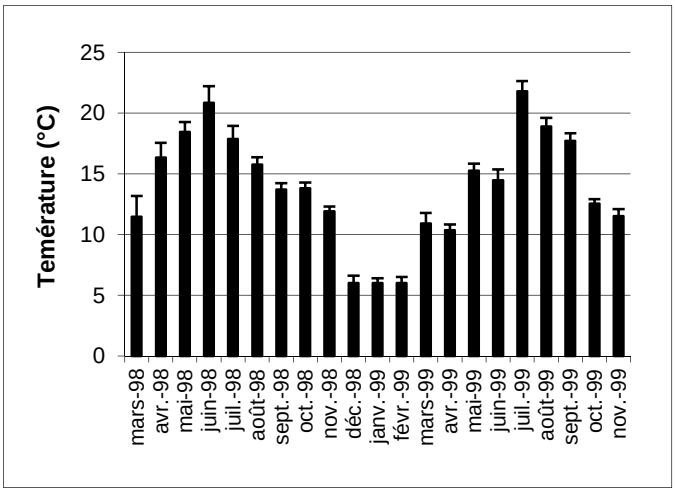


Figure II.44 : **Variabilités mensuelles de la température moyennes des fossés.**

Une classification hiérarchique (Figure II.45) permet de discerner au sein de nos campagnes de pêche avec plus de 95 % de dissimilarité les mois froids (Groupe A) intégrant les mois de mars à avril 1998, mars à mai 1999, août à novembre 1998 et septembre à novembre 1999 et les mois chauds (Groupe B) comprenant les mois de mai à juillet 1998 et juillet à sept 1999. Aucune variabilité spatiale de la température ne semble apparaître (KW = 9,733 ; P = 0,373). Ce facteur est donc un facteur temporel et non spatial.

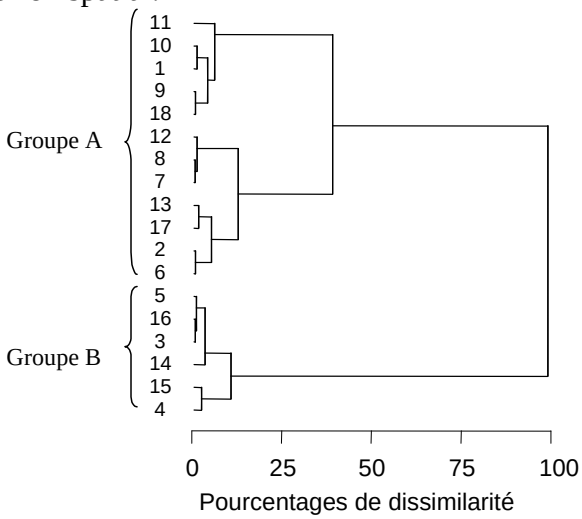


Figure II.45 : **Classification hiérarchique ascendante des températures mensuelles (moyennes des dix sites) en fonction des mois (1 à 9 = mois de mars à novembre 1998, 10 à 18 = mois de mars à novembre 1999).**

L'oxygène dissous

Le taux d'oxygène dissous enregistré à 15 cm de la vase au petit matin varie de 0,1 à 13,5 ppm. Une variabilité mensuelle est significativement repérée (KW = 127,664 ; P < 0,001) avec notamment des mois printaniers (mars et avril) enregistrant les plus forts taux (Figure II.46). La diminution du taux d'oxygène estival (juillet 1998 et août à octobre 1999) expliquerait la mortalité de 5 à 16 % des anguilles lors des captures avec les pièges (Corrélation de Spearman = - 0,540 ; P = 0,021). Une légère différence du taux d'oxygène est enregistrée en fonction de l'année (Test U = 5078,500 ; P = 0,030), ce phénomène est peut-être la résultante du développement de l'*Hydrocharis morsus-ranae* en automne 1999. Le taux d'oxygène moyen n'est pas différent entre les sites (KW = 9,733 ; P = 0,373). Ce facteur est donc un facteur temporel.

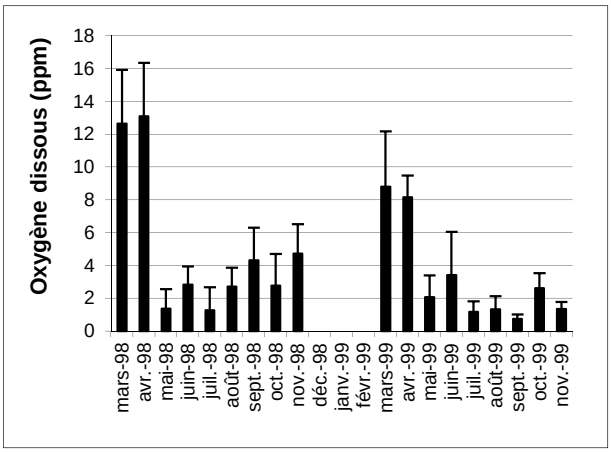


Figure II.46 : **Variabilités mensuelles de l'oxygène dissous moyen des fossés.**

La conductivité

Les conductivités observées varient de 460 à 1850 µS.cm^{-1} et ne permettent pas de discriminer les sites entre eux (KW = 8,637 ; P = 0,471). Ce facteur évolue significativement de façon mensuelle (KW = 99,878 ; P < 0,001) avec de très fortes valeurs en mai 1998 et juillet 1999 (Figure II.47). Les évolutions mensuelles de conductivité varient de manière similaire au niveau d'eau, (Figures II.35 et II.47). Cependant, la nature de cette relation doit être complexe, une corrélation simple entre ces deux facteurs n'étant pas significative (Corrélation de Spearman = - 0,196 ; P > 0,5). La conductivité semble être un facteur intégrant de nombreux événements comme l'apport d'éléments nutritifs des sols par lessivage en période printanière et automnale d'une part, d'autre part, la remise en suspension des matières en décomposition en été et le relargage de sels minéraux ajoutée à la baisse des niveaux d'eau augmentant ces concentrations en période d'anoxie estivale. Ces variations de conductivité ne présentent pas de cycle annuel (Test U = 3687,00 ; P = 0,299) mais les valeurs de conductivité sont de bons indicateurs de l'historique hydrographique d'une zone. Ce facteur est un facteur temporel saisonnier.

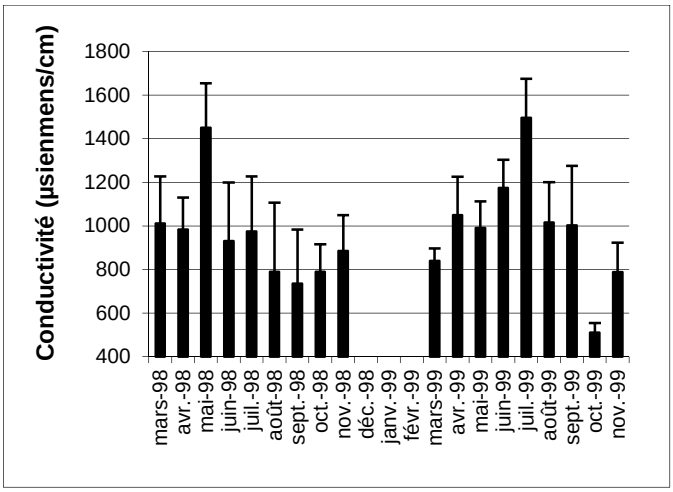


Figure II.47 : **Variabilités mensuelles de la conductivité moyenne des fossés.**

2.4.2.3. Descripteurs biotiques

- *Les hélophytes*

Les espèces présentent sont les joncs (*Juncus maritimus, Juncus conglomeratus, Juncus effusus, Juncus gerardi*), les *Carex sp.* et les *Iris pseudacorus*. Quel que soit le groupe concerné, une variabilité spatiale se manifeste, toutes les probabilités sont inférieures à 0,001. Il n'existe pas de variabilité mensuelle de ces indices entre mars et novembre (toutes les probabilités > 0,05), cela peut s'expliquer par la persistance des touffes d'hélophytes. Cependant, concernant le jonc, une légère modification entre les années est constatée (Test U = 19120 ; P = 0,002). Nous pouvons l'incomber à un pâturage par les bovidés plus intense en 1999.

Dans 58 % des cas le jonc est la seule espèce recensée. Dans 29 % des cas, elle représente 75 % des espèces recensées sur un linéaire de 30 mètres. Les fréquences d'occurrence des joncs sont également très élevées avec 97 % en rive 1 et 99 % en rive 2. En raison de cette nette dominance des joncs sur l'ensemble des hélophytes de la zone d'étude (Tableau II.14), les facteurs de recouvrement pour les rives 1 et 2 seront constitués uniquement de l'indice de recouvrement 'jonc'. Ce choix permettra de synthétiser l'information disponible pour qualifier l'habitat en rive.

Tableau II.14 : **Pourcentages des différents hélophytes sur les rives 1 et 2.**

Espèces	Fréquences d'occurence
Jonc1	0,97
Jonc2	0,99
Iris1	0,22
Iris2	0,19
Carex1	0,08
Carex2	0,06

- *Les hydrophytes flottants*

La couverture en hydrophytes flottants est essentiellement composée de *Lemna sp*. (*Lemna gibba, Lemna minor, Lemna polyrhiza* et *Lemna trisulca*), d'*Azola filiculoïdes* et de *Wolffia arrhiza*. Elle est variable suivant les sites (KW = 52,740 ; P < 0,001). Ces résultats sont en accord avec les observations de terrain, notamment en ce qui concerne la présence d'un 'radeau' de lentilles dans les sites en cul de sac et bénéficiant d'une orientation géographique dans le sens du vent dominant (ici d'ouest). Ce développement végétal varie également mensuellement (KW = 43,990 ; P < 0,001) (Figure II.48).

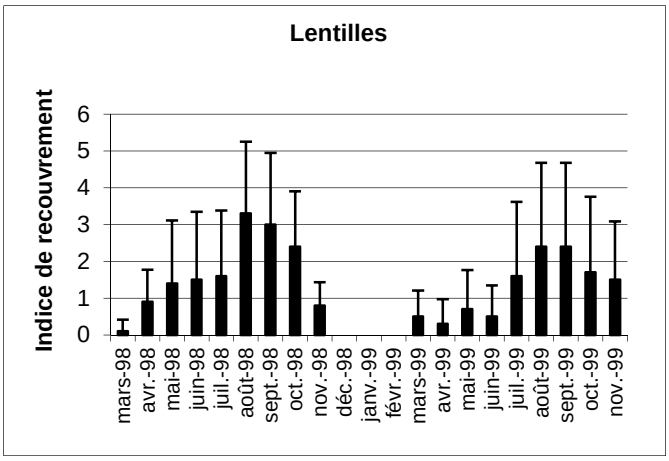


Figure II.48 : **Variabilités mensuelles de la couverture moyenne en lentilles des fossés.**

Concernant les filamenteuses et les *Hydrocharis morsus-ranae* leur présence est plus significativement liée au facteur saisonnier (P < 0,05) qu'aux sites (P > 0,05). Les lentilles et les *Hydrocharis morsus-ranae* semblent se développer en fin d'été tandis que les filamenteuses profitent des apports nutritifs en période printanière (Figures II.48, II.49 et II.50). Les variations des indices de recouvrement en lentilles et en filamenteuses se reproduisent d'une année sur l'autre (Test U, P > 0,05). Au contraire, la présence d'*Hydrocharis morsus-ranae* est significativement différente entre les deux années (Test U = 3204 ; P = 0,004). En effet, le fort développement des *Hydrocharis morsus-ranae* est nettement visible sur l'ensemble du marais en 1999 (Figure II.50). Ce facteur est donc un facteur temporel.

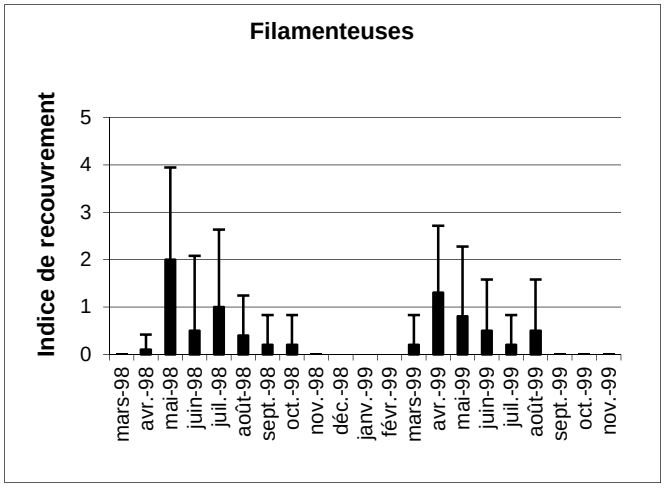


Figure II.49 : **Variabilités mensuelles du recouvrement en algues filamenteuses moyen des fossés.**

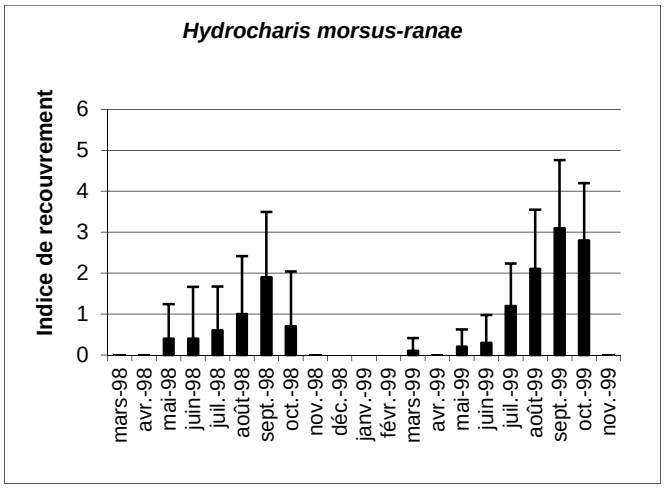


Figure II.50 : **Variabilités mensuelles du recouvrement en *Hydrocharis morsus-ranae* moyen des fossés.**

- *Les hydrophytes fixées*

Dans les marais, 11 espèces d'hydrophytes fixées ont été recensées :

Elodea canadensis (El ca), *Callitriche sp*. (Ca sp.), *Ceratophyllum demersum* (Ce de), *Chara sp.* (Cha sp.), *Hydrocharis morsus-ranae* (Hy mo), *Myriophyllum spicatum* (My sp.), *Potamogetum crispus* (Po cr.), *Potamogetum pectinatus* (Po pe.), *Potamogetum pusillus* (Po pu.), *Zannichellia palustris* (Za pa.).

Nous pouvons ajouter à cela les hydrophytes flottants également échantillonnés par le râteau : *Hydrocharis morsus-ranae* (Hy mo), les lentilles et les filamenteuses (Fil).

Cette diversité est mensuellement variable (KW ; $P < 0,001$). Elle varie aussi par site et par mois entre 0 et 8 espèces (Tableau II.15). Il n'existe pas de variations entre l'année 1998 et 1999 (Test U = 4130,5 ; P = 0,815). Un cycle de développement semble ainsi se reproduire de manière annuelle avec une moyenne en début de printemps de 5 espèces qui s'appauvrit en fin d'année vers 2 à 3 espèces (Figure II.51). Par contre, la diversité végétale n'apporte pas de discrimination notoire entre les sites (KW = 4,397 ; P = 0,883). Ce facteur est donc un facteur temporel.

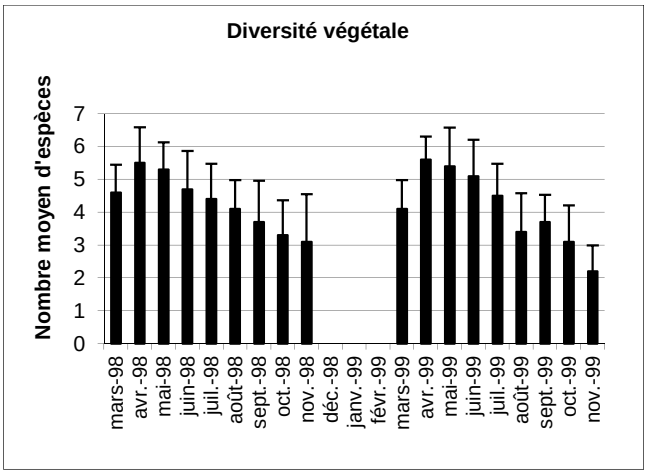


Figure II.51 : **Variabilités mensuelles de la diversité végétale moyenne des fossés.**

Tableau II.15 : **Diversité d'espèces végétales au sein de la zone d'étude en fonction du mois et du site.**

Mois/Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Moyenne	Ecart
mars-98	3	5	7	4	4	5	5	5	5	6	**4,9**	**1,10**
avr-98	6	5	6	4	5	8	6	5	4	7	**5,6**	**1,26**
mai-98	6	7	6	7	6	7	6	6	5	6	**6,2**	**0,63**
juin-98	3	5	6	5	5	5	6	8	4	6	**5,3**	**1,34**
juil-98	4	6	6	5	7	4	4	3	3	4	**4,6**	**1,35**
août-98	4	4	5	5	4	5	3	3	5	3	**4,1**	**0,87**
sept-98	4	5	4	3	4	5	1	3	5	3	**3,7**	**1,25**
oct-98	4	3	3	4	3	3	1	4	6	3	**3,4**	**1,26**
nov-98	3	6	4	4	2	3	0	2	5	4	**3,3**	**1,70**
mars-99	3	4	5	4	5	6	5	6	6	6	**5.0**	**1,05**
avr-99	6	7	6	6	7	6	7	7	6	7	**6,5**	**0,53**
mai-99	5	4	6	5	8	6	7	6	6	8	**6,1**	**1,28**
juin-99	5	3	6	6	7	6	5	7	5	7	**5,7**	**1,25**
juil-99	7	4	4	6	5	4	3	6	4	5	**4,8**	**1,23**
août-99	4	3	5	3	3	4	1	5	3	3	**3,4**	**1,17**
sept-99	4	2	5	4	3	4	4	3	4	4	**3,7**	**0,82**
oct-99	6	2	3	3	3	3	3	1	4	4	**3,2**	**1,32**
nov-99	2	1	3	2	2	2	4	2	2	2	**2,2**	**0,79**
Moyenne	**4,39**	**4,22**	**5,0**	**4,44**	**4,61**	**4,78**	**3,94**	**4,56**	**4,56**	**4,89**		
Ecart	**1,38**	**1,70**	**1,24**	**1,29**	**1,82**	**1,55**	**2,15**	**2,01**	**1,15**	**1,78**		

Nous observons une nette dominance d'*Elodea canadensis* (fréquence d'occurrence = 90%) et de *Ceratophyllum demersum* (fréquence d'occurrence = 98%), présentes tout au long des périodes d'échantillonnage (Figure II.52). D'autres espèces sont plus temporaires avec des fréquences d'occurrence de l'ordre de 50 à 75 % (Tableau II.16). Quelques espèces apparaissent sporadiquement ou de façon ponctuelle. Nous observons une disparition des Characées en 1999. Cette espèce se développe juste après les curages ou au niveau des éboulements de berges (Dutartre A. , Cemagref Bordeaux, com. pers.).

Tableau II.16 : **Fréquences d'occurrences des différentes espèces en fonction du nombre de relevés effectués.**

Echantillonnage	Espèces	Fréquences d'occurence
Points contacts	El ca	**90%**
Points contacts	Ce de	**98%**
Points contacts	Hy mo	*54%*
Points contacts	Fil	*58%*
Points contacts	My sp	15%
Points contacts	Ca sp	10%
Points contacts	Po cr	*51%*
Points contacts	Za pa	32%
Points contacts	Ch sp	10%
Points contacts	Po pu	4%
Points contacts	Po pe	33%
Recouvrement surface	Lentille	*56%*
Recouvrement surface	Algues fila	16%
Recouvrement surface	Hy mo	33%

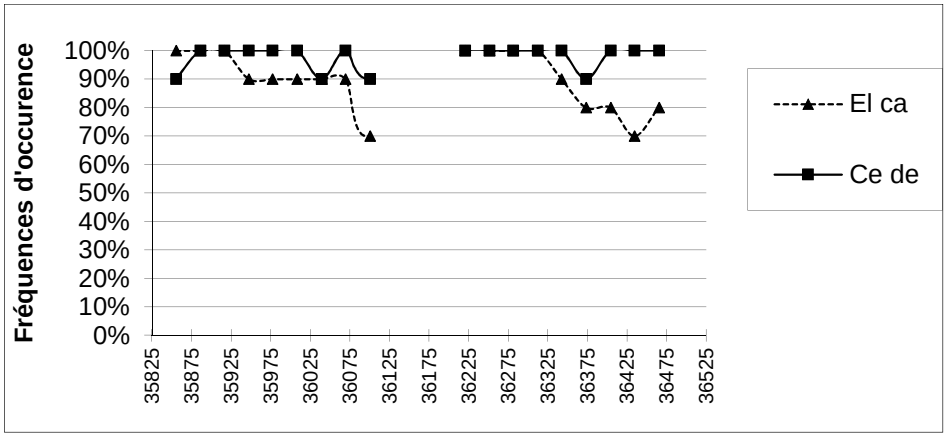


Figure II.52 : **Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces annuelles. El ca = *Elodea canadensis* et Ce de = *Ceratophyllum demersum*.**

La première séparation de la classification hiérarchique ascendante des présences mensuelles des espèces (Figure I.53) regroupe avec 80 % de dissimilarité les espèces les plus rares (Groupe D) et présentent en petit nombre (*Potamogetum pusillus, Myriophyllum spicatum, Callitriche sp., Chara sp*., Filamenteuses en indice de recouvrement). Ces espèces ne semblent pas évoluer en fonction des mois (Figure II.54).

La seconde division rassemble (Groupe A) avec 60 % de dissimilarité (Figure II.53) les deux espèces les plus fréquentes (*Elodea canadensis* et de *Ceratophyllum demersum*). Elles sont présentes toute l'année avec de fortes abondances (Figure I.52).

La troisième séparation effectuée avec 55 % de dissimilarité réunit d'un côté les espèces printanières (Groupe B) (Figure II.55) (*Potamogetum crispus, Potamogetum pectinatus, Zannichellia palustris*, Filamenteuses) et de l'autre (Groupe C) les espèces automnales (Figure II.56) (*Hydrocharis morsus-ranae* points contactes et recouvrement, Lentilles).

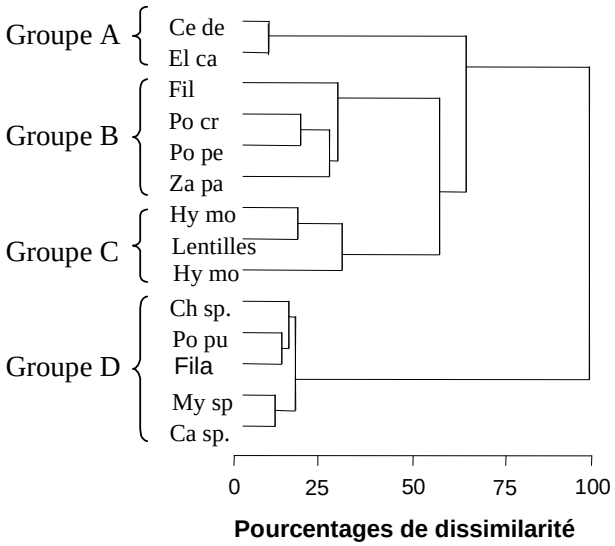


Figure II.53: **Classification hiérarchique ascendante des présences mensuelles des différentes espèces végétales. El ca = *Elodea canadensis*, Ce de = *Ceratophyllum demersum*, Fil = Algues Filamenteuses (points contacts), Po cr = *Potamogetum crispus*, Po pe = *Potamogetum pectinatus*, Za pa = *Zannichellia palustris*, Hy mo = *Hydrocharis morsus-ranae* points contactes et recouvrement, Lentille = *Lemna* sp., Ch sp. = *Chara sp*., Po pu = *Potamogetum pusillus*, Fila = Algues filamenteuses (en indice de recouvrement), My sp. = M*yriophyllum spicatum*, Ca sp. = *Callitriche sp.***

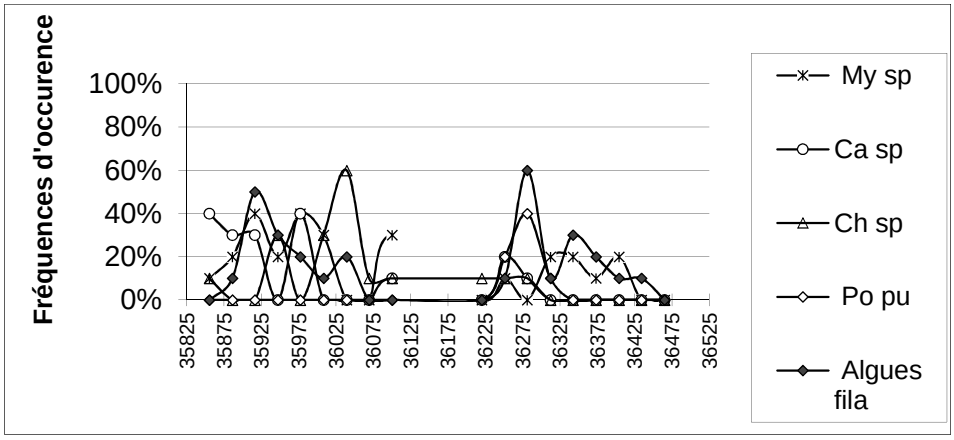


Figure II.54 : **Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces peu fréquentes. My sp. = *Myriophyllum spicatum*, Ca sp. = *Callitriche sp.*, Ch sp. = *Chara sp.*, Po pu = *Potamogetum pusillus*, Algues fila = Algues filamenteuses (en indice de recouvrement).**

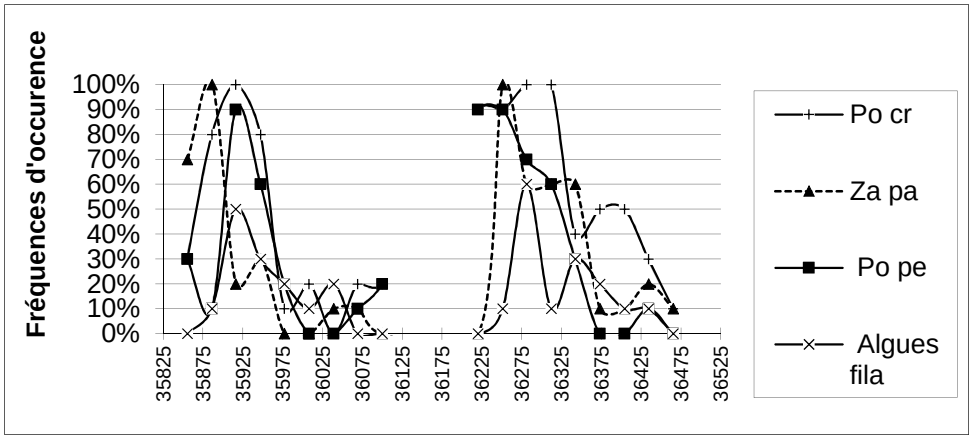


Figure II.55 : **Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces printanières. Po cr = *Potamogetum crispus,* Za pa = *Zannichellia palustris,* Po pe = *Potamogetum pectinatus,* Fil = Algues Filamenteuses (points contacts).**

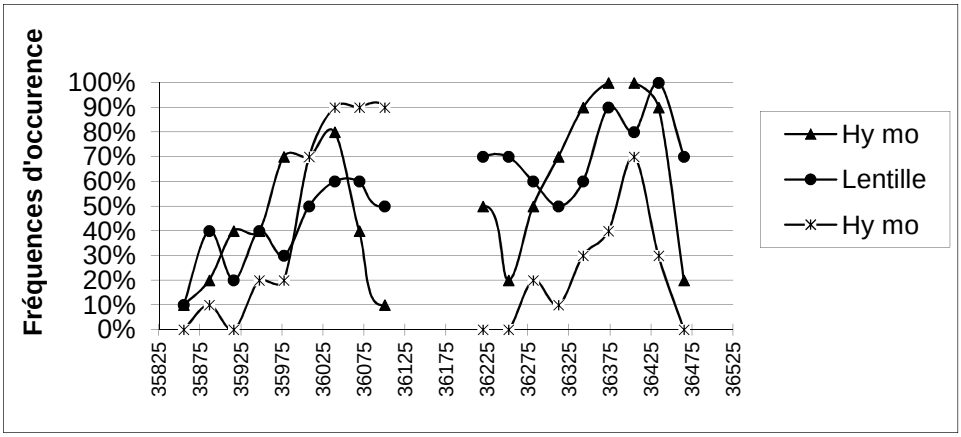


Figure II.56 : **Moyennes mensuelles des indices de présence des espèces automnales. Hy mo = *Hydrocharis morsus-ranae* points contactes et recouvrement, Lentille = *Lemna* sp.**

L'observation des points contacts permet de souligner que les hydrophytes fixés ne sont pas répartis en 'touffe' mais tout au long de l'arc de fossé. L'unité descriptive d'un fossé se situe donc à l'échelle de l'arc.

Le volume végétal et l'encombrement

Le volume végétal observé sur les différents sites s'échelonne de 4 cm^3 à 623 cm^3 par point échantillonné. Cette valeur exprime le développement végétal (Figure II.57) avec notamment une croissance printanière et une sénescence hivernale induisant une variation mensuelle significative (KW ; $P < 0,001$). Ce volume végétal inclue l'ensemble des espèces présentes dans la colonne d'eau, regroupant ainsi les hydrophytes flottants et fixés. Le volume végétal ne dépend pas de la hauteur d'eau (Tableau II.10). Cette mesure de volume végétal ne permet cependant pas de discriminer les sites entre eux (KW ; $P = 0,343$). Le facteur volume végétal est un descripteur temporel.

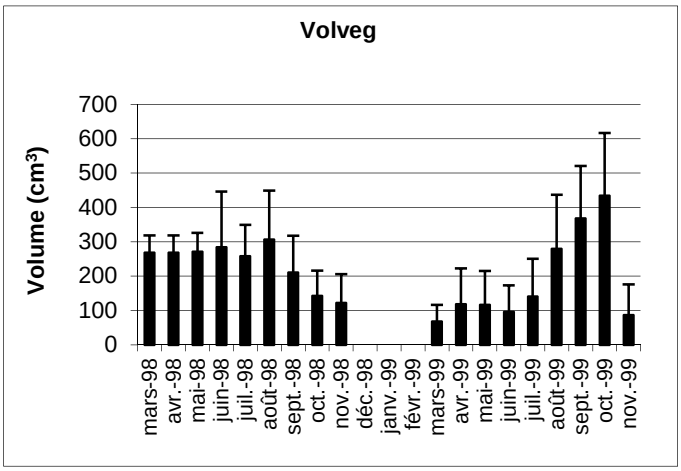


Figure II.57 : **Variabilités mensuelles du volume végétal moyen des fossés.**

L'ensemble des points contacts ayant fait l'objet d'une description en abondance et en diversité d'espèces permet d'observer que la variabilité du volume est étroitement liée au développement des

Hydrocharis morsus-ranae et de l'élodée (Tableau II.17). Ainsi, le fort volume végétal mesuré à partir d'août 1999 entraînant une variabilité entre les années du volume végétal (KW ; $P < 0,001$) peut être incombé à la forte augmentation des *Hydrocharis morsus-ranae* (Figure II.50). Il existe ainsi une forte relation entre les données de recouvrement en *Hydrocharis morsus-ranae* et les indices d'abondances mesurés par les points contacts ($R^2 = 0,813$, $P < 0,001$). Ce résultat confirme le caractère flottant (visible depuis la berge) de cette espèce et d'une épaisseur suffisante pour induire un volume compacté conséquent.

Concernant les filamenteuses, elles sont davantage présentes dans la colonne d'eau (les points contacts donnent une occurrence de 58 %) qu'en surface (les données de recouvrement donnent une occurrence de 16 %), et ne participent pas significativement aux variations du volume végétal mesuré par comptage (Tableau II.16).

Remarquons également que malgré leur forte occurrence (56 %), les lentilles n'ont pas de volume suffisant pour être récolté par le râteau (pas de corrélation avec le volume végétal).

L'encombrement est un facteur spatial (KW ; $P < 0,001$) puisqu'il prend en compte les hauteurs d'eau ($R = - 0,546$, $P < 0,001$) et temporel (KW ; $P < 0,001$) car il résulte de la mesure de volume végétal ($R = 0,685$, $P < 0,001$) à évolution saisonnière. Il est intéressant de noter l'absence de lien entre l'encombrement et la hauteur de vase (Tableau II.10). Le facteur encombrement est donc un descripteur spatio-temporel.

Tableau II.17 : **Corrélations entre le volume végétal et les données de points contacts des espèces végétales.**

Echantillonnages	Espèces	Corrélations
Points contacts	El ca	***0.434***
Points contacts	Ce de	0.379
Points contacts	Hy mo	**0.538**
Points contacts	Fil	0.056
Points contacts	My sp	0.094
Points contacts	Ca sp	0.104
Points contacts	Po cr	-0.189
Points contacts	Za pa	-0.072
Points contacts	Ch sp	0.078
Points contacts	Po pu	-0.172
Points contacts	Po pe	-0,16
Recouvrement surface	Lentille	0.123
Recouvrement surface	Algues fila	0.081
Recouvrement surface	Hy mo	***0,437***

2.4.3. Typologie des sites

Du point de vue de la typologie, la double approche espace-temps semble nécessaire afin de dégager des ensembles.

2.4.3.1. Typologie spatiale

Cette typologie permet de fixer les limites de chacun des groupes de sites aux caractéristiques spatiales proches. Ces facteurs spatiaux ont démontré leur stabilité temporelle et peuvent donc être interprétés comme des descripteurs annuels des sites.

Une analyse en composantes principales (Figure II.58) a été réalisée sur les 10 stations des mois de mars à novembre. Ces **180** habitats sont caractérisés par les variables des niveaux d'eau et de vase résumées par le synfacteur 'vaseau', les largeurs de fossés, les recouvrements en joncs des rives, les couvertures en lentilles, la pente et la distance minimum aux réseaux principaux.

L'axe 1 donne 31,57 % d'inertie, l'axe 2, 20,56 % et l'axe 3 12,26 % (= 64,39 %).

L'axe 1 est représenté par ordre de contribution relative par le facteur d'envasement, la pente, les recouvrements en lentilles et en joncs et enfin la largeur. Cette discrimination permet de révéler trois ensembles de sites.

↳ Les sites très envasés (vaseau > 0,6), possédant du jonc sur les rives (indice de recouvrement > 3) et relativement étroit (largeur < 330 cm) forment un premier groupe. Ce sont les sites 7 et 10.

↳ Les sites moyennement envasés (vaseau = [0,4 – 0,6[ ) forment un groupe intermédiaire. Ce sont les sites 8, 5, 6 et 1.

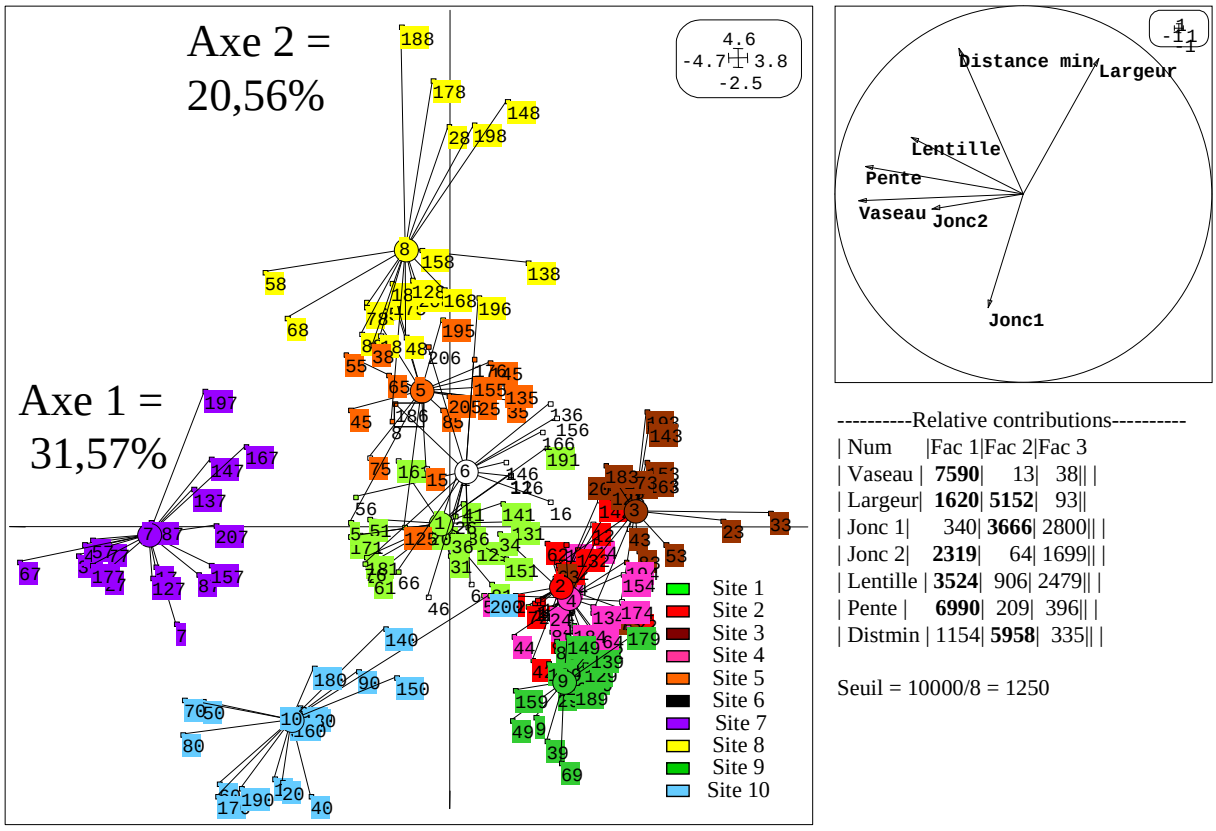
↳ Les sites peu envasés (vaseau = [0,2 – 0,4[ ) et relativement larges, ne présentant pas de joncs en rives (indice de recouvrement < 3). Ils correspondent aux sites 9, 4, 3, 2 récemment curés (en 1995).

L'axe 2 est représenté par ordre de contribution par la distance minimale au réseau principal, les recouvrements en joncs des rives et enfin la largeur. Cette discrimination permet de révéler un sous-ensemble de sites.

↳ Un site se distingue par sa grande largeur (> 480 cm) : le site 8. Il correspond à site en cul de sac.

↳ La plupart des sites ont des largeurs moyennes situées de 300 à 450 cm.

↳ Au contraire un autre site se distingue par son étroitesse (largeur < 280 cm) c'est le site 10.



----------Relative contributions----------

Num	Fac 1	Fac 2	Fac 3	
Vaseau	**7590**	13	38	
Largeur	**1620**	**5152**	93	
Jonc 1	340	**3666**	2800	
Jonc 2	**2319**	64	1699	
Lentille	**3524**	906	2479	
Pente	**6990**	209	396	
Distmin	1154	**5958**	335	

Seuil = 10000/8 = 1250

Figure II.58 : **Analyse en composante principale a été sur les 10 stations pour chacun des mois de mars à novembre (180 lignes) caractérisée par les variables spatiales.**

Cette analyse permet de valoriser les facteurs spatiaux dans la discrimination des sites et révèle alors 4 types de fossés identifiables par leur niveau d'envasement, le recouvrement en joncs des rives et leur largeur.

Une allure générale de ces sites peut être donnée à l'aide de photographies (Figure II.59), mais ne sont en aucun cas un référentiel visuel de ces types de sites, les critères morphomètriques cités précédemment étant les seules limites de ces types :

↳ Le type 1 est donc représenté par un fort indice d'envasement (> 0,6) et un indice de recouvrement en jonc s des rives > 3.

↳ Le type 2 est moyennement envasé (0,4 à 0,6) et les indices de recouvrement en joncs des rives sont inférieurs à 3.

↳ Le type 3 est également moyennement envasé (0,4 à 0,6) mais il présente de forte largeur.

↳ Le type 4 est peu envasé et moyennement large, l'indice de recouvrement en joncs des rives est faible (< 3).

Une campagne de mesure des hauteurs d'eau et de vase sur l'ensemble des arc de fossés de la zone d'étude (à raison d'une mesure tous les 5 mètres) permet d'aboutir à une cartographie relatant les linéaires de chaque type d'habitat au sein de notre zone atelier (Figure II.60).

Nous constatons alors que les types sont très liés à l'historique de la zone. Les curages réalisés sur les écours en 1995 engendrent alors des niveaux d'envasement faibles du réseau. Cependant ces résultats permettent également de souligner que le classement des fossés en ordre hydraulique (*cf.* Partie I) ne correspond pas entièrement sur cette zone à la qualification des fossés en type (Tableau II.18). Ainsi les écours, bien que majoritairement (67 %) classés dans le type 4 (peu envasé) montrent parfois des envasements du type 2 (33 %).

Ce constat révèle que la classification en type prend en compte le colmatage différentiel des fossés dont les fonctions hydrauliques sont pourtant identiques et les curages réalisés la même année (1995). La plupart des fossés tertiaires sont très envasés qu'ils soient au sein du réseau maillé (ordre 3), en cul de sac (ordre 4) ou bien isolés des autres fossés (ordre 6).

Tableau II.18 **: Fréquences (%) des types de sites au sein des ordres des fossés.**

Types	Ecourts	Tertiaires	T. cul de sac	T. isolés
1	0	88	87	61
2	33	12	0	39
3	0	0	13	0
4	67	0	0	0
	41	29	16	14

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Type 1 = Envasé, présence de joncs.

Type 2 = Moyennement envasé.

3 = Moyennement envasé et large

Type 4 = Peu envasé, moyennement large, peu de joncs.

Figure 3.28 : Représentations des 4 types de fossés à l'aide de photographies

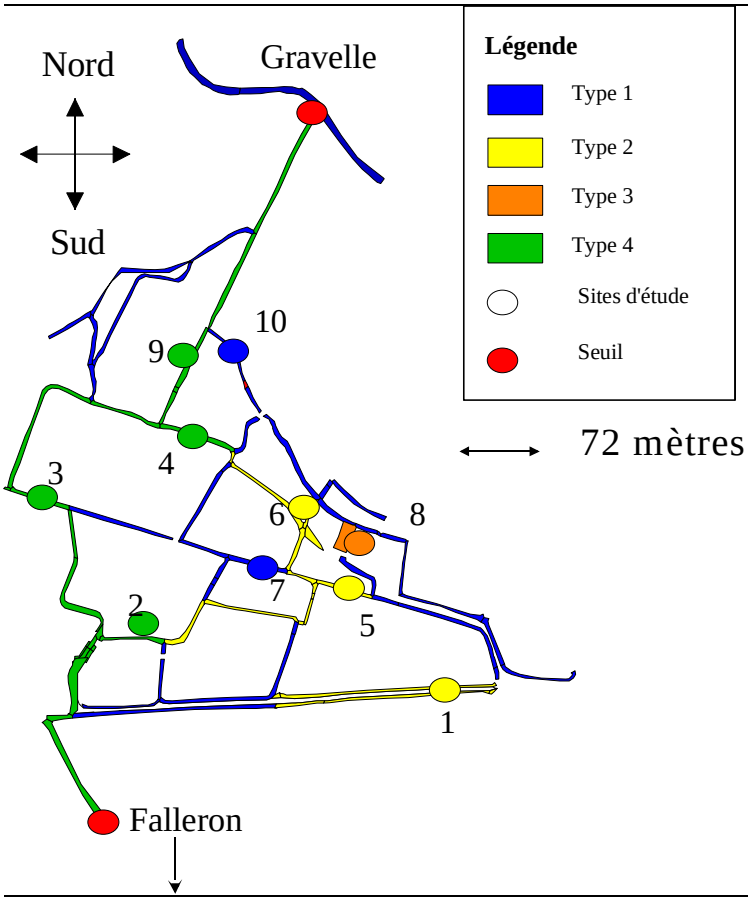


Figure II.60 **: Cartographie des linéaires de fossés de chaque type d'habitat (1 à 4) au sein de la zone atelier.**

2.4.3.2. Typologie temporelle

Cette typologie permet de fixer les limites de chacun des groupes de mois aux caractéristiques temporelles proches.

Une analyse en composante principale (Figure II.61) a été réalisée sur les 10 stations pour chacun des mois de mars à novembre (**180** lignes) caractérisés par les variables temporelles que sont les niveaux d'eau, la température, l'oxygène dissout, la conductivité, les recouvrements en filamenteuses et *hydrocharis* et le volume végétal.

L'axe 1 donne 25,79 % d'inertie, l'axe 2, 18,44 % et l'axe 3 16,27 % (= 60,5 %). L'axe 1 est représenté par ordre de contribution relative par la température, l'oxygène dissout, les recouvrements en *Hydrocharis* et le volume végétal. Cette discrimination permet de révéler deux ensembles de mois.

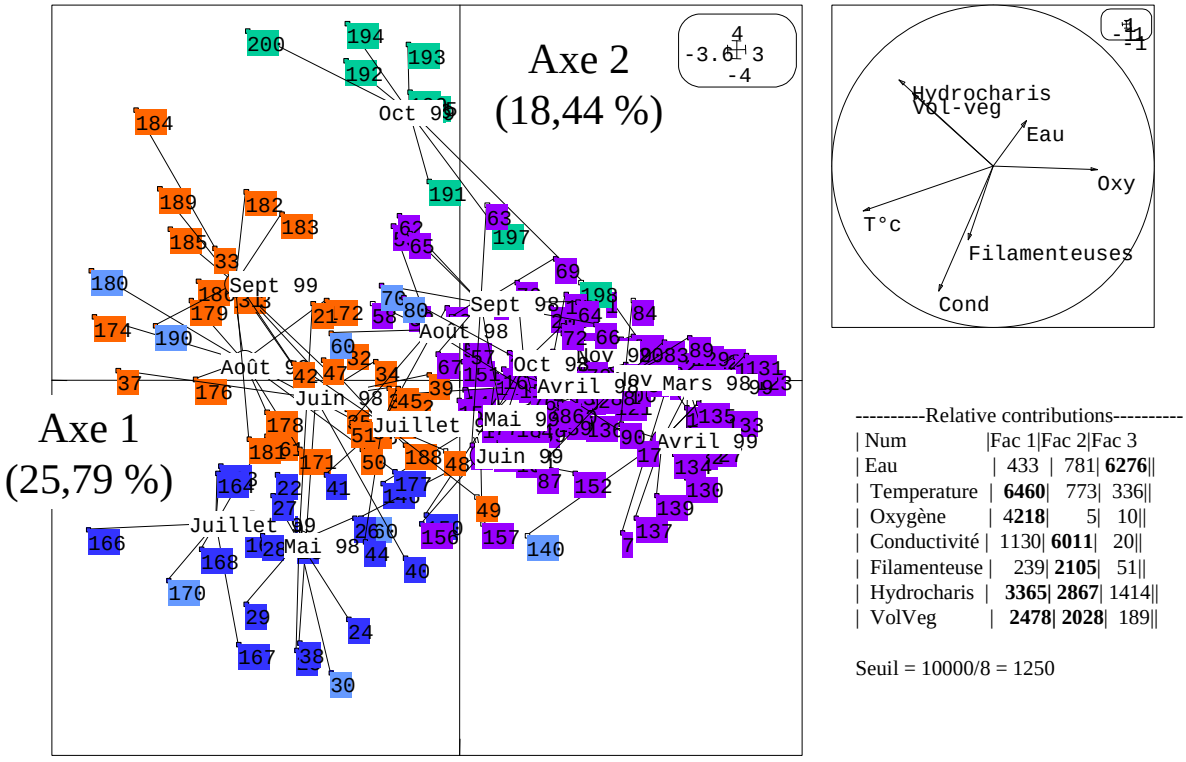
↳ Les mois estivaux représentés par de fortes températures (> 16°C), un taux d'oxygène dissout matinal de faible importance (< 2 ppm) pour l'ensemble des sites. Ce sont les mois de mai à août 1998 et juillet à septembre 1999.

↳ Les printaniers et hivernaux sont représentés par de plus faibles températures (< 15 °C), des taux d'oxygènes dissout de 2 à 14 ppm pour l'ensemble des sites.

L'axe 2 est représenté par ordre de contribution par la conductivité, le recouvrement en *Hydrocharis* et en filamenteuses, le volume végétal. Cette discrimination permet de révéler un sous-ensemble de mois.

↳ Un mois se distingue par l'importance du développement des *Hydrocharis* sur l'ensemble des sites, il concerne le mois d'octobre 1999.

↳ De fortes valeurs de conductivité (de 1450 à 1495 µm/cm) isolent les mois estivaux dont le confinement est le plus important. Ce phénomène est observé en mai 1998 et juillet 1999 pour l'ensemble des sites.



----------Relative contributions----------

Num	Fac 1	Fac 2	Fac 3
Eau	433	781	**6276**
Temperature	**6460**	773	336
Oxygène	**4218**	5	10
Conductivité	1130	**6011**	20
Filamenteuse	239	**2105**	51
Hydrocharis	**3365**	**2867**	1414
VolVeg	**2478**	**2028**	189

Seuil = 10000/8 = 1250

Figure II.61 : **Analyse en composante principale a été sur les 10 stations pour chacun des mois de mars à novembre (180 lignes) caractérisée par les variables temporelles.**

Cette analyse permet de valoriser les facteurs temporels et révèle alors 4 types de mois identifiables par leur température, taux d'oxygène, conductivité et recouvrement en *Hydrocharis* pour l'ensemble des sites.

↳ Les mois froids (Température < 15 °C) de mars à avril 1998 et mars à mai 1999 ainsi que de septembre à novembre 1998 et octobre à novembre 1999.

↳ Le mois froid d'octobre 1999 se distingue par l'importance du développement des *Hydrocharis* induisant de faibles teneurs en oxygène pour l'ensemble des sites.

↳ Les mois chauds (Température > 16°C) de mai à août 1998 et juillet à septembre 1999 durant lesquels le taux d'oxygène dissout matinal est de faible importance (< 2 ppm) pour l'ensemble des sites.

↳ Parmi les mois chauds de fortes valeurs de conductivité (de 1450 à 1495 µm/cm) isolent les mois estivaux (mai 1998 et juillet 1999) dont le confinement du marais est le plus important.

Nous pouvons remarquer par l'observation des ensembles de sites par mois (étoiles) que ces variations temporelles sont répercutées sur l'ensemble des sites. Cependant, concernant les variations de températures (axe horizontal, températures croissantes vers la gauche), les numéros d'habitat révèlent que les plus fortes températures sont observées pour le site 10. Cette observation est très probablement à mettre en rapport avec la faible profondeur d'eau qui induit un réchauffement rapide de l'ensemble de la surface aquatique.

2.4.3.3. Résumé

Du point de vue spatial, la typologie nous a permis d'identifier certains éléments environnementaux se détachant par leur grande importance descriptive quelle que soit la saison de l'échantillonnage. Les quatre types de sites caractérisés par les niveaux d'eau et de vase et les largeurs de fossés permettent une description de l'habitat potentiel de l'anguille.

Au contraire, d'autres descripteurs ont une évolution saisonnière, ils concernent plus particulièrement la température, l'oxygène, la conductivité et le développement végétal à travers le recouvrement en *Hydrocharis morsus-ranae*. Ces facteurs distinguent les mois estivaux des autres ainsi que les variations environnementales dues au confinement du milieu (augmentation de la conductivité) ou au développement des *Hydrocharis morsus-ranae*. Ces variabilités saisonnières des caractéristiques du marais sont alors observées sur l'ensemble de la zone d'étude et ne constituent pas une source de réponse aux hétérogénéités de répartition spatiales des anguilles mais sont susceptibles d'expliquer les variabilités d'intensité de capture par des engins tels que les nasses.

2.5. Discussion

Alors qu'à première vue, hormis les grands émissaires (environ 5 % du réseau), l'ensemble des fossés apparaissait relativement homogène, les descripteurs utilisés au cours de notre approche mettent en relief un niveau significatif de variabilité. Les caractéristiques morphométriques (eau, vase et largeur) permettent ainsi de distinguer un éventail large de situations des types de fossés. L'érosion des berges (ragondin, action de l'eau, *etc*.), la sédimentation (accumulation de débris végétaux) et la décantation des particules en suspension dans l'eau de transit engendrent un processus de comblement des fossés. L'estimation sur notre zone d'étude d'un colmatage moyen de 7,6 cm par an (+ /- 3,5) est en accord avec Feunteun (1994) qui estime en moyenne cet envasement à 6 cm par an sur la zone Nord Falleron. La diversité des caractéristiques morphométriques des arcs de fossés est donc à l'image de celle de leurs histoires d'entretien.

En plus de ces descripteurs morphométriques, il nous est apparu intéressant de visualiser l'hétérogénéité et la variabilité d'un certain nombre d'autres descripteurs (physico-chimie, végétation, *etc*.). Ainsi, sur notre zone d'atelier, un suivi régulier mensuel sur deux ans, nous a permis de préciser un certain nombre d'éléments. La variabilité temporelle apparaît ainsi essentielle à prendre en compte, vu certains évènements rythmant le paysage du marais (Tableau II.19). Les phases printanières (mars à avril-mai) sont souvent caractérisées par une période de crue. Le niveau des eaux du réseau atteint ainsi son maximum au mois de mai sur notre zone. Durant cette période, le développement végétal est important, la diversité végétale étant alors maximale et les taux d'oxygène très forts en mars et avril. Durant la phase estivale (juin à septembre), le confinement du milieu est ressenti au travers des fortes conductivités observées

(phénomène de relargage). Les niveaux d'eau sont au minimum et la température de l'eau est la plus forte de l'année (20°C voire plus). Les taux d'oxygène matinaux chutent radicalement sous l'influence de la consommation du sédiment, de la sénescence des algues filamenteuses et du développement des hydrophytes flottants (lentilles et *Hydrocharis morsus-ranae*) limitant les échanges d'oxygène de surface. Cette période apparaît donc comme une phase critique en ce qui concerne les conditions hydrochimiques du marais. Les phases automnales et hivernales (à partir d'octobre) se caractérisent le plus souvent par de nouvelles crues, ou déconfinement du milieu et une chute de la température allant jusqu'à 6°C de décembre à février. La période automnale se caractérise souvent par les fortes présences des hydrophytes flottants, notamment des *Hydrocharis morsus-ranae*.

Tableau II.19 : **Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles des facteurs environnementaux des fossés. (* = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001).**

Descripteurs	Spatiales	Mensuelles	Annuelles
Eau	***	***	*
Vase	***		**
Vaseau	***		
Largeur	***	***	***
Pente	***		
Distmin	***		
Température		***	
Oxygène		***	*
Conductivité		***	
Iris 1 et 2	***		
Carex 1 et 2	***		
Jonc 1 et 2	***		**
Lentilles	***	***	
Filamenteuses		**	
Hydrocharis		***	**
Diversité végétale		***	
Volume végétal		***	***
Encombrement	***	***	***

L'approche des réseaux de marais doit prendre en compte cette variabilité temporelle observée dans la vie de ces milieux (effets saisonniers, colmatage régulier et significatif, curages plus ou moins fréquents) et l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques des milieux aquatiques présents, même sur une petite zone (notre site atelier de 30 ha).

3. Variabilités spatiales et temporelles de la répartition de l'anguille au sein de la zone atelier

L'analyse des relations entre l'anguille et les fossés repose sur le choix de l'échelle d'étude du microhabitat de l'anguille. Nous vérifierons donc que le constat d'hétérogénéité des abondances et des structures de taille d'anguilles des différents arcs de fossés échantillonnés est également effectué à l'échelle d'une zone hydraulique homogène.

3.1. Méthodes de capture des individus

3.1.1. A l'aide de nasses

Les échantillonnages des anguilles ont été réalisés à l'aide de dix couples de nasses dont la sélectivité a été testée. La fréquence des captures est d'une campagne de 4 nuits consécutives, de mars à novembre durant deux ans (1998 et 1999). Les 10 couples de pièges sont posés à 16 heures et levés entre 5 et 7 heures le lendemain. Compte tenu de la sensibilité de l'anguille aux phases lunaires (caractère lucifuge) et afin d'optimiser nos échantillonnages, nous avons fixé systématiquement la campagne de pêche lors des périodes de lune descendante. Cette période correspond au pic d'activité de l'anguille (Morh, 1971 ; Corsi & Ardizzone, 1985 ; Adam, 1997 ; présente étude).

Vingt bosselles en grillage métallique sont disposées par couple en position tête-bêche au sein des tronçons de canaux faisant l'objet d'une description mensuelle (Figure II.62). Elles définissent ainsi dix sites de capture (Figure II.63). De manière à ne pas interférer sur l'indice d'abondance, lié à l'intensité du flux migratoire (Baras, 1994), les bosselles ont été systématiquement disposées parallèlement aux rives (Figure II.62). De plus, les bosselles étaient immergées dans le milieu quelques jours avant la capture de manière à ce qu'elles se débarrassent de tous solvants ou odeurs potentiellement répulsifs pour les anguilles (Mohr, 1971). Elles peuvent ainsi 's'imprégner' de l'odeur du marais. Des relèves étaient effectuées quotidiennement et les anguilles mesurées au millimètre près, pesées au gramme près, puis relâchées.

Figure II.62 : Photographie du dispositif de piégeage par des nasses disposées par couple tête bêche au sein du réseau (P. Laffaille).

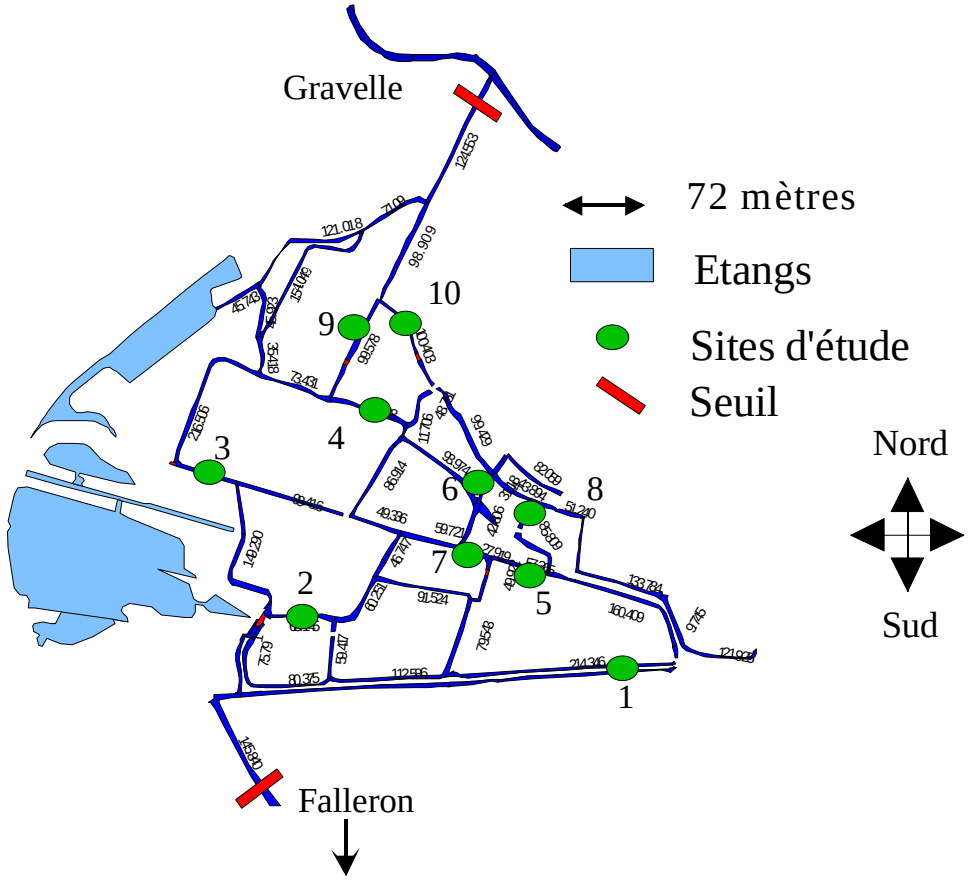


Figure II.63 : Localisation des sites de capture à l'aide de couples de nasses et par pêche électrique au sein de la zone atelier de 30 ha.

3.1.2. A l'aide de pêche électrique

Chaque site inventorié a été délimité par des filets droits à maille de 5 mm délimitant une surface minimale de 100 m². Le nombre de passages successifs de l'électrode sur le secteur est de trois. Les données sont traduites en densité d'anguilles par m² échantillonné mais également en termes de biomasse et de structure de taille des anguilles.

3.2. Types d'analyses réalisées

Afin de valider l'échelle d'observation des variabilités temporelles et spatiales des répartitions des anguilles, nous avons mis en œuvre des analyses des captures obtenues par les deux techniques d'échantillonnage au sein des dix sites.

Les données quantitatives et qualitatives des captures d'anguilles ne suivent pas une loi normale (test de Lilliefors = 0,156 ; P < 0,001). Dans le souci de maintenir un sens écologique aux effectifs d'anguilles aucune modification ne sera établie en vue de normaliser les données. Toutes les analyses seront des tests non paramétriques ou appliqués sur des rangs (Conover & Iman, 1981).

3.2.1. Niveaux de captures

Une première étape consiste à établir les fréquences d'occurrence de l'anguille pour les mois de juin de chaque année et pour chaque technique d'échantillonnage dans les différents sites de notre marais. Une analyse de la dispersion des anguilles est alors réalisée pour l'ensemble des captures par an.

3.2.2. Analyses des captures par nasses

Dans un premier temps, la variabilité des effectifs et des biomasses d'anguilles entre les fossés sera éprouvée par des tests de Kruskall Wallis avec un regroupement spatial (sites) ou mensuel. Des tests de Mann -Whitney (tests U) seront utilisés pour les analyses des abondances d'anguilles entre les années. L'emploi de classification hiérarchique ascendante avec la distance euclidienne et la méthode de ward, permettra des regroupements des sites et des mois en fonction des indices de captures. De même, les variabilités de structure de taille d'anguilles sont analysées par des tests de Komogorov-Smirnov. De même, les variabilités spatiales et mensuelles des structures de taille sont éprouvées par des tests de Kolmogorov-Smirnov.

3.2.3. Analyses des captures par pêches électriques

La variabilité des captures par pêche électrique sera éprouvée par des tests de Kruskall-Wallis pour les effectifs par site et par an, tandis que les variations de structures de taille d'anguilles seront analysées par des tests de Kolmogorov-Smirnov. De la même manière que pour les données obtenues par les captures à l'aide de nasses, des classifications hiérarchiques ascendantes permettront de rassembler les sites et les mois présentant des indices d'abondances et des structures de taille similaires.

3.3. Résultats

3.3.1. Niveaux de captures

3.3.1.1. Fréquences d'occurrence

A l'échelle des 30 ha, 130 anguilles ont été capturées par pêche électrique en juin 1999 et 2000. Concernant les nasses, 379 ont été effectuées sur l'ensemble des 10 sites des mois de juin de 1998, 1999 et 2000. Cette zone d'étude se distingue par un haut niveau de colonisation de l'anguille dans la mesure où la totalité des sites échantillonnés révélaient la présence de l'espèce (Tableau II.20).

Tableau II.20 : **Bilan annuel des captures réalisées à l'échelle de 30 ha, par pêche électrique (PE) et par nasses (BO) sur des tronçons de 100 m².**

Données 30 ha	PE		BO		
Années	1999	2000	1998	1999	2000
Fréquences d'occurrence	100%	100%	100%	100%	100%
Nombres d'anguilles	56	74	97	117	165

3.3.1.2. Dispersion

Au sein de la zone de 30 ha, l'indice de dispersion des densités (variance/moyenne) est toujours supérieur à 1. Une forte et constante hétérogénéité d'abondance **(**Tableau II.21**)** entre les stations est

révélée avec des coefficients de dispersion variant entre 1,1 et 4,0 en pêche électrique et de 1 ,7 à 4,0 à l'aide de nasses.

Tableau II.21 : **Hétérogénéités des captures par pêche électrique (PE) et bosselles (BO) à 30 ha.**

Données 30 ha	PE		BO		
Années	1999	2000	1998	1999	2000
Moyennes Ang/100m²	5,0	7,2	9,7	11,7	16,5
Ecartypes Ang/100m²	4,5	2,9	5,2	6,8	5,3
var/m = dispersion	**4,0**	**1,1**	**2,8**	**4,0**	**1,7**
Moyennes Biomasses/100m²	210	360	83,5	133,0	209,1
Ecartypes Biomasses/100m²	255	382	48,1	88,4	123,7
var/m = dispersion	**311,4**	**404,5**	**27,7**	**58,8**	**73,2**

Nous remarquons également que l'année 2000 montre moins de variabilité entre les sites quelle que soit la technique d'échantillonnage utilisée (Tableau II.21).

3.3.2. Captures par bosselles

3.3.2.1. Les effectifs

Nous avons réalisé 720 nuits-stations de captures à raison de 4 nuits de pêches par mois pour les 10 sites et cela durant 18 mois. Etant donné la dynamique de pêche des engins passifs tels que les bosselles (Legault, 1987), nous considérons l'ensemble des 4 jours de capture comme une seule campagne, soit 180 campagnes de pêche. Nous pouvons souligner d'ores et déjà une fréquence d'occurrence des anguilles de 95,5 % pour les 180 opérations de capture.

Un total de 1676 anguilles, équivalant à une moyenne de capture de 9,3 (+/- 8,5) anguilles par campagne et par site a été réalisée. Le fort écart type montre la grande variabilité des effectifs **(**Tableau II.22**)**.

Tableau II.22 **: Abondances des anguilles par site (1 à 10) et par mois (mars à novembre 1998 et 1999).**

Effectif	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Moy/Mois	Ecart type
mars-98	4	4	11	2	5	7	0	1	2	1	3,7	3,3
avr-98	10	8	35	11	23	26	5	8	7	2	13,5	10,7
mai-98	12	19	29	15	23	28	3	16	40	5	19	11,4
juin-98	9	13	13	17	8	18	4	5	6	4	9,7	5,2
juil-98	21	5	13	9	10	40	9	28	10	2	14,7	11,7
août-98	15	17	6	3	5	6	6	11	24	4	9,7	6,9
sept-98	9	10	6	7	11	5	5	5	10	3	7,1	2,7
oct-98	2	6	15	8	9	2	2	2	9	1	5,6	4,6
nov-98	5	5	2	4	10	6	1	3	0	1	3,7	3,0
mars-99	11	3	10	5	4	2	3	5	12	1	5,6	3,9
avr-99	3	8	19	2	4	1	1	0	6	0	4,4	5,7
mai-99	9	13	13	13	24	12	9	3	9	3	10,8	6,0
juin-99	22	11	19	10	8	17	4	4	18	4	11,7	6,8
juil-99	4	22	20	24	29	20	26	20	28	5	19,8	8,7
août-99	11	5	9	24	27	28	7	22	29	4	16,6	10,3
sept-99	1	7	11	6	5	11	3	2	21	0	6,7	6,3
oct-99	2	1	2	2	10	5	8	2	2	4	3,8	3,0
nov-99	4	4	0	1	1	1	2	0	2	0	1,5	1,5
Total	154	161	233	163	216	235	98	137	235	44	1676	
Moy/site	8,5	8,9	12,9	9,1	12,0	13,1	5,4	7,6	13,1	2,4	9,3	
Ecart type	6,2	5,8	9,1	7,2	8,9	11,5	5,8	8,4	11,2	1,7	8,5	

Le nombre moyen d'anguilles capturées est significativement différent selon les sites de capture (test de Kruskall-Wallis ; KW = 36,508 ; P < 0,001). La première séparation de la classification hiérarchique ascendante (Figure II.64) permet d'isoler deux ensembles de sites avec plus de 90 **%** de dissimilarité :

- Les sites 3, 6, 5 et 9 à fort effectif (Groupe A), caractérisés par un nombre moyen d'individus supérieur à 10 par campagne et par site (Tableau II.22).
- Les sites à effectif plus faible (inférieur à 10 individus), ce groupe (Groupe B) se séparant lui-même en deux avec 30 % de dissimilarité :
  - ☆ Les sites 8, 1, 2, et 4 à effectif moyen (entre 8 et 9 individus)
  - ☆ Les sites 7 et 10 à effectif faible (inférieur à 6 individus).

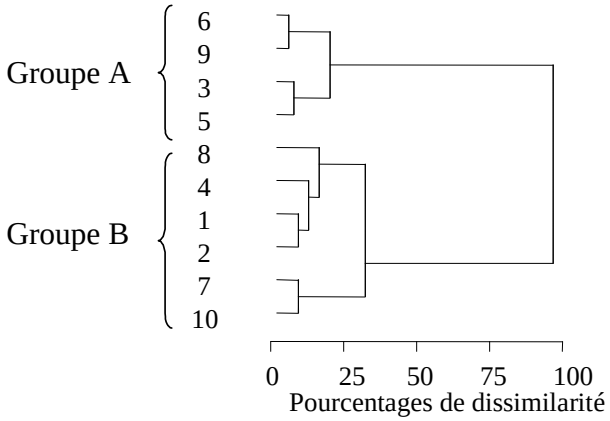


Figure II.64 **: Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leurs effectifs moyens d'anguilles.**

La distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles capturées à l'aide de nasses révèle que la majorité des captures (41 % des cas) se situent entre 4 et 10 anguilles par paire de nasses et par campagne de quatre nuitées. Quelques sites (32 %) ont un fort niveau de capture équivalent à 18 à 26 anguilles par unité de capture (Figure II.65). L'année 2000 semble montrée des niveaux de capture par sites plus élevés (Figure II.65).

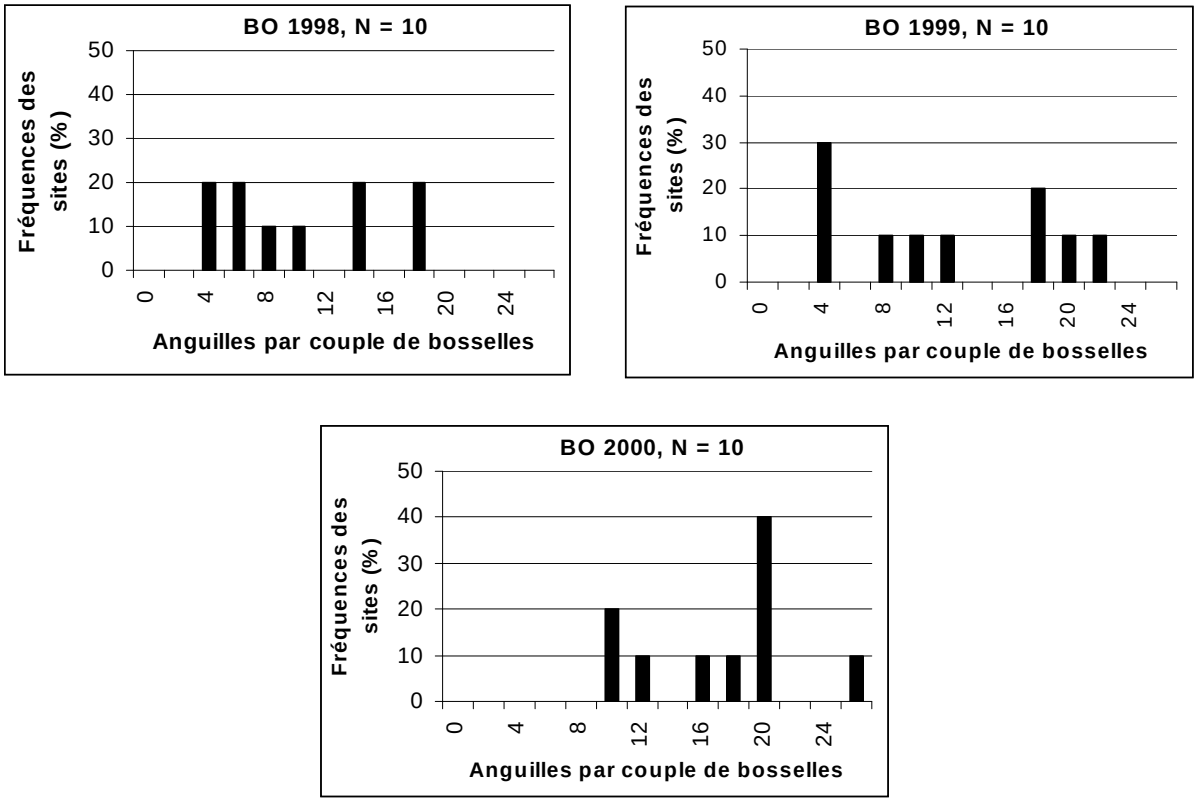


Figure II.65 : **Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées à l'aide de nasses (BO) au sein de la zone de 30 ha de 1998 à 2000.**

La variabilité mensuelle des captures s'exprime par la fluctuation de l'effectif d'anguilles capturées par mois toutes nasses confondues, les captures par unité de pêche et les sites de capture étant constant d'une campagne sur l'autre. Le nombre d'anguilles capturées est significativement variable selon les mois d'échantillonnage (Test de Kruskall-Wallis ; KW = 78,513 ; P < 0,001), avec des effectifs moyens allant de 1,5 à 19,8 anguilles par campagne **(**Figure II.66).

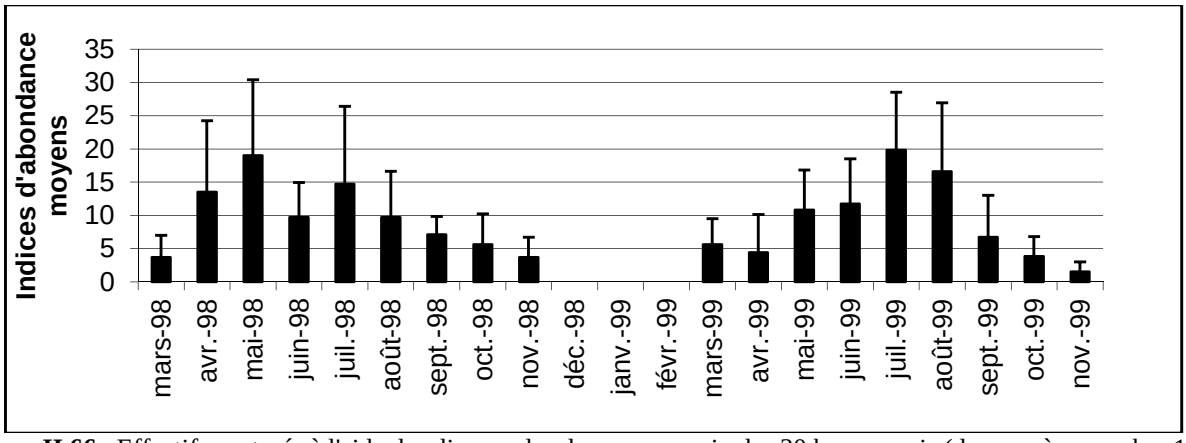


Figure II.66 : Effectifs capturés à l'aide des dix couples de nasse au sein des 30 ha par mois (de mars à novembre 1998 et 1999).

La classification hiérarchique ascendante distingue deux groupes de mois avec plus de 90 % de dissimilarité. La première séparation réalisée sur les effectifs moyens mensuels et les écarts types révèle que les effectifs forts sont observés durant les mois estivaux (Groupe B, mai à août, excepté les mois d'avril 1998 et de septembre 1999) tandis que les faibles effectifs (Groupe A) ont lieu durant les mois printaniers (mars et avril) ou hivernaux (octobre et novembre) (Figure II.67). Cette tendance d'évolution mensuelle semble se reproduire d'une année à l'autre (Test de Mann-Whitney, U = 4407,500 ; P = 0,305).

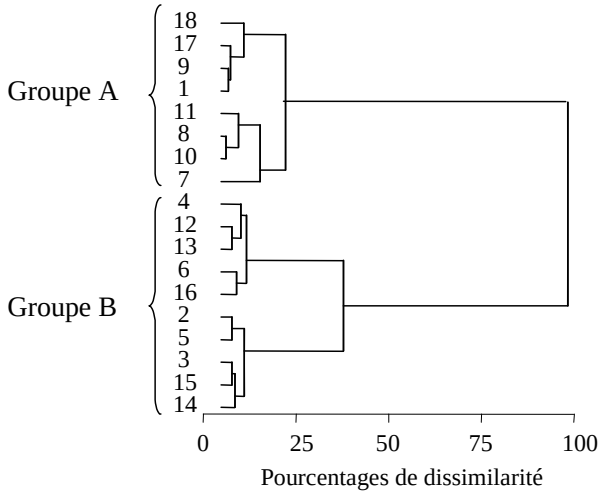


Figure II.67 : **Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des effectifs mensuels capturés (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18).**

3.3.2.2. Les biomasses

Les biomasses d'anguilles capturées varient de 0 à 5008 g par campagne et par couple de bosselles, la moyenne étant située à 930 g +/- 920, (Tableau II.23).

Tableau II.23 : **Biomasses des anguilles par site (1 à 10) et par mois (mars à novembre 1998 et 1999).**

Biomasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Bio/Mois	Ecart type
mars-98	555	524	1009	102	316	307	0	21	95	30	296	323
avr-98	515	2976	5008	633	1703	1986	185	778	1449	91	1532	1517
mai-98	829	1897	3207	837	1407	2873	80	2782	3322	613	1785	1193
juin-98	594	1609	1158	665	989	1065	171	708	1297	98	835	481
juil-98	1328	515	1593	621	752	3518	633	2056	1321	287	1262	967
août-98	1244	1859	524	219	285	855	101	703	1725	143	766	647
sept-98	831	1179	936	764	1120	381	91	408	659	154	652	383
oct-98	462	1195	2425	481	936	79	81	55	506	22	624	746
nov-98	298	1225	167	294	964	665	56	335	0	69	407	413
mars-99	790	323	932	688	388	197	34	774	1283	58	547	411
avr-99	535	1613	3850	248	826	302	76	0	661	0	811	1174
mai-99	1898	3270	1262	753	2818	799	827	138	1298	278	1334	1038
juin-99	1736	2321	2493	658	1063	2153	174	215	1851	639	1330	884
juil-99	211	2296	1528	1504	2804	1704	885	1491	1673	461	1456	782
août-99	891	817	898	3110	3736	1577	476	1194	2012	227	1494	1146
sept-99	590	970	1676	721	676	709	276	35	2436	0	809	749
oct-99	211	7	470	417	1472	602	1674	217	158	926	615	569
nov-99	641	312	0	67	598	46	69	0	54	0	179	250
Total	14159	24908	29136	12781	22853	19819	5890	11910	21799	4096	167351	
Moy/mois	787	1384	1619	710	1270	1101	327	662	1211	228	930	
Ecart type	482	928	1325	685	950	999	433	780	902	266	920	

Cette valeur peut également être traduite en biomasse moyenne, intégrant alors le nombre d'anguilles capturées. Cette dernière est en moyenne de 100 g par anguille (+/- 80). La biomasse d'anguilles capturées est significativement différente d'un site à un autre (KW = 52,596 ; P < 0,001). Elle varie de 228 à 1619 g / campagne / site / couple de bosselles. Ces résultats infirment une hypothèse qui serait qu'un milieu possède une capacité d'accueil définie en terme de biomasse par mètre carré, puisque cette valeur est différente en fonction des sites. De plus, la biomasse moyenne (biomasse / nombre d'anguilles) est significativement variable d'un site à l'autre (KW = 44,995 ; P < 0,001 ; avec dl = 9).

Une première séparation de la classification hiérarchique ascendante distingue deux groupes avec 85 **%** de dissimilarité (Figure II.68) :

↳ Les sites 3, 2, 5, 9 et 6 dont la biomasse moyenne est forte, c'est à dire supérieure à 1000 g / campagne / site (Groupe A).

↳ Les sites à faible biomasse moyenne (inférieur 1000 g / campagne / site). Au sein de ce groupe (Groupe B), une division supplémentaire avec 25 % de dissimilarité discerne :

☆Les sites 1, 4 et 8 à faible biomasse, située entre 500 et 1000 g.

☆Les sites 7 et 10 à très faible biomasse, inférieure à 500 g (Tableau II.23).

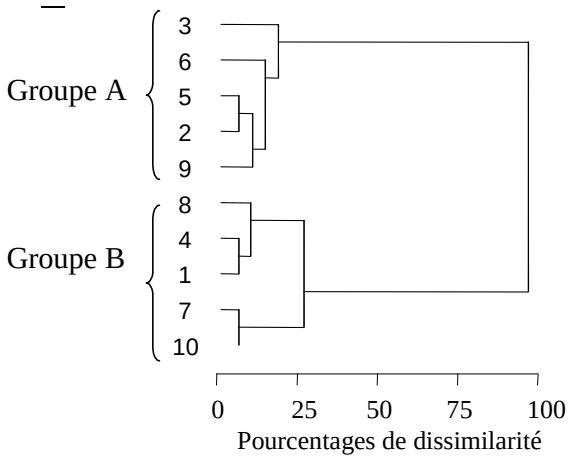


Figure II.68 : **Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leurs biomasses moyennes d'anguilles.**

La valeur mensuelle de la biomasse d'anguilles est significativement variable (KW = 52,887 ; P < 0,001) (Figure II.69). De la même façon que l'effectif, la différence entre les années n'est pas significative (Test U = 3952,500 ; P = 0,780) soulignant la reproductibilité du phénomène.

La biomasse moyenne par anguille ne varie pas significativement d'un mois à un autre (KW = 22,355 ; P = 0,171), mais se modifie légèrement d'une année à l'autre (Test U = 3374,000 ; P = 0,053).

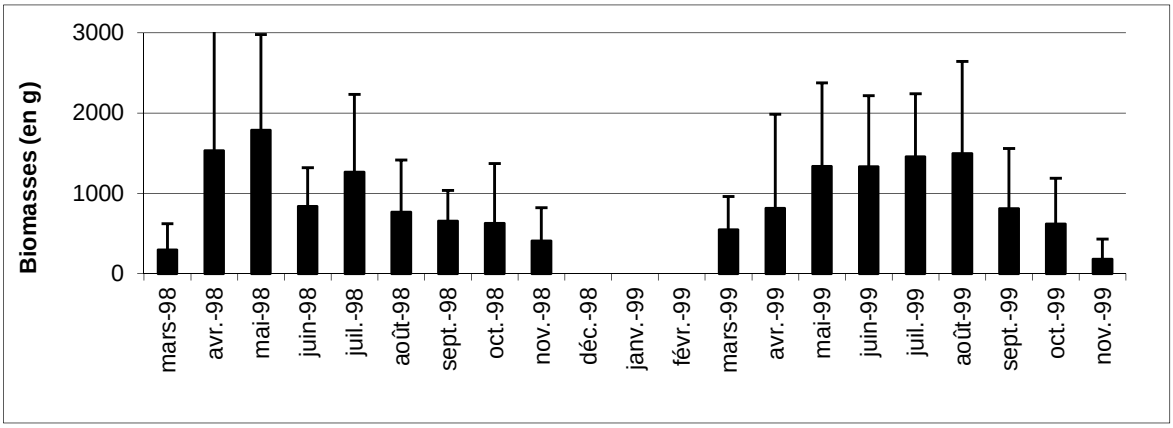


Figure II.69 **: Biomasses capturées à l'aide des dix couples de nasses au sein des 30 ha par mois (de mars à novembre 1998 et 1999).**

La première séparation de la classification hiérarchique ascendante (Figure II.70) indique deux groupes de mois avec plus de 90 % de dissimilarité. Les mois printaniers et hivernaux présentant de faibles biomasses (Groupe B), ils sont semblables à ceux regroupés par leur indice d'abondance mais comprennent également les mois de juin et août 1998. Enfin, un groupe à forte biomasse rassemblant les mois estivaux (Groupe A).

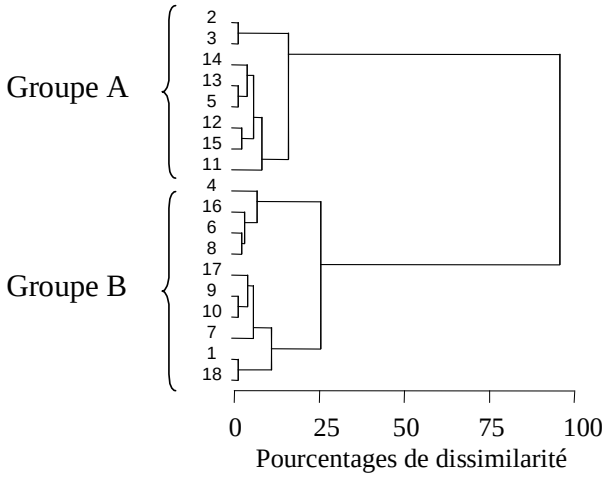


Figure II.70 : **Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des biomasses mensuelles capturées (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18).**

3.3.2.3. Structures de taille

Les tailles minimales et maximales obtenues durant les 18 campagnes (1998 et 1999) des pêches aux nasses sont de 155 et 926 mm, la moyenne se situe à 358 mm (+/- 106). Soulignons que 66 anguilles sont en dessous de la limite de sélectivité des bosselles (< 200 mm).

De la même manière que pour les effectifs et les biomasses, le test de Kolmogorov-Smirnov révèle des différences significatives entre la structure de taille des anguilles des dix sites d'études (Tableau II.24).

Tableau II.24 : **Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille des anguilles en fonction des dix sites d'études. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05.**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	_									
2	***	_								
3	***		_							
4		***	***	_						
5		**			_					
6		***	***		*	_				
7	***	***	***	**	***	***	_			
8		***	***		**		**	_		
9		***	***				***		_	
10		**	*				*			_

Une seconde analyse réalisée en soustrayant les anguilles dont la taille était inférieure à la L 100 (< 200 mm) donne des résultats identiques.

La classification hiérarchique ascendante des tailles moyennes par site distingue trois groupes avec plus de 90 **%** de dissimilarité. La première séparation révèle un groupe (Groupe A) constitué par les sites 2, 3 et 5 (Figure II.71). Dans ce groupe, les tailles moyennes sont maximales (> 360 mm) et le spectre de taille est large (Figure II.72).

Une seconde séparation avec 50 % de dissimilarité (Figure II.71) isole le site 7 des autres sites (1, 9, 6, 10, 8, et 4). Dans ce site, la taille moyenne est la plus faible. En effet, la structure de taille est centrée sur les petites tailles alors que les tailles moyennes à grandes sont rares **(**Figure II.72).

Le troisième groupe (Groupe B) concerne les sites 1, 9, 6, 10, 8, et 4 (Figure II.71) où la taille moyenne est intermédiaire (entre 335 et 353 mm). Les structures de taille sont centrées sur les tailles moyennes, les grandes tailles sont peu représentées (Figure II.72).

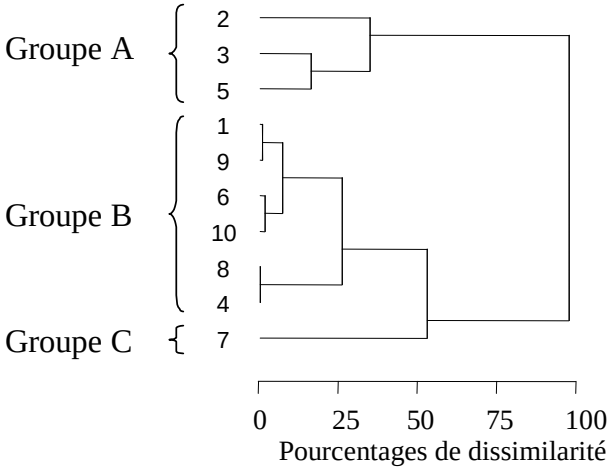
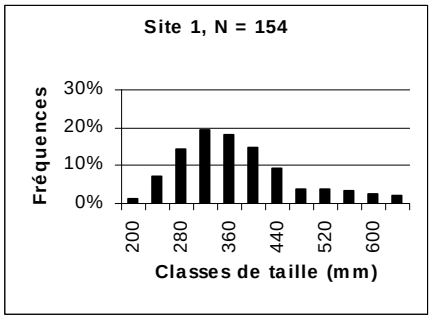
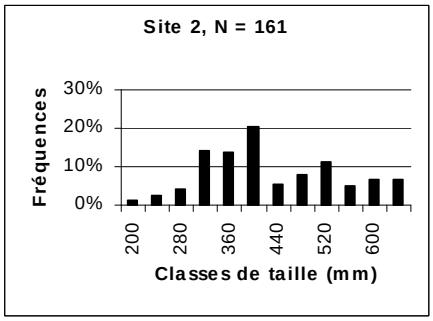
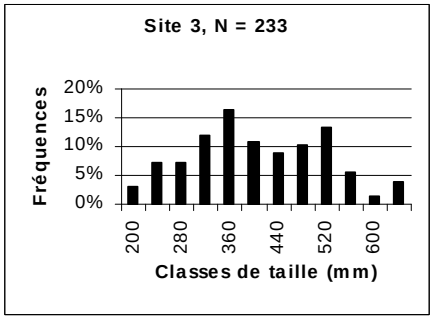


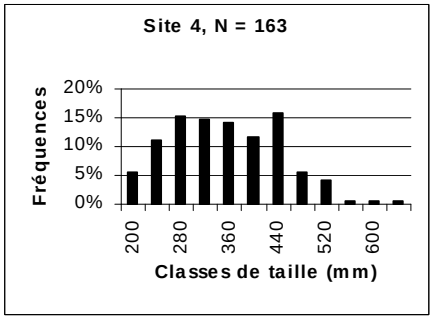
Figure II.71 : **Classification hiérarchique ascendante des sites en fonction de leurs tailles moyennes d'anguilles.**

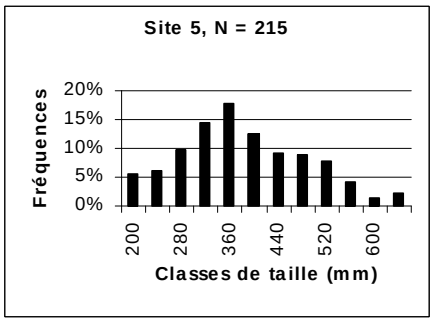
Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

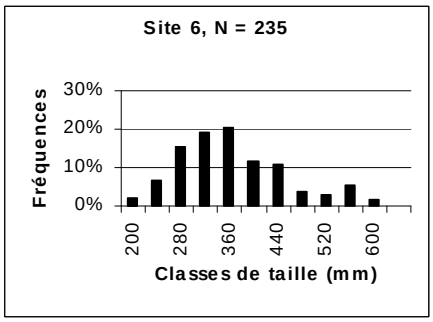

Site 1, N = 154
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

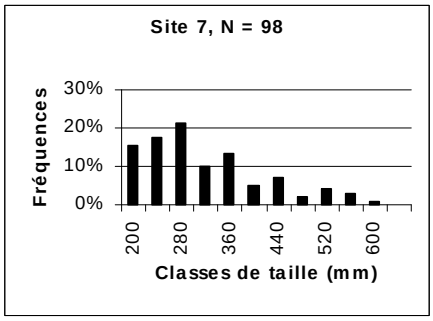

Site 2, N = 161
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

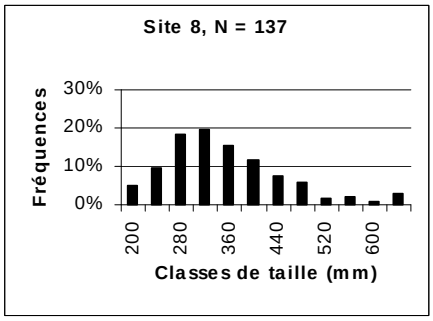

Site 3, N = 233
Fréquences
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

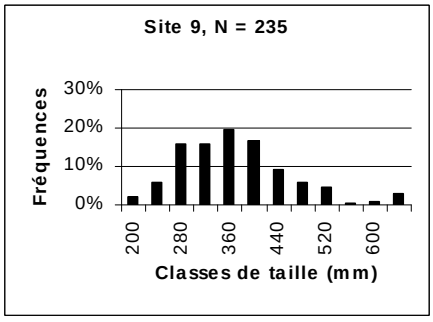

Site 4, N = 163
Fréquences
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Site 5, N = 215
Fréquences
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Site 6, N = 235
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Site 7, N = 98
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Site 8, N = 137
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Site 9, N = 235
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

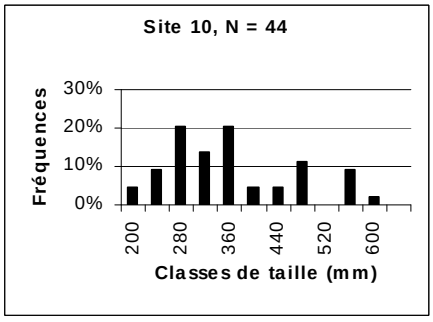

Site 10, N = 44
Fréquences
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

Figure II.72 : **Structures de taille des anguilles obtenues durant les 18 campagnes par sites (de 1 à 10) de pêches aux nasses.**

Les structures de taille sont également significativement variables (Test de Kolmogorov-Smirnov) en fonction des mois de capture (Tableau II.25). Ce résultat ne change pas si nous soustrayons les individus de moins de 200 mm. La classification hiérarchique ascendante (Figure II.73) effectuée sur les tailles moyennes mensuelles permet d'observer trois groupes avec 55 **%** de dissimilarité. Le premier groupe (Groupe A) concerne les mois d'avril et octobre 1999 où la taille moyenne est maximale (> 430 mm). Les biomasses capturés (Tableau II.23) sont faibles et se répartissent plus ou moins uniformément entre les classes de taille (Figure II.74). Le second groupe (Groupe B) concerne plus ou moins les mois automnaux (octobre-novembre 1998 ; mai, juin, septembre et novembre 1999). Les tailles moyennes sont situées entre 372 et 385 mm. Une troisième unité (Groupe C) regroupe les mois encadrant la période estivale où la taille moyenne se situe entre 330 et 362 mm (Figure II.74).

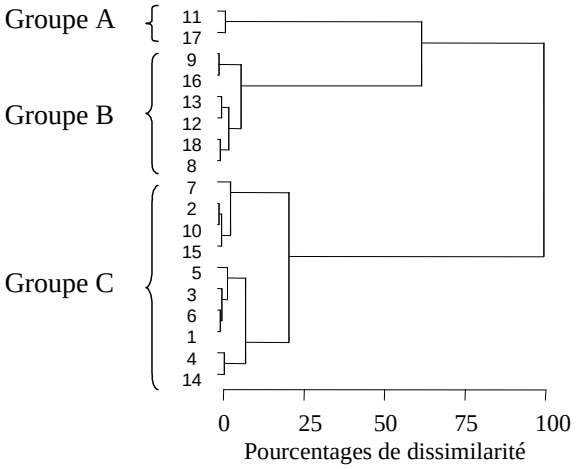
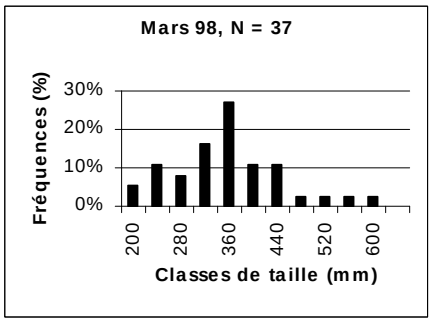
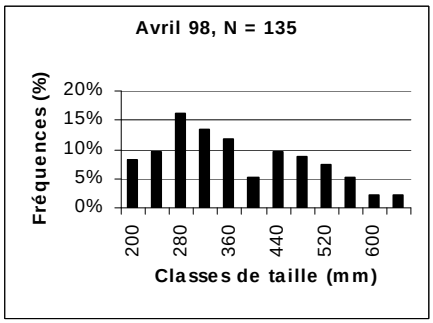


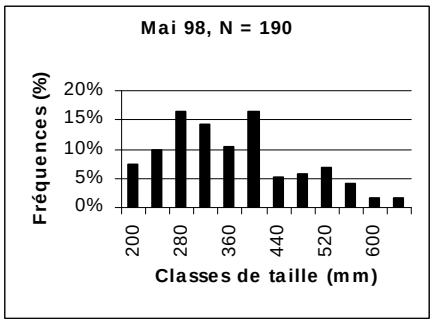
Figure II.73 : **Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des biomasses mensuelles capturées (mois de mars à novembre 1998 = 1 à 9 ; mars à novembre 1999 = 10 à 18).**

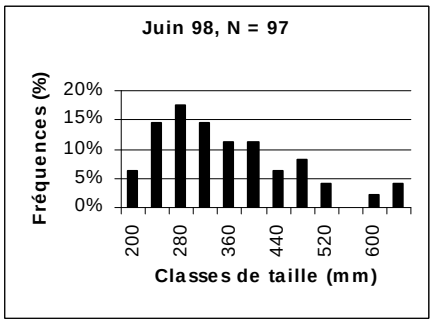
Tableau II.25 : **Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille des anguilles en fonction des mois de capture. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05.**

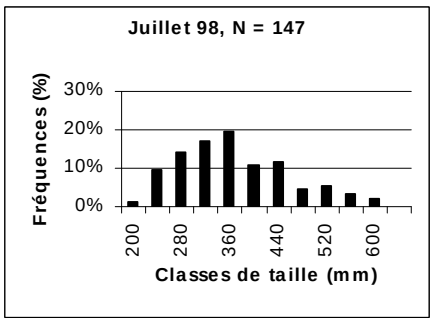
	mars-98	avr-98	mai-98	juin-98	juil-98	août-98	sept-98	oct-98	nov-98	mars-99	avr-99	mai-99	juin-99	juil-99	août-99	sept-99	oct-99	nov-99
mars-98	_																	
avr-98		_																
mai-98			_															
juin-98				_														
juil-98					_													
août-98		**		*		_												
sept-98				**			_											
oct-98								_										
nov-98		**	**	***		**			_									
mars-99										_								
avr-99	***	***	***	***	***	***	***	**	**	***	_							
mai-99				**							***	_						
juin-99		**		***							**		_					
juil-99		***					**	**	**		***	**	***	_				
août-99		*	*	**					**		***				_			
sept-99		***	***	***							**			***	**	_		
oct-99	***	***	***	***	***	***	***	***	*	***		***	***	***	***	***	_	
nov-99											*						**	_

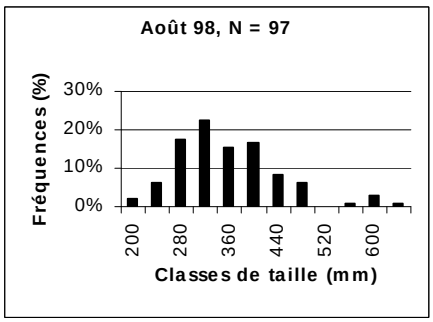

Mars 98, N = 37
Fréquences (%)
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

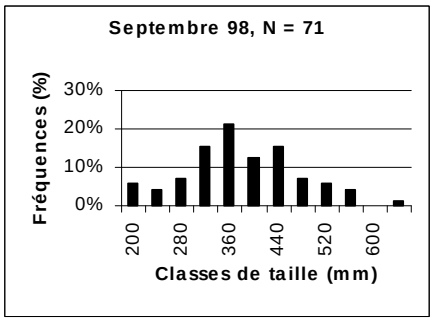

Avril 98, N = 135
Fréquences (%)
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

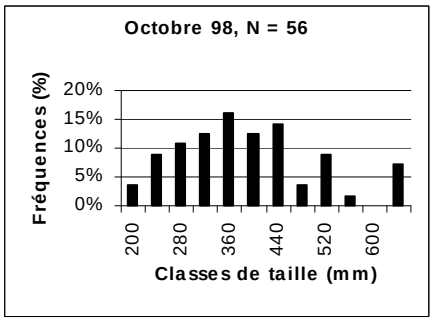

Mai 98, N = 190
Fréquences (%)
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

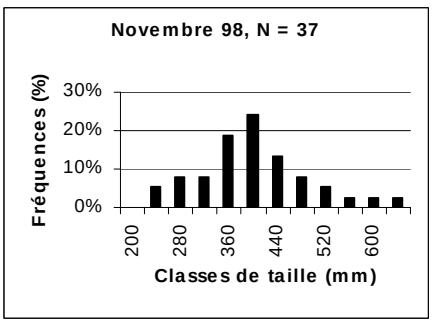

Juin 98, N = 97
Fréquences (%)
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Juillet 98, N = 147
Fréquences (%)
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Août 98, N = 97
Fréquences (%)
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Septembre 98, N = 71
Fréquences (%)
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Octobre 98, N = 56
Fréquences (%)
20%
15%
10%
5%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)


Novembre 98, N = 37
Fréquences (%)
30%
20%
10%
0%
200
280
360
440
520
600
Classes de taille (mm)

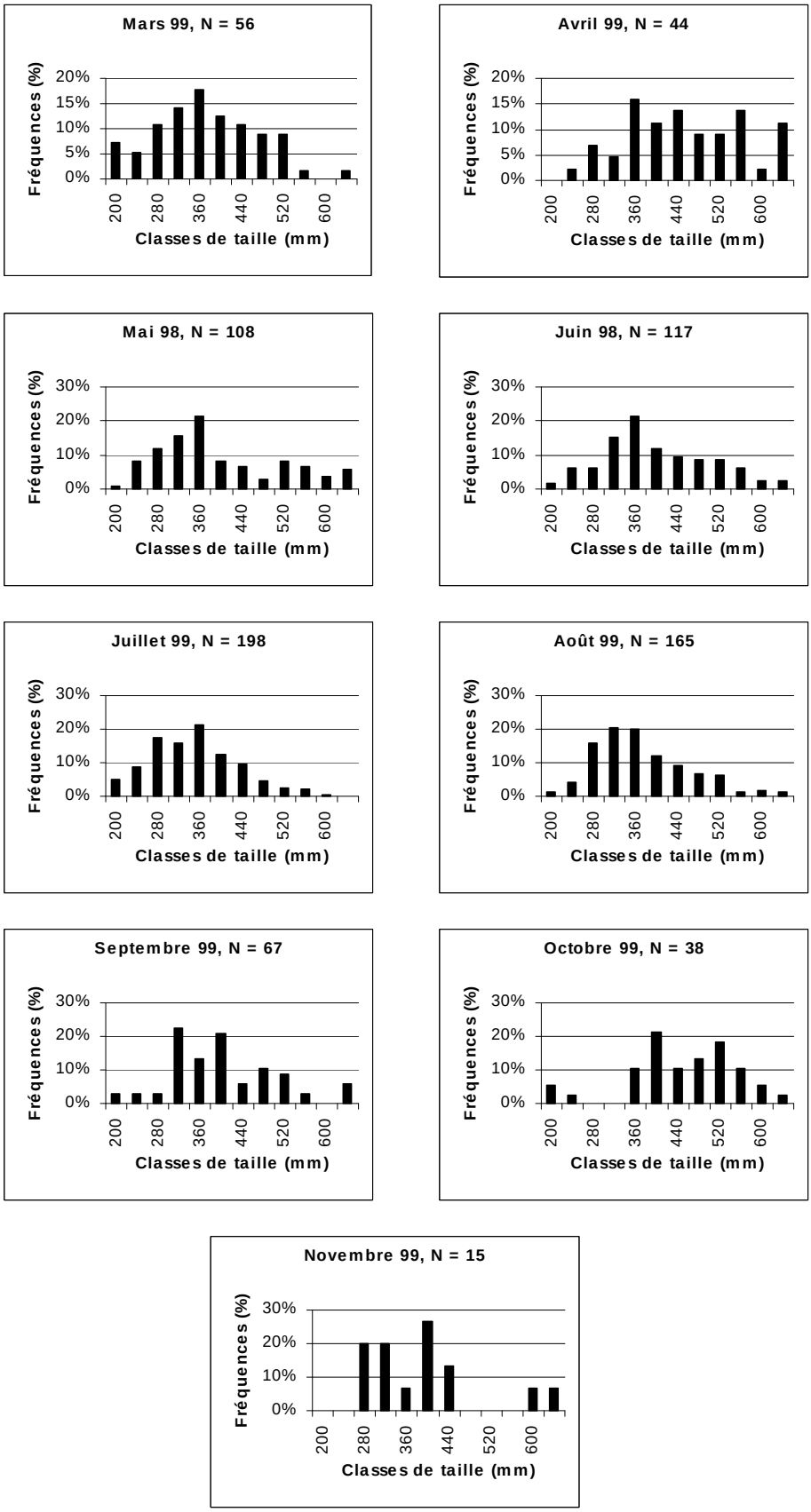


Figure II.74 : **Structures de taille des anguilles obtenues par des captures à l'aide de nasse effectuées sur dix sites des mois de mars à novembre 1998 et 1999.**

A plus grande échelle temporelle, il existe également une variabilité de structure de taille entre l'année 1998 et 1999 (Test Kolmogorov-Smirnov ; KS = 0,082 ; P = 0,007) que nous pourrions incomber à la croissance étant donnée que la zone atelier est isolée par des seuils (Figure II.75).

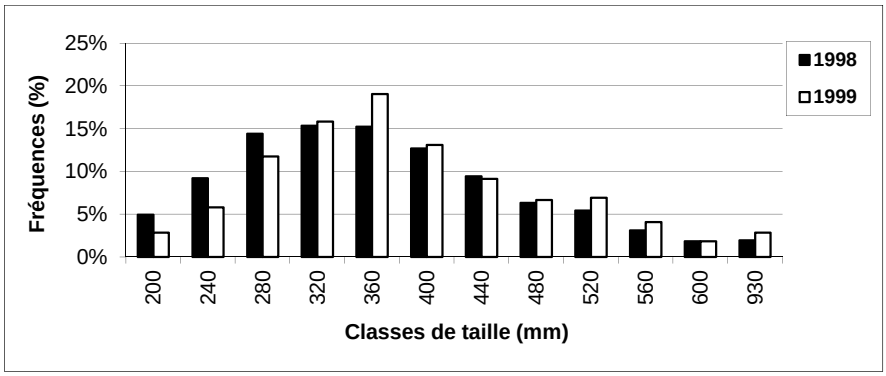


Figure II.75 : **Structures de taille d'anguilles obtenues durant les 18 campagnes.**

3.3.2.4. Résumé

En résumé, par les campagnes aux nasses les analyses sur les effectifs et les biomasses d'anguilles capturées par site ont abouti à une typologie en deux groupes avec 90 % de dissimilarité. Un groupe de sites est caractérisé par de forts effectifs d'anguilles capturés (> 12 anguilles par site par campagne). Il associe les sites 6, 9, 3 et 5. Un second groupe rassemble les sites 8, 4, 1, 2, 7 et 10. Les deux derniers sites de ce second groupe se caractérisent par les plus faibles effectifs et s'isolent de ce groupe avec 25 % de dissimilarité.

Du point de vue mensuel, deux ensembles de mois ont été révélés au travers de la variabilité observée dans les effectifs capturés avec 90 % de dissimilarité. Les mois estivaux (mai à août, avril 1998 et septembre 1999) montrent les plus fortes captures les mois printaniers et automnaux révélant de plus faibles effectifs (2 à 6 anguilles par couples de nasses par campagne).

Du point de vue des biomasses, seul le site 2 change de groupe d'appartenance. Il se démarque en effet par de faibles effectifs mais de fortes biomasses. Concernant les variabilités temporelles de biomasses, les ensembles de mois restent semblables à ceux effectués à l'aide des effectifs mensuels à cela près que les mois de juin et août 1998 montrent des biomasses relativement faibles, ce qui engendre un classement dans le groupe des faibles biomasses printanières et automnales.

L'étude plus précise des structures de taille montre qu'une variabilité saisonnière des tailles capturées est observée par les bosselles. Ce constat argumenterait pour une variabilité de capture des différentes tailles en fonction des saisons.

3.3.3. Captures par pêche électrique

3.3.3.1. Effectifs

Les effectifs totaux capturés en juin à l'aide de trois passages successifs au sein de dix sites sont de 81 et 89 anguilles pour respectivement les années 1999 et 2000. Les effectifs varient entre 1 et 22 anguilles par site (Tableau II.26).

Tableau II.26 : Effectifs capturés par sites par pêche électrique à l'aide de trois passages successifs en 1999 et 2000.

Sites	1999	2000
1	22	12
2	3	9
3	14	9
4	10	10
5	1	3
6	5	12
7	17	10
8	4	15
9	1	8
10	4	1

La distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles capturées par pêche électrique montre deux tendances (Figure II.76). La moitié des sites correspond à une capture de 2 à 4 anguilles par 100 m² tandis que l'autre moitié des sites a une abondance située entre 8 et 16 anguilles pour 100 m².

Aucun site sans anguille n'est noté mais également aucune capture conséquente à plus de 26 individus par 100 m² n'est réalisée contrairement aux résultats (*cf.* Partie I) obtenus aux autres échelles d'échantillonnage (3000 et 300 ha).

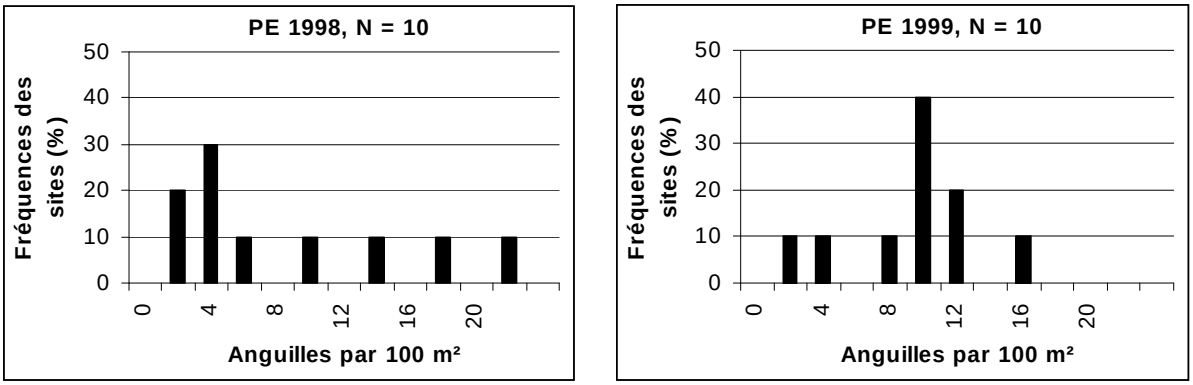


Figure II.76 : **Distribution des sites en fonction des effectifs d'anguilles par 100 m², capturées par pêche électrique (PE) au sein de la zone de 30 ha de 1999 à 2000.**

3.3.3.2. Les biomasses

Du point de vue des biomasses, le maximum est de 1645 g et le minimum de 2 g par site échantillonné (Tableau II.27).

Tableau II.27: **Biomasses capturées par sites par pêche électrique à l'aide de trois passages successifs en 1999 et 2000.**

Sites	1999	2000
1	1645	1435
2	41	293
3	685	384
4	381	456
5	8	38
6	125	476
7	1083	194
8	267	968
9	2	199
10	101	11

La classification hiérarchique ascendante (Figure II.77) réalisée sur les effectifs et les biomasses par sites donne deux groupes de sites avec plus de 90 % de dissimilarité pour l'année 1998.

Cette classification isole les sites 1, 3 et 7 (Groupe A) des autres (Groupe B) par leurs forts effectifs (14 à 22 anguilles par site) et leurs fortes biomasses (685 à 1645 g par site).

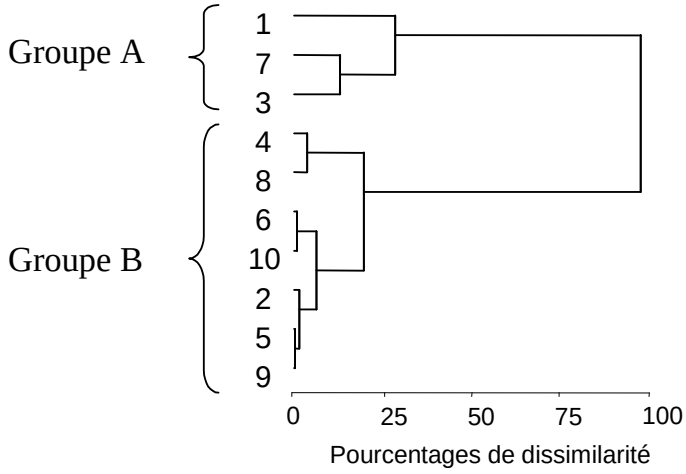


Figure II.77 : Classification hiérarchique ascendante sur les effectifs et les biomasses par sites pour l'année 1999.

Cependant la même démarche réalisée en juin 2000 n'aboutit pas à la même répartition des sites (Figure II.78). Ainsi, si le site 1 demeure à fort effectif et biomasse, les autres (3 et 7) se situent dans le groupe des effectifs moyens (Groupe B) tandis que le site 8 intègre le groupe des forts effectifs (Groupe A).

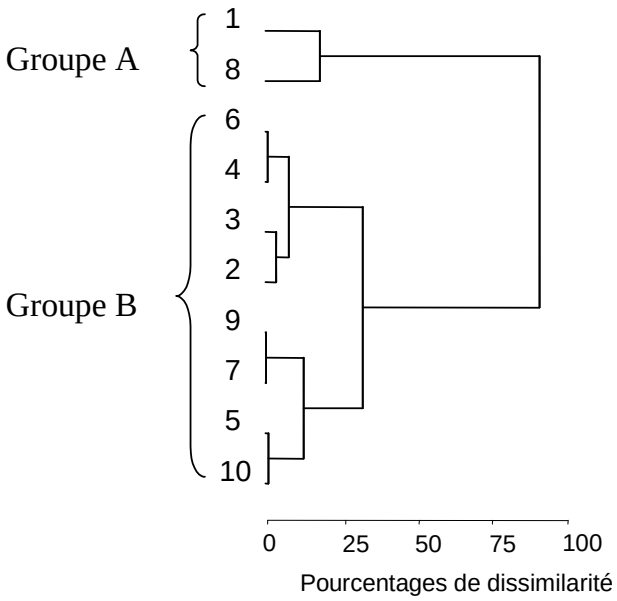


Figure II.78 : **Classification hiérarchique ascendante sur les effectifs et les biomasses par sites pour l'année 2000.**

Il n'existe pas de variations d'effectifs (Test U ; P > 0,5) et de biomasse (Test U; P > 0,5) entre les années 1999 et 2000 obtenues par l'ensemble des captures par pêche électrique.

3.3.3.3. Structures de taille

Les faibles effectifs par classe de taille et par site ne permettent pas de comparer les structures de tailles entre 1999 et 2000 pour chacun des sites de manière statistique. L'observation des structures de taille (Figure II.79) permet cependant de visualiser la présence ou non des petites classes de tailles (< 280 mm) sur une majorité de sites.

De façon graphique (Figure II.79), le site 1 apparaît être intéressant dans cette comparaison. Son isolement vis-à-vis des autres sites semble engendrer une plus forte capture par pêche électrique de l'ensemble des catégories de taille. De plus, la croissance entre 1999 et 2000 apparaît de façon nette avec un décalage de la structure de taille. Ce site semble donc se comporter comme une portion de fossés à part entière.

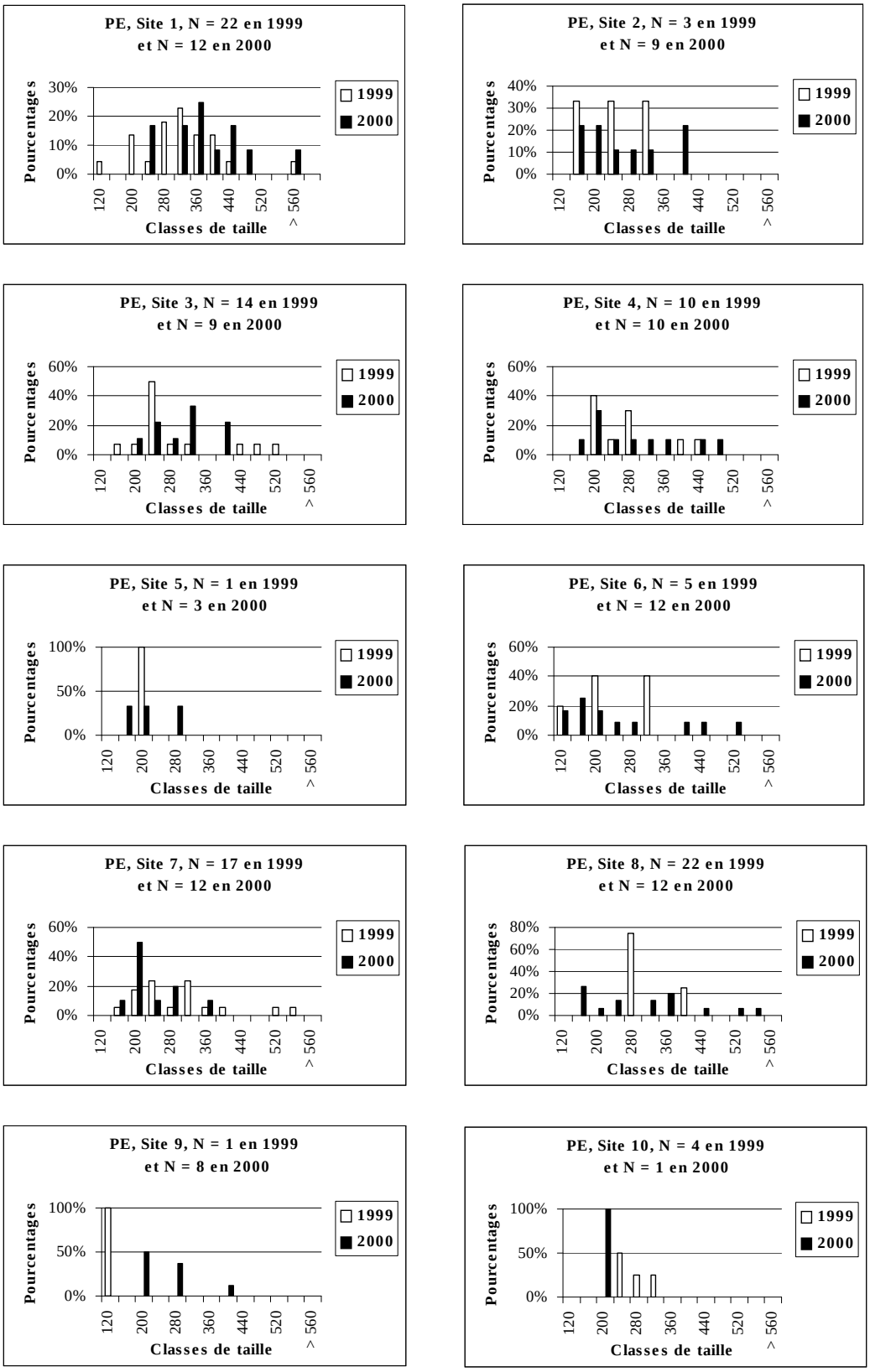


Figure II.79 : **Structures de taille obtenues par les captures par pêche électrique sur chaque site pour les années 1999 et 2000.**

Il n'existe pas de variations de structures de taille entre les années 1999 et 2000 obtenues par l'ensemble des captures par pêche électrique (KS, P > 0,5). Nous remarquons cependant une légère augmentation des tailles conjointement à une augmentation des petites tailles d'anguilles (< 200 mm) entre 1999 et 2000 (Figure II.80).

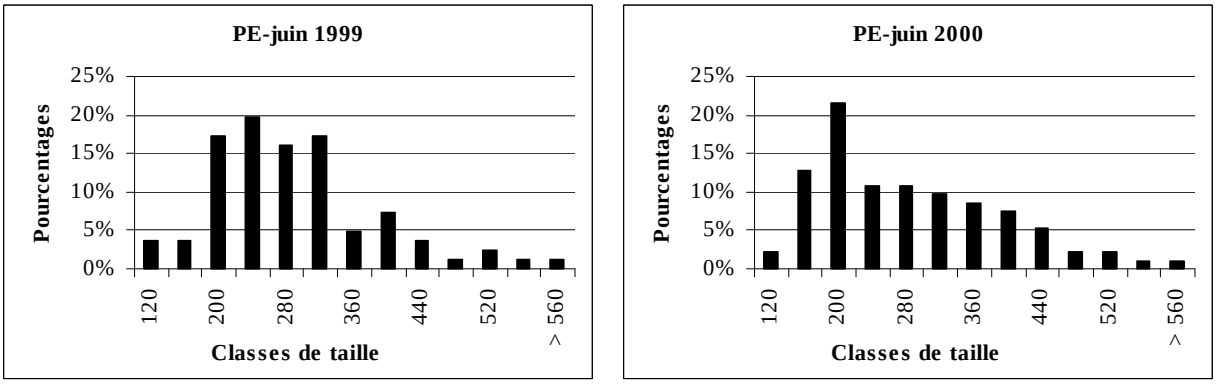


Figure II.80 : **Structures de taille des captures par pêche électrique en 1999 et 2000.**

3.3.3.4. Résumé

D'une manière générale les données issues de captures par pêche électrique réalisées en 1999 et 2000 ne sont significativement pas différentes. Une variabilité des effectifs et des biomasses d'anguilles est constatée entre les sites lors des deux campagnes de pêche.

Du point de vue des structures de taille, nous remarquons qu'une très faible proportion d'anguilles de taille supérieure à 440 mm a été capturée. De même, la présence des petites classes d'anguilles (< 280 mm) semble être dépendante du site d'échantillonnage. L'ensemble des sites contribue à des structures de taille peu différentes d'une année à l'autre. Cependant, les grilles de 200 mm équipant les seuils de la zone d'étude semblent avoir permis l'entrée d'individus inférieurs à 200 mm au sein de la zone atelier en 2000.

3.4. Discussion

Le suivi de cette fraction de population d'anguille a été réalisé au sein d'un secteur présentant de prime abord une homogénéité des conditions d'accès à chaque site par l'anguille. En effet, aucun obstacle (écluse) ne sépare les sites entre eux, ces derniers faisant partie d'un ensemble hydrographique homogène.

Malgré la forte fréquence d'occurrence des anguilles dans cette zone (95 %), il existe une importante hétérogénéité tant à l'échelle spatiale que temporelle. Cette variabilité se traduit par une fluctuation de l'indice d'abondance numérique et pondérale et de structure de taille en fonction des sites, des mois d'échantillonnage et/ou de l'année par les captures à l'aide des nasses.

Certains sites suivent pratiquement les mêmes variabilités spatiales :

↳ Les sites 1, 4 et 8 ont des effectifs et des biomasses moyennes ainsi qu'une structure de taille centrée vers les anguilles moyennes. Les sites 1 et 8 sont situés en cul de sac (Figure II.30) tandis que le site 4 est sur une section du réseau secondaire.

↳ Les sites 2, 3 et 5 se ressemblent par des effectifs moyens à forts et des biomasses importantes. De plus le spectre de taille est large avec notamment la présence d'individus de grandes tailles.

↳ Les sites 6 et 9 ont des forts effectifs et biomasses. Leur structure de taille est centrée sur les tailles moyennes.

↳ Les stations 7 et 10 ne révèlent la présence que de peu d'anguilles tant au niveau numérique que pondéral. Les tailles sont petites à moyennes. Ces sites se particularisent par l'absence d'anguilles de grande taille.

Concernant les variations temporelles, nous pouvons globalement distinguer trois saisons d'étude :

↳ Les mois de mars où les niveaux de capture sont faibles et les tailles dominées par les petites anguilles (mars 1998 et 1999).

↳ La période estivale où les captures sont fortes et les tailles dominées par les petites à moyennes anguilles (avril à août 1998 et mai à août 1999).

↳ L'automne (septembre à novembre) où les indices d'abondance sont de nouveau faibles et les tailles moyennes à fortes.

Nous chercherons donc à comprendre les raisons de ces hétérogénéités, par une analyse des relations entre les facteurs spatiaux et / ou temporels des milieux et l'expression des captures d'anguilles (indice d'abondance, biomasse et structure de taille). L'observation spatiale des abondances et des structures de taille par site révèle des hétérogénéités de capture par pêche électrique. Ces données (pêche diurne, sur un fossé isolé) mettent en relief l'existence de deux types de sites en fonction de leurs effectifs et de leurs biomasses. Les plus fortes captures totalisent ainsi 15 à 20 anguilles par site tandis que la majorité des sites a permis d'échantillonner de 1 à 12 anguilles par site. Il n'apparaît pas de différences significatives entre les résultats globaux (ensemble des dix sites) obtenus lors de deux campagnes. Par contre, la répartition des individus entre les sites ne paraît pas suivre une règle fixe.
La comparaison du classement des sites par les deux engins est délicate en ce sens que l'effort de pêche n'a pas été exercé de la même manière (deux campagnes de pêche électrique, 19 campagnes de nasses) et que la sélectivité des maillages des nasses leur interdit la capture significative de toute une gamme de tailles (inférieure à 200 mm). Il apparaît cependant que les sites ne semblent pas être classés de la même manière (fort ou faible effectif) ni présenter les mêmes gammes de tailles d'anguilles suivant le type de technique utilisée. Ce constat permet de souligner la nécessité d'étudier la fonctionnalité des sites pour les différents individus ainsi que le rythme d'activité des anguilles dont dépendent les captures.

4. Conclusion

A l'échelle de la micro-répartition de l'anguille, l'étude d'une zone atelier de 30 ha hydrauliquement homogène, a permis de révéler un rythme saisonnier de fonctionnement du marais. Ainsi, à une phase printanière caractérisée par les crues, une forte croissance végétale et de forts taux d'oxygène dissous succède une phase estivale durant laquelle le marais est confiné avec des taux d'oxygène dissous matinaux très faibles, de fortes conductivités et une diminution des végétaux, les températures étant alors maximales. La phase automnale correspond enfin à un déconfinement du milieu avec l'arrivée des crues.

Au sein de cette zone atelier, l'étude des habitats potentiels de l'anguille a permis de déceler des variabilités des caractéristiques des milieux aquatiques qui apparaissaient de prime abord homogènes (profondeur moyenne de 1,3 m et largeur moyenne de 3,5 m). Ainsi quatre types de fossés se particularisent par leurs niveaux d'eau et de vase, de largeur et de façon moins discriminante par leur végétation en rive. Ces caractéristiques trouvent leurs origines dans la gestion de ces milieux par les collectivités (syndicats de marais) et exploitants agricoles. Les curages conditionnent ainsi les niveaux d'envasement avec un taux annuel de l'ordre de 7,6 +/- 3,5 cm. Ainsi l'importance des réseaux du point de vue hydraulique entraîne une variabilité de la périodicité des curages. Les fossés primaires sont alors ceux qui présentent les plus faibles envasements, les fossés secondaires sont relativement fréquemment curés et montrent des envasements moyens, au contraire les fossés tertiaires ne sont curés qu'en fonction de la volonté des propriétaires et montrent un envasement maximum. L'aspect du fossé est également la résultante du fonctionnement du milieu. Ainsi, l'orientation du vent, le pâturage ou la présence de ragondins favorisent l'envasement.

L'étude de la répartition des anguilles au sein de ce réseau montre une variabilité de distribution des abondances et des structures de taille. Cette variabilité entre les sites, si elle autorise une approche qualitative (indication sur le niveau de recrutement, *etc.*), ne permet pas de statuer actuellement sur l'évolution réelle de l'abondance locale de l'espèce (effectif, biomasse). Dans une optique de surveillance de l'abondance de l'espèce et/ou d'estimation quantitative de la fraction de la population, ce constat plaide en première approche pour une augmentation significative du nombre de sites échantillonnés. Cependant, une analyse en termes de coût, de temps passé et de faisabilité technique, milite plutôt pour la mise en place d'un échantillonnage stratifié reposant sur l'identification préalable des facteurs majeurs à l'origine de la répartition des divers groupes de taille au sein des sites. Nous étudierons donc les relations pouvant exister entre les tailles d'anguilles et les sites. L'identification des groupes de taille sera alors réalisée par l'analyse des comportements individuels.

Cette démarche nécessite cependant une évaluation des biais des techniques d'échantillonnage utilisées et la mise au point de procédés d'étude des individus afin de caractériser des groupes de taille fonctionnelle (Frontier, 1983) d'anguilles.

Partie II :

Chapitre II.3 : Mise au point des méthodologies de suivi des anguilles sur la zone atelier

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Chapitre II.3 : Mise au point des méthodologies de suivi des anguilles sur la zone atelier

Introduction

L'échantillonnage a pour but d'aboutir à un jugement sur l'ensemble d'un phénomène au sein d'un système en regardant seulement une portion de ce dernier (Johnson & Nielsen, 1983 ; Breteler *et al.*, 1990). Cette information implique un élément de sélection résultant de l'interaction entre l'objet à analyser et l'acte d'échantillonnage (Frontier, 1982). L'analyse des techniques d'échantillonnage fait appel à des paramètres de capture qu'il nous est apparu important de définir préalablement à notre étude de répartition des individus au sein du marais. Une bonne connaissance du comportement de l'animal vis-à-vis de l'engin et de la répartition des individus au sein d'un système doit alors permettre d'optimiser la stratégie d'échantillonnage.

De nombreux travaux sur la biologie ou la dynamique de population d'espèces piscicoles mettent en œuvre des marquages individuels ou de masse. Pour les travaux sur les comportements ou les suivis d'anguilles, les marques externes se sont révélées inefficaces, en particulier, en raison de la nage ondulante et du comportement d'enfouissement qui provoque la perte quasi inéluctable de ces marques (Moriarty, 1983 ; Nielsen, 1985). Les marques internes magnétiques codées ou "Passive Integrated Transponder-Tagging" (PIT-Tags), utilisées avec succès sur les saumons par Prentice *et al*. (1990 a) semblent pouvoir être une solution bien adaptée au marquage des anguilles. Cette technique emploie de petits implants qui permettent une identification d'une multitude d'individus (Bergman *et al.*, 1992). Néanmoins, l'emploi de ce système assez novateur pour l'anguille et notre inexpérience pour les marquages de ce type ainsi que la qualité de nos milieux d'étude (problèmes sanitaires potentiels) nous ont amenés à réaliser une phase de mise au point pour obtenir des informations sur la capacité de cicatrisation de cette espèce et une estimation du succès de l'opération de marquage. Nous avons donc réalisé une série de tests afin de mettre au point une méthodologie de marquage et de suivi ultérieur des anguilles en zone de marais. Les opérations de marquage permettent alors d'obtenir des informations sur la croissance indispensable à notre suivi individuel.

Un système novateur a été élaboré par l'assemblage d'un détecteur automatisé des marques magnétiques (marque Francis Instrument) et d'un procédé de piégeage. La mise au point de ce système a été nécessaire afin de valider son utilisation dans les marais pour l'anguille. L'emploi de ce système de contrôle automatisé des individus marqués par des PIT-Tags, apportera des informations sur l'intensité des déplacements des anguilles jaunes. Ce système permettra par la suite notamment de révéler les rythmes saisonniers et journaliers de déplacements ainsi que les relations avec les facteurs environnementaux expliquant ces flux d'individus.

Techniques d'échantillonnages

Définitions

Une unité d'effort de pêche opérant dans une population donnée, capture une fraction des individus présents. Les caractéristiques de la fraction capturée par rapport à l'ensemble des individus présents dans un milieu donné vont être liées à deux groupes de facteurs (Ximenes, 1975).

Le premier regroupe le comportement de l'animal vis à vis de l'engin donné déterminant sa plus ou moins grande **disponibilité** (Laurec & Le Guen, 1981) vis à vis de cet engin. Cette notion est la résultante d'une part de l'**accessibilité** de l'animal (présent dans le milieu et dans la zone prospectée par l'engin) et de sa **vulnérabilité** à l'engin (comportement compatible, sélectivité, *etc.*).

Le second facteur fait référence à l'**efficience** de l'échantillonnage (nombre d'engins, technique d'échantillonnage, *etc.*). Elle se décline en deux étapes : la **précision** et l'**exactitude**. La précision désigne la répétitivité de l'échantillonnage tandis que l'exactitude réfère la manière dont l'échantillon représente l'ensemble (Johnson & Nielsen, 1983).

L'utilisation de deux techniques de capture différentes, une active (la pêche électrique) l'autre passive (capture nasses), permettra de lever des hypothèses sur l'exactitude de ces méthodes d'échantillonnage vis à vis de l'anguille.

Nous définirons chacun de ces paramètres de capture (Figure I.39) pour évaluer l'influence des techniques d'échantillonnage sur les abondances et sur les structures de taille de l'anguille observée en marais.

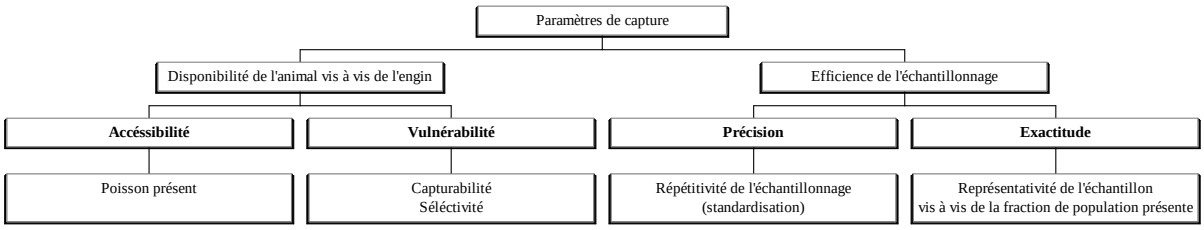


Figure II. 81 **: Paramètres de capture.**

La pêche électrique

4.1.1. Disponibilité

Accessibilité du poisson

Le poisson est accessible lorsqu'il est situé à proximité de l'anode. En effet, le courant maximum est à proximité des électrodes et décroît rapidement lorsque l'on s'éloigne (Reynolds, 1983). Si la conductivité de l'eau est basse, le poisson est meilleur conducteur, il y alors de forts effets sur lui (Brandt, 1972). La portée de l'anode est estimée en fonction de la conductivité de l'eau et de sa taille. Dans notre cas, la distance de l'accessibilité est de l'ordre de 50 cm pour une anode de diamètre égal à 50 cm et une conductivité située entre 500 et 1600 $\mu s.cm^{-1}$ (Rigaud, com. pers.). Tous les poissons situés à proximité de l'anode (distance inférieure à 50 cm) sont **accessibles** pour la capture par pêche électrique.

Vulnérabilité

L'efficacité de la pêche électrique est mesurée par le pourcentage de capture à chaque passage et la probabilité de capture qui en découle.

Méthodes d'estimation de la vulnérabilité

Les méthodes d'estimation des fractions de population par le succès de capture (Carle & Strub, 1978) permettent d'obtenir des estimations des probabilités de capture révélatrices de la vulnérabilité des anguilles à la méthode de capture par pêche électrique.

Nous avons réalisé des opérations de captures en juin 1999 et 2000 au sein de 10 sites. Le protocole observé correspond à celui présenté précédemment (*cf.* 3.2.2.2). Pour l'ensemble des sites trois passages successifs ont été réalisés. Ils permettent de captures (Pc) par la formule :

$$Pc = C / [(k*N)-M]$$

$$\text{Avec } M = \Sigma^{k}_{i=1} [Ci * (k-1)]$$

C = Nombre total d'individus capturés lors de l'opération de pêche
k = Nombre de passages
N = Effectifs calculés
M = Moyenne
i = Numéro d'ordre du passage alors le calcule des probabilités
Ci = Nombre de poissons capturés au i ^{ième} passage

Résultats des estimations des probabilités de capture

Une très forte capture est réalisée lors du premier passage par pêche électrique (Tableau II.28). Ainsi 69 % des anguilles sont capturées dès le premier passage en 1999 et 82 % en 2000. Les troisièmes passages ne totalisent que 7 % en 1999 et 2 % en 2000.

Tableau II.28 **: Pourcentages de captures pour chaque passage en 1999 et 2000.**

Passages	1	2	3
% passage en 1999	69%	23%	7%
% passage en 2000	82%	14%	2%

La probabilité de capture la plus faible est de 0,44 (Tableau II.29). La probabilité moyenne des dix sites est de 0,76 en 1999 et 0,88 en 2000. Nous remarquons que cette probabilité n'est pas liée à un site, elle diffère en effet d'une année à l'autre pour un même site. Ce constat confirme également que les captures réalisées au mois de juin par pêche électrique sont davantage liées aux conditions environnementales qu'aux caractéristiques morphométriques des sites.

Tableau II.29 **: Probabilités de capture de l'anguille par site par pêche électrique.**

	1999	2000
Sites	Probabilités	Probabilités
1	0,688	0,923
2	0,750	*1,00*
3	0,700	0,818
4	0,769	0,909
5	*1,00*	1,00
6	0,833	0,571
7	0,436	0,909
8	0,800	0,681
9	*1,00*	*1,00*
10	0,667	*1,00*

La régression multiple (Tableau II.30) menée sur les rangs des probabilités de capture en fonction des rangs des facteurs (hauteurs d'eau et de vase, des largeurs des fossés, des températures, des taux d'oxygène dissous et des conductivités de l'eau relevés durant les pêches électriques pour chaque campagne et chaque site) montre que l'ensemble des facteurs ne semble pas agir de manière linéaire. Les probabilités d'explication sont en effet toujours non significatives au seuil de 0,05. Ceci étant, les fortes valeurs de hauteur d'eau, de vase et de conductivité agiraient négativement tandis que les fortes températures et largeurs contribueraient plutôt à de fortes valeurs de probabilités de capture.

Tableau II.30 **: Régression multiple sur les rangs des probabilités de capture en fonction des rangs de hauteurs d'eau et de vase, de largeur du fossé, de température, d'oxygène dissous et de conductivité de l'eau relevés durant les pêches électriques. n = négatif. p = positif.**

$R^2 = 0,760$		
R = 0,578	Coefficients	Probabilités
Hauteur de vase	n	0,082
Hauteur d'eau	n	0,084
Largeur	p	0,064
Température	p	0,105
Conductivité	n	0,083
Out		
Oxygène dissout	p	0,729

Les probabilités de capture apparaissent être relativement proches pour l'ensemble des groupes de taille. Elle est située entre 0,61 et 0,90.

Deux exceptions se distinguent de cet ensemble, les classes de taille inférieure à 120 mm en 2000 et celles supérieures à 440 mm en 1999 où les probabilités de capture semblent plus faibles (Tableau II.31 et II.32).

Tableau II.31 : Estimations des probabilités de capture par groupe de taille en 1999 pour les dix sites.

1999	< 120	120 -200	200-240	240-360	360-440	>440
Probabilités de capture	0,75	0,61	0,71	0,74	0,90	**0,55**

Tableau II.32 **: Estimations des probabilités de capture par groupe de taille en 2000 pour les dix sites.**

2000	< 120	120 -200	200-240	240-360	360-440	>440
probabilité de capture	**0,50**	0,91	0,94	0,79	0,91	*1,00*

Discussion

Les variations de probabilité de capture par pêche électrique ne semblent pas liées à un site mais à l'ensemble des conditions environnementales durant lesquelles les pêches électriques ont été réalisées. Ces différences de probabilités de capture peuvent être la résultante d'une variation de la conductivité (Chielewski *et al*., 1973 ; Penczack & Jakubowsky, 1990 ; Vincent, 1991).

La température (Reynolds, 1983 ; Feunteun, 1994), le niveau d'eau et de vase entre les sites (Lobon-Cervia, 1990 ; présente étude), mais également de manière non linéaire le recouvrement des différentes strates d'hydrophytes (Feunteun, 1994), l'expérimence ainsi que le degré de fatigue des équipes de pêche (Knigths & Naismith, 1990 ; Feunteun, 1994) semblent pouvoir aussi influer sur les probabilités de capture. Il semble donc difficile d'établir un échantillonnage standardisé pour l'ensemble des captures.

Les probabilités de capture par groupe de taille ne sont pas différentes pour les gammes de 120 à 440 mm, ce résultat étant en accord avec ceux de Bohin & Cowx (1990) et Lambert *et al.* (1994). Une plus faible probabilité est par contre observée pour les classes extrêmes (< 120 mm et > 440 mm). Ce constat pourrait résulter d'une part d'une difficulté à capturer les plus petites anguilles à l'aide des épuisettes à travers les hydrophytes (observations de terrain) et d'autre part d'un phénomène d'évitement de l'anode par les anguilles de grande taille (Breteler *et al*., 1990 ; Présente étude).

En résumé, la **vulnérabilité** ou capturabilité de l'anguille à la pêche électrique semble être équivalente pour toutes les tailles d'anguilles situées entre 120 et 440 mm.

4.1.2. Efficience

Précision

La précision représente la répétitivité de l'échantillonnage. Nous la définissons par un même protocole d'échantillonnage, une intensité électrique définie et une période d'échantillonnage standardisée.

Méthode d'échantillonnage

Le protocole d'échantillonnage a été présenté précédemment (Partie I). Il est inspiré de la méthode de prélèvements par points contacts de Delury (1951). Une pêche effective est donc réalisée sur un tronçon fermé d'une centaine de mètres carrés à raison d'un point au milieu du fossé et de deux points en rive prospectés durant 30 secondes tous les 3 mètres. L'effort de pêche reste constant par le maintien de la même équipe de travail et aux même postes lors des opérations successives.

Intensité électrique

Nous nous sommes contraints à standardiser la puissance dégagée à 3000 watts pour une conductivité de l'eau comprise entre 500 et 1600 $\mu s.cm^{-1}$. Cette valeur correspond à une intensité électrique théoriquement efficace pour l'anguille (Willemsen, 1990 ; Burkhart & Gutreuter, 1995).

Période d'échantillonnage

La période de capture la plus efficace est alors fixée en période estivale, avec une température de l'ordre de 15 à 20 °C.

En résumé

La **précision** représente la répétitivité de l'échantillonnage. Nous la définissons par un même protocole d'échantillonnage basé sur la délimitation d'un secteur unitaire de 100 m² et un effort de capture standardisé. Mais également par une intensité électrique fixe qui permet d'intégrer les variabilités de conductivité du milieu et de maintenir alors un effort de pêche constant. Enfin, la période d'échantillonnage est fixée en fonction de la température de l'eau qui doit atteindre 15 à 20 °C.

Exactitude

Ce paramètre de l'efficience d'une technique de pêche est le plus délicat à cerner. En effet, il nécessite une validation par une opération de capture effectuée par la technique à tester sur une population d'effectif connu (Onorato *et al.*, 1998). Une expérimentation a donc été entreprise afin de cerner plus précisément le paramètre d'exactitude ou tout au moins les facteurs pouvant être à l'origine de ce paramètre.

Protocole

Une pêche électrique a été réalisée au sein d'un bassin de 200 m² (Figure II.82) dans lequel 40 anguilles sont en place (1 anguille pour 5 m²) au mois de juin 1998. Les individus mesurent de 300 à 600 mm (Figure II.83). **Notons que nos limites de classes sont données par les bornes supérieures de chaque classe**. Le plan d'échantillonnage consistait en 9 transects d'échantillonnage par pêche électrique (10 mètres de long et espacés de 2 m), effectués sur la largeur du bassin en un passage unique. De plus, une attention particulière a été apportée par une pêche en rive dans ce milieu. La température est de 19 °C, le PH de 7, la conductivité de 1400 $\mu s.cm^{-1}$, et enfin la distance de Secchi de 34 cm.

Figure II.82 **: Bassin de 200 m² en terre (A. Baisez).**

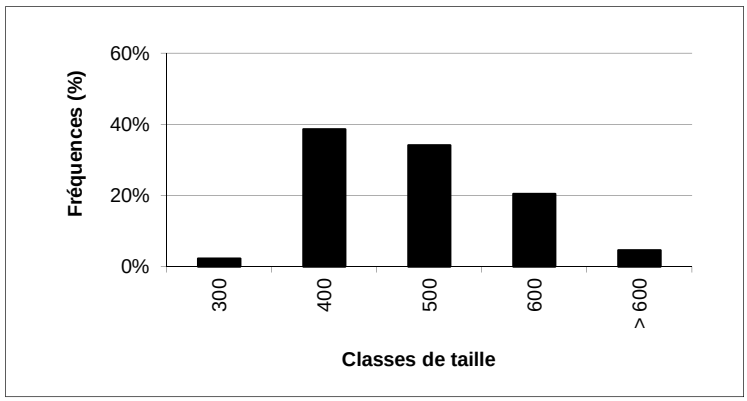


Figure II.83 **: Structure de taille des anguilles disposées dans le bassin de 200 m².**

Résultats

La pêche électrique a permis la capture de 6 individus sur les 40 anguilles présentes. Ces individus sont de taille comprise entre 300 et 600 mm et ne différent pas de la structure d'anguilles présentes. Ce taux de capture correspond à une efficience de 15 % de la pêche électrique sur ce bassin de 200 m².

Discussion

Le très faible pourcentage de capture (15 %) pourrait provenir du type de surface échantillonnée. En effet, la forte conductivité de l'eau (1400 $\mu s.cm^{-1}$) entraîne une plus faible chute de potentiel entre la tête et la queue de l'anguille engendrant une diminution de la vulnérabilité du poisson. Cela se traduit par une diminution du rayon d'action de l'anode car le poisson doit s'en approcher davantage pour créer un potentiel suffisant. Dans ce type de milieu, nous pouvons estimer le rayon d'action à 50 cm autour de l'anode. Ainsi, Chielewski *et al.* (1973) montrent une plus faible vulnérabilité pour l'anguille européenne dans une section confinée, soulignant l'importance de la conductivité dans le succès de la capture. Bien que les transects ne soient espacés que de 2 mètres, l'importance de la surface en eau (0,8 m de profondeur x 200 m^2) autorise l'échappement des anguilles par un comportement d'évitement de l'électrode. Lobon Cervia *et al.* (1990) ont montré que l'efficience de la pêche électrique pour l'anguille la plus faible est notée sur le site de plus forte profondeur et le plus large. Elle est alors de 35 % au lieu de 51 %. Tandis que Knigth & Naismith (1990) s'accordent à annoncer une efficience de la pêche électrique de 27 % en rivière. Certains auteurs (Bohin & Cowx, 1990) ont montré que 16 passages par pêche électrique étaient nécessaires pour obtenir 95 % de la population introduite dans une section de rivière.

En résumé

En résumé, l'estimation de l'**exactitude** de la pêche électrique pour l'anguille se révèle bien difficile à évaluer. La manipulation réalisée dans un bassin en terre, bien qu'elle ne soit pas réalisée dans les même conditions que nos opérations au sein des fossés, souligne l'importance de la taille des individus, de la conductivité et du volume d'eau dans la capacité d'échappement des anguilles à la capture par pêche électrique.

La délimitation des tronçons de fossés à l'aide de filets ainsi que les faibles largeurs de fossés contribueraient à augmenter l'exactitude de ce procédé de capture.

4.1.3. Discussion générale sur les paramètres de pêche électrique

La disponibilité d'un poisson à un endroit donné indique que le poisson doit être accessible et vulnérable. Le principe d'échantillonnage par pêche électrique part de l'hypothèse que tous les poissons situés à proximité de l'anode sont **accessibles**.

La **vulnérabilité** à l'électricité varie selon les espèces en raison d'une différence d'anatomie et de comportement de chaque espèce (Reynolds, 1983 ; Vadas & Orth, 1993 ; Pugh & Schramm, 1998). Certains auteurs s'accordent à dire que l'anguille présente une faible capturabilité en pêche électrique (Halsband, 1971 ; Sharkey, 1971 ; Breteler *et al.*, 1990 ; Willemsen, 1990). Elle serait à incomber à la forme allongée de l'anguille qui lui confère un index de caractéristique morphologique (intervenant dans l'influence de l'intensité du champ), pratiquement nul, proche de 0,05 (Sternin *et al.*, 1976). De plus, les poissons de plus grande taille montrent dans l'eau un plus grand potentiel corporel que les petits (Muus & Dahlstrom, 1968), engendrant théoriquement un électrotactisme plus important. L'efficacité de la pêche électrique augmenterait donc avec la taille du poisson (i.e. Junge & Liboswarsky, 1965 ; Reynolds & Simpson, 1978 ; Zalenski & Cowx, 1990). Cependant, le traitement sur l'ensemble des données

de pêche électrique du Cemagref issues du Marais breton (1987-1998) n'a pas permis de révéler un effet taille sur l'évolution des probabilités de capture d'anguilles entre les passages successifs avec retrait (Lambert *et al.*, 1994). Ces résultats concordent avec ceux de Lobon Cervia *et al.*, (1990). De plus, le premier passage est toujours le plus important avec 55 % des captures totales (Lambert *et al.*, 1994) en accord avec Lobon Cervia *et al.*, (1990). Toutefois, Knigth & Naismith, (1990) ont montré une chute de la taille moyenne d'anguille à chaque passage et une plus forte capture lors du second passage. Ils soulignent cependant l'importance de l'opérateur sur ces résultats (précision de l'échantillonnage). Nos analyses révèlent une plus faible vulnérabilité des tailles extrêmes (inférieures à 120 mm et supérieures à 440 mm). Cependant, la **vulnérabilité** semble équivalente pour toutes les tailles d'anguilles situées entre 120 et 440 mm. Cette faible capturabilité des plus grandes tailles d'anguilles peut provenir d'un comportement d'évitement des anguilles (Bretelet *et al.*, 1990) d'autant plus aisé que la conductivité est forte (entraînant un faible rayon d'action de l'anode) et que le volume d'eau est important (facilitant la fuite).

La **précision** représente la répétitivité de l'échantillonnage. Nous la définissons par un protocole d'échantillonnage identique pour l'ensemble des manipulations. Le paramètre de l'exactitude d'une technique de pêche est le plus délicat. L'**exactitude** réfère la manière dont l'échantillon représente l'ensemble (Johnson & Nielsen, 1983). La variabilité de vulnérabilité des différentes tailles d'anguilles à la capture par pêche électrique reflète les problèmes de comportement différentiel vis-à-vis de l'engin de captures. Le très faible pourcentage de capture obtenu lors de notre expérimentation ne doit pas être appréhendé comme une référence de l'exactitude de la pêche électrique. Il permet de souligner le problème de la faible distance de stimulation. En effet, à haute conductivité, l'eau devient moins résistante que le poisson et le courant tend à l'entourer, résultant en un faible ou nul effet de voltage (Reynolds, 1983). Si le volume d'eau est suffisant, l'anguille peut avoir un comportement d'évitement de l'électrode. Selon, Vadas & Orth, (1993) l'efficacité de la pêche électrique est réelle avec une profondeur inférieure à 1,20 m.

La pêche à l'aide de nasses

4.1.4. Disponibilité

Accessibilité

Parmi les engins passifs traditionnellement utilisés pour la pêche des anguilles, nous avons employé les bosselles ou nasses (trap ou basket en anglais). L'accessibilité de cette technique de capture est liée au fait que le piège doit être sur le trajet du poisson (Laurec & Le Guen, 1981). Les nasses sont alors positionnées au centre du fossé en position parallèle aux rives (Andreev, 1966 ; Baras *et al.*, 1994) (Figure II.84).

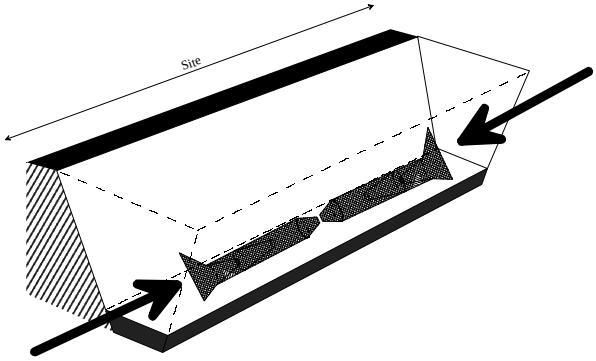


Figure II.84 : Schéma du protocole de piégeage des anguilles à l'aide de nasses au sein d'un site.

D'autre part, cette technique d'échantillonnage répond à des comportements de recherche d'abris (Brandt, 1971 a). Le poisson doit alors être nécessairement actif afin de rentrer dans le piège (Mohr, 1971). Le facteur essentiel dans l'intensité des déplacements des anguilles jaunes serait la température, (Larsen, 1972 ; Rasmussen *et al.*, 1979 ; Vollestad, 1986 ; Adam, 1997). Ximenes, (1975) constate que les prises d'un engin laissé à un emplacement fixe diminuent progressivement au cours des périodes hivernales et printanières alors qu'à la fin de l'été et en automne l'anguille semble très mobile et de fortes captures sont constatées. En accord avec les rythmes d'activités constatés pour l'anguille européenne dans nos régions par Nyman (1972), le seuil de 12 °C assure une complète accessibilité pour l'anguille.

En résumé, l'**accessibilité** des nasses pour les anguilles est liée au fait que le piège doit être sur le trajet du poisson. Les bosselles sont alors disposées parallèlement aux rives au centre du fossé. L'anguille devant être en mouvement pour induire la capture, une température d'au moins 12 °C est requise pour utiliser ce type de piège.

Analyse de la vulnérabilité

Le paramètre corporel le plus impliqué lors de l'échappement de l'anguille est l'épaisseur de l'animal. Les points de blocages sont les ceintures scapulaires ou pelviennes. Selon, Ximenes, (1975), il existerait une relation significative entre l'épaisseur et la taille de l'anguille ($R^2 = 0,92$). La taille est donc à priori un bon critère de mesure pour l'échappement (Lee, 1979 ; Naismith & Knights, 1990).

La vulnérabilité (Ximenes, 1975) se décline en sélectivité de l'engin lorsque nous observons les tailles de poissons retenues par le piège et en capturabilité lorsqu'il s'agit de les pêcher. La notion de vulnérabilité est importante pour déterminer l'efficacité de nos nasses. Nous avons donc mis en œuvre plusieurs protocoles d'expérimentations afin de connaître les limites de rétention (sélectivité) ainsi que la capturabilité de l'engin.

Dimensions

Les dimensions sont données précisément dans la partie I (*cf*. 3.2.2.2). Nous pouvons retenir que la surface de capture est de 0,25 m², la taille de l'ouverture des entonnoirs mesure de 6,5 cm et enfin les mailles font 5 mm.

Sélectivité

Protocoles

(1) Une première expérience consiste à disposer dans une bosselle de conception standardisée (*cf*. 3.2.2.2) des anguillettes de 120 à 200 mm et à mesurer leur échappement après une nuit de pose. Cette manipulation est renouvelée trois fois, avec respectivement 65, 70 et 75 anguilles de 111 à 200 mm (Figure II.85). Ces effectifs sont supérieurs à ceux utilisés par Lalancette (1982) et Bruyère (1993) pour ce même type d'étude (respectivement 25 et 40 individus) et correspondent à de fortes charges (> 30 individus par m^3).

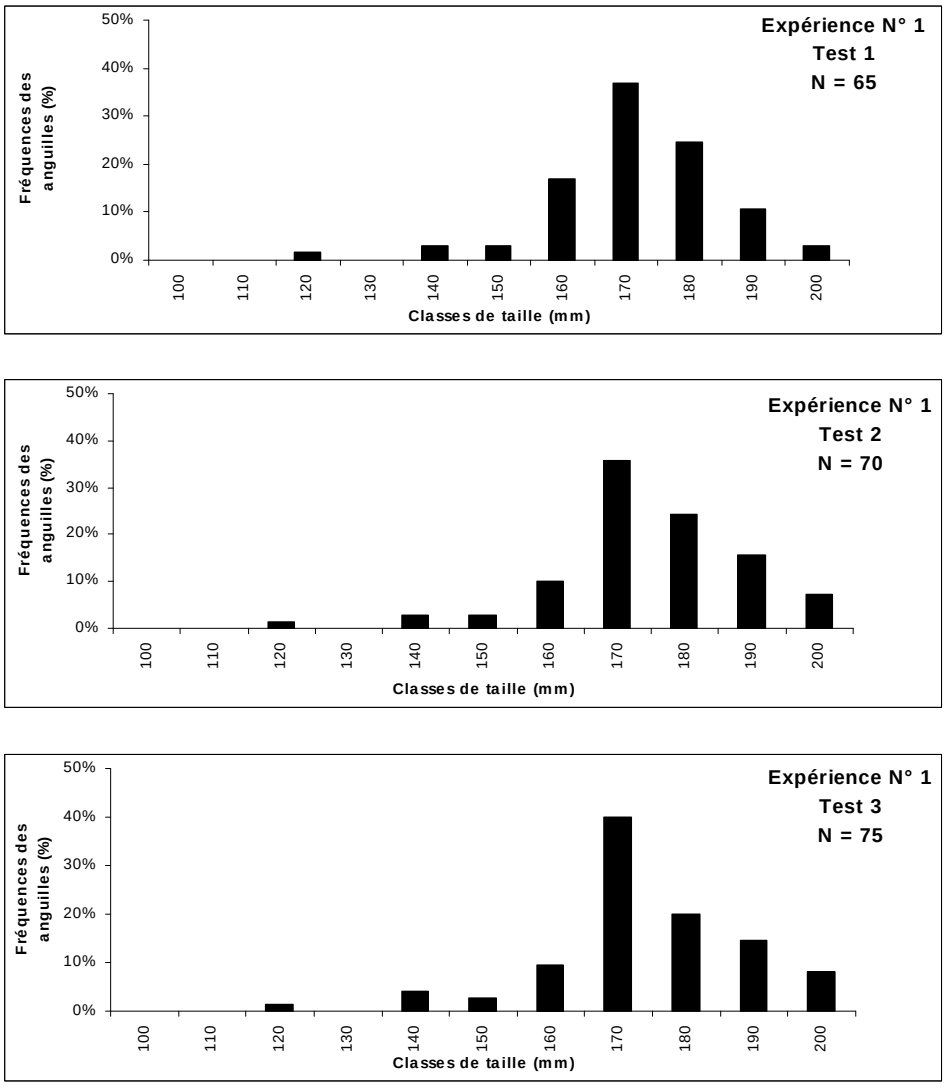


Figure II.85**: Structures des tailles d'anguilles utilisées pour les trois tests de taille de rétention maximum de l'expérience N° 1.**

Le piège est installé à 17 heures dans une cuve d'eau douce à 19°C de 2 m^3 et est relevé le lendemain à 8 heures, soit un temps de pause de près de 15 heures (correspondant à un peu plus d'une nuit). Cette période correspond au temps standard de pose des engins dans les fossés du Marais breton. Les entonnoirs ne sont pas obstrués. Nous estimons donc l'échappement total, soit par le vide des mailles, soit par les entonnoirs (Sheaves, 1995).

Les résultats donnent ainsi une valeur plus réelle de rétention (susceptible d'être rencontrée dans le milieu naturel). Les anguillettes qui demeurent dans l'engin sont alors mesurées au millimètre prés.

(2) Une seconde expérience, suivant le même protocole, met en évidence la rétention d'anguilles (N = 12) dont la taille est nettement supérieure à celle des anguillettes (250 mm à 500 mm) (Figure II.86). Elles sont enfermées dans une bosselle et nous notons leur rétention en 15 heures. Cette manipulation est également renouvelée trois fois.

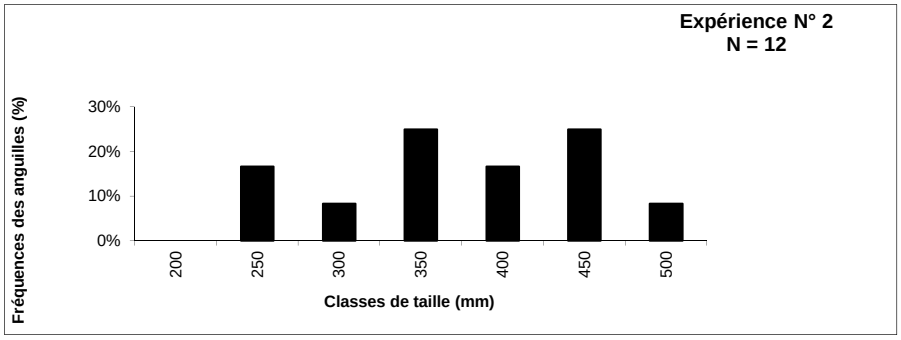


Figure II.86 : Structure des tailles d'anguilles utilisées pour les trois tests de taille de rétention lors du protocole n° 2.

Résultats

La courbe de sélectivité, taux de rétention en fonction de la taille du poisson, a souvent l'allure d'une sigmoïde. Sa fonction s'écrit :

$S(t) = 1 / (1 + \exp (a*(t - L50)))$ avec t, la taille du poisson et a, une constante.

L0, L50 et L100 sont les tailles correspondant à respectivement 0 %, 50 % et 100 % de rétention.

(1) Le pourcentage de rétention est la proportion d'anguilles par classe de taille présente après 15 heures de pose sur les effectifs par classe de taille disposés au sein de la nasse en début de l'expérimentation (Figure II.87). Nous remarquons que, quel que soit l'effectif d'anguillettes utilisé pour les tests, les résultats sont identiques. Ainsi, les pourcentages de rétention mettent en évidence les deux classes de taille exprimant les limites de la bosselle.

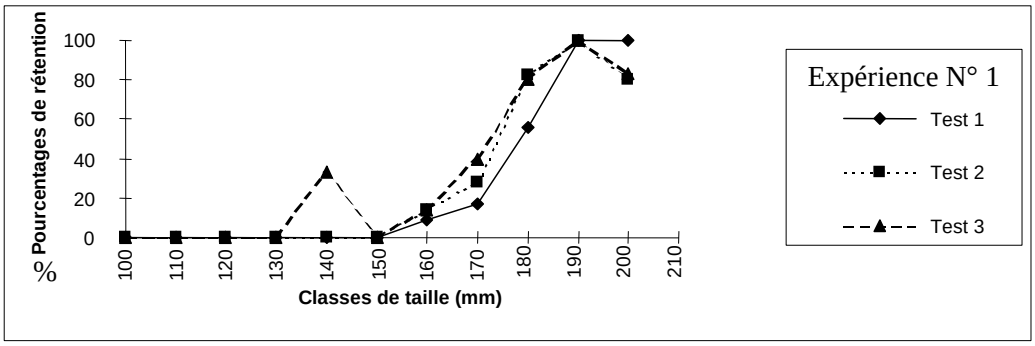


Figure II.87 **: Pourcentages de rétention par classe de taille d'anguilles pour chacune des trois tests de l'expérience N° 1.**

↳ La limite inférieure ou L0 est la limite en dessous de laquelle toutes les anguillettes s'échappent de la bosselle. Elle est définie à une longueur inférieure à 150 mm. Un artefact est cependant observé (issu de la troisième expérience) pour la classe de longueur de 131 à 140 mm, nous constatons que ce fort pourcentage (33 %) est issu d'un très faible nombre d'individus (1 retenu sur 3 placés dans la bosselle. Certains auteurs qualifient de 'rétention abusive' la présence de ces petits individus qui possèdent des tailles en deçà de la limite inférieure de sélectivité mais qui sont retenus dans les pièges. Elle serait liée à une compétition entre les individus (Ximenes, 1975).

↳ La L100 ou limite supérieure au-dessus de laquelle toutes les anguillettes sont retenues peut s'estimer graphiquement. Nous ne constatons aucun échappement pour des tailles de 190 mm. Ce résultat est donné pour chacun des tests avec respectivement 7, 11 et 11 anguilles de la classe 180 à 190 mm. Nous constatons cependant l'échappement de 1 anguillette sur 5 et une anguillette sur 6 pour la classe de taille 190 à 200 mm. Ils mettent alors en évidence l'échappement possible par les entonnoirs.

(2) Dans le cadre de notre seconde étude, les 12 anguilles utilisées font au minimum 207 mm et la rétention est totale quelle que soit la taille.

Discussion sur la séléctivité des bosselles

Les bosselles utilisées montrent donc une **sélectivité** pour les petites anguilles. Nous pouvons blâmer le faible effectif d'anguilles dans la classe de taille limite (190 à 200 mm) lors de nos expérimentations. En effet, une étude judicieuse serait de placer des individus dont la taille est située dans cette gamme et de constater l'échappement qui en résulte. Malheureusement, cette manipulation n'a pas pu être mise en œuvre faute d'anguillettes "calibrées" vers 200 mm.

Les résultats de sélectivité de Bruyère, (1993) sont cependant en accord avec notre taille limite puisqu'il obtient pour des mailles de 6 mm une L100 de 180 à 190 mm. Naisthmith & knights, (1990) ont montré une rétention maximale des pièges de 10 mm de maille pour des tailles de 220 mm. Nous fixerons dont notre taille de rétention maximale à 200 mm.

Certains auteurs (Deelder, 1973 ; Moriarty, 1987) concluent que les bosselles s'avèrent peu ou pas sélectives des tailles d'anguilles représentatives de celles des anguilles jaunes.

Analyse de la capturabilité

Les méthodes de capture efficaces sont basées sur une bonne connaissance du comportement du poisson (Brandt, 1971 a). L'efficacité de capture correspond au pouvoir attractif des bosselles. Cette capacité attractive conditionne les captures des bosselles qui ne possèdent ni paradière, ni aile pour rabattre le poisson contrairement aux verveux et aux tendins.

Les solvants utilisés pour protéger les nasses de la décomposition se sont avérés répulsifs pour les anguilles (Mohr, 1971). Nous testerons donc l'importance du matériau de construction de la nasse sur l'efficacité des captures et la structure de taille obtenue.

L'attraction du piège pour l'anguille est engendrée par une phototaxie négative additionnée d'une thigmotaxie positive (Mohr, 1971). Nos pièges sont donc de couleur sombre et sont disposés au sol. Le problème se pose quant à l'aspect d'attraction différentielle du piège en fonction des tailles.

De plus, nous émettons l'hypothèse que le comportement de défense de l'abri de l'anguille pourrait être exacerbé dans des conditions de captivité, comme le soulignent Peters *et al.* (1979). Une anguille capturée aurait alors pour effet d'empêcher la capture des autres. Ce type de comportement a d'ailleurs été démontré pour les crabes (*Cancer sp*.), qui une fois capturés intimident ceux qui sont à l'extérieur et les empêchent de rentrer dans le piège (Miller, 1979).

Influence du matériau de construction sur la capture

Protocole

Les nasses ont été réalisées suivant les dimensions décrites précédemment (*cf.* 3.2.2.2.). Les matériaux utilisés sont de deux types, en plastique noir ou en grillage métallique. Au sein d'un même fossé d'un secteur du Marais breton, les bosselles sont posées à 16 heures en position tête bêche à raison d'un espacement de 10 mètres. Elles sont levées quotidiennement à 7 heures et les anguilles capturées sont retirées du milieu cette opération est effectuée durant 12 jours. Ainsi, 4 engins de chaque type de matériau ont été testés. Les captures réalisées par type de nasses sont alors comparées en effectif et en structure de taille d'anguilles. Les structures de taille ont été comparées par un test de Kolmogorov-Smirnov (KS) selon les procédures de Sokal et Rolhf (1981).

Résultats

Les deux types de nasses, en plastique noir et en métal, ont capturé respectivement 19 et 15 anguilles. Le test de Kolmogorv-Smirnov souligne que les structures de taille d'anguilles obtenues (Figure II.92) ne sont pas significativement différentes (KS = 0,298, P = 0,397) entre les types de nasses.

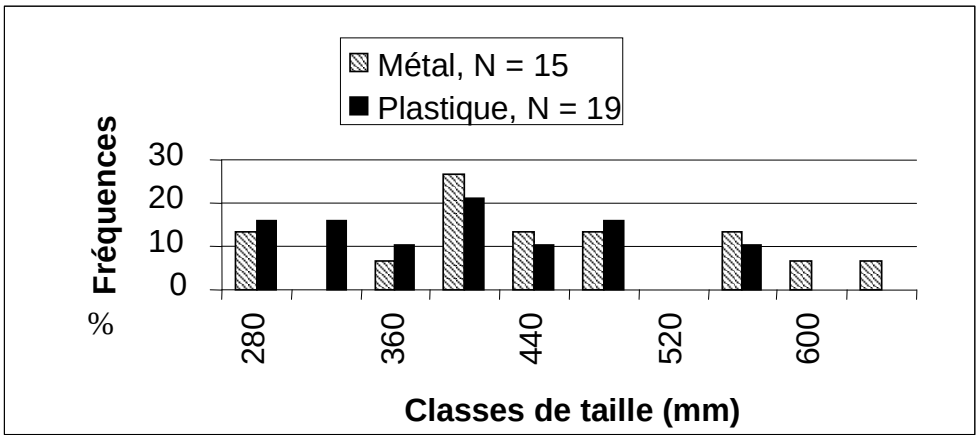


Figure II.88: **Structure de taille d'anguilles obtenues à l'aide de 4 engins de chaque type de fabrication sur un secteur du Marais breton.**

Discussion

Les nasses quels que soient leurs matériaux de construction semblent répondre aux exigences de recherche d'abri de l'anguille. Ainsi, l'ensemble des individus quelle que soit la taille semble attiré par le piège. Cependant, seules les anguilles dont la taille est supérieure à la limite de rétention maximale (L100 = 200 mm) sont retenues par le piège. En dessous de cette limite, des échappements sont possibles par le vide de maille.

Attractivité des nasses

Protocoles

(1) Une première expérience a été réalisée pour estimer la capturabilité vis à vis des anguillettes, une bosselle a été immergée dans la cuve de 2 m^3 contenant une quantité prédéterminée d'anguillettes de 120 à 200 mm. Trois tests ont été effectués à raison de 65, 76 et 139 individus, (Figure II.89). La levée est effectuée le lendemain (15 heures de pose), nous notons alors les tailles des anguilles capturées dans la bosselle.

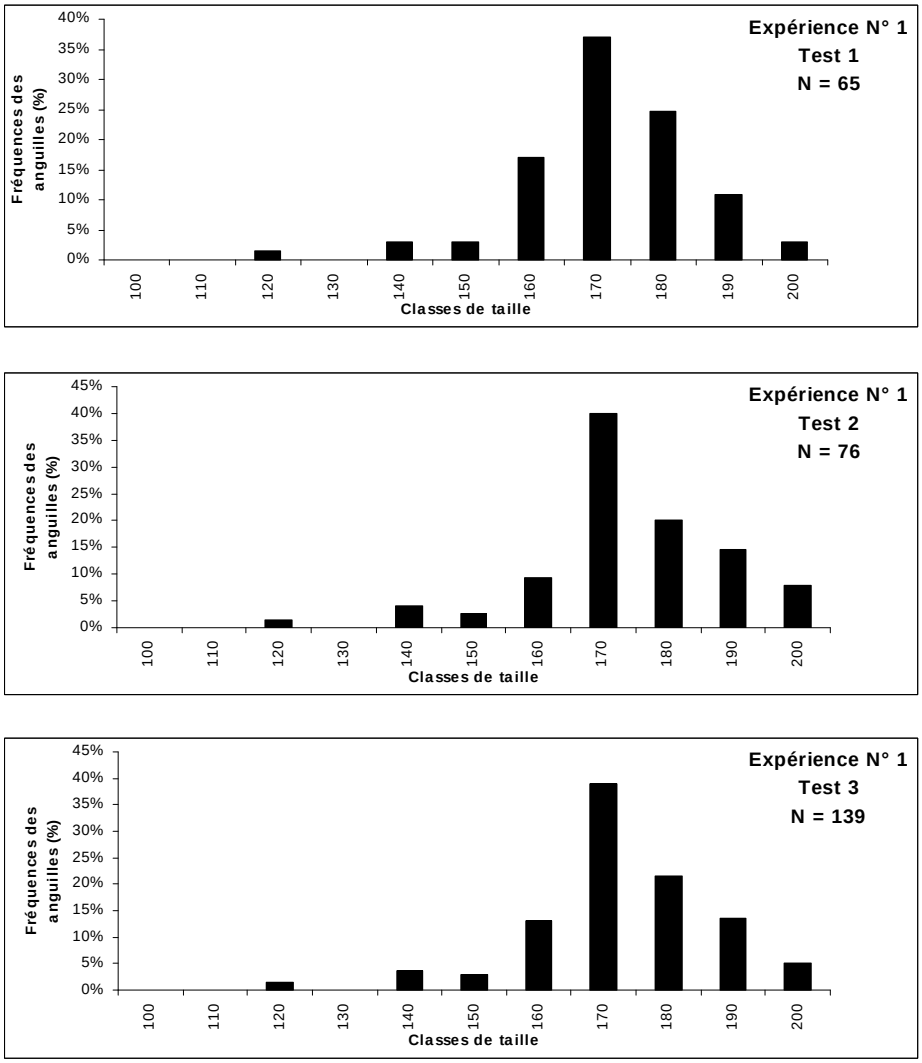


Figure II.89 : Structures de taille d'anguilles utilisées pour tester la capturabilité des nasses (Expérience N°1).

(3) Pour valider la valeur de la capturabilité des bosselles, nous plongeons une bosselle au sein d'anguilles de plus grande taille (207 mm à 494 mm) à raison de 12 anguilles/m², (Figure II.90). La bosselle est relevée 15 heures après et les captures réalisées sont alors notées. Cette opération est renouvelée trois fois de suite.

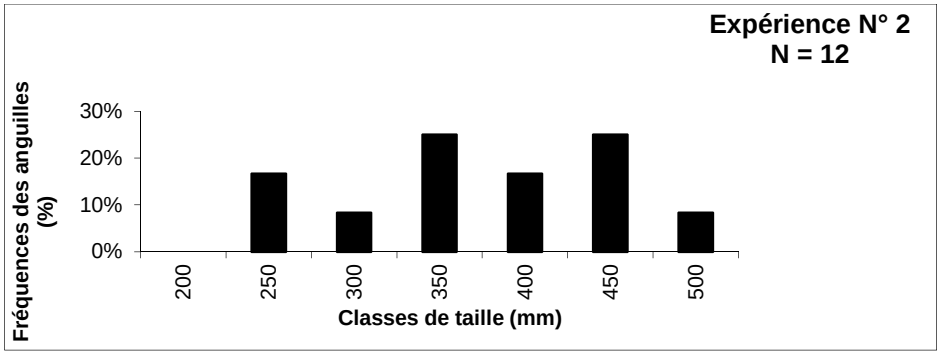


Figure II.90 : Structure de taille des anguilles utilisées pour tester la capturabilité des nasses (Expérience N°2).

Résultats de capturabilité

(1) Ce test visait à estimer la capturabilité des anguillettes d'une taille comprise entre 120 et 200 mm. Pour faciliter la compréhension, nous présentons nos résultats par le cumul des trois expériences sur une même figure (Figure II.91).

Les résultats issus de ces expériences montrent que la sélectivité masque la capturabilité. En effet, quelle que soit la densité des individus présente dans le bac, la rétention est nulle pour des tailles inférieures à 150 mm. Cependant, la capture est pratiquement totale pour toutes anguillettes dont la taille est supérieure à 190 mm. Ces observations laissent présager d'une adéquation entre l'engin de capture et un comportement de recherche d'abri de l'anguillette et cela indépendamment de la densité des individus.

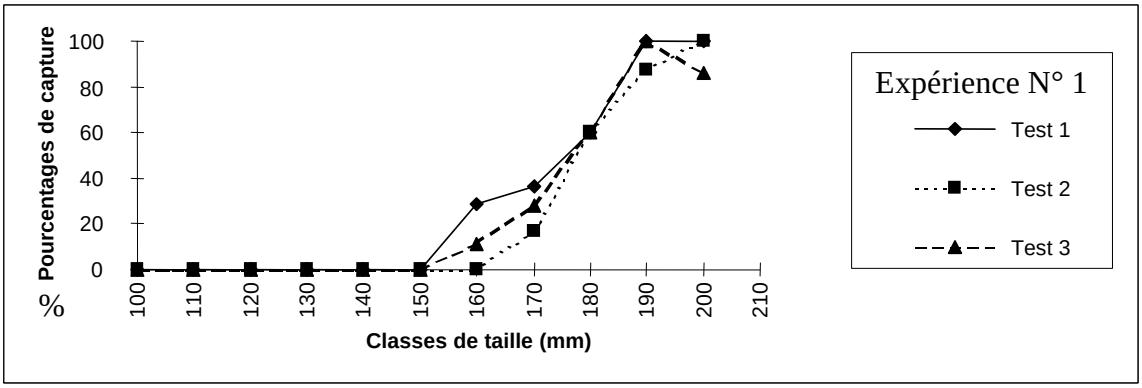


Figure II.91 **: Pourcentages de capture par classe de taille d'anguilles lors des trois tests de l'expérience N°1.**

(2) Les résultats de la seconde manipulation infirme notre hypothèse d'un phénomène de défense d'abri, pour les individus de plus grande taille, venant à l'encontre de la capture. En effet, toutes les anguilles de 207 à 494 mm présentent ont été systématiquement capturées durant les trois tests.

Discussion sur la capturabilité des bosselles

Il n'y aurait pas d'intimidation de la part des anguilles piégées, vis-à-vis des anguilles présentes à l'extérieur, ce qui irait à l'encontre de la fonction de capture de l'engin. Cette observation est également réalisée quelle que soit la densité des individus dans le milieu. Lors de manipulations en milieu 'naturel' (Domaine de Certes, bassin d'Arcachon), nous avons même observé une obstruction complète du piège pouvant engendrer des mortalités par étouffement compte tenu du nombre d'anguilles dans un espace aussi réduit. Une telle saturation du piège permet de fixer la capacité maximale théorique à 65 individus, totalisant une biomasse de 9,5 kg (taille moyenne de 420 mm). Cette valeur est nettement inférieure à celle donnée par Baras *et al.* (1994) équivalente à 850 anguilles de 300 mm pour une nasse de 100 cm sur 40 cm de diamètre.

Discussion sur la vulnérabilité des bosselles

Le matériau de construction ne modifie pas les captures d'anguilles. L'observation des structures de taille révèle alors une limite de rétention maximale (L100) de 200 mm. En dessous de cette limite, des échappements sont possibles soit par le vide de maille soit par les entonnoirs. Il n'existerait pas de compétition intra spécifique allant contre les captures d'anguilles par l'influence de la présence préalable d'individus dans un piège sur son attractivité.

En résumé

La **vulnérabilité** se décline en **sélectivité** de l'engin lorsque nous observons les tailles de poissons retenues par le piège. Les nasses utilisées montrent alors une taille de rétention maximale (L100) de 200 mm.

Le terme de vulnérabilité s'exprime également par la **capturabilité** lorsqu'il s'agit de pêcher les anguilles. Le matériau de construction ne modifie pas la capturabilité des nasses. Les nasses présentent une adéquation avec le comportement de recherche d'abris de l'anguille induisant une capture systématique des individus présents et leur rétention complète lorsque leur taille est supérieure à 200 mm.

Quelle que soit la densité des individus, il n'y aurait pas de comportement d'intimidation de la part des anguilles piégées, vis-à-vis des anguilles présentes à l'extérieur, ce qui irait à l'encontre de la fonction de capture de l'engin.

4.1.5. Efficience

Précision

Standardisation des pièges

La standardisation de l'échantillonnage permet d'obtenir un effort de capture constant autorisant les comparaisons de captures (Swales, 1987). Dans ce but, les engins ont été standardisés selon les mesures présentées précédemment (*cf.* 3.2.2.2). La vérification quotidienne des mailles avant la pose des bosselles assure une uniformisation de la sélectivité.

Temps de pose

Le temps de pose est un paramètre de capture indispensable puisqu'il est dépendant de la dynamique de capture du piège (Patriarche, 1968 ; Sunberg, 1985 ; Swales, 1987 ; Whitelaw *et al.*, 1991). L'anguille jaune étant un animal à mœurs généralement nocturnes (Tesch, 1977 ; Helfman *et al*, 1983 ; Van Veen et Anderson, 1982 ; Adam et Elie, 1994, *etc.*), les pièges sont posés à 16 heures et levés à 7 heures le lendemain matin. Ce temps de pose englobe les deux pics d'activité de déplacement de l'anguille : à la tombée de la nuit et au petit matin (*cf.* Chapitre III.2). L'heure de la levée matinale est directement dictée par les conditions d'oxygénation de l'eau. En effet, en période estivale l'oxygène dissous au fond du fossé

peut être de 0 ppm à 8 heures du matin et induirait alors une mortalité des anguilles piégées dans les nasses posées au fond du fossé.

Positionnement des nasses

Il s'agit de déterminer l'importance de la position du piège au sein du fossé du point de vue des effectifs et des structures de taille d'anguilles capturées. Nous avons alors mis au point deux protocoles afin de tester les éventuelles variabilités de capture entre un positionnement des pièges en rives et au centre du fossé d'une part, mais également la proportion d'anguilles transitant à travers le fossé capturée par un piège.

Protocoles

Protocole N°1

Une manipulation d'une durée de 4 jours consécutifs a été effectuée au cours du mois de mai 2000 sur trois sites différents. Trois bosselles étaient positionnées sur un transect perpendiculaire aux rives. Deux engins sont alors placés en rives tandis que le troisième est disposé au centre du fossé (Figure II.92). Pour chaque site échantillonné cette localisation est réalisée par couple d'engin tête bêche. Les relèves sont quotidiennes, les anguilles capturées sont mesurées au millimètre près puis relâchées. Des tests non paramétriques de Kolmogorov-Smirnov (KS) selon la procédure de Sokal & Rohlf (1981) sont réalisés pour comparer les structures de taille des captures en rive et au centre du fossé pour chaque site.

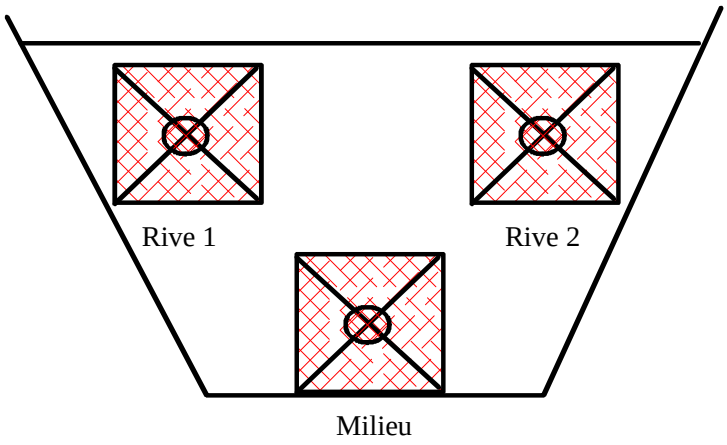


Figure II.92 **: Schéma du protocole d'échantillonnage à l'aide de bosselles pour le test de structure de taille en fonction du positionnement des pièges.**

Protocole N°2

Les tendins sont constitués de bosselles insérées dans des cadres en bois reliant les rives. Les 'ailes' de ces bosselles permettent une capture totale en n'autorisant le transit qu'à travers le tendin (Feunteun, 1994). Ces pêches également passives font appel à la nécessité d'un déplacement pour induire la capture.

Deux sites ont été échantillonnés à la fois à l'aide de nasses et à l'aide de tendins. Les campagnes ont lieu en mai ou juin des années 1991 et 1993 pour les captures à l'aide de tendins et juin 1996 pour celles à l'aide de nasses. Ces captures permettront la comparaison entre une nasse disposée au sein d'un site et un tendin capturant l'ensemble des individus transitant par le fossé par un test de kolmogorov-Smirnov selon la procédure de Sokl & Rohlf (1981).

Résultats des analyses de positionnement des nasses

Localisation des nasses au sein du fossé (Protocole N°1)

Sur l'ensemble des trois sites, 111 anguilles ont été capturées. Elles se distribuent à raison de 37 au centre du fossé, 45 sur les rives 1 et enfin, 29 sur les rives 2.

Quel que soit le site, les tests de Kolmogorov-Smirnov ne montrent pas de différences significatives des structures de taille d'anguilles issues des captures à l'aide de nasses disposées sur les rives par rapport à celles obtenues par un positionnement du piège au centre du fossé (Tableau II.33). Il ne semble donc pas y avoir d'effet rive sur la structure de taille (Figure II.93).

Tableau II.33 **: Tests de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de taille d'anguilles issues des captures à l'aide de nasses disposées tête bêche sur les rives (R1 et R2) par rapport à celles obtenues par un positionnement du piège au milieu du fossé (M). P = probabilité, D = distance.**

	P/ D	R1	R2	M
Site 1	R1	_	0,491	0,323
	R2	0,123	_	0,548
	M	0,461	0,119	_
Site 2	R1	_	0,659	0,293
	R2	0,031	_	0,394
	M	0,688	0,456	_
Site 3	R1	_	0,433	0,253
	R2	0,103	_	0,538
	M	0,754	0,069	_

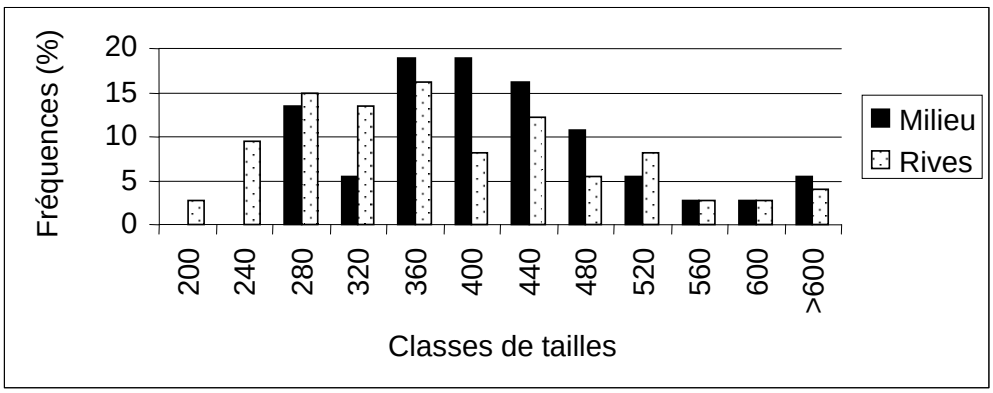


Figure II.93 **: Structures de taille obtenue en fonction du positionnement du piège au sein d'un fossé.**

Comparaison des captures aux tendins et aux nasses (Protocole N°2)

Nous avons capturé 99 anguilles par les tendins et 12 anguilles par les nasses. Les abondances des nasses sont de 4,4 +/- 3,3 anguilles par échantillon tandis que les tendins sont de 18,5 +/- 12,8 individus. Nous observons que les abondances données par les tendins (en 1991 et 1993) sont 4 fois plus élevées que celles des nasses (en 1996). Les structures de taille (Figure II.94) n'apparaissent pas significativement différentes entre les deux systèmes d'échantillonnage (KS = 0,119 ; P = 0,752).

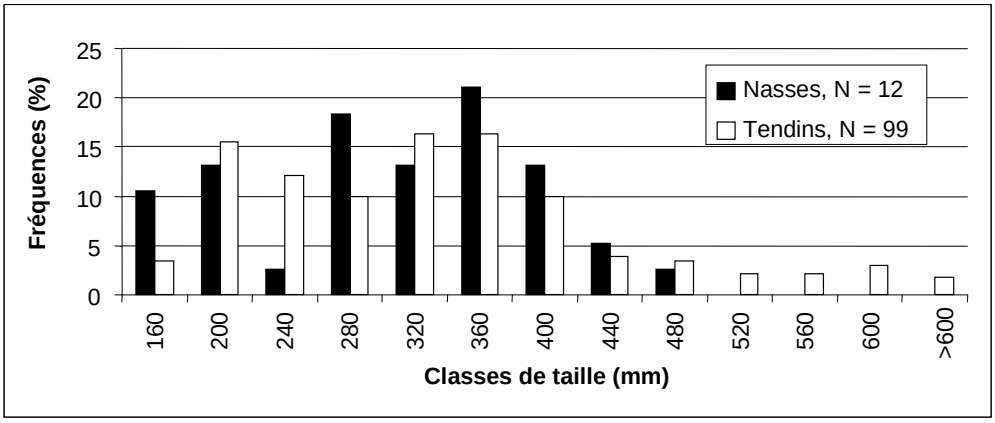


Figure II.94 **: Structure de taille des anguilles capturées à l'aide des tendins et des nasses disposées au centre du fossé.**

Les résultats obtenus à l'aide des deux techniques (tendins et nasses) ne proviennent pas des mêmes campagnes puisque les captures à l'aide des tendins sont réalisées en 1991 et 1993 tandis que les captures à l'aide de nasses sont effectuées en 1996. Cependant, les analyses ultérieures nous ont permis de montrer que l'année 1996 est une année à forte abondance (*cf.* Partie I). Les captures issues des nasses en 1996 seraient donc théoriquement plus fortes que celles obtenues si nous avions réalisé des captures en 1991 et 1993. La différence d'abondance entre les deux techniques d'échantillonnage est donc d'autant plus importante.

Discussion sur le positionnement des nasses

Il apparaît que le positionnement du piège ne modifie pas les captures en termes d'abondances et de structure de taille d'anguilles. De manière à standardiser les méthodes, nous avons choisi de positionner les pièges au centre des fossés de façon systématique. L'analyse des captures réalisées par les deux techniques d'échantillonnage passif (tendin et nasse) révèle que la dimension de l'ouverture des nasses (0,25 m²) comparativement à un piège obstruant l'ensemble de la section de fossé (tendin) capture environ un quart des individus transitant dans le système.

En résumé

Afin d'aboutir à un maximum de précision, les engins ont des mesures standardisées. La vérification quotidienne des mailles assure une uniformisation de la sélectivité. Le temps de pause fixé à 15

heures englobe les pics d'activité de l'anguille du matin et du soir. Les pièges sont positionnés au centre des fossés échantillonnés.

Exactitude

Représentativité

La mesure de l'exactitude de la nasse est problématique. En effet, au-delà d'un effet 'engin' sur les tailles d'anguilles capturées, exprimé par la sélectivité, un effet 'comportement' n'est pas à exclure.

Période de capture

Protocole

Une série de capture a consisté en un piégeage régulier (mensuel) par des couples de nasses disposées tête-bêche sur 10 sites durant 4 jours consécutifs. Ces campagnes sont réalisées précédemment à la nouvelle lune de manière à éviter toute interférence du cycle lunaire dans les captures (Brandt, 1971). Ces échantillonnages ont été réalisés des mois de mars à novembre des années 1998 et 1999. Les résultats mettent en exergue les variabilités temporelles de capture. La variabilité des captures a été testée par le test non paramétrique de Kruskall-Wallis (KW) selon les procédures de Sokal & Rohlf (1981).

Résultats

Les unités d'effort de pêche et les sites de capture étant constants d'une campagne sur l'autre, la variabilité mensuelle s'exprime par la fluctuation de l'effectif d'anguilles capturé par mois toutes nasses confondues.

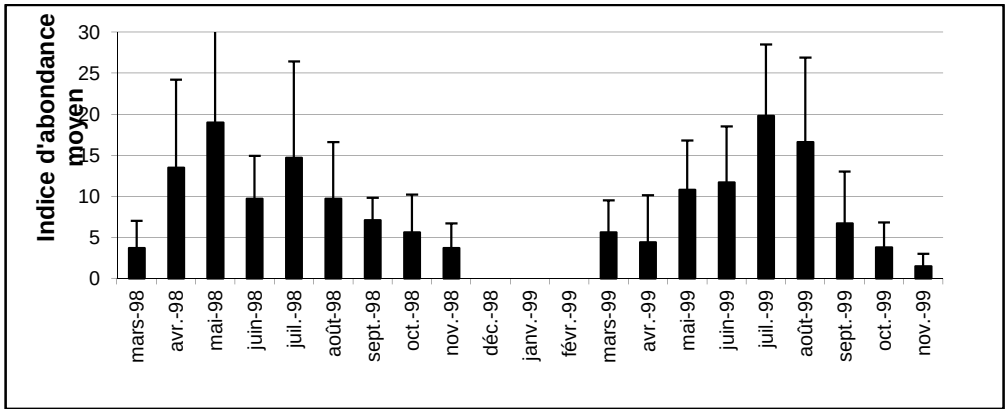


Figure II.95 **: Effectifs moyens et écarts types d'anguilles capturés à l'aide de bosselles disposées par couple tête bêche par mois (campagne de 4 jours) au sein de dix sites en 1998 et 1999.**

Nous constatons que le nombre d'anguilles capturées est significativement différent selon les mois d'échantillonnage (Test de KW = 78,513 ; P < 0,001), avec des effectifs moyens allant de 1,5 à 19,8 anguilles par campagne de pêche (Figure II.95).

Discussion

Des variations mensuelles des effectifs capturés par pièges passifs sont révélées. Ces résultats, en accord avec ceux notamment de Berg (1989) et Adam (1997). Ils mettent en évidence la relation entre l'intensité de déplacement et le niveau de capture. L'anguille ayant une activité réduite lorsque la température avoisine les 12°c est alors moins vulnérable. Les périodes estivales semblent donner des résultats intéressants en termes d'efficacité de capture puisque sur une zone donnée, au sein de sites identiques, elles correspondent aux maxima de capture annuelle. Il apparaît qu'au sein de notre zone d'étude aucun seuil maximal de température n'a été décelé.

En résumé

L'effet de la saison est notable sur les effectifs d'anguilles capturés. Ce paramètre temporel est donc indispensable à prendre en compte lors des comparaisons de capture. Pour l'ensemble de nos analyses nous prendrons en compte cet effet de capture température dépendante et comparerons les abondances à des températures équivalentes.

4.1.6. Discussion générale sur les paramètres des bosselles

La disponibilité s'exprime à chaque étape de la capture (Hubert, 1983). En effet, l'acte de capture est la somme de la rencontre du poisson avec le piège (accessibilité) et de sa rétention dans l'engin (vulnérabilité). L'**accessibilité** pour le poisson est maximale lorsque le piège est disposé dans le sens du flux (Andreev, 1966 ; Baras, 1994). L'emploi d'engin passif contraint donc à ce qu'il soit positionné dans le sens du déplacement de l'animal. Dans notre cas, ceci se traduira par une disposition des bosselles tête bêche et parallèlement aux rives afin de pouvoir capturer les anguilles quel que soit le sens de leur déplacement.

De la même façon que Baras (1994) et Bruyère (1993) un échappement des anguilles capturées par les nasses n'est pas à exclure. Ce dernier auteur signale l'importance de la fermeture de la bosselle dans les caractéristiques d'échappement. Afin d'éviter toute possibilité de fuite, les couvercles ont donc été rendus plus jointifs et les structures ont été renforcées. La récupération des nasses avec un crochet pouvant être à l'origine de dommages, les engins font l'objet d'une révision systématique durant chaque campagne de pêche et sont alors réparés. La sélectivité de nos engins s'exprime alors par des tailles de rétention nulle de 150 mm et totale de 200 mm. Ces résultats sous-entendent qu'en deçà de 200 mm les captures réalisées ne sont pas optimales, un effet 'engin' est alors constaté.

La **vulnérabilité** n'est donc pas équivalente pour toutes les classes de taille. Cependant, dans la gamme de taille vulnérable (> 200 mm), l'ensemble des anguilles est capturé. De plus, il apparaît que le matériau de construction ne diffère en rien la capturabilité de la nasse. De manière à s'affranchir d'une répulsion du piège du fait de sa composition, les bosselles sont immergées dans le milieu quelques jours avant l'échantillonnage. Elles peuvent ainsi 's'imprégner' du marais et se débarrasser de tous solvants qui se sont avérés répulsifs pour les anguilles (Mohr, 1971).

La **précision** de l'échantillonnage est apportée par une standardisation des formes et des mesures des engins, avec une vérification quotidienne des pièges. Les nasses sont utilisées lorsque la température est supérieure à 12 °C, correspondant à la limite minimum d'activité de déplacement de l'anguille européenne dans nos régions (Nyman, 1972). Le temps de pose est fixe. Il dure 15 heures pour chaque échantillonnage et englobe les pics d'activité de l'anguille du crépuscule et de l'aurore (Mohr, 1971 ; Baras *et al*, 1994). Les nasses sont disposées au centre du fossé. Elles ne capturent pas l'ensemble des individus transitant par le fossé mais sont représentatives des abondances et des structures de tailles d'anguilles utilisant le site de capture (rives et centre).

De prime abord, la nasse présente une même attractivité pour les individus dont la taille est supérieure à la taille de rétention maximum (200 mm) et il n'y aurait pas de comportement de défense du piège par les anguilles capturées qui pourrait aller à l'encontre de la fonction de capture de la bosselle. Ces comportements définissent à priori une **exactitude** de la nasse.

Discussion générale

Nous avons cherché à souligner dans la discussion les atouts et les limites de chacune des deux techniques d'échantillonnage (la pêche électrique et la bosselle). L'ensemble est alors résumé dans le tableau II.34.

4.1.7. La pêche électrique

Avantages

Cette technique de pêche permet une plus grande standardisation de l'échantillonnage que les autres engins de pêche. Nous pouvons en effet déterminer la puissance effective et la fixer. L'efficacité de la pêche électrique est réelle avec une profondeur inférieure à 120 cm en rivière (Vadas & Orth, 1993). De prime abord, la pêche électrique se semble pas être sélective des tailles d'anguilles (Lambert *et al.*, 1994) située entre 120 et 440 mm (Présente étude). De plus, elle entraîne de très basse mortalité des poissons (Onorato *et al.*, 1998). Cet engin actif, utilisé de jour, semblent adéquats à la localisation originelle (aire de repos) et à la sélection de l'habitat (Larimore *et al.*, 1985). La pêche électrique semble donc adapté à l'étude des relations habitat –espèce.

Inconvénients

La pêche électrique a cependant des inconvénients. L'appareillage est coûteux, la maintenance est lourde et cette technique d'échantillonnage peut s'avérer être dangereuse pour les opérateurs (Onorato *et al.*, 1998). Le budget temps (personne/heure) à mettre en œuvre est 5 à 8 fois plus important pour la pêche électrique que pour le verveux pour une même surface échantillonnée (Pugh & Schramm, 1998).

Du point de vue de l'échantillonnage, le principal inconvénient de ces méthodes de captures actives est qu'elles n'autorisent que des images figées dans le temps et dans l'espace. Ainsi, les anguilles de petites tailles qui présentent une activité trophique constante de jour comme de nuit (Neveu, 1981

b) peuvent être absentes de certains inventaires. De plus, un habitat peut être fréquenté très rarement mais être essentiel à la survie de la population (Larimore *et al*., 1985 ; Laffaille *et al.*, 2001).

Cette méthode d'échantillonnage comporte également des biais difficilement estimables. L'attention de l'opérateur détermine l'efficience de la pêche électrique (Knigths & Naismith, 1990). L'effet attractif du courant électrique augmente avec la taille du poisson (Sullivan, 1956 ; Reynolds & Simpson, 1978 ; Plafkin *et al.*, 1989). Aussi les distributions par classes doivent être prises avec précaution puisque des biais inconnus existent (Chick *et al.*, 1999). Nos expérimentations laissent présager de difficultés d'échantillonnage des classes de tailles inférieures à 120 mm et supérieures à 440 mm.

De plus, les milieux envasés ne permettent pas d'optimiser la pêche électrique (Reynolds, 1983 ; Onorato, 1998). En effet, ils entraînent une forte conductivité réduisant le rayon d'action de l'électrode. Le poisson a alors tendance à s'échapper (Brandt, 1972). L'évitement de l'électrode est d'autant plus net que la hauteur d'eau est importante.

4.1.8. Les nasses

Avantages

Les nasses sont économiques, simples dans leur conception et leur construction (Hubert, 1983 ; Swales, 1987). Ces pièges passifs ne nécessitent pas l'emploi d'un bateau et sont faciles d'utilisation et adaptables puisqu'ils peuvent être disposés où nous le désirons (Hubert, 1983). De plus, ils comportent de nombreux avantages, comme la rapidité d'exécution et la non-perturbation des anguilles (Baras, 1994).

Cette technique de capture passive permet d'exprimer une occupation ponctuelle de l'espace (site) par la durée du piégeage. Les engins passifs, échantillonnant la nuit, mettent alors en évidence le degré d'occupation d'un habitat. En effet, un site peut être utilisé ponctuellement par un grand nombre d'individus.

Du point de vue de l'échantillonnage, les nasses peuvent préciser dans beaucoup de cas les abondances relatives des espèces. Les captures par unités d'effort des engins passifs sont théoriquement fonction de l'importance du stock (Berg, 1989). Ainsi, les échantillonnages réalisés avec les mêmes engins peuvent donner des indices d'abondance révélateurs de l'évolution de la densité d'un stock (Carlander 1953, Waburg 1969 ; Le Guen *et al.*, 1977 ; Swales, 1987). Les pièges passifs permettent également un grand nombre de combinaisons 'habitats-poissons' (Sheaves, 1995) par leur simplicité et leur rapidité d'utilisation. Ce type de pièges correspond le mieux à l'étude des structures d'âge et des conditions des poissons (Hubert, 1983).

Inconvénients

Les pièges passifs sont sélectifs pour certaines espèces et classes de taille. La compréhension de la sélectivité d'un piège est indispensable pour interpréter les données en général et il y a peu d'information valable sur ce domaine. L'acte de capture résultant de l'addition de la rencontre du

poisson avec le piège, de la capture et enfin de la rétention dans le piège augmente la sélectivité à chaque étape. De manière à réduire la variabilité de capture entre les pièges et les emplacements, il est nécessaire de porter une attention à la standardisation des engins, des méthodes et de la conception des pièges.

Cependant dans certains cas, la standardisation des engins n'est pas suffisante, des variables environnementales influencent également les résultats de capture comme la saisonnalité de l'activité des individus, la température, le niveau d'eau, la turbidité et le courant (Hubert, 1983). Berg (1989), a mis en évidence des variations mensuelles des structures de taille d'anguilles capturées par pièges passifs. Les changements dans le comportement du poisson entraînent dans une grande mesure la variabilité des captures par unités d'effort suivant les espèces, les classes d'âges par espèce, parce que la capture efficace avec un piège passif résulte d'une fonction de mouvement du poisson (Hubert, 1983). Aussi si le stock n'est pas homogène, soit dans sa distribution spatio-temporelle (variation de l'accessibilité) soit dans son comportement (variation de vulnérabilité), les indices d'abondances seront très variables.

De plus, la capture par engins passifs n'effectue pas de distinction entre les individus de passages (zone d'activité, d'alimentation) et les individus dont le gîte est proche de l'engin de capture (zone de repos). Mais surtout, l'aire de la zone échantillonnée ne peut pas être déterminée car nous ne connaissons pas la zone d'influence des engins passifs.

Tableau II.34 **: Synthèses des avantages et inconvénients des deux techniques de capture : la pêche électrique et la bosselle.**

	Pêche électrique	**Bosselle**
Avantages	Standardisation possible de l'échantillonnage Etudie l'aire de repos Pas sélective des tailles des poissons Peu de mortalité des poissons	Standardisation des dimensions Abondances relatives des espèces et relations Habitats -poissons Economique Facile de construction et d'utilisation
Inconvénients	Pas utilisable tout le temps (profondeur, conductivité) Précaution à prendre pour les opérateurs Image figée dans le temps et l'espace Pas d'indice d'occupation d'un site Variabilité d'efficience peu estimable Coûteux et de maintenance lourde	Efficacités de captures en fonction des conditions environnementales Sélective Pas de distinction entre passage et gîte Aire d'échantillonnage inconnue

Comparaison des deux techniques d'échantillonnage

Les analyses des techniques d'échantillonnage par pêche électrique et à l'aide de bosselles ont permis d'obtenir les paramètres de disponibilité ainsi que la précision de l'échantillonnage. Cependant, ce type d'approche ne semble pas suffisant pour évaluer l'exactitude des ces techniques. La

comparaison des captures réalisées sur les mêmes sites par les deux techniques apparaît être intéressant pour souligner leurs biais éventuels.

4.1.9. Méthodes

Deux sites en juin 1998 et dix sites en juin 1999 et 2000 sont échantillonnés par deux nasses métalliques positionnées tête-bêche. Les engins sont disposés au centre du fossé durant une campagne de 4 jours consécutifs avec une relève quotidienne. Les anguilles sont mesurées au millimètre près puis relâchées dans leur site de capture. L'ensemble des captures (nombre d'échantillons = 22) permet d'obtenir une structure de taille générale pour les nasses.

Une semaine après les captures à l'aide de nasses, des campagnes de pêche électrique suivant le protocole de Feunteun *et al.*, (1992) cité précédemment, sont réalisées sur ces mêmes sites durant les mois de juin 1998 à 2000 (N = 22). Les anguilles capturées font l'objet de mesures de taille puis sont relâchées.

Les structures de taille obtenues à l'aide des deux techniques d'échantillonnage sur les mêmes sites durant les mêmes périodes seront comparées par un test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov (KS) selon les procédures de Sokal et Rolhf (1981). Etant donné la sélectivité des nasses, les anguilles ayant une taille inférieure à 200 mm seront soustraites des analyses.

4.1.10. Résultats

Au total, 299 anguilles de 159 à 740 mm (dont 292 individus de plus de 200 mm) ont été capturées par les bosselles et 196 anguilles de 115 à 700 mm (dont 128 individus de plus de 200 mm) ont été capturées par pêche électrique durant les campagnes de juin de 1998 à 2000.

L'ensemble des données de captures en pêche électrique et à l'aide de bosselles réalisées sur les mêmes secteurs durant les mêmes périodes montrent des variations significatives des structures de taille d'anguilles (Test KS = 0,2964 ; $P < 0,001$).

Nous remarquons tout d'abord un fort pourcentage de capture des anguilles de tailles inférieures à 280 mm en pêche électrique comparativement aux captures issues des bosselles (Figure II.96). Au contraire, nous observons un léger déficit des tailles d'anguilles supérieures à 320 mm en pêche électrique en comparaison des captures à l'aide de bosselles. Dans les captures par pêche électrique, le groupe de taille supérieur à 440 mm est très peu représenté.

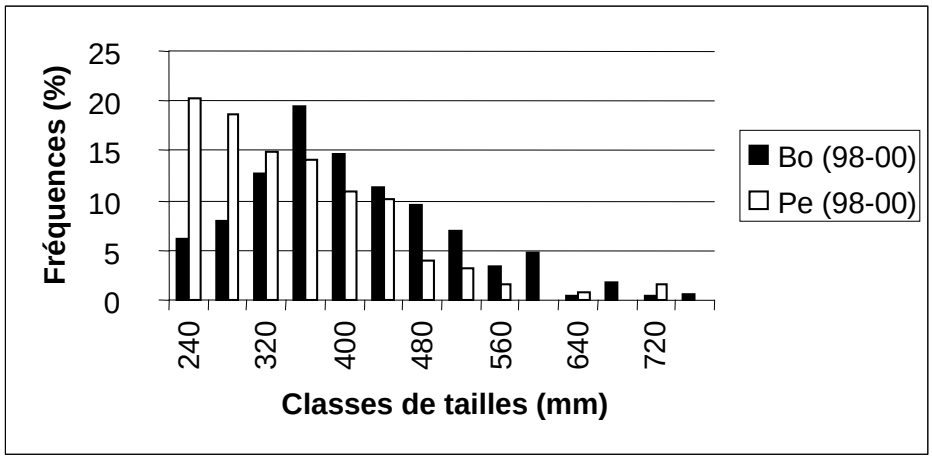


Figure II.96 **: Structures de taille d'anguilles obtenues à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique = PE et bosselles = BO) durant les mêmes périodes (juin 1998, 1999 et 2000) et sur les mêmes sites.**

4.1.11. Discussions

La comparaison des structures de taille d'anguilles issues de captures par pêche électrique et à l'aide de nasse sur les mêmes sites et aux même périodes permet de révéler des variabilités de l'exactitude de ces techniques d'échantillonnage qui n'ont pas été révélées par les analyses précédentes.

Plusieurs hypothèses peuvent alors être avancées afin d'expliquer ces résultats :

↳ Selon Berg, (1989) la courbe gaussienne des structures de tailles, obtenue à l'aide d'une bosselle, possède une fraction croissante positive déterminée par la sélectivité du piège, un pic correspondant à la section de chevauchement et enfin sa fraction décroissante stock dépendant. Cependant, les différences de structures de taille obtenues à l'aide des deux engins concernent des tailles de 200 à 280 mm, supérieures à la limite de rétention totale de 200 mm des bosselles (Figure II.97). La sélectivité des nasses est donc à exclure.

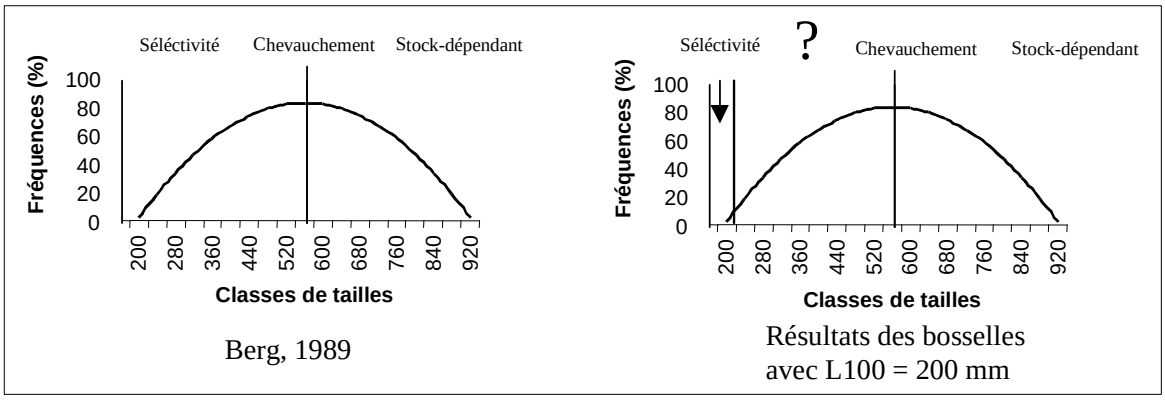


Figure II.97 **: Comparaisons des données de sélectivité observées sur les structures de taille.**

↳ Nous aurions pu supposer que les captures sont dépendantes de la position du piège. En effet, les captures obtenues à l'aide des nasses sont réalisées en disposant le piège au centre du fossé tandis que les pêches électriques sont réalisées en effectuant des points en rives et au centre du fossé. Cette variabilité spatiale de l'échantillonnage aurait pu être à l'origine des variations de structures de taille obtenues mais les expérimentations n'ont montré aucune différence de capture entre les rives et le centre du fossé.

↳ D'autre part, la pêche électrique échantillonne un secteur fermé de jour tandis que la nasse valorise une occupation nocturne d'un secteur ouvert. Les variations temporelles d'occupation de l'espace pourraient alors être à l'origine de ces différences. Nous observons cependant que les variabilités de capture sont révélées pour chaque site mais également en considérant l'ensemble des sites comme un unique échantillon.

↳ Un comportement différentiel en fonction des tailles et des techniques d'échantillonnage pourrait également être évoqué tel un phénomène d'évitement des engins par certains groupes de taille pour la pêche électrique ou encore une plus faible mobilité de certains individus pour les captures à l'aide de nasses.

Les hypothèses les plus probables à l'origine de ces variabilités de structure de taille d'anguilles sont liées à des comportements de déplacements différentiels des individus en fonction de leur taille. L'établissement de ces comportements semble nécessaire afin de valider l'utilisation de ces deux techniques d'échantillonnage par une complète connaissance de leur biais. Par exemple, le rythme nycthéméral de l'occupation du site par les anguilles pourrait être à l'origine de ces différences de structures de taille obtenues à l'aide des deux techniques d'échantillonnage.

De même, la variabilité de déplacement des anguilles en fonction de leur taille pourrait également être avancée, ce phénomène se traduirait par des captures à l'aide de nasses plus représentative des déplacements que de la structure en place au sein d'un tronçon de fossé.

Mise au point du marquage individuel

Nous avons choisi un marquage par PIT-Tags afin d'obtenir des informations individuelles et d'autoriser la mise en place d'un système autonome de contrôle des anguilles marquées. Dans le cadre de notre travail nous ciblerons nos interprétations de l'estimation du succès du marquage sur deux facteurs primordiaux : la perte de la marque et la mortalité induite. Nous tenterons ensuite de comprendre les évolutions des cicatrisations des anguilles au cours du temps. Enfin, une analyse des tailles d'anguilles permettra de répondre à l'hypothèse d'un succès différentiel du marquage en fonction de la taille.

Matériel

4.1.1. Marques magnétiques internes

Le "Passive Implant Tag" ou "Passive Integrated Tag " est une bobine comprenant environ 1200 enveloppes d'un revêtement en cuivre télégraphique de 0,0254 millimètres de diamètre (antenne). Ce système est attaché à une plate-forme et à un circuit intégré dans une puce (Figure II.98). Chaque puce est programmée avec environ $34*10^9$ combinaisons possibles. Nous avons sélectionné un même lot de marques dont le code commence toujours par 04108E suivi d'un ensemble de lettres et de chiffres de quatre caractères (exemple : 1BBE soit au total 04108E1BBE). La marque magnétique est encapsulée dans un tube de verre. Elle mesure 12 mm de long pour 2,1 mm de diamètre, le poids de 20 marques est de 1,98g +/- 0,01g (soit environ un poids de 0,1g par PIT-Tag).

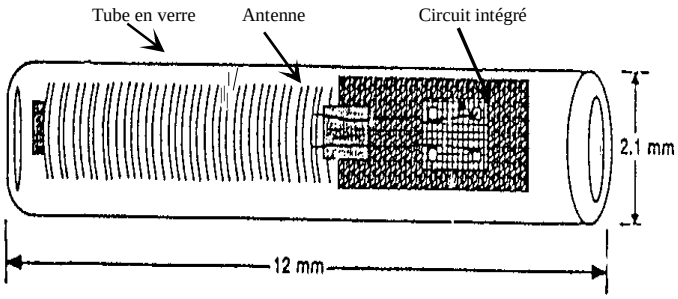


Figure II.98 : Schéma d'une marque magnétique interne ou PIT-Tag modifié d'après Prentice *et al.* (1990).

4.1.2. Repérage de la marque lors d'une capture

Le transpondeur manuel (base d'interrogation) fourni par l'entreprise FSI (Francis Scientific Instrument) est composé d'une boucle délivrant un courant alternatif de 125 kilohertz. Celle-ci établit un champ magnétique qui induit un courant dans l'antenne du transpondeur (Figure II.99) lorsque la marque magnétique le traverse.

Ce courant déclenche la détection par le circuit intégré. L'interrogateur peut lire facilement à travers un tissu, le verre, le plastique, l'eau salée et douce mais avec difficulté à travers le métal. La distance de détection est de l'ordre de 4 à 5 centimètres.

Figure II.99 : Photographie du transpondeur utilisé pour la détection manuelle des marques magnétiques.

4.1.3. Appareil de marquage

L'appareil de marquage se présente sous la forme d'un pistolet (Figure II.100). La seringue contenant la marque magnétique est fixée à son extrémité par un pas de vis en plastique. Elle peut donc aisément être changée. L'aiguille est biseautée et possède un poussoir en plastique au bout duquel la marque magnétique est positionnée. La pression manuelle de la gâchette du pistolet entraîne l'avancée d'un poussoir dans la seringue. Le poussoir de l'aiguille est alors compressé, il refoule la marque à travers l'aiguille dans l'animal. Cette double pression évite tout contact entre le poussoir de l'appareil et les tissus dermiques. Seul le poussoir de l'aiguille est donc en contact cutané avec l'animal marqué.

Une description de l'ensemble des marques et systèmes de marquage est disponible sur http://www.biomark.com/trans1.html.

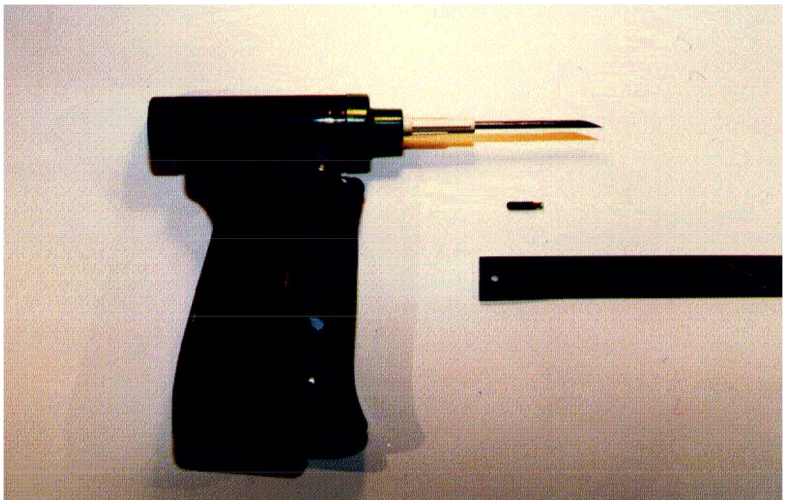


Figure II.100 : Photographie du système d'insertion de la marque magnétique, composé d'un pistolet et d'une seringue.

Méthodes

4.1.4. Implantation

Le choix de l'emplacement de l'insertion de la marque est délicat. Plusieurs sites ont été recensés dans la littérature. Sur les jeunes saumons, Prentice *et al.* (1990 a) ont inséré le PIT-Tag antéro-ventralement, postérieurement aux coeca pyloriques et dans l'aire de la ceinture pelvienne. Wallace & Smith, (1990) ont implanté la marque immédiatement après la nageoire dorsale par une injection intramusculaire sur des *Morone saxatilis* et *Scianops ocellatus*. Enfin, Moore (1992) a choisi, sur le poisson chat, une implantation à la base postérieure de la nageoire dorsale, et à la base antérieure de la nageoire adipeuse.

La forme longiligne de l'anguille impose une insertion de la marque dans le sens de l'allongement des individus. La présence de la ligne latérale sur les flancs des anguilles interdit toute insertion latérale. Deux types d'implantation de la marque sont alors possibles.

↳ Un marquage antéro-ventral peut être réalisé. La scissure est effectuée à 1 cm de l'anus. L'injection de la marque est établie avec un angle de 45° à 20° de l'aiguille par rapport au corps dans le sens postéro-antérieur, suivant la technique utilisée par Prentice *et al.*, (1990 a) sur le saumon.

↳ Un marquage dorsal peut aussi être réalisé dans le sens antéro-postérieur. L'injection de la marque est réalisée par la piqûre suivant un angle de 45° à 20°. Le point d'insertion est situé antérieurement, selon le principe de Jenkins & Smith (1990) et Moore (1992) adapté à l'anguille puisque les nageoires dorsale, anale et caudale sont soudées.

Dans notre cas, l'utilisation d'appareil de détection automatisé et immergé (*cf.* Chapitre III.3) exigerait une orientation non équivoque de la marque dans le sens de l'allongement de l'anguille. Nous avons donc opté pour des marquages dorsaux qui permettent de placer définitivement la marque magnétique entre la musculature et la peau de l'animal contrairement à l'insertion ventrale

qui peut autoriser des mouvements de rotation de la marque après l'insertion (Prentice *et al*., 1990 a ; Hagen, 1996).

4.1.5. Protocole de marquage

Le protocole de marquage est composé de plusieurs étapes définies par la Figure II.101.

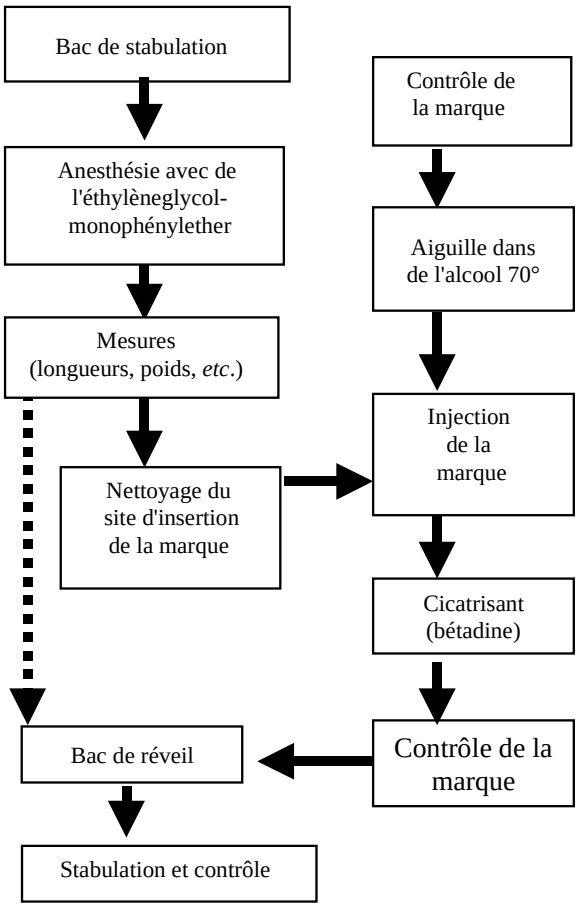


Figure II.101 : Schéma du protocole de marquage par PIT-Tags réalisé sur les anguilles.

Les anguilles à marquer sont placées en bac de stabulation. Un bac d'anesthésiant est préparé avec de l'éthylèneglycolmonophénylether à 10 %. Etant donné le temps nécessaire au marquage et de façon à minimiser le temps d'immersion dans le produit anesthésiant, l'anesthésie est réalisé sur 3 individus à chaque fois. Les anguilles sont alors mesurées au millimètre près et pesées à 2 grammes près. Le site d'insertion (ventral ou dorsal) est nettoyé avec de la bétadine diluée à 10 %, permettant d'éviter, lors de l'insertion de la marque, d'incorporer du mucus. Le PIT-Tag, préalablement contrôlé, et l'aiguille sont désinfectés dans de l'alcool à 70°. La marque est ensuite disposée dans l'aiguille à l'aide d'une pince désinfectée. L'aiguille contenant la marque est fixée sur le pistolet. Le poussoir du pistolet est compressé, refoulant la marque dans l'anguille. Conformément à la manipulation de Jenkins (1990), de la bétadine concentrée à 10 % est appliquée après chaque injection. Après le marquage, un contrôle immédiat de la marque est effectué afin de vérifier la réalité de l'injection. Les individus sont ensuite placés durant 1 heure, dans un bac de réveil contenant l'eau du site de capture.

4.1.6. Evaluation du succès du marquage

L'opération de marquage a été réalisée avec des nombres d'individus en accord avec la bibliographie citant des tests de mortalité due au marquage par PIT-Tags. Ainsi, Harvey & Campbell (1989) ont utilisé 22 *Micropterus salmoïdes*, Quartararo & Bell (1992) ont marqué 25 *Pagrus auratus*, Brännäs *et al.*, (1994) ont pris 20 *Salvelinus alpinus*, tandis que Hagen (1995) a marqué 16 oursins. Ces chiffres font apparaître qu'un nombre restreint d'individus semble suffire à tester ce système de marquage.

Protocole N° 1

Ce protocole vise à déterminer le succès de l'opération de marquage en termes de rejet immédiat et après un mois. Pour cela, 28 anguilles ont été marquées dorsalement suivant le protocole établi précédemment (*cf.* 2.2.2). Ces anguilles avaient des tailles comprises entre 400 et 600 mm.

Le jour **J** du marquage, le rejet immédiat a été suivi par l'analyse des marques après 1 heure de stabulation des individus. Après ce délai, les individus ont été placés dans un bassin en terre de 200 m². Ce milieu, proche des conditions environnementales du marais devait permettre de statuer sur l'évolution de la cicatrisation telle qu'elle est susceptible de se produire en milieu naturel. Une vidange a été réalisée 28 jours après, puis tous les deux mois environ afin de noter l'évolution de la cicatrisation. Nous avons effectué cinq vidanges à **J+28**, **J+57**, **J+139** et finalement **J+225**.

Le 4 mars, le marquage a été effectué avec une température de l'ordre de 12°C. A **J+ 225**, la vidange finale a été réalisée avec une température d'eau également de 12°C. La baisse de température commencée en automne a ensuite empêché d'autres vidanges en période hivernale dans la mesure où les anguilles deviennent inactives à une température inférieure à 12°C (Nyman, 1972). Leur enfouissement quasi systématique dans la vase les rend en effet pratiquement incapturables.

Protocole N°2

Ce protocole correspond au marquage de 519 anguilles dans une zone fermée de 30 ha du Marais breton, toujours suivant la méthode décrite précédemment (*cf.* méthodes 2.2). Les recaptures ont été réalisées par 20 bosselles durant 19 sessions de 4 jours consécutifs échelonnées de mars à novembre 1998 et 1999 et en juin 2000. Parmi les anguilles marquées 33 % ont été recapturées (Tableau II.35) et permettent de donner un état de la cicatrisation.

Tableau II.35 : Bilan des marquages et recaptures d'anguilles lors du protocole N°2.

Nombre d'individus marqués	519
Nombre d'individus différents recapturés	171
Nombre de recaptures (multiples)	440
Nombre d'individus comptant au moins 2 recaptures	94
Nombre de recaptures multiples (> 2 par individus)	304
Nombre d'intervalles entre ces recaptures muliples (> 2)	211

Lors des observations, un état de cicatrisation qualifié par "pas de signe apparent" a été noté (1). Lorsque la cicatrisation était un succès mais qu'elle était visible par une dépigmentation de quelques millimètres elle était notée (2). Une cicatrisation sous cutanée était notée (3). Une anguille morte était enregistrée par le numéro (4) tandis qu'une marque perdue était signalée par le numéro (5).

La taille des individus pouvant être un critère important dans le succès de l'opération de marquage, les anguilles ont fait l'objet de mesures systématiques lors de chaque observation (au millimètre près). Nous pouvons ainsi à chaque taille y associer un état de la cicatrisation. Notons que les classes de taille d'un pas de 40 mm ont été distinguées par leur borne supérieure. Ainsi, une anguille de 336 mm sera intégrée à la classe de taille nommée 360. Enfin, 10 anguilles ont été disséquées afin d'observer la position de la marque.

Résumé

En résumé, deux protocoles de marquage ont été réalisés. Le site d'insertion, le nombre d'anguilles concernées, ainsi que la durée de l'expérimentation de chaque protocole sont reportés dans un tableau récapitulatif (Tableau II.36).

Tableau II.36 : Descriptions des deux protocoles de marquages des anguilles.

	Protocole N°1	Protocole N°2
Insertion	Dorsale	Dorsale
Nombre d'anguilles	28	171 individus (440 états sanitaires)
Durée (jours après marquage)	**J** +28, 57, 139, 225	19 campagnes mensuelles (de mars à novembre 1998 et 1999, juin 2000 = 760 opérations de recapture)
Mortalité / Disparition	Quantifiée	Inconnue

Chacun de ces protocoles permet de contribuer à l'analyse du succès de ce type de marquage. Tout d'abord, l'estimation du succès sera exprimée du point de vue des rejets des PIT-Tags et des mortalités des anguilles à court terme (1 heure), moyen (28 jours) et long terme (225 jours). L'hypothèse d'un rejet de la marque après l'observation d'une cicatrisation d'apparence saine n'étant pas à exclure, des schémas d'évolution de la cicatrisation ont été dégagés. Enfin, un test de Kolmogorov-Smirnov (KS) selon la procédure de Sokal & Rohlf (1981) a été réalisé sur les structures de taille des anguilles en fonction des états de leur cicatrisation.

Résultats

4.1.7. Succès du marquage (rejet et survie)

Après 1 heure

Quel que soit le protocole réalisé, le bilan montre que les anguilles marquées n'ont présenté aucun rejet immédiat et aucune mortalité dans l'heure qui a suivi le marquage.

A moyen terme (28 jours)

Lors du protocole N°1, les observations à **J+28** montrent que les anguilles marquées ne présentent aucune perte du PIT-Tag ni mortalité par marquage. L'ensemble du lot marqué et recapturé (N = 28) montre ainsi une cicatrisation parfaite dans 100 % des cas. Elle se traduit par une absence de trace de marquage ou par une cicatrice de quelques millimètres observée par le changement de pigmentation.

Concernant le protocole N°2 sur 519 anguilles marquées 53 ont été recapturées le mois qui suit le marquage. La majorité d'entre elles présentaient une bonne cicatrisation (77 %), d'autres une cicatrisation sous forme d'une dépigmentation (19 %) et enfin une minorité une légère boursouflure de la marque en position sous cutanée (4 %).

A long terme (225 jours)

Protocole N°1

Cette opération de suivi à long terme visait à mettre en relief les rejets éventuels de marques après une cicatrisation d'apparence saine. Cette observation a été réalisée jusqu'à 225 jours après le marquage. Au cours de ce suivi, aucune anguille ayant perdu sa marque magnétique n'a été observée dans le bassin de 200 m².

Du point de vue de la mortalité par contre, les conclusions sont plus délicates. En effet, les vidanges postérieures à **J + 28** n'ont pas donné les résultats escomptés avec un pourcentage de recapture diminuant avec le temps (Tableau II.37). Malgré la présence de filets protecteurs, des cicatrices en V témoignent de coups de bec de hérons sur de nombreux individus. Elles laissent présager d'une prédation aviaire (Carss, 1993) nous interdisant d'établir une relation entre les mortalités et le procédé de marquage.

Tableau II.37 : Evolution des pourcentages de recapture des anguilles marquées dorsalement et placées en observation dans un bassin en terre de 200 m² à partir du jour du marquage (J) à 225 jours.

Jours	**J**	**J+29**	**J+57**	**J+132**	**J+225**
Total d'anguilles vivantes	28	28	27	26	25
% Anguilles Recapturées	/	100	75	70	69

Protocole N°2

Dans le réseau de fossés de notre zone d'étude, si la qualité physico-chimique est nettement plus favorable que dans le plan d'eau utilisé dans le protocole N°1, l'estimation des mortalités n'est pas possible. Notons cependant, que 171 individus ont été recapturés (33 %). Parmi eux certains ne l'ont été qu'après une longue période (supérieure à 500 jours) malgré un réseau conséquent de piège (20 nasses sur 3,9 km durant 4 jours par mois). Ce constat suppose un succès du marquage mais une faible capturabilité des individus par le réseau de nasses.

4.1.8. Evolution des cicatrisations

Protocole N°1

Les évolutions de cicatrisation sont présentées dans le tableau II.38. Les individus sont représentés par leur numéro de marque au jour du marquage (Jour J).

Tableau II.38 : Etats sanitaires des 28 individus différents au cours des vidanges successives après le marquage au jour J. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible ; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation ; 3 = Marque en position sous cutanée ; 4 = Morte ; 5 = Nécrose au point d'insertion ; ? = Non recapturée.

04-mars *Jour J*	01-avr *J + 28*	27-mai *J + 57*	28-juil *J + 132*	22-oct *J + 225*
04108E1DA4	**3**	**4**	**4**	**4**
04108E166F	**3**	**?**	**?**	**?**
04108E1B0A	1	**5**	1	?
04108E2495	1	**5**	1	4
04108E239C	1	**5**	1	1
04108E2621	**2**	?	?	?
04108E21BF	**2**	?	?	?
04108E1025	**2**	?	?	?
04108E1038	1	?	?	?
04108E1F08	1	?	?	?
04108E209F	1	?	?	?
04108E1737	1	?	?	?
04108E2052	1	1	4	4
04108E1EA1	1	1	?	?
04108E154C	1	1	?	?
04108E0E55	1	1	1	4
04108E1445	1	1	1	1
04108E1F87	1	1	1	1
04108E1D8D	1	1	1	1
04108E0FEC	1	1	1	1
04108E165F	1	1	1	1
04108E0F2B	1	1	1	1
04108E1497	1	1	1	**2**
04108E246F	1	1	1	**2**
04108E1C00	1	1	1	**2**
04108E1321	1	1	1	**2**
04108E1163	1	1	1	**2**
04108E0F7A	1	1	1	**2**

Leur état sanitaire à chaque vérification est codé par des numéros présentés précédemment (*cf.* 2.2.3.2). A **J + 28**, la grande majorité des anguilles (83 %) montrent une cicatrisation parfaite, se traduisant par une absence complète de trace de marquage (1). D'autres (10 %) présentent une cicatrice de quelques millimètres observée par le changement de pigmentation (2). Et enfin, une minorité (7 %) montre une marque en position sous cutanée provoquant une petite boursouflure (3) (Tableau II.38).

Il apparaît ainsi lors d'un suivi réalisé sur un petit plan d'eau de qualité physico-chimique médiocre et soumis à une prédation aviaire plusieurs schémas d'évolution de la cicatrisation (Tableau II.39):

↳ Une nécrose apparente (5) au niveau du point d'insertion a toujours évolué favorablement.

↳ Un problème interne potentiel (kyste, infection) révélé à 5 reprises par l'apparition en sous cutané de la marque (N = 2) ou par une dépigmentation au niveau du point de marquage (N = 3) s'est soldé par une mort (N = 1) ou par une disparition (N = 4).

↳ Une bonne cicatrisation apparente observée à un instant T correspond le plus souvent à une situation stabilisée. Parmi ces individus 12 % présentent ultérieurement une dépigmentation. Enfin, les 18 % (mort avérée ou disparition) ne peuvent pas être reliés avec certitude à un problème lié au marquage (forte hypothèse de prédation aviaire).

Tableau II.39 : Probabilités d'évolution des cicatrisations des 28 individus différents (87 recaptures). Le signe ↳ désigne le sens de lecture ex: de 1↳3 se lit probabilité qu'un individu dont la marque est réussie 1 évolue vers une cicatrisation de type sous cutanée (3). Une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique est désignée par 2, une infection du site d'insertion est notée 5, les individus morts sont notés 4 et ? schématise les individus non recapturés.

Probabilités	1	2	3	4	5	?
1 (56 cas) ↳	**70%**	12%	-	6%	6%	6%
2 (3 cas) ↳	-	-	-	-	-	**100%**
3 (2 cas) ↳	-	-	-	**50%**	-	**50%**
5 (3 cas) ↳	**100%**	-	-	-	-	-

Ainsi, sur 15 évolutions de cicatrisations problématiques (morts ou disparition), 66 % concernaient des individus apparemment sans problème de cicatrisation, 20 % présentaient une dépigmentation au point d'insertion, 14 % montraient une marque en position sous cutanée.

De même, sur 4 morts avérées, les trois quart concernaient des individus apparemment sans problème de cicatrisation et un individu présentait une marque en position sous cutanée. Il ne semble donc pas y avoir à priori de lien direct entre une qualité du point de marquage et l'évolution ultérieure de l'individu. L'observation réalisée uniquement sur les individus vivants à J + 225 (N = 13) permet de montrer que 54 % présentent une bonne cicatrisation et 46 % une cicatrisation sous cutanée (Tableau II.40).

Tableau II.40 : Fréquences des cicatrisations des individus vivants à J+ 28, +57, +132, +225. Une bonne cicatrisation est notée 1, une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique (2), une cicatrisation de type sous cutanée (3), une infection du site d'insertion (5).

Cicatrisations	*J + 28*	*J + 57*	*J + 132*	*J + 225*
1	83 %	84 %	100 %	54 %
2	10 %	-	-	46 %
3	7 %	-	-	
5	-	16 %	-	-

Protocole N°2

Le second protocole s'appuie sur l'observation d'individus recapturés marqués lors des pêches aux nasses. Nous constatons que parmi 440 recaptures, 73 % concernent des individus dont la cicatrisation est bonne, 27 % sont attribués à des cicatrisations marquées par une dépigmentation et seulement 5 % sont liés à une cicatrisation sous cutanée. Ces valeurs montrent dès lors une proportion de bonne cicatrisation supérieure à celle observée dans le bassin de 200 m² du protocole N°1.

Les observations des 94 individus différents recapturés à divers moments du suivi (211 intervalles de recapture) ont permis de calculer les probabilités d'évolution d'un type de cicatrisation à un autre (Tableau II.41). L'évolution d'une bonne cicatrisation est dans 77 % des cas un succès de marquage sans aucun signe extérieur (Tableau II.41). Pour 21 % cela peut évoluer en une trace de marquage de l'ordre de quelques millimètres. Seulement 2 % semblent évoluer vers une visualisation de la marque avec une boursouflure saine.

Il semblerait donc dans ce protocole N°2 que lorsque la cicatrisation qualifiée de sous cutanée est observée, il demeure dans cet état dans 70 % des cas ou peut évoluer en une bonne cicatrisation (30 %). Cependant ces pourcentages sont issus de l'observation de 10 individus.

La dépigmentation issue de la cicatrisation du point d'insertion de la marque (2) peut être visible de manière régulière (38 %) mais aurait plutôt tendance à disparaître (59 %).

Tableau II.41 : Probabilités d'évolution des cicatrisations des 94 individus différents (304 recaptures, 211 intervalles). Le signe ↳ désigne le sens de lecture ex: de 1↳3 se lit probabilité qu'un individu dont le marquage est réussi 1 évolue vers une cicatrisation de type sous cutanée (3). Une dépigmentation au point d'insertion de la marque magnétique est désignée par 2.

Probabilités	1	2	3
1↳	**77%**	21%	2%
2↳	**59%**	**38%**	4%
3↳	30%	0%	**70%**

4.1.9. Effet taille

Le protocole N°2 a également permis d'évaluer la cicatrisation selon les classes de taille. Sur les 440 inspections de cicatrisation, un fort effectif d'anguilles présente une bonne cicatrisation (73 % du total) et ce constat est vérifié pour l'ensemble des classes de taille (Tableau II.42).

Une catégorie d'individus représentant 27 % des effectifs totaux, montrent une dépigmentation de quelques millimètres au point d'insertion. Ce type de cicatrisation semble légèrement plus fréquent chez les anguilles de taille supérieure à 600 mm (Tableau II.36). Nous remarquons que parmi les 440 inspections, aucune anguille ne montre des nécroses au point d'insertion. Une minorité des individus se distingue par une cicatrisation sous cutanée (5 % des effectifs totaux). Ce type de cicatrisation apparaît être significativement lié à la taille des individus (Tableau II.43). L'essentiel des anguilles concernées a une taille inférieure à 320 mm (Tableau II.42).

Tableau II.42 : Pourcentages d'anguilles par classe de taille pour chaque type de cicatrisation. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation; 3 = Marque en position sous cutanée.

Classe de taille	1 (%)	2 (%)	3 (%)	Effectif d'anguilles
240	100	0	0	1
280	64	14	**21**	14
320	58	9	**33**	43
360	70	27	3	67
400	77	18	5	65
440	82	18	0	60
480	78	20	2	65
520	76	24	0	62
560	70	30	0	27
600	72	28	0	18
640	36	**64**	0	11
680	67	**33**	0	6
720	100	0	0	1
Total	**320**	**97**	**23**	**440**

Tableau II.43 : Test de Kolmogorov-Smirnov sur les structures de d'anguilles pour chaque type de cicatrisation. 1 = Bonne cicatrisation, aucune marque visible ; 2 = Cicatrisation manifestée par une dépigmentation ; 3 = Marque en position sous cutanée. P = probabilité. D = distance.

P/D	1	2	3
1	_	0,119	0,661
2	0,246	_	0,700
3	**0,001**	**0,001**	_

Parmi les individus capturés, dix présentant une bonne cicatrisation ont été disséqués. Ces derniers ne révèlent aucune nécrose autour de la marque. Le caractère inerte de la capsule de la marque magnétique semble donc bien vérifié.

Discussion

Quoi qu'il en soit, un **apprentissage du marquage** nous paraît indispensable. La maladresse initiale due à l'inexpérience se traduit en effet par une mauvaise insertion engendrant des déchirements de tissus. Une inclinaison incorrecte de l'aiguille peut également engendrer une plaie conséquente ayant pour conséquence la perte de la marque. De plus, la perforation de la peau épaisse de l'anguille à l'aide de l'aiguille nécessite un savoir-faire sous peine d'enfoncer profondément l'aiguille dans le muscle ou la cavité gastrique et de provoquer alors des traumatismes importants. Précédemment aux tests présentés ici, une phase d'apprentissage sur une cinquantaine d'individus a ainsi permis d'acquérir la dextérité nécessaire.

Au cours de nos expériences, **aucun rejet immédiat** n'a été constaté. Pour éviter ce phénomène lors de la manipulation de marquage, une attention particulière sur la façon de retirer l'aiguille nous est apparue nécessaire. Ainsi, après avoir injecté la marque magnétique, une poussée continue doit être maintenue sur le poussoir de la seringue, laissant alors la marque le plus loin possible du site d'insertion (1 cm environ). De plus, l'aiguille est retirée dans l'axe de l'insertion pour éviter d'élargir

la plaie. Sur *Anguilla rostrata*, Parker (1995), évalue à une heure le temps nécessaire au marquage par des transmetteurs ultrasoniques et à la stabulation des individus avant de les lâcher dans le milieu d'origine. Achord *et al.* (1996) considèrent que 30 minutes suffisent pour vérifier le rejet des PIT-Tags sur de jeunes smolts de saumons.

A plus long terme, **aucun rejet ne semble se manifester une vingtaine de jours après le marquage.** Les résultats de Baras (1998 a) semblent confirmer ce délai. En effet, cet auteur ne constate aucun rejet de transmetteurs radio-télémétriques par l'anguille en dessous de 12 jours et une cicatrisation complète à partir de 17 jours.

Nos bilans réalisés à 28 jours (protocole N° 1 et 2) semblent argumenter pour une complète cicatrisation. Nous avons donc considéré que le fort pouvoir cicatrisant de l'anguille (*i.e.* Hansen, 1982 ; Nielsen, 1983) aboutit au retour à un animal sain au bout d'un mois. Ces résultats sont en accord avec ceux de Murray (1990) et Prentice *et al*. (1990 a) sur les cicatrisations des saumons marqués par des PIT-Tags. Ils constatent une cicatrisation complète au bout de 4 à 6 semaines. Haines (1996), sur le Colorado Squawfish, notent une rétention totale à 21 jours. L'observation de l'encapsulation complète de la marque a été effectuée sur 10 anguilles sacrifiées une année après le marquage. Aucune nécrose n'a alors été constatée. Prentice *et al.* (1990 a) ont réalisé des tests sur les réactions des tissus des saumons suite au marquage par les marques magnétiques internes. Ces auteurs concluent que l'encapsulation par le verre semble biologiquement inerte.

Notre succès du marquage est encourageant d'autant plus que la plupart des auteurs s'accordent à annoncer un succès de rétention important (> 90 %), sur un an environ (Quartararo & Bell, 1992 ; Brännäs *et al.*, 1994 ; Hagen, 1995) en rivière. Ce type de marquage individuel est donc adéquat pour nos études de suivi individuel à long terme. Les mortalités et les disparitions constatées lors de l'expérimentation à long terme (225 jours) en bassin en terre (protocole N°1) semble davantage provenir des conditions physico-chimiques médiocres et de la prédation aviaire que d'un effet négatif du marquage. Une expérimentation précédente (Baisez, 1997) effectuée sur deux lots d'une quinzaines d'individus avait d'ailleurs montré une équiprobabilité de mortalité des individus marqués et non marqués.

Le marquage dorsal permet de placer la marque magnétique dans l'animal dans un sens connu contrairement à l'insertion ventrale qui autoriserait des mouvements de rotation de la marque après l'insertion (Prentice *et al*., 1990 a ; Hagen, 1996). Ce phénomène serait susceptible de rendre difficile la lecture ultérieure de la marque par des systèmes automatisés. De plus, il semble que l'insertion dorsale soit plus aisée ainsi que le repérage du marquage, localisé à quelques centimètres de la nageoire dorsale. Postérieurement à cette étude, Dumont (Université de Québec, com. pers.) nous a signalé l'importance de positionner ces marques juste après le crâne afin de prendre en compte les éventuels capture et ingestion de la marque par un pêcheur consommateur.

Aussi, la majorité des individus marqués dorsalement (82 et 73 % pour les protocoles 1 et 2) présente une cicatrisation parfaite définie par une absence de trace de marquage. Deux autres évolutions sont cependant constatées. Le marquage peut en effet apparaître sous forme d'une boursouflure, témoignant d'une marque en position sous cutanée. Ce type de cicatrisation est plus fréquent chez les individus de taille inférieure à 320 mm et semble révéler les difficultés de marquage des individus de petite taille. Les dépigmentations de quelques millimètres témoignant du marquage sont observées plus régulièrement chez les anguilles dont la taille est supérieure à 600 mm. Ce constat pourrait être la conséquence d'une mauvaise capacité de cicatrisation des

anguilles de grandes tailles. Nous avons d'ailleurs observé une grande quantité de traces de stigmates sur ces individus de grande taille.

Il faut enfin noter que des essais ont permis de constater que l'identification des anguilles marquées par les PIT-Tags n'apparaît pas être perturbée par le courant électrique délivré lors des inventaires (Héron, courant continu, 250 V et 6 A).

En conclusion, nous réaliserons le protocole de marquage décrit précédemment (*cf.* 1.2.2). Pour le marquage, 2 à 3 minutes par anguille sont alors nécessaires. Le choix du site d'insertion dépend des besoins de l'étude (orientation de la marque, préférences de l'opérateur, *etc*.). Dans notre cas, l'insertion dorsale a été choisie. Elle correspond à des exigences d'orientations de la marque magnétique en vue de détections automatisées. De plus, un apprentissage de la technique de marquage est indispensable avant l'utilisation de ce type d'identification pour une étude sur les anguilles. Le temps en bac de stabulation dépendra de l'étude envisagée et de la marge d'erreur souhaitée. La cicatrisation peut être considérée complète dans un délai d'une vingtaine de jours. Ce laps de temps doit être considéré dans les opérations de marquage recapture afin d'éviter l'influence du traumatisme du marquage sur les recaptures.

Caractérisation des paramètres morphométriques

Dans un premier temps, les relations taille-poids permettront une estimation des biomasses présentent à partir des données de taille d'anguilles.

D'une manière générale, il est difficile d'évaluer un taux moyen de croissance mensuelle de l'anguille européenne dans la mesure où de nombreux facteurs, intraspécifiques (sexe, physiologie, individu, *etc.*) et environnementaux, le modulent (Slader, 1979 ; Mounaix, 1992). Ce sont notamment la température (Fernandez-Delgado *et al.*, 1989 ; Panfini & Ximénès, 1994), la densité de la population (Tesch, 1977), la salinité et la qualité du milieu d'accueil (Panfini & Ximénès, 1994), *etc.*, qui serait à l'origine d'une telle variabilité et ce, sur une aire de répartition très vaste (30° N à 68° N) (Nagieck & Bahnsawy, 1990 ; Fontenelle, 1991).

Un calage de la croissance à l'échelle locale apparaît donc souvent nécessaire (Panfini & Ximénès, 1994). Dans notre cas, l'estimation de la croissance mensuelle sera d'autant plus intéressante qu'elle permettra d'exprimer les tailles des individus marqués au moment de leur détection par un système autonome ne réalisant aucune capture. L'estimation de ce paramètre morphomètrique contribuera également à mieux appréhender les résultats obtenus (variabilités de captures, hétérogénéité de structure de taille) par l'intégration de la croissance des individus marqués.

Les variabilités de captures en fonction des conditions environnementales sont également abordées par l'intégration de la température dans les croissances mensuelles des individus. De même, l'influence de la taille de l'individu sur la croissance est une étape nécessaire en vue d'une extrapolation des taux de croissance à l'ensemble des anguilles capturées.

Méthodes

4.1.10. Protocole

Au cours du suivi des anguilles au sein de la zone atelier, nous avons réalisé un marquage individuel sur 519 anguilles avec des marques magnétiques internes suivant le protocole précédemment mis au point. Après l'opération de marquage les anguilles sont relâchées dans le système d'une superficie en eau de 1,24 hectare. Des recaptures multiples sont effectuées à l'aide de couples de nasses disposées quatre jours consécutifs durant les mois de mars à novembre 1998 et 1999. Les longueurs totales des individus recapturés sont mesurées au millimètre près puis les anguilles ont été relâchées sur leur site de leur capture. Ces informations nous permettent donc de constater la croissance de taille réelle de chaque individu sur des durées variables.

4.1.11. Analyses

Relation taille/poids

Nous exprimerons dans un premier temps la relation entre le poids et la taille de l'anguille à l'aide de 690 anguilles ayant fait l'objet in situ de mesures de taille (au millimètre près) et de poids (à 2 g près) en élaborant une transformation logarithmique des données.

Croissance

Le marquage individuel par PIT-Tags et la recapture d'individus (N = 73 en 1998 et N = 45 en 1999) permettent d'exprimer la croissance annuelle pour les années 1998 et 1999. Un test non paramétrique de Mann & Whitney permettra de comparer les taux de croissance entre les deux années. Une étude plus précise des croissances mensuelles a été réalisée grâce aux individus capturés deux mois consécutifs. Pour chaque écart mensuel, le nombre d'individus ainsi que les températures ont été résumés dans le tableau II.44.

Tableau II.44: Effectifs d'anguilles ayant fait l'objet d'étude de la croissance mensuelle et températures mensuelles.

Echantillon	Nombre d'anguilles	Température moyenne
Mars-avril 1998	4	11
Avril-mai 1998	10	16
Mai-juin 1998	10	18
Juin-juillet 1998	5	21
Juillet-aout 1998	10	18
Aout-sept. 1998	11	16
Sept.-oct. 1998	9	14
Oct-nov. 1998	4	14
Hiver 1998-1999	4	6
Mars-avril 1999	5	11
Avril-mai 1999	10	10
Mai-juin 1999	15	15
Juin-juillet 1999	10	15
Juillet-aout 1999	10	22
Aout-sept. 1999	7	19
Sept.-oct. 1999	2	18
Oct-nov. 1999	0	13

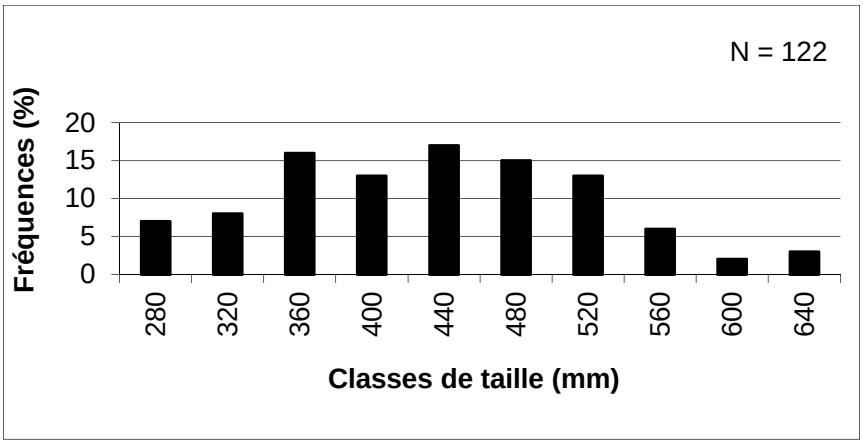


Figure II.102 : Structure de taille des anguilles utilisées pour déterminer les croissances inter mensuelles.

Les individus concernés par l'étude de la croissance (N = 122) ont des tailles situées entre 280 et 640 mm (Figure II.102). Parmi ces gammes de taille 75 % des anguilles ont des tailles de 360 à 520 mm lors du marquage. Nous vérifierons s'il existe une relation entre la taille initiale et la croissance des individus.

Enfin, la température apparaissant comme un facteur prépondérant dans les phénomènes de croissances, les écarts de taille entre le marquage et la recapture ainsi qu'entre recaptures successives sont notés et confrontés à la somme des degrés jours apparu durant cette période. Les croissances individuelles globales ou par classes de tailles sont donc exprimées en variations de croissance pondérées par les variations de température. Le phénomène étudié est alors la relation entre une croissance annuelle (en mm par °C) et une taille initiale de l'individu.

Résultats

4.1.12. Relation taille-poids

Les mesures de taille et poids des 690 anguilles jaunes observées sur notre zone d'étude ont permis l'élaboration d'une relation locale entre ces deux paramètres (Figure II.103). Les anguilles de masses extrêmes pesaient respectivement 4 et 1363 g.

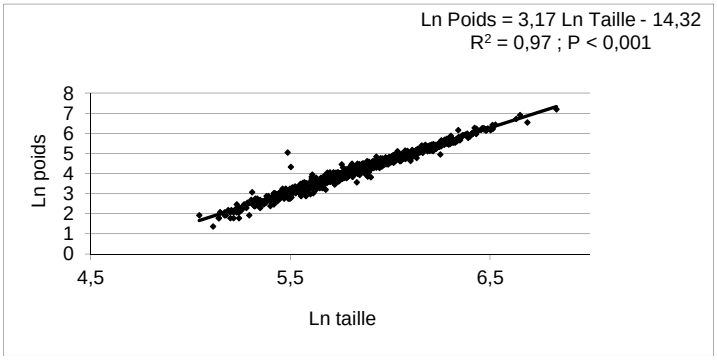


Figure II.103 : Relation entre la taille de l'anguille et son poids par transformation en logarithme népérien (N = 690).

Le coefficient de corrélation entre les données et la courbe de tendance est de 0,97. Quelques anguilles semblent toutefois se distinguer des autres par une surcharge pondérale importante. Une

première hypothèse se réfère à la présence possible de proies importantes dans le tractus digestif au moment de la prise. Cependant, les observations montrent une régurgitation importante des anguilles captives. Une seconde possibilité repose sur le constat effectué par certains auteurs d'une relation "taille / poids" différente entre les anguilles argentées plus lourdes que les anguilles jaunes de même taille (Vollestad, 1986 a). Ces anguilles pourraient donc être des anguilles en voie d'argenture mais non identifiées en tant que tel car ne présentant pas les signes extérieurs (ophtalmie, couleur, ligne latérale) de cette modification physiologique.

Il est également observé une variation significative du coefficient de condition ou indice de Fulton (α = Poids / Taille^{3,125} * 10^6) dans le temps (Adam, 1997) et dans l'espace (Ximenes *et al.*, 1986). Ces individus en voix d'argenture pourraient alors être à l'origine de ces poids exceptionnels.

4.1.13. Estimation de la croissance annuelle

Le nombre d'individus permettant l'estimation de la croissance annuelle est de 73 en 1998 et 45 en 1999. Nous constatons une croissance moyenne des anguilles de l'ordre de 80 mm (+/- 59,3) du mois de mars au mois de novembre 1998 et de 79,9 mm (+/- 48,4 mm) entre les mêmes mois en 1999. Le test de Mann & Whitney montre que les données de croissance ne sont pas significativement différentes entre les deux années (test Mann & Whitney = 1731,500 ; P = 0,622).

4.1.14. Estimation de la croissance mensuelle

Les résultats de croissance obtenus après observation de 122 anguilles de 280 à 640 mm (Figure III.104) recapturées deux mois successifs, révèlent des variations significatives de croissance en fonction des mois. Un schéma de croissance mensuelle est très nettement distingué par l'étude des croissances individuelles.

Ainsi, une croissance moyenne mensuelle de l'ordre de 7 à 8 mm (+/- 5 à 8 mm) est observée en période printanière (mars-mai). Elle correspond à une reprise de l'alimentation après un ralentissement hivernal. Quelle que soit l'année, une légère diminution du taux de croissance apparaît ensuite entre mai et juin. Le pic de croissance est observé en période estivale (de juin à août) aussi bien en 1998 qu'en 1999 (Figure II.104). La croissance mensuel culmine alors entre 11,8 mm (+/- 11,0) et 15, 3 mm (+/- 20,1). Ensuite, un net ralentissement de la croissance est révélé en périodes automnale et hivernale (septembre à mars) avec une croissance de novembre 1998 à mars 1999 de 3,8 mm (+/- 3,3) soit 1 mm par mois environ. Les résultats obtenus mettent cependant en relief les fortes variabilités entre individus exacerbées sans doute par le faible nombre d'anguilles utilisées pour nos calculs.

Ces variations de croissance mensuelle sont importantes à prendre en compte dans les estimations des tailles des individus détectés durant une période donnée.

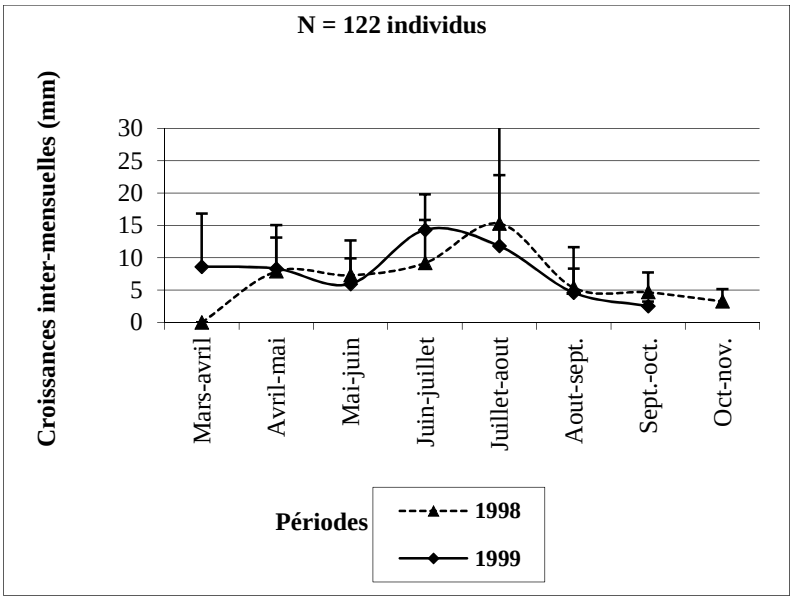


Figure II.104 : Représentation de la croissance moyenne (+/- écart type) entre deux mois successifs à l'aide d'anguilles marquées individuellement (N = 122) pour les années 1998 et 1999.

Sur notre site atelier, 5 anguilles ont fait l'objet de recaptures régulières. La Figure II.105 présente leurs courbes respectives de croissance, relativement identiques. Nous y visualisons une courbe de croissance identique quelle que soit la taille de départ. Nous pouvons noter également l'arrêt hivernal de croissance.

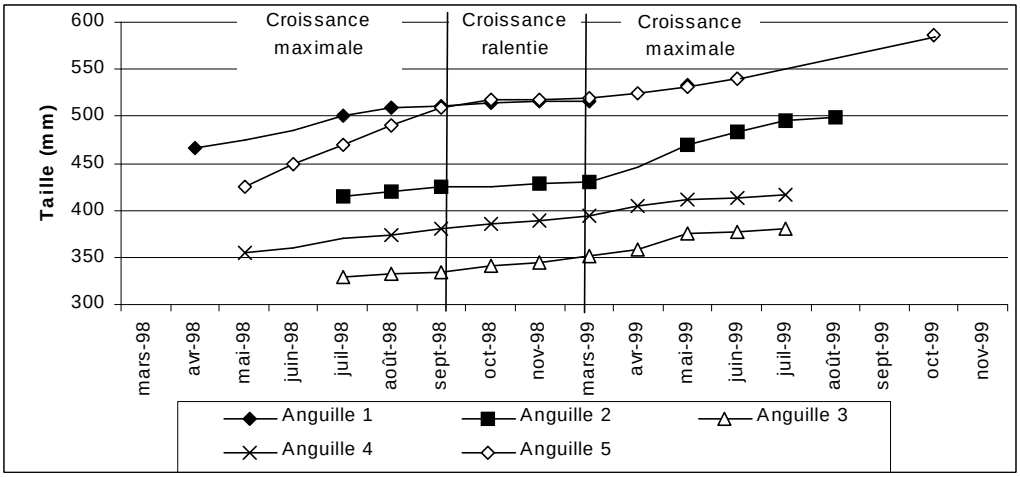


Figure II.105 : Evolution des tailles au cours des campagnes successives de capture pour 5 anguilles.

4.1.15. Relation entre croissance et température

Afin de tester l'existence d'une relation entre les niveaux mensuels de croissance et les températures de l'eau correspondantes, nous avons considéré 305 couples de données (écart de croissance * degré jours sur la période correspondante). Nous remarquons une certaine tendance de croissance en fonction de la température cumulée (Figure II.106). Cependant, il apparaît que quelques individus se distinguent complètement de l'ensemble.

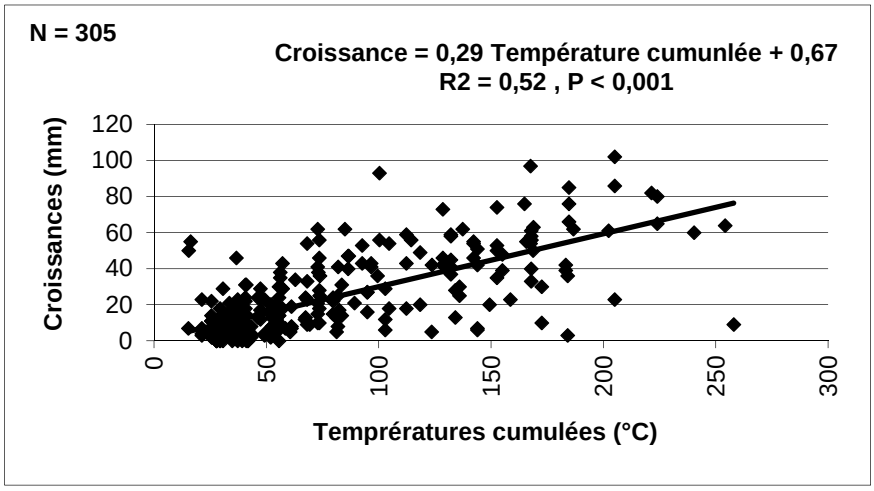


Figure II.106 : Relation entre la croissance observée entre deux captures et les températures cumulées (°C) correspondant à cet intervalle de temps (N = 305).

L'hypothèse d'une variabilité de croissance en fonction de la taille initiale a aussi été analysée. La représentation graphique II.107 montre cependant une hétérogénéité de croissance pour un ensemble d'anguilles ayant les mêmes tailles initiales. L'hypothèse d'une variation de croissance individuelle en fonction du sexe n'est pas à exclure. Cependant aucun individu marqué n'a été sacrifié pour effectuer un sexage dans la mesure où le but initial de la manipulation est le suivi du déplacement de l'anguille avec la remise à l'eau de tous les individus capturés. Cependant, les anguilles de plus de 450 mm pouvant être assimilées à des femelles à 99% (De Leo & Gatto, 1996) montrent-elles aussi une forte variabilité de croissance.

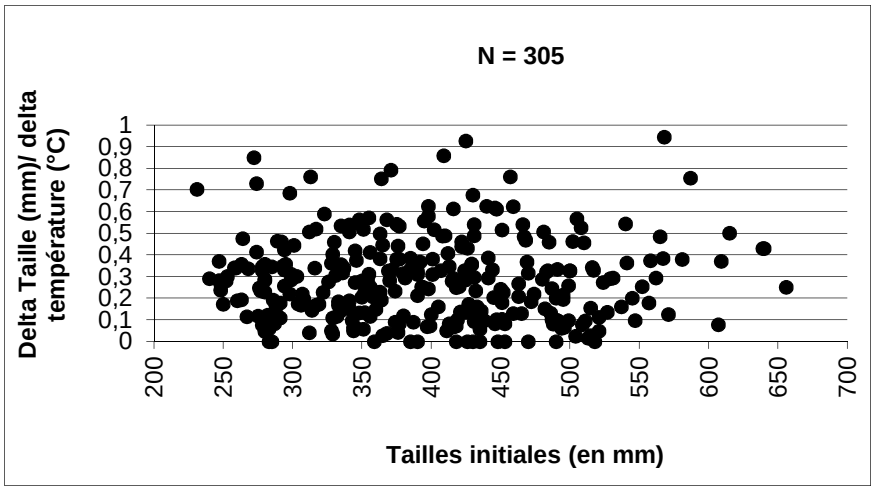


Figure II.107 : Relation entre la croissance par degré et la taille initiale de l'anguille (N = 305).

Discussion

L'analyse des recaptures permet d'obtenir des indications intéressantes sur les performances de croissance annuelle de l'anguille dans la zone d'étude. Les moyennes observées pour des individus

de taille supérieure à 250 mm (80 mm par de mars à novembre 1998 et 1999 et 3,8 mm en hivers 1998-1999) sur les individus marqués par des PIT-Tags semblent correspondre aux niveaux établis par Feunteun (1994) sur le même territoire. Il estimait en effet par analyse de l'évolution des histogrammes de taille la croissance des anguilles dans le Marais breton à 90 mm entre juin 1989 et juillet 1990. Ces niveaux de croissance annuelle apparaissent importants en comparaison des données disponibles dans les études de croissance en Europe (ie. Deelder, 1970 ; Hégédis *et al*., 1996). La situation géographique (latitude, influence océanique) et la productivité forte des marais sont sans doute à l'origine de ces résultats.

Tableau II.45 : Synthèses des données de croissances annuelles en fonction des milieux, avec Y = croissance et X = taille initiale. (1) Présente étude ; (2) Berg (1989) ; (3) De leo Gatto (1995) ; (4) Deelder (1970) ; (5) Pedersen (1998) ; (6) Salder (1979) ; (7) Sweden *et al.* (1996) ; (8) Burnet (1969) ; (9) Chisnall *et al.* (1993) ; (9) Burnet (1969) ; (10) Chisnall *et al.* (1993) ; (11) Facey & Labar (1981).

Espèces	Milieux	Taux de croissance	Références
A. anguilla	Marais doux	84 mm / an	1
A. anguilla	Rivière	48 mm / an	2
A. anguilla	Marais salé	ln Y = - 7,95 + 3,37 ln (X)	3
A. anguilla	Rivière	35 à 75mm / an	4
A. anguilla	Hjarbaek Fjord	25 à 65 mm/an	5
A. anguilla	Rivière	41 mm / an	6
A. australis	Rivière	Y = 8,35 - 0,097 X	7
A. australis	Rivière	29 mm / an +/- 18	8
A. dieffenbachi	Rivière	Y = 2,72 - 0,0,014 X	9
A. dieffenbachi	Rivière	65 mm / an +/- 15	10
A. rostrata	Lac	Y = 8,35 - 0,097 X	11

Si une croissance annuelle notable (de l'ordre de 84 mm) est observée, elle apparaît très irrégulière au cours d'une année avec des arrêts estivaux et hivernaux. Nous avons ainsi estimé que les croissances des individus majoritairement situés dans des gammes de taille de 300 à 500 mm, variaient de 3 à 16 mm par mois. Les évolutions de croissance mensuelle argumentent pour un arrêt de croissance hivernal en accord notamment avec Fernandez-Delgado *et al*. (1989) en rivière en Espagne. Par contre, contrairement à leurs observations d'un taux maximal de croissance en mai, et un ralentissement de juin à octobre, nous visualisons un taux moyen de croissance de mars à avril, un ralentissement en mai-juin et un pic de croissance en période estivale (juillet à août). Ce ralentissement en début d'été serait à rapprocher des conditions difficiles des marais durant cette période (peu d'oxygène, beaucoup de végétation, confinement du milieu, *cf.* Chapitre II.2 *etc*.).

En outre, la variabilité de réponse individuelle à un environnement donné ne doit pas permettre de visualiser systématiquement les arrêts de croissance estivaux. Ce constat pourrait être à l'origine des différences significatives d'estimation obtenues par deux techniques d'estimation (marquage-recapture et otolithomètrie) au sein de notre site atelier. La sous-estimation de croissance par otolithomètrie doit trouver son origine dans les marques d'arrêt de croissance estivale sur la sagitta, marques non systématiques pour l'ensemble des individus, entraînant des difficultés supplémentaires de lecture des otolithes (Mounaix, com pers.). L'otolithomètrie apparaît donc comme une technique nécessitant une très bonne connaissance du comportement de l'espèce dans un site donné avec notamment la nécessité de valider les arrêts de croissance observés. Les constats de plus en plus nombreux concernant la très forte variabilité individuelle augmente d'autant la difficulté de validation des méthodes d'estimation de croissance par otolithomètrie.

Mise au point d'un système de détection automatisée des marques magnétiques (PIT-Tags)

L'existence d'une variabilité temporelle de l'intensité du déplacement serait susceptible d'influencer les indices d'abondance des sites ainsi que l'évaluation de leur degré d'utilisation par les anguilles. Les informations obtenues à l'aide d'un système de détection automatisé permettent d'optimiser les résultats obtenus lors des observations à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (active et passive) par une interprétation des indices abondances et des structures de taille en fonction de la période (saison, heure du jour) durant laquelle les échantillonnages ont été réalisés. Nous avons alors dû mettre au point cette technique de détection automatique des marques magnétiques (PIT-Tags).

Matériel

Cet appareil est constitué d'un système de détection magnétique (que l'on nommera boucle) et d'un dispositif d'acheminement des poissons vers le détecteur.

4.1.16. Système de détection

Composition du système

Le système de détection de base (Figure II.108) se compose d'un boîtier de commandes répondant aux ordres d'un ordinateur, d'un collecteur de données ('data-logger' en anglais) et d'une boucle de détection ('logger' en anglais).

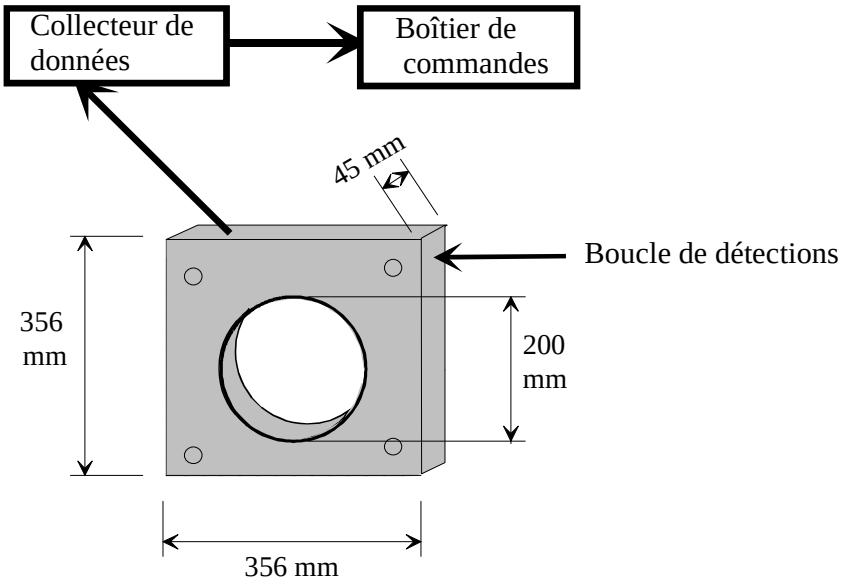


Figure II.108 : Schéma du système de détection automatisée.

Ce système est alimenté par une batterie de 12 V. La durée d'alimentation de celle-ci dépend du taux de détections et d'enregistrement des données. Une batterie de 65 AH peut alimenter durant environ

250 heures, soit une consommation du système de 0,26 Ampères/Heures. La mise en marche du système se fait par l'entremise d'un micro-ordinateur qui ordonne au boîtier de commande toutes les étapes, de l'activation jusqu'à la collecte de données. Il est possible de relier plusieurs couples "boucle-collecteur" au même boîtier de commandes.

Boîtier de commande

Des voyants lumineux sur le boîtier permettent divers contrôles :

- Une série de voyants lumineux réunis dans un même ensemble, nous renseignent sur l'état de la batterie, sur l'activation et la désactivation du système. Ces voyants sont indispensables lors du lancement des détections car ils permettent de valider la mise en service du système. De plus, le contrôle de l'état de la batterie valide la collecte depuis la mise en place jusqu'à l'arrêt du système.

- Pour chaque boucle, un indicateur de fonctionnement correct (de couleur rouge) clignote régulièrement (toutes les secondes) tandis qu'une erreur est signalée par un éclairement continuel. Ce signal nous a permis par la suite de détecter les problèmes de connexion d'une boucle au boîtier d'enregistrement dus au sectionnement des fils par les ragondins.

- Pour chaque boucle, un indicateur vert s'allume à chaque fois qu'il y a un signal par "une unité sensorielle", en d'autres termes par le passage d'une anguille marquée. Le passage est alors enregistré. Ce contrôle nous a été utile en laboratoire pour la validation des détections.

Collectes de données

Une collecte de données (Figure II.109) est caractérisée par trois éléments divisés en cinq identifiants : **le numéro de boucle** (Chanel 1 ou 2), **le temps de la donnée** divisé en 3 bytes (noté T1, T2, T3) et **le numéro du "PIT-Tag"** (décomposé en ID4 et ID5).

Le délai entre deux prises de données est de 1/16 de seconde. La boucle de détection peut alors enregistrer un nombre impressionnant de collectes par heure (de l'ordre de 135 000 données). Le temps maximum d'enregistrement par boucle est de 291 heures (soit 12,1 jours) puis l'heure redémarre à 0.

Il faut noter que le numéro de marque donné par ce système diffère de celui afficher par le transpondeur manuel (*cf.* Chapitre II.3). C'est un nombre à cinq chiffres (hexadécimal) traduisant les quatre derniers caractères du numéro à 10 caractères donnés par le transpondeur. Par exemple 27 190 pour (04108E) 1BBE.

Un tableau des correspondances a donc été réalisé. Dans la mesure où seuls les quatre derniers chiffres et lettres sont pris en compte, aucun doublon de cet ensemble ne doit être utilisé.

ID-TIME LOGGER DATA	99/ 6/14 13:12:00
Output File Name	14JuinB1.TXT

```
            Input  File Name                log_1.BIN

    T1=0-239 x 1/16 sec  T2=0-239 x 15 secs  T3=0-239 x 60 mins
   ------------------------------------------------------------
CH    T1   T2   T3  ID4  ID5

1    47  234    6   25   51
1    74  234    6   25   51
1    15    7    7   14  233
1    28    7    7   14  233
1    37    7    7   14  233
1   118  108    7   17   29
1   124  108    7   17   29
1   130  108    7   17   29
1   141  108    7   17   29
```

Figure II.109 : Exemple d'un fichier de collectes de données issues des détections automatisées par une boucle.

Fonctionnement de la boucle

Deux pôles magnétiques, situés de part et d'autre de l'ouverture de la boucle développent chacun une zone latérale de détection. Leur chevauchement créé un champ central (Figure II.110), contribuant à l'existence d'une zone principale de détection. Lorsque l'anguille marquée par un PIT-Tag traverse la zone de détection créée par ces champs magnétiques, elle déclenche une variation de la fréquence magnétique qui se traduit par la prise de données.

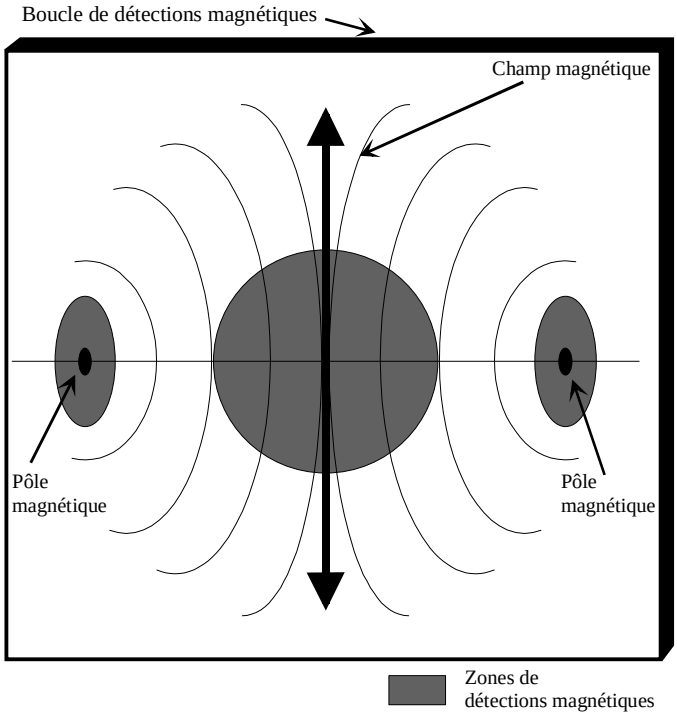


Figure II.110 : Schéma de fonctionnement des champs magnétiques

Ne connaissant ni la portée de chacune des zones de détection, ni leurs influences sur la distance et l'efficacité de la détection, il nous est apparu nécessaire de préciser les limites de détection des

boucles magnétiques. Ces caractéristiques n'ont pas pu être données par le fournisseur dans la mesure où ce système innovant n'a jamais été testé dans le milieu aquatique.

4.1.17. Appareil d'acheminement des poissons

Nous avons défini quatre contraintes pour la mise au point de ce dispositif d'acheminement des poissons vers le système de détection des marques magnétiques :

↳ La présence de **matière ferrique** est susceptible de perturbée le fonctionnement des boucles magnétiques. En conséquence, ce type de matériau **ne doit pas être utilisé** pour la construction du système de concentration des anguilles vers les appareils de détections automatisées.

↳ L'engin devra fonctionner de façon **autonome**. Il pourra ainsi être transportable et placé où nous le souhaitons sans nécessiter de construction supplémentaire.

↳ Nous devrons prendre soin d'**empêcher la stagnation** de l'animal à travers le système qui se traduirait par une saturation des mémoires de l'appareil de détection. Ainsi, le caractère lucifuge de l'anguille et la recherche d'abris (Neveu, 1981) doivent être pris en compte.

↳ Les **données** enregistrées par la boucle de détections devront être correctes. Chaque enregistrement devra faire figurer le numéro de la boucle où la donnée a été prise, l'heure de la détection et le numéro de la marque de l'anguille détectée.

Détermination des zones de détection

Nous avons testé les limites de détection du système automatisé et rechercher un appareillage autonome et fonctionnel afin d'amener les anguilles transitant vers l'appareil de détection. Enfin, les informations enregistrées extrêmement nombreuses nécessitent un traitement automatique. Nous avons donc élaboré un programme de pré-traitement des données.

4.1.18. Méthodes

Afin de tester les zones de détection, nous avons immergé une boucle dans une cuve d'eau douce. Les zones magnétiques ont alors une capacité de détection proche du milieu naturel où elles seront utilisées. La boucle est encadrée par du grillage plastique de type norten (Figure II.111). Des fils en coton, attachés aux grillages, sont tendus de part et d'autre de la boucle, la distance entre les fils étant de 2,5 cm ; ils forment alors un quadrillage. Ce dispositif permet d'avoir une représentation en trois dimensions dont la largeur et la hauteur de la boucle forment réciproquement l'axe des X et des Z . Dans le plan XZ, le zéro correspond au centre de la boucle de détection (Figure II.112). L'axe des Z définit la partie inférieure de la boucle par des distances négatives, tandis que l'axe des X désigne la partie droite de la boucle par des distances positives (Figure III.112). La distance de détection de la marque correspond à l'axe des Y.

Les mesures de détections ont été réalisées suivant le quadrillage réalisé par les fils tendus, à raison d'un point tous les 2,5 cm sur l'ensemble du passage à travers la boucle de détection (Figure II.112). Une marque magnétique est alors approchée manuellement de la boucle le long des fils tendus et

dès qu'une détection est enregistrée (ampoule verte allumée), nous notons la distance entre la marque et la boucle. Les trois boucles magnétiques ont subi cette manipulation sur chaque côté (axe Y positif et négatif) et nous avons testé cinq marques afin de savoir si la distance de détection variait en fonction des boucles et des marques.

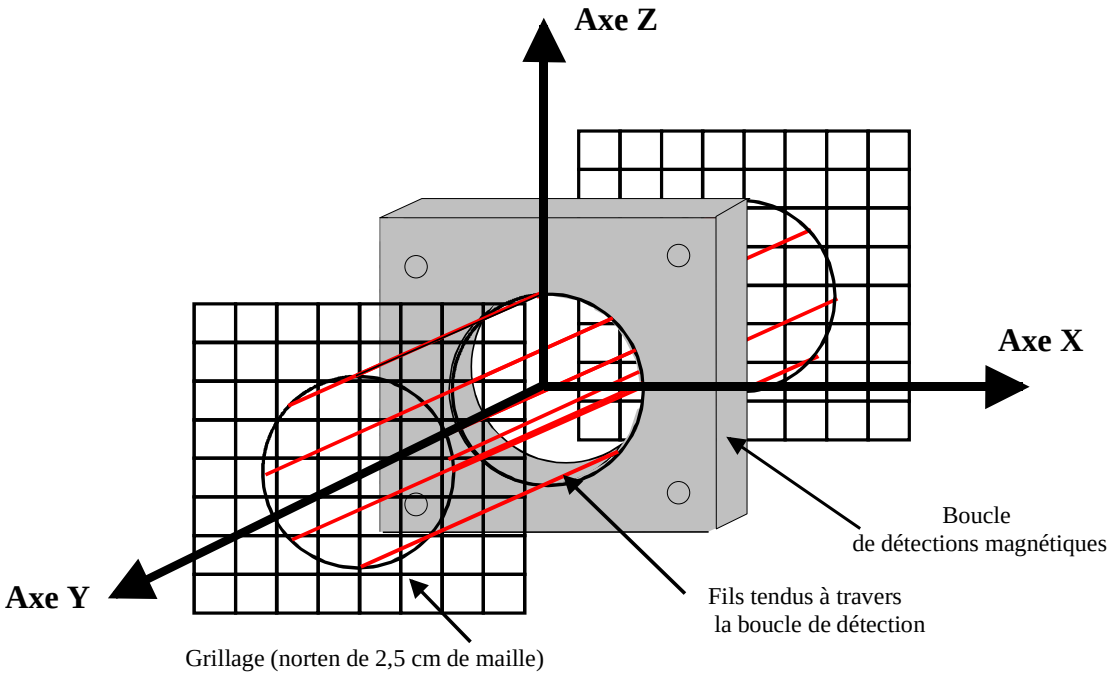


Figure II.111 : Schéma du protocole de détermination des zones de détections des marques magnétiques de la boucle.

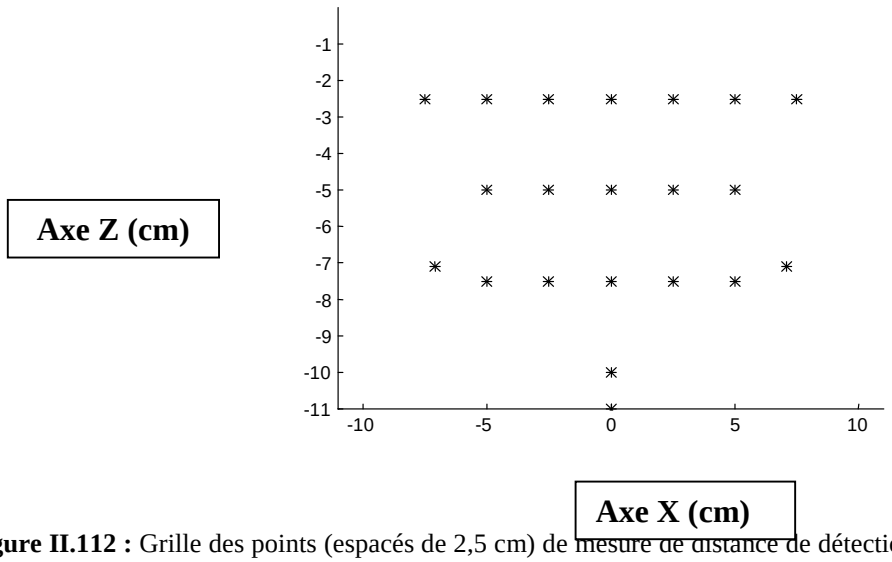


Figure II.112 : Grille des points (espacés de 2,5 cm) de mesure de distance de détection de la demi-boucle inférieure. L'axe des X correspond à l'horizontal, l'axe des Z à la verticale.

4.1.19. Résultats

Nous avons confirmé que chaque pôle de la boucle provoque l'existence d'une zone latérale de détection magnétique (Figure II.113). Elle est étendue verticalement sur 160 mm et horizontalement sur 10 mm. La distance de détection (axe des Y) est de l'ordre du centimètre. Ces deux champs magnétiques latéraux induisent un champ central qui contribue à l'existence d'une zone de détection

centrale. Celle-ci est orientée sur le centre de l'ouverture et apparaît parfaitement symétrique. Elle dessine une sphère autour de l'ouverture de la boucle et s'étend sur 220 mm +/- 5 mm.

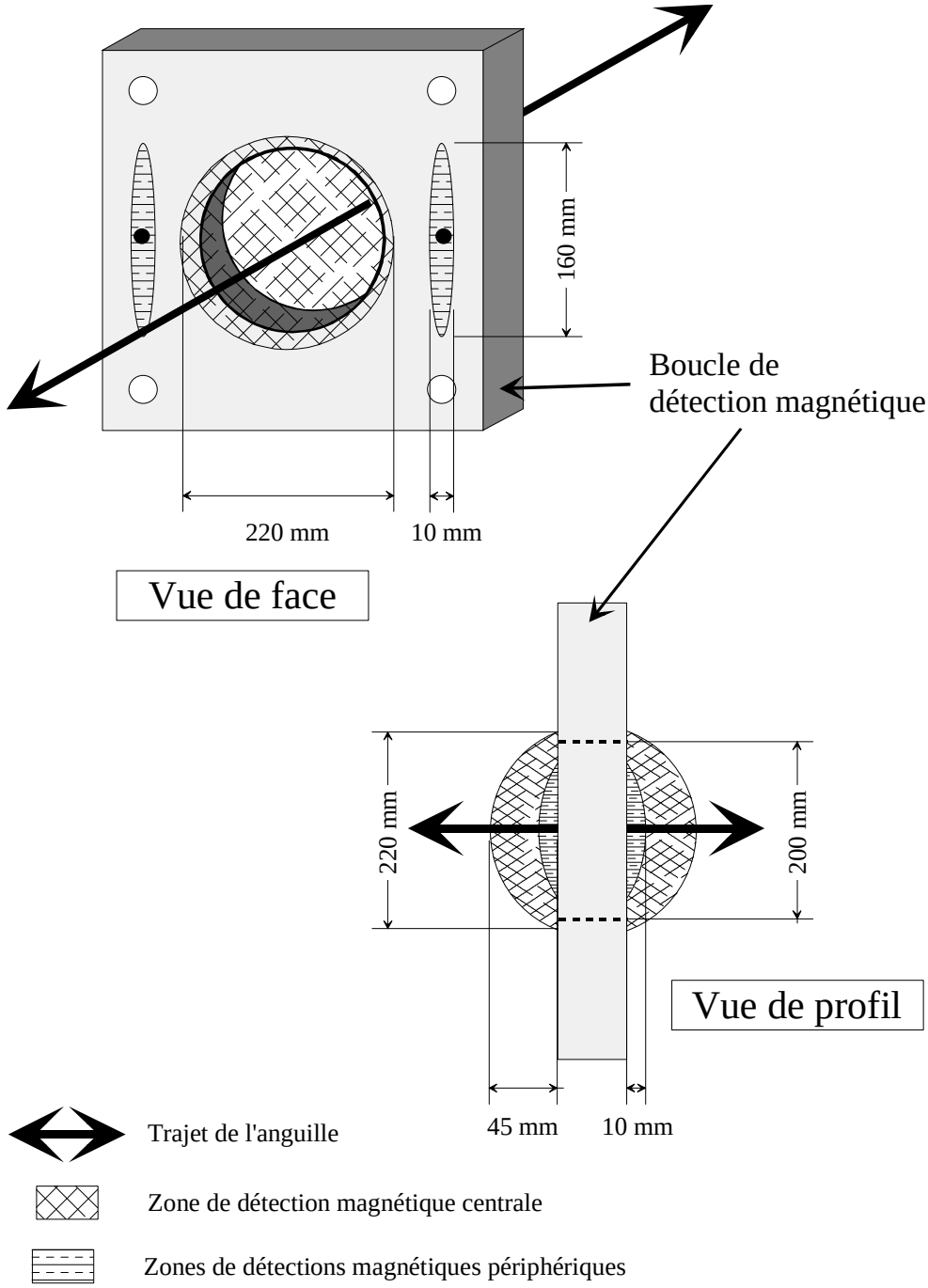


Figure II.113 : Représentation graphique simplifiée des zones de détections magnétiques.

Pour simplifier la visualisation de cette zone centrale de détection et mettre en valeur sa distance maximale de détection (située au centre de la boucle), nous n'avons fait figurer que la moitié inférieure de cette zone (Figure II.114) dont les points de mesure ont été présentés précédemment (Figure II.112). La représentation graphique met en évidence une zone maximale centrale de détection (X = 0, Z = 0 à –11 cm). Elle décrit un arc de cercle dont la valeur de détection maximale est de 4,5 cm (Y = 4,5 cm). De chaque côté de cette zone centrale, une zone de moindre détection

apparaît, puis la distance de détection augmente sur les pourtours de l'ouverture de la boucle. Les résultats obtenus étant identiques pour chacune des boucles et à 0,5 cm près en fonction des marques magnétiques.

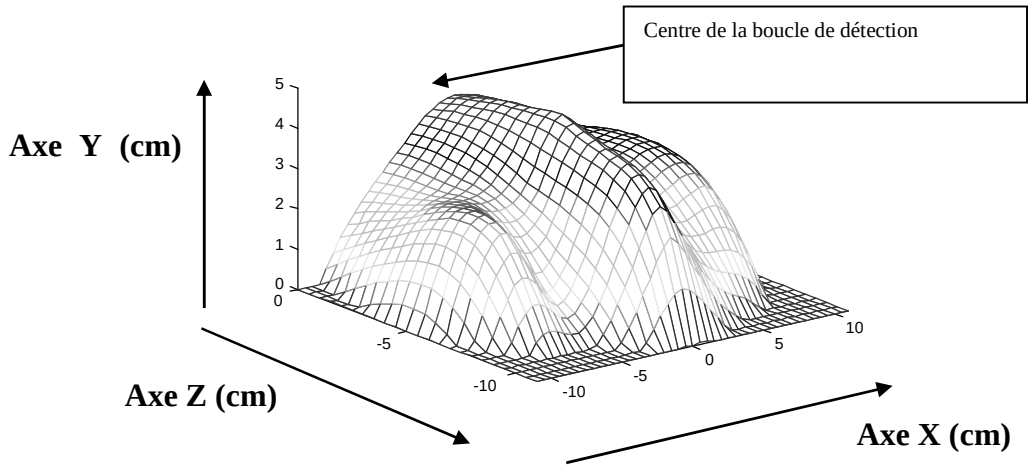


Figure II.114 : Représentation en trois dimensions de la demi-zone inférieure de détection de la boucle magnétique : L'axe X est représenté par l'axe horizontal décrit par la boucle. L'axe Z est représenté par l'axe vertical décrit par la boucle. Dans le plan XZ, le zéro est le centre de la boucle. L'axe Y est la distance minimale de détection de la marque magnétique.

En résumé, nous avons déterminé que chaque pôle provoque l'existence d'une zone latérale de détection magnétique. Ces deux zones induisent un champ de détection centrale englobant l'ouverture pour le passage des anguilles. La distance de détection maximale d'une marque magnétique par ce champ est de 4,5 cm depuis le centre de la boucle.

Limites de détection des boucles

4.1.20. Méthodes

Les limites de détection des boucles sont réalisées avec les mêmes marques compte tenu de la variabilité entre les marques, une marge d'erreur de 0,5 cm est possible.

Marques successives

A l'image de la manipulation pour déterminer les zones de détections magnétiques, nous avons plongé une boucle dans une cuve d'eau douce. Nous approchons deux marques à la suite l'une de l'autre, elles suivent un fil tendu caractérisé par une bonne détection. Les marques sont donc présentées perpendiculairement à la boucle de détection. Les PIT-Tags sont distants de 10, 8, 6, 4, 2 et 0 cm (Figure II.115, (1)).

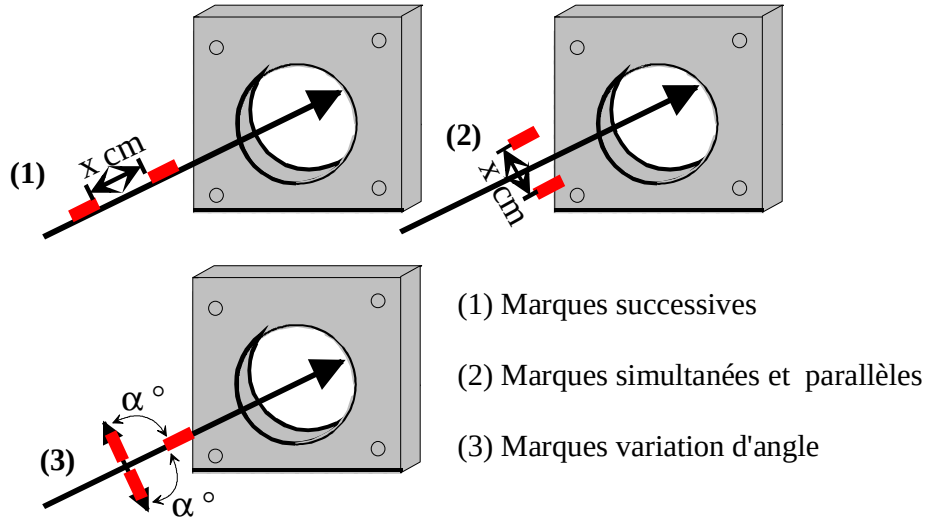


Figure II.115 : Protocole de manipulation pour la détermination des détections de deux marques présentées successivement **(1)** à la boucle de détection, simultanément **(2)** ou suivant un angle d'inclinaison par rapport à l'axe Y **(3)**.

Marques simultanées et parallèles

De même, deux marques parallèles entre elles et distants l'une de l'autre de 10 à 8, 6, 4, 2 et 0 cm, sont approchées en suivant le fil de détection maximum perpendiculaire à la boucle (Figure II.117, (2)).

Inclinaison de la marque magnétique

Dans un troisième temps, nous avons testé l'influence de l'inclinaison de la marque par rapport au plan formé par la boucle de détection (Figure II.115, (3)). Une marque magnétique est donc présentée suivant des angles différents (0°, 60°, 90°, 120°, 180° et 150°). Un angle de 90° est la position de la marque utilisée pour les autres manipulations, la puce est en première position. Un angle nul correspond à une marque présentée parallèlement à la boucle. Les angles de 120 à 180° correspondent à la marque présentée à l'envers (puce en dernière position).

Distance entre deux boucles

L'utilisation d'un système comportant deux boucles successives permettrait de valider le sens du flux d'une anguille. Les enregistrements montreraient alors une alternance des boucles de 1 vers 2 ou de 2 vers 1.

La distance entre les deux boucles nous a semblé être importante dans le succès de la détection. En effet, nous soupçonnons qu'une interférence entre les champs électromagnétiques peut se produire pour une distance supérieure à 1 mètre (limite prescrite par le concepteur). Nous avons donc testé la validité de l'enregistrement pour des distances entre les boucles de détection de 1 mètre à 1,2, 1,3 puis 1,5 mètres.

4.1.21. Résultats

Marques successives

Lorsque les deux marques sont présentées l'une après l'autre, nous constatons un manque d'informations par l'omission d'un des deux numéros de marque dès que la distance entre les deux marques est inférieure à 4 cm +/- 0,5 cm.

Marques parallèles

La détection est également aléatoire dans le cas des deux marques parallèles, présentées simultanément à la boucle. Ce résultat est valable qu'elle que soit la distance entre les marques.

Inclinaison de la marque magnétique

Nous notons que la marque doit se situer dans un axe de 60 à 120° par rapport à la perpendiculaire à la boucle pour être correctement détectée. Ce résultat nécessite d'être souligné pour le choix du site d'insertion de la marque magnétique. En effet, nous avons décidé de marquer de façon systématique les anguilles en insérant la marque en position dorsale. Ce procédé, contrairement à l'insertion ventrale ne permet pas de rotation de la marque dans l'individu. Ainsi, la marque est obligatoirement dans le sens de l'allongement du corps et se présente en parfaite position de détection.

Distance entre deux boucles

Les interactions entre les champs magnétiques de deux boucles proches se traduisent par un enregistrement erroné du numéro de la marque magnétique. La donnée est alors exprimée par un 00. Il apparaît que la distance de 1 mètre ne suffit pas pour éviter ces interactions entre les champs magnétiques (Figure II.116). En effet, à 1 mètre 35 % de données sont erronées alors qu'à 1,2 m et 1,3 m nous avons respectivement 4 et 3 % de données erronées. En conséquence, la distance minimum entre les boucles de détection magnétique a été fixée à 1,5 m, dans la mesure où aucun double 0 n'est alors noté.

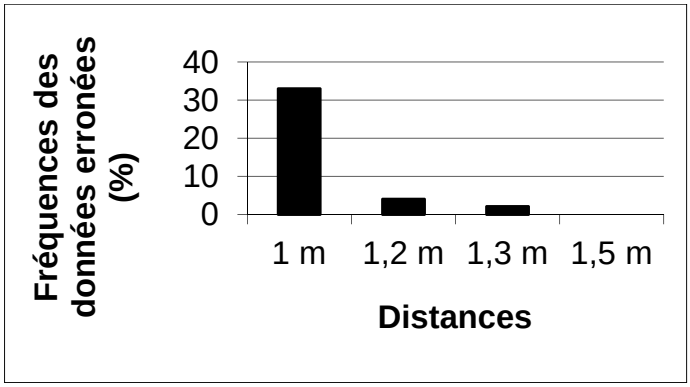


Figure II.116 : Fréquences de données erronées en fonction de la distance entre deux boucles de détection.

Résumé

Les limites de détection des boucles par rapport aux marques magnétiques sont observées par l'omission d'un des deux numéros de marque dès que la distance entre les deux marques successives est inférieure à 4 cm, dans le cas de deux marques parallèles présentées simultanément à la boucle et enfin si la marque est parallèle par rapport au plan formé par la boucle. La distance minimale efficace entre les boucles de détection magnétique a été fixée à 1,5 m. Elle permet d'éviter toutes données erronées.

Validation de l'appareil de concentration des anguilles

4.1.22. Conception

Notre dispositif s'inspire à la fois du verveux décrit entre autres par Adam (1997) et des tendins traditionnels présents sur la zone. Il est constitué de paradières (filets) de longueur modulable en fonction du site d'étude. Ces dernières possèdent une ralingue de plomb enfoncée dans la vase et une ralingue de flotteurs assurant la position verticale du filet (maille étirée de 5 mm). Chaque paradière est fixée sur un cadre en bois. Dans le cadre en bois, la partie inférieure est constituée d'une glissière dans laquelle la boucle de détection est positionnée. La partie supérieure est constituée d'un grillage plastique de même maille que le verveux sur le cadre jusqu'à la glissière (Figure II.117**,** (1)). Cet engin aisément déplaçable permet de barrer complètement un fossé et d'obliger les anguilles à traverser la boucle de détection calée dans la partie inférieure du cadre en bois au centre des paradières (Figure II.117 (2)). La boucle est positionnée dans la partie inférieure car les anguilles montrent un comportement benthique.

Il est à noter que, dans un premier temps, l'idée d'utiliser les nombreuses têtes de buse existant dans ces réseaux maillés a été rapidement abandonnée devant le constat d'une stabulation fréquente des individus dans ces abris et donc d'une saturation du dispositif de stockage de signaux de passage d'individus marqués.

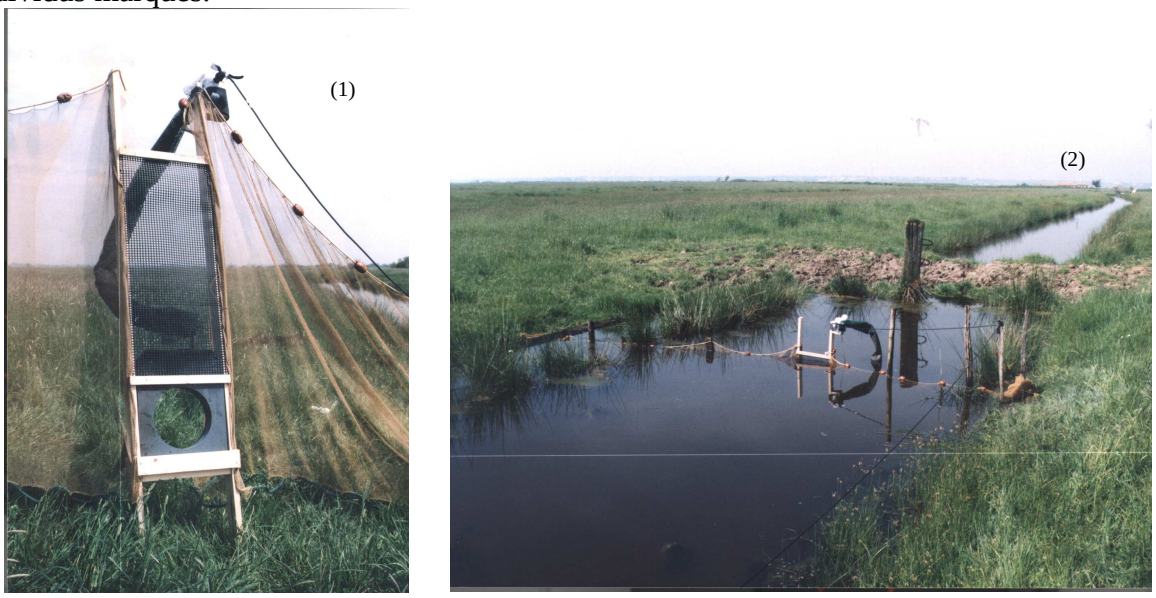


Figure II.117 : Photographies du système de concentration des anguilles vers la boucle de détection (1) hors eau et (2) positionnée au sein d'un fossé (A. Baisez).

4.1.23. Test de validation

Une expérimentation dans un bassin contrôlé a permis également de valider la visualisation du flux d'anguilles à travers le système automatisé de détections. L'engin a ainsi été disposé dans un bassin de 16 m² comportant un attrait d'eau à une extrémité servant à attirer les anguilles. Seize anguilles marquées ont été disposées à l'autre extrémité du système (soit 1 anguille/m²). Après une nuit (12 heures), les anguilles présentes dans chaque aire (amont et aval de la boucle) ont été capturées et les numéros des marques vérifiés. La confrontation de ces observations avec les données stockées au cours de la nuit dans le collecteur, nous informent sur la validité des enregistrements.

4.1.24. Résultats

L'appareil de concentration réalisé ne possède pas de matériau ferrique susceptible de perturber le fonctionnement des boucles magnétiques. Il est en effet composé de bois, de filet et de plastique.

Notre engin, constitué de paradières fixées sur un cadre en bois où est contenue la boucle de détection, est complètement autonome. La glissière, permet de désolidariser la boucle de l'ensemble et facilite le transport par un allégement notoire de l'appareil. Une seule personne peut ainsi alors aisément placer ce système au sein d'un fossé. De plus, notre système se présente comme une barrière verticale disposée perpendiculairement aux rives, il ne constitue alors pas un abri potentiel pour les anguilles, évitant par-là au maximum les stagnations dans l'engin.

L'expérimentation dans un bassin contrôlé a permis également de valider l'enregistrement automatique des passages. L'attrait d'eau a en effet conduit toutes les anguilles à traverser l'appareil et leur détection a été systématiquement réalisée. En conséquence, notre engin apparaît être sans fuite et ne semble pas perturber le comportement des anguilles dans la mesure où l'ensemble des individus a traversé le système en répondant à l'attrait d'eau.

En résumé, l'appareil de concentration constitué de paradières fixées sur un cadre en bois où est contenue la boucle de détection, est complètement autonome. Il ne constitue alors pas un abri potentiel pour les anguilles, évitant les stagnations des individus dans l'engin mais il détecte toutes les anguilles marquées ayant traversé le système sans donnée erronée.

Mise au point d'un programme de traitement de données stockées

Une première étape a consisté à traduire le temps en secondes. Un second point est le choix des facteurs qui permettent de définir un événement.

4.1.25. Facteurs nécessaires à l'interprétation

Nous avons voulu déterminer quels étaient les facteurs principaux pour l'interprétation des données. Nous avons retenu plusieurs critères :
(1) Le **numéro de l'anguille** permet d'attribuer des individus aux passages détectés et stockés sur le lieu de collecte.

(2) Le **temps**, exprimé en secondes, retrace la chronologie des passages.
(3) Le **numéro de la boucle** permet de localiser géographiquement la détection.

4.1.26. Traduction du temps

Il nous est apparu nécessaire de traduire le temps stocké en bytes en unités universelles : les secondes. Nous avons donc mis au point un programme qui convertit les données T1, T2 et T3 du tableau regroupant les données stockées (Figure II.111) en secondes grâce à l'échelle des correspondances : T1 = 0 à 239 X 1/16 seconde, T2 = 0 à 239 X 15 secondes et T3 = 0 à 239 X 60 minutes. De plus, le t = 0 de l'enregistrement correspond au moment de la mise en marche du système. Il suffit alors de noter l'heure à laquelle l'expérience est déclenchée et nous faisons correspondre l'enregistrement avec le temps universel.

4.1.27. Pré-traitements des collectes

Le système de détection mis en place au sein d'un fossé d'avril à décembre 1999 montre que pour une même anguille, certaines collectes sont effectuées en salves. La durée moyenne d'une salve n'excède pas 7 secondes dans 87,1 % des cas. En considérant que la vitesse de déplacement moyenne d'une anguille est de l'ordre de 30 cm/s et en vitesse de pointe de 1,14 m/s (Blaxter & Dickson, 1959 ; McCleave, 1990), nous avons estimé que ce pas de temps de 7 secondes correspond à un déplacement maximal de 2 à 7 mètres autour de la boucle de détection. Nous pouvons alors effectuer un regroupement de ces collectes de pas de temps inférieur à 7 secondes pour un individu sachant que ces détections correspondent à un déplacement maximal de 7 mètres autour du système.

Durant cette salve, chaque écart entre les collectes varie de 0,5 à 5,5 secondes. Ce phénomène de salve semble donc relever de l'hésitation d'une anguille à traverser le système ou d'un déplacement lent à travers la boucle de détection et non d'un retour régulier vers la zone de détection. En effet, un écart de 0,5 secondes correspond à un déplacement maximal de 15 cm selon les vitesses de déplacements de l'anguille citée par McCleave (1990).

Le regroupement de ces collectes séparées par au plus 7 secondes pour un même individu aboutit à une analyse de 1833 données au lieu des 26393 collectes initiales sans pour autant perdre des informations.

Discussion

La connaissance du système de détection et les observations du comportement des anguilles marquées lors des manipulations de mise au point d'un appareil de détection, permettent de différencier quatre possibilités de détection :

- Un premier type concerne le passage direct et rapide d'une anguille dans la boucle, dans la zone de détection principale. Cette dernière est située au centre de la boucle et sur toute la hauteur. La distance de détection est alors maximale entre la marque magnétique et la boucle. L'angle de l'anguille dans la zone de détection se situe entre 60° et 120° par rapport au plan formé par la boucle de détection, puisque la longueur de l'animal ne lui permet pas de passer en travers. La marque, pourvu qu'elle soit dans le sens de la longueur de l'animal, est alors automatiquement détectée.

- Un second type concerne les passages lents d'anguilles par reptation ou nage au fond. La détection est alors réalisée grâce à la zone de détection centrale mais en périphérie de l'ouverture. L'anguille longeant les pourtours de la boucle jusqu'au franchissement de l'ouverture, est nécessairement perpendiculaire au plan de la boucle, la détection est alors assurée, et provoque des salves de détection.

- Un troisième type intervient lorsqu'une anguille se situe à proximité des zones de détections magnétiques périphériques. Etant donné leur étroitesse, la détection est sporadique mais relativement fréquente.

- Un quatrième type concerne la traversée du système par plusieurs anguilles simultanément. Il n'y aura pas de détection si les marques sont parallèles ou distantes de moins de 4 cm et présentées dans le champ central. Il semble toutefois peu probable que des anguilles traversent le système de cette manière. Il faudrait tout d'abord que les marques internes soient au même niveau lorsque les anguilles se présentent à la boucle. De plus, des hésitations à l'approche de l'ouverture seraient suffisantes pour déclencher une détection minimale.

L'appareil de détection mis au point semble répondre à toutes nos exigences pour l'étude du rythme de déplacement des anguilles. Il est transportable, la longueur des paradières nous permet de l'adapter à tous les sites. L'appareil ne semble pas perturber le comportement des anguilles dans la mesure où elles n'hésitent pas à traverser le système sans pour autant favoriser la stagnation.

De plus, il n'y a pas de donnée erronée avec cet appareil à condition que les marques magnétiques soient insérées dans le sens de la longueur de l'anguille. Dans le cas de l'utilisation de plusieurs boucles, ces boucles doivent être espacées d'au moins 1,5 mètres. Ce point est particulièrement important à conserver en mémoire lors de l'installation de ce type de boucles dans les systèmes de franchissement de barrage où l'espace est réduit. De plus, l'ensemble des problèmes techniques, (mastication des fils par les ragondins, étanchéité des collecteurs, résistance des matériaux à l'érosion, problèmes de collectes par un ordinateur portable, *etc.*), ont été pris en compte par le concepteur du système (Francis Scientific Instruments, Cambridge), et les modifications apportées par notre étude sont dorénavant de série.

Conclusion générale des méthodologies mises au point

Les limites de chaque technique d'échantillonnage sont liées au fonctionnement des engins (Figure II.118). Dans le cadre de l'utilisation de la pêche électrique une capturabilité semble être équivalente pour toutes les tailles d'anguilles de 120 à 440 mm cependant cette vulnérabilité de l'anguille à la pêche électrique est faible. Une standardisation des conditions de capture est réalisable par une surface échantillonnée déterminable, une température de 15 à 20 °C et une puissance électrique maintenue à 3000 watts. Un comportement d'évitement est possible si la conductivité de l'eau est forte et si la hauteur d'eau à échantillonnée est importante. Ce phénomène serait plus ou moins lié à la taille de l'anguille et entraînerait une faible représentation des individus supérieurs à 360 mm. De plus, aucune capture hivernale n'est envisageable, l'anguille étant alors envasée dans un milieu à très forte conductivité.

Concernant les nasses, la capture nécessitant des déplacements de l'anguille aucun échantillonnage n'est réalisable en période hivernale durant laquelle l'anguille observe peu ou pas d'activité (température seuil de 12 °C). Une sélectivité est observée pour des tailles inférieures à 200 mm, ce piège n'est donc pas adapté à l'étude du recrutement printanier (arrivée des civelles de 70 mm et anguillettes de 70 à 200 mm).

De prime abord, les manipulations de capturabilité réalisée en cuve semblaient argumenter pour une forte attractivité de la nasse pour l'ensemble des individus. La comparaison des structures de taille obtenues par les deux techniques d'échantillonnage révèle une sous-représentation des individus de petite taille (de 200 à 360 mm) par les nasses. Ce constat amène alors un doute sur l'exactitude des captures de la nasse sans pouvoir l'expliquer (variabilité d'occupation nycthémérale ?, intensité de déplacements différentiels ?, *etc*.).

De même, une sous-représentation des captures des tailles supérieures à 360 mm réalisées par la pêche électrique est constatée sans que nous puissions réellement en connaître les origines. Les efficiences de ces deux techniques d'échantillonnage semblent alors très dépendantes du comportement de l'anguille. Un suivi individuel doit permettre de mieux comprendre ces variabilités de capture et serait à même d'identifier les groupes de taille concernés.

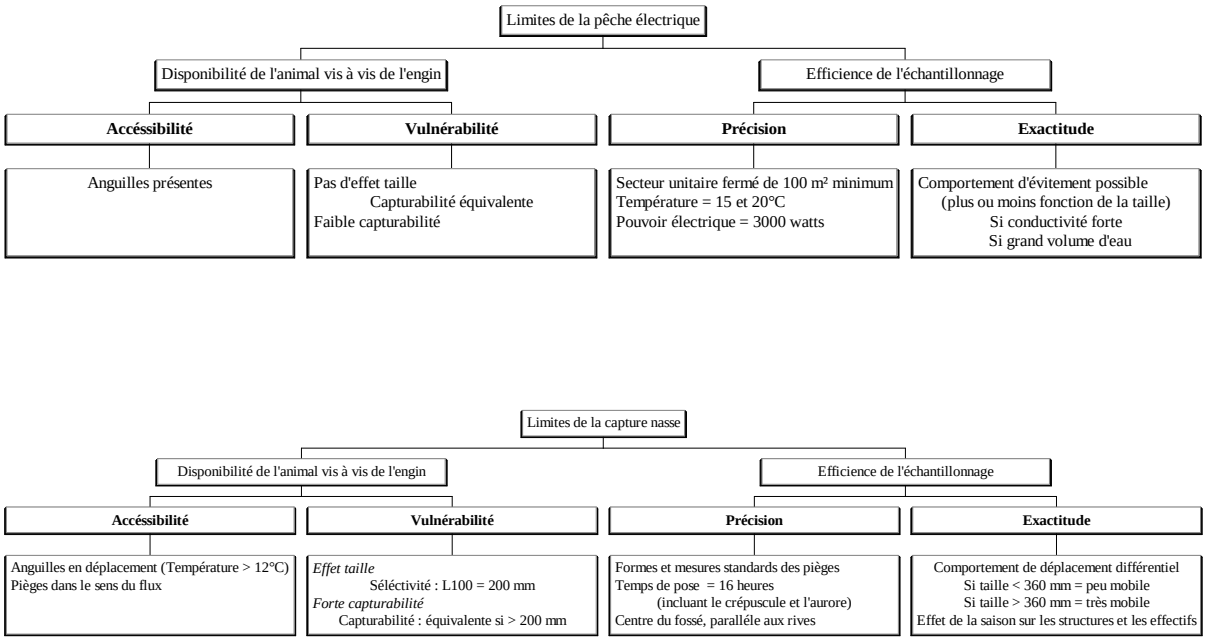


Figure II.118 : Schémas récapitulatifs des caractéristiques de captures des deux techniques d'échantillonnage (pêche électrique et nasses) utilisées dans le Marais breton.

Une méthode de marquage individuel a donc été mise en œuvre afin d'identifier des comportements d'anguilles et de les caractériser. La technique de marquage (PIT-Tags) que nous avons mise au point a été utilisée avec succès dans le Marais breton et le Domaine de Certes dans le bassin d'Arcachon. Une vingtaine de jours suffit pour une cicatrisation complète de l'animal. Bien qu'elle n'ait été publiée à ce jour que sous forme de rapport d'étude, elle a également intéressé d'autres équipes travaillant sur le suivi des anguilles (Feunteun *et al.*, 2000 ; Crivelli, com. pers. ; Legault

Fish Pass, com. pers. ; Durif com. Pers.). Nous avons également marqué une centaine d'esturgeons (*Acipenser sturio*) au sein d'une pisciculture expérimentale suivant ce protocole avec une réussite totale (aucun rejet, aucune mortalité sur 2 ans).

La méthode de marquage-recapture nous a permis d'estimer des taux annuels de croissance et de relever de fortes variabilités mensuelles. Des variabilités de croissance individuelle sont également observées. Tout en gardant à l'esprit cette hétérogénéité, la méthode de marquage-recapture aboutit à une croissance annuelle moyenne estimée de l'ordre de 84 mm sur notre site atelier. Les périodes de plus fortes croissances apparaissent en juin et en août pour des températures d'eau situées entre 18 et 22°c. otolithomètrie semble surestimer l'âge des anguilles prélevées sur notre zone d'étude. La prise en compte d'annuli surnuméraires, dus au ralentissement de croissance en début de période estivale, en serait peut être la cause. Cette méthode reste donc à valider dans les milieux à fortes variations de conditions environnementales (Mounaix, 1992).

La mise en place d'un système de détection automatisée a été réalisée. Elle prend en compte l'autonomie de l'appareil (déplacement aisé, 12 jours d'autonomie de batterie, *etc*.) ainsi que la validité des collectes. Ce système de détections automatisées aquatiques permettra d'estimer les flux saisonniers d'anguilles et les rythmes journaliers d'activité. L'identification individuelle de l'anguille nous permettra alors d'obtenir de multiples renseignements sur son comportement.

Conclusion

Cette partie nous a permis de définir les différentes échelles d'étude de l'habitat pour l'anguille. Elle a souligné l'importance de la prise en compte de l'emboîtement des échelles d'habitats (macro, méso et micro habitat) dans l'étude des sources de variabilité de distribution des abondances et des structures de taille d'anguilles. L'analyse de la bibliographie dans le domaine d'étude des relations habitat-espèce nous a alors permis de cerner les facteurs susceptibles d'intervenir dans ces hétérogénéités de répartition à l'échelle du micro habitat.

Au sein d'une zone réduite de 30 ha, correspondant à un réseau à priori homogène (méso-habitat), les analyses des habitats potentiels pour l'anguille révèlent alors des variabilités spatiales et temporelles des sites. Cette démarche a précisé le fonctionnement annuel de notre zone d'étude ainsi que les facteurs spatiaux discriminant quatre types de sites. A cette échelle, l'observation d'une hétérogénéité de répartition des abondances et des structures de taille d'anguilles à l'aide de deux techniques d'échantillonnage, laisse présager que le micro-habitat de l'anguille correspond à l'échelle d'un site.

A partir de ces constats, il nous est apparu indispensable de préciser les relations pouvant exister entre les diverses classes de taille d'anguilles présentes et les milieux aquatiques permanents disponibles. Pour ce faire, deux voies d'approche complémentaires sont nécessaires :

↳ Une première démarche consiste en un suivi individuel des anguilles. Il permettra d'obtenir des données d'occupation spatiale (Chapitre III.1) et temporelle (Chapitre III.2) des fossés d'un secteur du marais. Cette étude a nécessité dans un premier temps le choix d'une technique de marquage individuel et la validation de son utilisation pour l'anguille et dans un second temps, la mise au point d'un système de détection automatisée aquatique, autorisant un suivi permanent des transits d'anguilles au sein des sites. Cette approche individuelle est alors susceptible de révéler des groupes de taille d'anguilles ayant des comportements similaires ainsi que leur variabilité temporelle.

↳ L'autre démarche s'attache, après avoir déterminé des groupes de taille aux comportements homogène, à préciser les relations observées entre les caractéristiques des sites échantillonnés et la présence de ces groupes fonctionnels dans les captures effectuées par la pêche électrique ou la pêche aux nasses.

L'ensemble de ce travail a donc été engagé au sein d'un site atelier de 30 ha, à l'aide d'un suivi de 500 anguilles marquées de 250 à 900 mm durant deux années.

Partie III :

Comportement des anguilles au sein du réseau étudié (Zone atelier)

Introduction

Au sein d'une zone réduite de 30 ha, correspondant à un réseau à priori homogène (méso-habitat), les analyses des habitats potentiels pour l'anguille ont révélé des variabilités spatiales et temporelles des caractéristiques des sites (*cf.* Chapitre II.2, 1). Cette démarche a précisé le fonctionnement annuel de notre zone d'étude ainsi que les facteurs spatiaux discriminant quatre types de sites. A cette échelle, l'observation d'une hétérogénéité de répartition des abondances et des structures de taille d'anguilles à l'aide de deux techniques d'échantillonnage, laisse présager que le micro-habitat de l'anguille correspond à l'échelle d'un site (*cf.* Chapitre II.2, 2).

A partir de ces constats, il nous est apparu indispensable de préciser les relations pouvant exister entre les diverses classes de taille d'anguilles présentes et les milieux aquatiques permanents disponibles pour les anguilles présentes en ces lieux. Pour ce faire, deux voies d'approche complémentaire sont nécessaires :

↳ Une première démarche tire partie du suivi individuel des anguilles. Il permettra d'obtenir des données d'occupation spatiale (Chapitre III.1) et temporelle (Chapitre III.2) des fossés d'un secteur du marais. Cette approche individuelle est alors susceptible de révéler des groupes de taille d'anguilles ayant des comportements similaires ainsi que leur variabilité temporelle.

↳ L'autre démarche s'attache, après avoir déterminé des groupes de taille aux comportements homogènes, à préciser les relations observées entre les caractéristiques des sites échantillonnés et la présence de ces groupes fonctionnels dans les captures effectuées par la pêche électrique ou la pêche aux nasses (Chapitre III.3).

L'ensemble de ce travail a donc été engagé au sein d'un site atelier de 30 ha, à l'aide d'un suivi de 500 anguilles marquées par PIT-Tags de 250 à 900 mm durant deux années.

Partie III :

Chapitre III.1 : Distribution spatiale des anguilles à l'échelle du méso et micro habitat

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie III : Chapitre III.1 : Distribution spatiale des anguilles à l'échelle du méso et micro habitat

Introduction

Si les études biologiques sur l'anguille ont permis de mieux appréhender la complexité des déplacements de ces poissons, la plupart des recherches se sont focalisées sur les écophases migrantes de l'anguille (Deelder, 1984 ; Elie *et al.*, 1994 ; *etc.*). Très peu de références font ainsi état de l'activité des anguilles durant leur phase de sédentarisation en eau continentale. D'une manière générale les auteurs s'accordent à dire que les anguilles se déplaceraient de façon ponctuelle, dans un premier temps, pour la colonisation du milieu dans un but trophique (De Leo & Gatto, 1993 ; Gascuel, 1985) puis dans un second temps les anguilles réaliseraient une migration en association avec la ségrégation de l'habitat (Hegedis *et al.*, 1996). De plus, il y aurait chez l'anguille jaune un retour quasi systématique à un site qualifié d'habitat, de gîte ou d'abri (Oliveira, 1997).

Au cours de notre étude, l'identification par des marques magnétiques et la mise en place d'un réseau de pièges placés au sein d'une zone de 30 ha, a autorisé le suivi de leurs déplacements individuels. Des schémas de comportement peuvent alors être dégagés. Ils concernent tout d'abord la variabilité de déplacement en relation avec la taille des individus. Ces suivis individuels permettent également de vérifier si un retour à un même site est établi et quelle relation il peut y avoir avec les tailles des individus. En outre, à l'aide du réseau stable de pièges nous évaluerons la taille du domaine vital de l'anguille jaune au sein de ces milieux.

Cette démarche permettra de révéler des groupes de tailles ayant des comportements similaires. Les différents comportements de déplacement considérés en fonction des sites révèleront alors les fonctionnalités des divers habitats pour les anguilles.

Caractérisation des groupes de taille d'anguilles

Méthodes

4.1.28. Zone atelier

Le réseau maillé de fossés ayant fait l'objet du suivi (Bourgneuf, Marais Breton-Vendéen), totalise un linéaire de 3 938 mètres (Figure III.119) dont les caractéristiques générales du milieu ont été analysées (*cf.* Partie II). Il est isolé de l'ensemble de l'hydrosystème par un système de seuil amortissant les variations du niveau de l'eau liées à la gestion hydraulique des deux étiers en contact avec la zone, la Gravelle et le Falleron. Ces seuils doublés de grille (de 5 mm) interdisent également toute entrée et sortie des anguilles de plus de 200 mm de longueur.

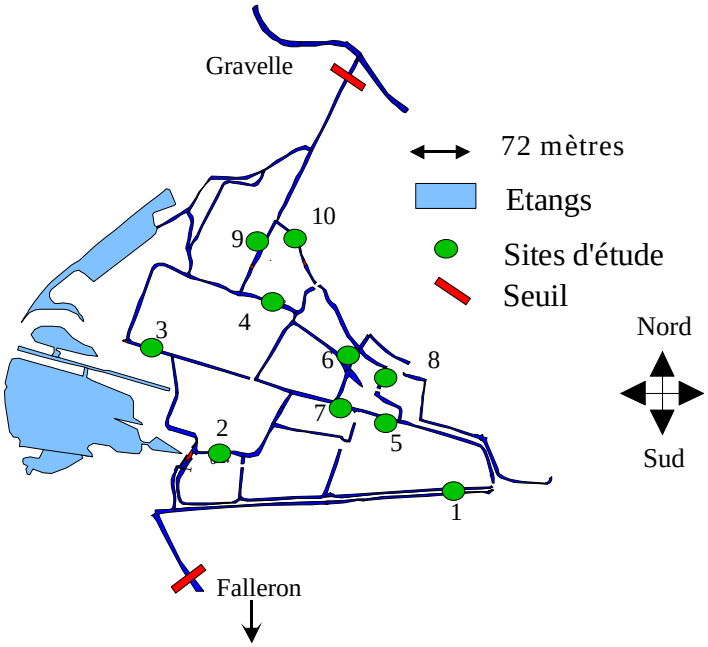


Figure III.119 : Distribution des sites au sein de la zone atelier de 30 ha, située dans la partie dulçaquicole du Marais breton.

4.1.29. Protocole de capture

Les captures ont été réalisées grâce à des bosselles (*cf.* Partie II) testées et caractérisées par une taille de rétention L100 de 200 mm. Ces nasses étaient disposées par couple tête-bêche au sein de dix sites répartis dans les 30 ha de la zone d'étude (Figure III.119). Le rythme des campagnes de pêche a été de 4 jours-nuits consécutifs de pêche (précédant la nouvelle lune) par mois, de mars à novembre 1998, 1999 et en juin 2000. Nous avons donc ainsi réalisé 760 nuits-stations de captures (19 campagnes de 4 jours sur 10 sites).

Lors des relèves quotidiennes, les anguilles étaient mesurées. Durant toute l'année 1998, celles dont la longueur dépassait 250 mm étaient marquées individuellement, suivant le protocole défini précédemment (*cf.* Chapitre II.3). Les anguilles étaient ensuite relâchées dans le même site que celui de leur capture après une surveillance d'une heure pour la vérification du réveil et du non-rejet de la marque. Les années 1999 et 2000 correspondent à des opérations de recaptures uniquement. Au cours de l'ensemble des campagnes, toute anguille piégée et mesurée était localisée sur un site à un mois et une année donnée.

4.1.30. Analyses

Contribution du marquage vis-à-vis du potentiel d'anguille présent

Nous présenterons tout d'abord les niveaux annuels de recapture vis-à-vis du stock marqué potentiellement présent au sein de notre zone atelier de 30 ha.

↳ En 1998 (seule année de marquage), les anguilles ont été marquées avec des tailles toujours supérieures à 250 mm (taille minimale de marquage).

De manière à visualiser globalement le taux de recapture effectué en 1999 et 2000 et analyser les ratios 'marquées et non marquées', il est apparu essentiel de prendre en compte le phénomène annuel de croissance (84 mm en moyenne par an sur notre site d'étude).

↳ En 1999, la limite inférieure de taille des individus observables marqués a donc été fixée à 334 mm.

↳ En 2000, le même principe de calcul amène cette limite à 418 mm.

Contribution du marquage par classe de taille

De manière à visualiser une recapture préférentielle de certains groupes de taille, une analyse a été menée pour chaque année de suivi. Elle a constitué à virtuellement identifier les effectifs d'individus marqués par classe de taille au mois de novembre de chaque année. Ainsi tout individu marqué le mois i s'est vu affecté une croissance moyenne prenant en compte les croissances mensuelles différentielles observées sur la zone atelier (*cf.* Partie II.3). De la même manière, tout individu recapturé marqué le mois i s'est vu affecté le même calcul de croissance, ceci permettant de constituer 'virtuellement' l'histogramme des tailles au mois de novembre des anguilles capturées au cours de l'année.

Comportement différentiel

Des tests non paramétriques de Kolmogorov-Smirnov (KS) selon la procédure de Sokal & Rohlf (1981) ont été réalisés afin de savoir si les structures de taille des individus non marqués, marqués et recapturés différent durant l'année 1998. L'étude des rapports de capture des catégories d'anguilles (non marquée, marquée et recapturée) par classe de taille permet de visualiser la variabilité de recapture pour l'année 1998. La même démarche sera réalisée pour l'ensemble des captures de 1998 et 1999.

Résultats

4.1.31. Contribution des opérations de marquage

Au cours de nos 19 campagnes d'échantillonnage réalisées à l'aide de 10 couples de nasses disposées tête bêche, 1841 anguilles ont été capturées. Ces captures représentent une moyenne de 9,7 anguilles par campagne par couple de nasses. Nous pouvons distinguer au sein de ces captures trois catégories d'individus : les anguilles non marquées et qui le resteront (taille de marquage minimum de 250 mm), celles qui seront marquées et relâchées, et celles qui correspondent à des recapturées.

Les anguilles non marquées (N = 1383 captures)

En 1998, la grosse majorité (82 %) des captures d'anguilles non marquées (690 individus) est de taille supérieure à 250 mm. Elles ont alors fait l'objet d'un marquage (N = 519 individus). Par contre, tout individu capturé de taille inférieure à 250 mm, n'a pas fait l'objet d'une implantation de PIT-

Tags (taille trop petite pour une implantation sans risque pour l'animal). S'y ajoutent 50 individus de taille marquable, mais présentant des blessures ou nécroses ou retrouvées mortes dans les pièges.

En 1999 et 2000, en 10 campagnes, 693 anguilles ont été capturées non marquées et le sont restées puisque aucune opération de marquage n'a eu lieu à partir de novembre 1998. Ces captures distinguent d'une part les individus dont les tailles sont inférieures à la taille potentiellement marquable en 1998 (< 334 mm en 1999 et 418 mm en 2000) et représentent respectivement 38 et 60 % des captures de 1999 et juin 2000 (Figure III.120). Les autres individus non marqués correspondent à ceux qui ont 'échappé' à la capture et donc au marquage en 1998 alors qu'ils avaient des tailles potentiellement marquables. Ils représentent 32 % et 21 % des captures respectivement des 10 campagnes de captures en 1999 et de celles de juin 2000.

Les anguilles capturées marquées (N = 426 captures en 1998 et 1999 et N = 32 en 2000)

Ce type d'anguilles a représenté 20 % des captures en 1998 (169 captures). En 1999, 257 captures (31 % des captures totales) ont concerné des individus déjà marqués et ce en neuf campagnes mensuelles de pêche.

Tableau III.46 : Effectifs d'anguilles capturées en 1998 et 1999 par catégories de capture.

	Non marquées	Marquées	Recaptures
1998 (9 campagnes)	171	519	169
1999 (9 campagnes)	560	0	257

En juin 2000, 19,4 % des captures réalisées étaient marquées. Sur l'ensemble des trois saisons de suivi (19 campagnes de pêche), ce sont donc 458 captures d'anguilles marquées qui ont eu lieu, représentant près d'un quart des captures totales. Ces 458 captures correspondaient à 171 individus différents (Tableau III.46). Ces données permettent de distinguer les individus jamais recapturés (N = 348) des individus recapturés (N = 171) qui le seraient plusieurs fois (N = 458) à raison d'une moyenne de recapture de 2,7 par anguille. Certains individus (N = 37) ont été recapturés plusieurs fois durant la même semaine et 17 d'entre eux avaient changé de site. Ces résultats amènent à la conclusion que la capture quotidienne n'empêche pas le déplacement d'un site à un autre et que le traumatisme de la capture s'estompe rapidement. De même, il ne semble pas y avoir d'apprentissage de la capture induisant un évitement de la bosselle, puisque certaines anguilles ont été capturées jusqu'à 7 fois de suite.

Nous remarquerons également que, malgré un effort de pêche et de marquage significatif en 1998 (20 nasses pour environ 4000 mètres de fossés) réalisés sur une zone fermée, 36 % des anguilles piégées de taille supérieure à 334 mm en 1999 et à 418 mm en 2000, donc potentiellement marquables en 1998, ont échappé à l'opération en 1998.

Enfin, l'ensemble de ces recaptures s'échelonnent sur les trois années de manipulation avec 96 individus différents en 1998 (20 % des captures totales de 1998), 111 en 1999 (30 % des captures totales de 1999) et 24 en 2000 (19 % des captures totales de 2000). Ces chiffres sous-entendent que 55 anguilles recapturées en 1998 ne l'ont pas été en 1999 et qu'au contraire de nouvelles recaptures sont observées en 1999 (N = 70) et 2000 (N = 5). La recapture ne semble donc pas être régulière.

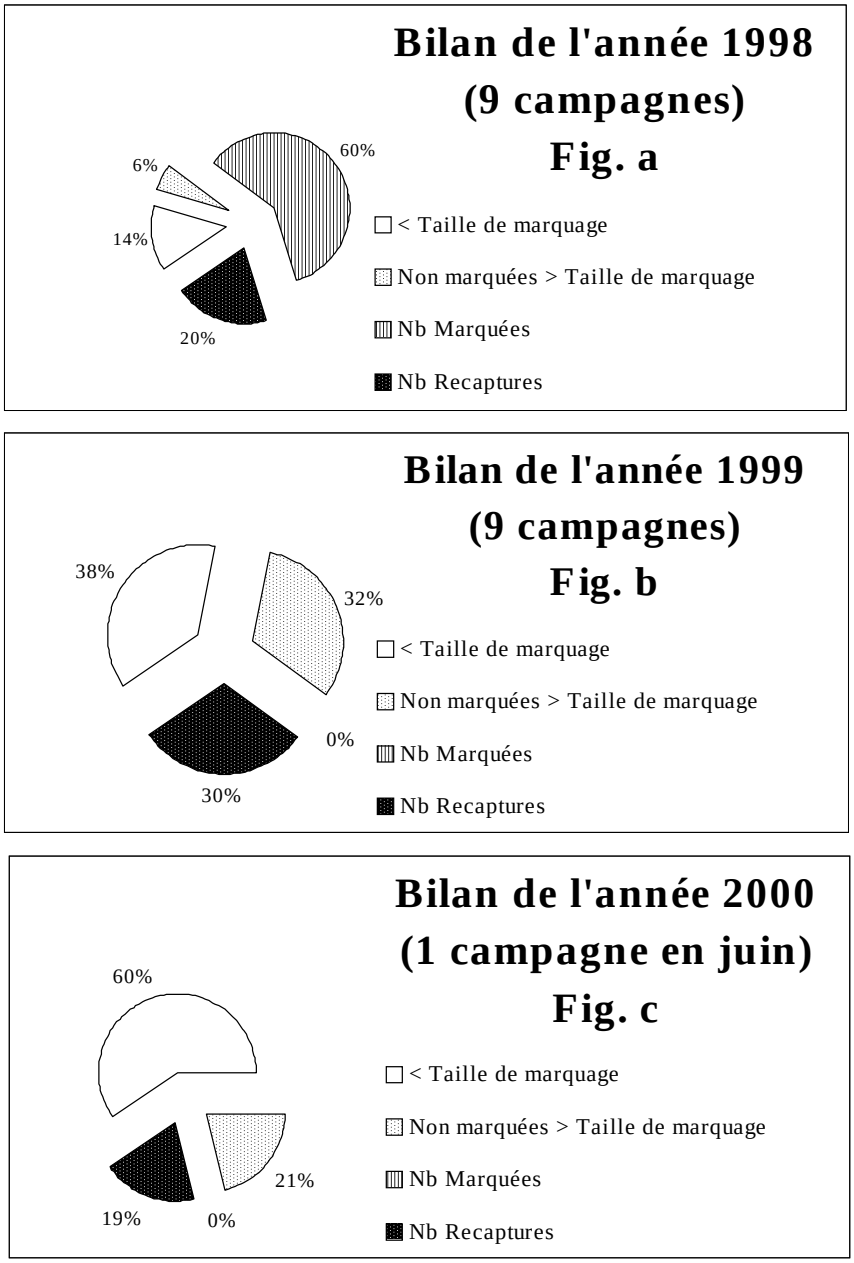


Figure III.120: Représentations (de a à c) des pourcentages d'anguilles de chaque type de capture par rapport à l'ensemble des captures pour les années 1998 à 2000.

En résumé, la contribution du marquage en 1998 est importante, elle représente 60 % des individus capturés de 1998 à 2000, de taille supérieure à la taille minimale de marquage et 31 % des captures totales. Cependant, 38 % de l'ensemble des anguilles piégées en 1999 et 21 % en 2000, possédaient des tailles potentiellement marquables en 1998, mais n'ont pas été capturés (ni marqués) en 1998. Ce constat argumenterait pour une pression de capture insuffisante par rapport à la fraction de population en place. Ce phénomène pourrait être lié soit à l'évitement du piège au moment du passage à proximité, soit au moins pour certaines classes de taille, à l'existence de déplacements de faible amplitude réduisant la probabilité de rencontre avec un piège. Ce dernier point serait conforté par la recapture non systématique des anguilles observée d'une année à l'autre.

4.1.32. Comportement de déplacement différentiel

En 1998

Les structures de taille des individus marqués, non marqués et recapturés en 1998 différent significativement (Tableau III.47).

Tableau III.47 : Tests de Kolmogorov-Smirnov sur la structure de taille des anguilles recapturées (RE), marquées (MA) et non marquées (NON MA) en 1998. P = Probabilités, D = Distances.

P/D	RE	MA	NON MA
RE	_	0,339	0,665
MA	**0,001**	_	0,732
NON MA	**0,001**	**0,001**	_

Trois groupes de taille semblent se distinguer en fonction de leur proportion de recapture (Figure III.121). Bien entendu, les anguilles de tailles inférieures à 240 mm sont remarquables par leur non marquage. Les tailles situées entre 240 et 360 mm seraient faiblement recapturées (15 à 20 % des captures totales) tandis que les individus de taille supérieure à 360 mm représentent 30 à 40 % des captures par classe. Ce premier résultat tend à suggérer une variabilité de recapture en fonction de la taille des individus.

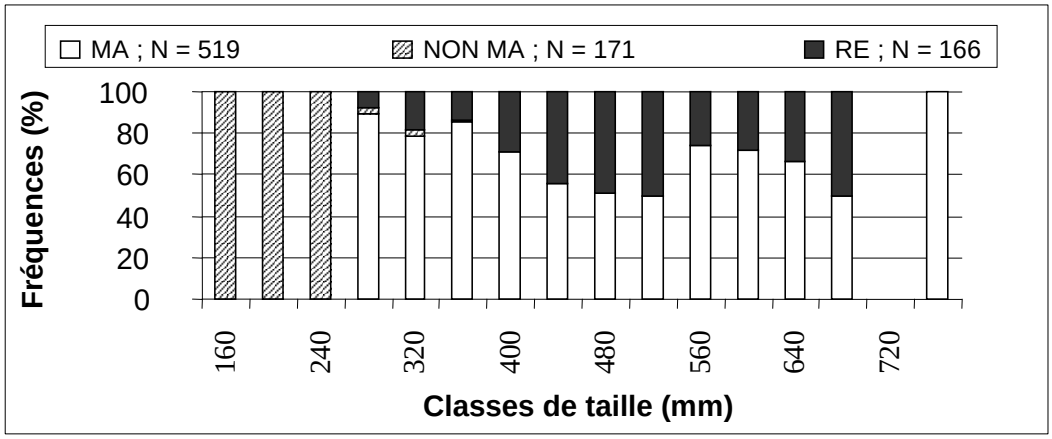


Figure III.121 : Distributions des types de capture en 1998 par classes de taille (pas de 40 mm) tous sites confondus en 1998. RE = anguilles recapturées, MA = marquées et NON MA = non marquées.

En 1998-1999

La confrontation (Figure III.122) des structures de taille des anguilles marquées en 1998 et des anguilles recapturées en 1998 et 1999 révèle un net décalage vers les grandes tailles (KS = 0,385, P < 0,001). Nous distinguons les anguilles inférieures à 280 mm dont la proportion de recapture est très faible (15 %). De 280 à 360 mm, ce taux de recapture augmente (de 55 à 76 %). Les classes de taille de 360 à 440 semblent révéler un changement de mobilité des individus. Ainsi, à partir de 440 mm, nous pouvons souligner que de multiples recaptures sont nettement observées (en moyenne 2,3 recaptures par anguille marquée).

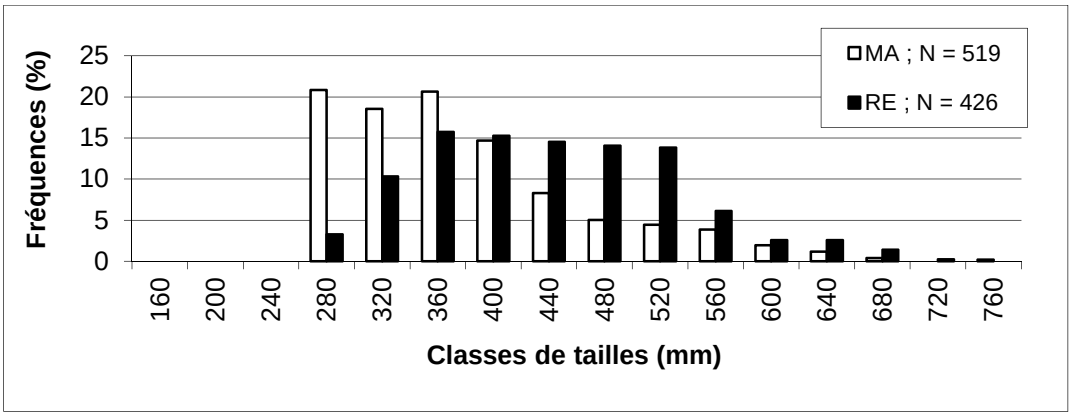


Figure III.122 : Distributions des types de capture par classe de taille (pas de 40 mm) tous sites confondus en 1998-1999. MA = anguilles marquées, RE = recapturées.

Mais cette première analyse sur les résultats bruts observés n'as pas pris en compte le phénomène de croissance des individus marqués entre 1998 et 1999, croissance pouvant être à l'origine de la majorité de la variabilité observée.

4.1.33. Intensité de déplacement en fonction des tailles d'anguilles

Ainsi qu'il a été présenté dans le paragraphe sur les méthodes utilisées, nous avons choisi d'analyser l'impact du phénomène de croissance en simulant la structure de taille en novembre 1998 de l'ensemble des individus marqués (N = 519) en 1998 ainsi que celle toujours en novembre 1998 de l'ensemble des recaptures (N = 96) en 1998. Nous remarquons (Figure III.123) tout d'abord une rupture de la probabilité de recapture pour des tailles supérieures à 420 mm. En deçà de cette taille, 20 % des individus marqués sont recapturés, au-delà de cette limite de taille, la probabilité de recapture augmente avec la taille de l'individu.

Figure III.123 : Rapport des individus recapturés (Re) sur ceux marqués (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1998.

Le même procédé de calcul nous a permis d'intégrer les croissances des individus recapturés en 1999 (N = 169) sur les anguilles marquées en 1998 dont la taille potentielle est estimée au mois de

novembre 1999 (Figure III.124). Le schéma de recapture semble identique a celui visualisé en 1998, avec de plus fortes captures pour les individus de grande taille. Quelques classes de taille semblent cependant se démarquer de l'ensemble par un taux exceptionnel de recapture (ex : 290 et 770 mm) mais ces résultats concernent un seul individu par classe. Pour les tailles d'anguilles supérieures à 490 mm, nous distinguons également deux types de recaptures, une forte probabilité de recapture est notée pour certains individus tandis que d'autres sont recapturés dans les mêmes proportions que les tailles inférieures à 490 mm.

Cette variabilité de recapture pourrait provenir d'une différence de comportements de déplacements (faibles, forts par exemple). De même, un décalage de la taille de bascule de comportement de 420 à 490 mm (proche du taux de croissance annuelle) est constaté entre 1998 à 1999.

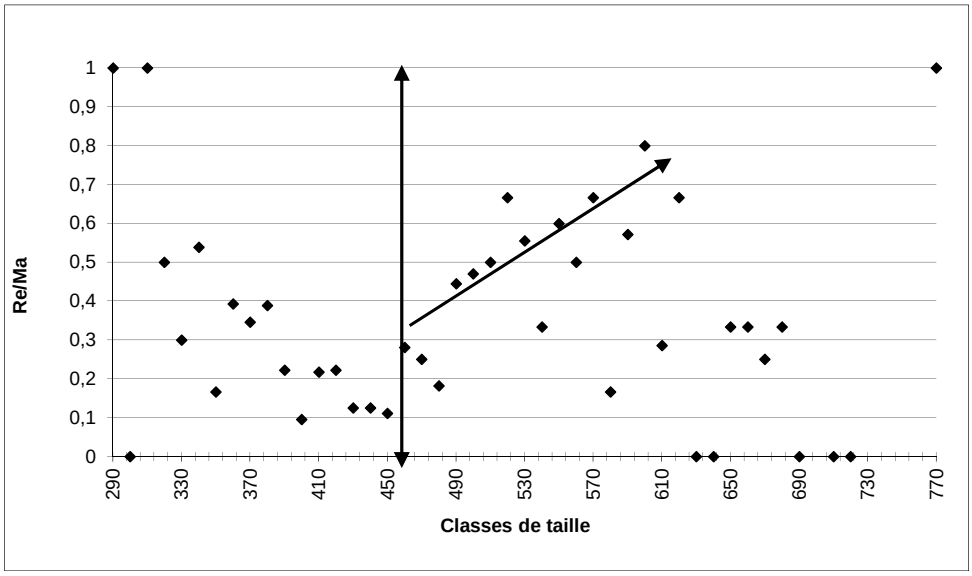


Figure III.124 : Rapport des individus recapturés (Re) sur celui marqué (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1999.

Le même examen a été réalisé en intégrant les multiples recaptures d'un même individu (N = 426). Les résultats augmentent encore la disproportion de capture entre les classes de taille des anguilles. En effet, les individus marqués en 1998 dont la taille est inférieure à 490 mm en novembre 1999 sont moins capturés que les autres (Figure III.125).

Au sein des individus de grande taille, nous pouvons noter des variabilités de recapture de 1 à 3 par anguilles et exceptionnellement 5 pour quelques individus des groupes de taille de 290, 310 et 700 mm que nous pouvons relier au faible nombre d'individus dans ces classes de taille et à leur recapture régulière.

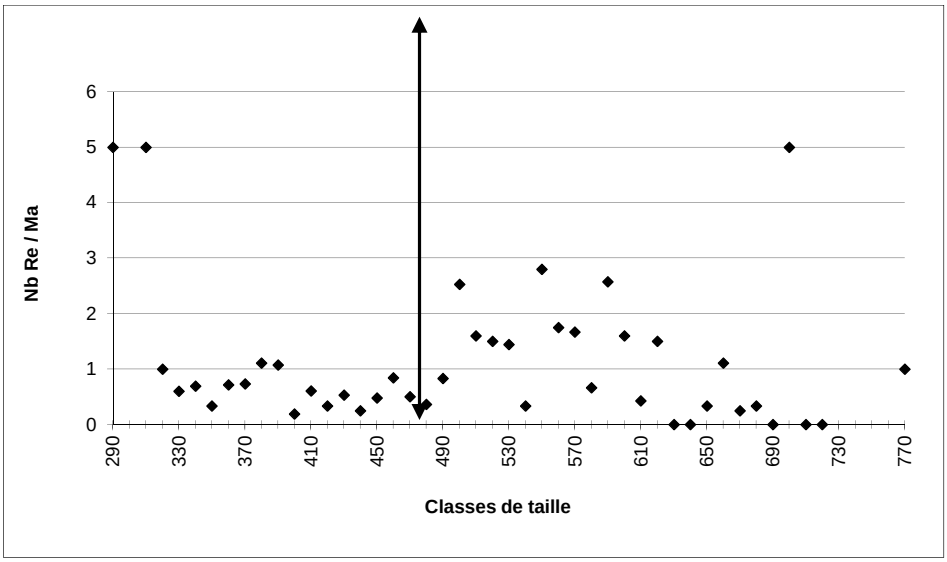


Figure III.125 : Rapport du nombre d'anguilles recapturées (Nb Re) sur celui marqué (Ma) par classe de taille (pas de 10 mm) estimée au mois de novembre 1999.

En résumé, l'intégration des croissances confirme la variabilité de recapture en fonction des tailles. Malgré les variabilités individuelles, il apparaît que plus la taille de l'anguille est élevée, plus la probabilité de capture est importante. De 15 % pour la classe de taille de 250 à 360 mm, elle passe en effet à 60 % pour les tailles supérieures à 620 mm en 1998.

Une modification du comportement de déplacement se confirme pour des tailles de 420 mm (estimée au mois de novembre 1998) et de 490 mm (estimée au mois de novembre 1999). Ces tailles correspondent à des anguilles capturées en 1998 mesurant en moyenne 320 mm au mois de mars à 440 mm en moyenne au mois de novembre et aux individus capturés en 1999 mesurant 410 mm au mois de mars 1999 à 490 mm au mois de novembre 1999. Au-dessus de ces classes de tailles la probabilité de recapture apparaît en effet plus grande.

Discussion

Malgré un marquage important (de l'ordre de 60 % des individus potentiellement marquables présents sur la zone en 1998) avec la mise en œuvre d'un effort de pêche important (20 bosselles / 4 jours par mois au sein de 3938 mètres de fossés), certains individus marqués en 1998 n'ont été recapturés qu'en 1999 et 2000. De même, sur les 19 campagnes seuls 33 % des individus ont été recapturés. Ce constat argumente pour une capture non optimale des anguilles par le réseau de bosselles. Certains individus ont en effet pu résider au sein de notre zone d'étude depuis leur marquage en 1998 jusqu'en juin 2000 sans avoir été recapturés durant ce laps de temps. Ces résultats rappellent ceux obtenus par Ford & Mercer (1986), qui malgré des captures par 9 nasses (5 mm de maille) espacées de 25 mètres au sein d'un canal de 600 mètres, n'ont recapturé que 27,6 % des anguilles marquées.

Derrière ce constat général, l'analyse plus fine des recaptures (analyse par classe de taille, intégration de la croissance mensuelle) révèle une rupture dans les probabilités de capture aux environs de 420 à 440 mm en 1998 et 490 mm en 1999. Nous remarquons que ces deux observations n'ont pas été réalisées totalement dans les mêmes contextes. En 1998, seules 25 % des captures

concernaient les individus de taille supérieure à 400 mm, ce qui suggère d'ailleurs au sein du réseau ouvert de ce type, une sortie annuelle (avalaison ?, retour vers les grands émissaires ?) des grandes tailles. En 1999, la fermeture du site se traduit par une augmentation sensible des captures dans ces gammes de taille. La visualisation en 1999 d'une rupture dans les niveaux de recapture, réalisée sur un plus grand nombre de cas qu'en 1998, pourrait donc être considérée comme plus proche de la réalité.

Ce changement observé par un engin passif peut trouver son origine soit dans une recherche ou appropriation particulière de ce type d'abris par ces grandes tailles, soit dans un niveau de déplacement plus important. A ce titre, nous ne pouvons nous empêcher d'évoquer la modification du comportement alimentaire de l'anguille à une taille seuil de 500 mm (+/-50 mm) au-delà de laquelle elle deviendrait strictement ichtyophage (Barak & Masson, 1992). Ce changement d'alimentation entraînerait des déplacements plus importants des individus en chasse.

Enfin, aussi bien en 1998 qu'en 1999, des types de comportement vis-à-vis de la bosselle semblent apparaître, notamment pour les grandes tailles (groupes à faible et fort niveaux de recapture).

Validation de l'existence d'un micro-habitat

Le "**homing**" est un retour quasi systématique à un site qualifié alors de gîte, d'abri ou d'habitat (Tesch, 1977 ; Mann, 1965 ; Aker & Koops, 1973 ; Bozeman *et al.*, 1985 ; Lobon-Cervia *et al.*, 1990 ; Parker, 1995). Les différences observées dans le phénomène de homing pour les anguilles européennes seraient dues à divers facteurs comme la nourriture disponible, la compétition intraspécifique, la densité de population, la prédation, la taille de l'animal, *etc*. (Bozeman *et al.*, 1985 ; La Bar *et al.*, 1987 ; Parker, 1995). L'influence de la phase lunaire sur le succès du homing n'a pas, à ce jour, été observée (Parker, 1995). Selon ce même auteur, les anguilles retourneraient à un endroit précis et non dans une zone d'hydrographie et de substrat identique comme suggéré par Tesch (1977) et Aker & Koops (1973). Mais la plupart des études consistent à tester la capacité de retour d'anguilles déplacées de leur site de capture (Parker, 1995). Par exemple 56 % d'un lot d'anguilles américaines déplacées de 10 à 17 km de leur site d'origine par Parker (1995) ont été ré-observées peu de temps après sur ou à proximité immédiate de leur lieu de capture initiale.

Nous traduirons ce phénomène de "homing" par la notion de fidélité à un site de vie permanent. **Une anguille est considérée fidèle à un site si elle est recapturée exclusivement dans ce site**.

Méthode

A partir des données de recaptures réalisées à l'aide des 10 couples de bosselles, nous avons analysé dans une première étape le degré de fidélité des anguilles à un site donné. Nous l'exprimerons par le pourcentage d'anguilles recapturées systématiquement à un même site par rapport à l'ensemble des recaptures. L'analyse des recaptures multi-sites de quelques anguilles à également été réalisée.

Nous comparerons par un test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov (KS), selon la procédure de Sokal & Rohfl (1981), la structure de taille des anguilles qualifiées de fidèles avec celle des

anguilles capturées sur plusieurs sites pour l'ensemble des anguilles capturées sur la zone d'étude. Cette démarche permettra de savoir si la fidélité est liée à une taille d'individu.

Dans un second temps, nous avons étudié la variabilité de fidélité en fonction des sites de capture. Elle s'exprimera par l'estimation du nombre d'individus qualifiés de fidèles (uniquement capturé à un site donné) sur le nombre total d'anguilles recapturées à ce site.

Nous établirons la constance de cette fidélité par le nombre de fois successives où les individus fidèles ont été recapturés.

Enfin, nous comparerons les structures de taille des individus fidèles et celles des individus capturés à plusieurs sites et ce pour chaque site de capture initiale. Ces observations répondront à l'hypothèse d'une variabilité d'utilisation des sites en fonction des tailles des individus.

Résultats

4.1.34. Caractéristiques générales

Degrés de fidélité de l'anguille

Pour aborder la notion de fidélité, nous utiliserons les deux séries (1998 et 1999) de 9 campagnes de capture (mars à novembre). Ainsi, parmi les 519 anguilles marquées, 169 individus différents ont fait l'objet de recaptures (32 %). Dans la mesure où la zone d'étude est fermée, nous considérons que les individus non recapturés sont le reflet du niveau de capturabilité du réseau de nasses ou de la mortalité 'naturelle' des anguilles. La fidélité au site sera donc estimée à partir des individus recapturés au moins une fois. Parmi les individus recapturés, la plupart ne le sont qu'à un seul site, certains sont capturés sur deux sites et enfin une minorité l'est sur trois ou quatre sites différents (Tableau III.48).

Tableau III.48 : Pourcentages d'anguilles recapturées dans un ou plusieurs sites en 1998 et 1999 (N = 166).

Nombre de sites différents	% d'anguilles recapturées
Un site	50 %
Deux sites	41 %
Trois sites	8 %
Quatre sites	2 %

Il est nécessaire de souligner que la plupart des anguilles qui ont été capturées au sein de plusieurs sites (Tableau III.49) l'étaient régulièrement à un site (de 1 à 8 fois) et ponctuellement à d'autres (de 1 à 2 fois). La majorité ne l'était d'ailleurs qu'une seule fois à un autre site (96 %).

Tableau III. 49 : Répartitions des captures des individus (N = 66) lors d'un changement de site. En ligne et en colonne le nombre de fois où les anguilles ont été capturé à chaque site. Par exemple : 1 / 4 signifie une fois à un site et quatre fois à un autre site et ce cas correspond à 4 individus différents.

%	1	2	3	4	5	6	7	8	Total
1	**51**	**29**	**7**	**4**	**0**	**1**	**0**	**1**	96
2		0	1	0	0	3	0	0	4

Fidélité et taille

La comparaison (Figure III.126) de la structure de taille des individus recapturés à plusieurs sites différents (N = 84) et des anguilles considérées comme fidèles (N = 85) (puisque capturés systématiquement au même site) n'est pas significativement différente (KS = 0,745, P > 0,5). Ces résultats soulignent que la notion de fidélité ne semble pas être en rapport avec la taille à ce stade de l'analyse.

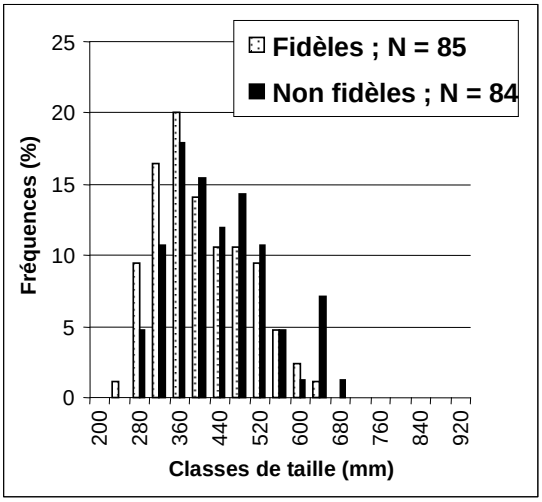


Figure III.126 : Structures de taille (pas de 40 mm) des individus recapturés systématiquement aux même sites (Fidèles, N = 84) comparés aux autres tailles d'anguilles (Non fidèles, N = 85).

En résumé, l'anguille montrerait un caractère fidèle par un retour quasi systématique (50 % des recaptures observées) à un même site. Ce phénomène de "homing" n'empêche pas la capture des individus sur d'autres sites mais de façon très ponctuelle. En effet 41 % des individus sont capturés seulement sur deux sites différents. Cette fidélité ne semble pas liée à une catégorie de taille d'anguille puisque l'ensemble des tailles capturées montrant un comportement de fidélité n'est pas significativement différent de celui des individus qui sont recapturés sur plus d'un site.

4.1.35. Fidélité par site

Indice global par site

Nous observons une grande variabilité dans la fidélité observée en fonction des sites de capture. Ainsi, l'indice de fidélité varie de 11 à 88 % (Tableau III.50). Malgré les 14 individus marqués au sein du site 7 seules 2 recaptures ont pu être notées dont une au même site et une à deux sites différents. Nous pouvons également souligner que la majorité des recaptures a concerné un ou deux sites.

Tableau III.50 : Variabilité des pourcentages de recapture par site en fonction du nombre de sites différents où chaque anguille a été capturée.

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Fideles (Nb individus)	21	13	13	4	8	2	1	8	14	1
% fidélité/recaptres	**88**	59	54	29	47	**11**	*50*	42	64	**14**
% anguilles 2 sites	8	32	38	64	47	83	*50*	37	27	71
% anguilles 3 sites	4	9	4	7	6	11	*0*	16	9	0
% anguilles 4 sites	0	0	4	0	0	0	*0*	5	0	14

Cet indice de fidélité semble révéler une fonctionnalité différente des sites. Ainsi, les sites 3, 2 et 9 font l'objet d'un transit régulier des mêmes individus. Ils sont correspondent à des habitats du type 4, c'est à dire peu envasés et moyennement larges. Au contraire, les sites 6 et 10 montrant de faibles niveaux de fidélité sont respectivement un site en cul de sac très envasé et un site moyennement envasé et moyennement large correspondant à un passage obligé entre le réseau principal et les réseaux de type 1 en culs de sac. Les sites 5 et 8 font l'objet de deux activités, une partie des individus transite par ces sites tandis qu'une partie des individus y sont exclusivement capturés. Enfin, le site 1 isolé par une buse de 200 mm montre un fort indice de fidélité.

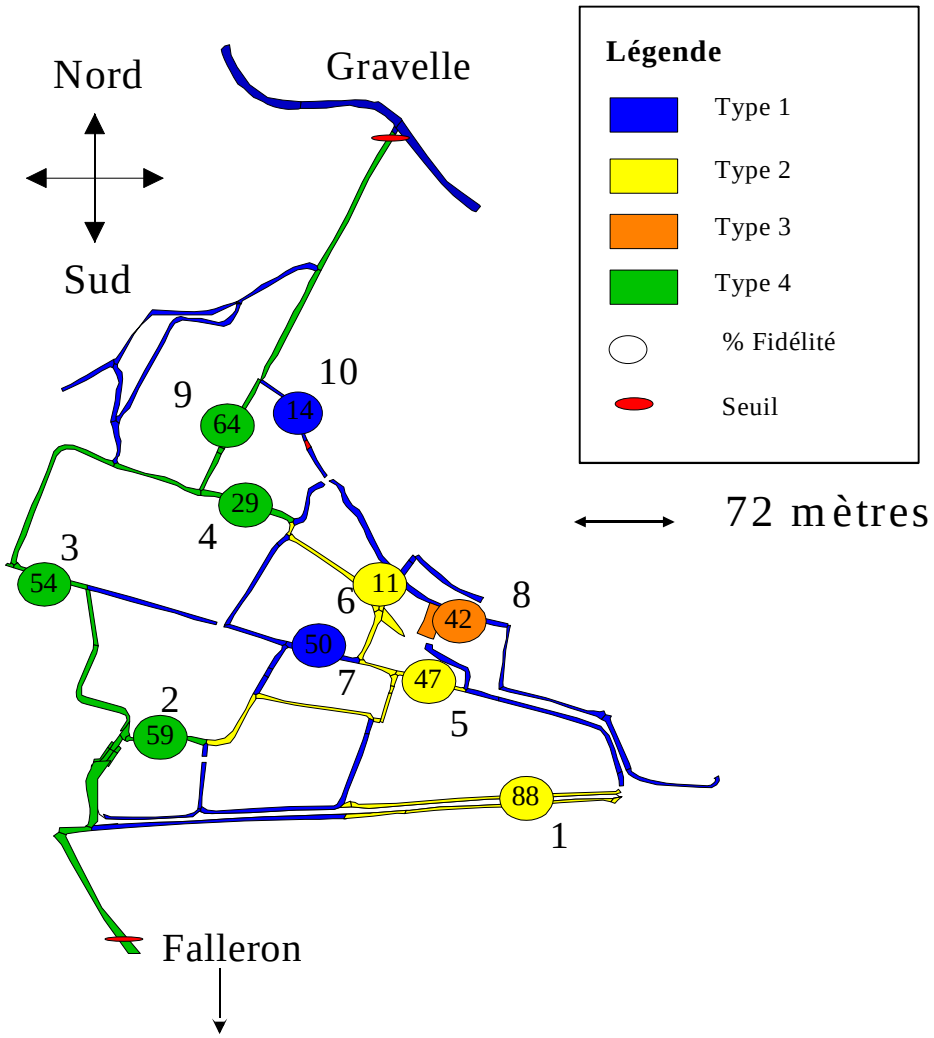


Figure III.127 : Répartition spatiale des indices de fidélité en fonction des types de site.

Constance de la fidélité par site

L'observation du nombre de fois successives par site où une anguille a été recapturée permet de donner des degrés plus précis encore de fidélité à un site (Tableau III.51). Ainsi, certaines anguilles ont été capturées jusqu'à sept fois de suite à un même site. C'est notamment le cas dans les sites 2, 3 et 5 qui par ailleurs montrent un taux de fidélité de 50 % des individus capturés. Certains sites, tels que les sites 7 et 8, semblent se distinguer par un fort indice de fidélité mais sur une courte série de recaptures. Ce résultat montre que ces sites se caractérisent par des captures ponctuelles, celles-ci concernant des anguilles déjà marquées sur ces sites. Le site 10 montre non seulement un faible indice de fidélité mais également une recapture ponctuelle. Au contraire, le site 1 (isolé des autres du point de vue hydraulique par une buse PVC de 200 mm de diamètre) montre un taux de fidélité fort et durable puisque certaines anguilles (5 %) ont été recapturées jusqu'à 5 fois au même endroit.

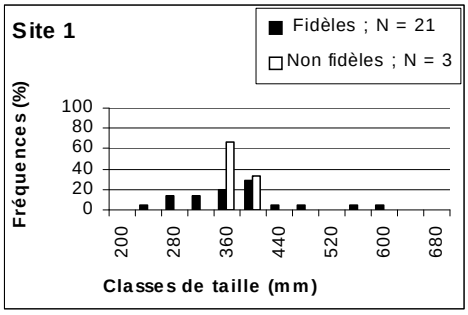
Tableau III.51 : Fréquences de recaptures successives sur le même site des anguilles considérées fidèles (recapture sur leur site initial de capture et de marquage.

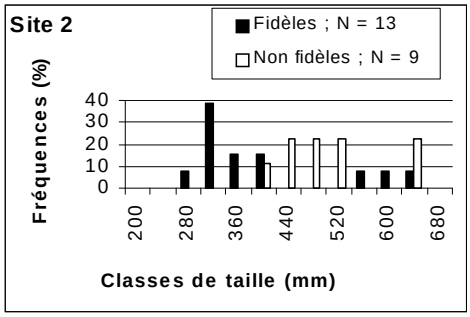
Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
% d'anguilles recapturées 1 fois	**62**	8	23	50	67	50	100	**83**	33	100
% d'anguilles recapturées 2 fois	24	23	38	25	11	0	0	17	33	0
% d'anguilles recapturées 3 fois	5	31	8	0	0	50	0	0	13	0
% d'anguilles recapturées 4 fois	5	15	23	0	0	0	0	0	7	0
% d'anguilles recapturées 5 fois	5	15	0	25	0	0	0	0	7	0
% d'anguilles recapturées 6 fois	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
% d'anguilles recapturées 7 fois	0	**8**	**8**	0	**22**	0	0	0	0	0
% fidélités/recaptures	88	59	54	29	47	11	50	42	64	14

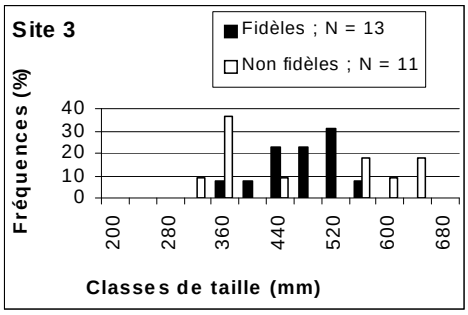
Taille de fidélité et site

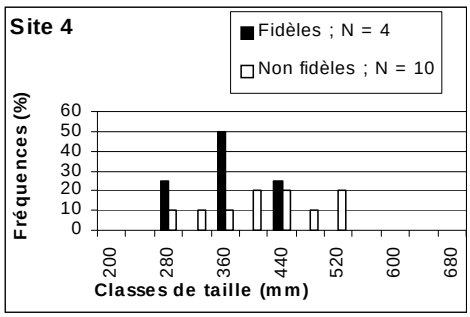
La comparaison des structures de taille des individus qualifiés de fidèles sur chaque site avec celle des autres anguilles ne montre pas de différences. Seul, le site 2 semble un peu se démarquer par une structure de taille différente entre les anguilles fidèles et les autres. Il montre une plus grande fidélité pour les individus de 280 à 400 mm (Figure III.128). La figure III.128 pour les sites 1 à 10 révèle que le site 3 comprend une majorité d'anguilles considérées fidèles de grande taille (440 à 560 mm). Les autres sites offrent des structures de taille des individus fidèles variant entre 360 à 560 mm. Ces graphiques soulignent également le faible nombre d'individus fidèles pour certains sites et la disproportion des pourcentages qui en résulte, nous invitant à davantage de modérations dans nos interprétations.

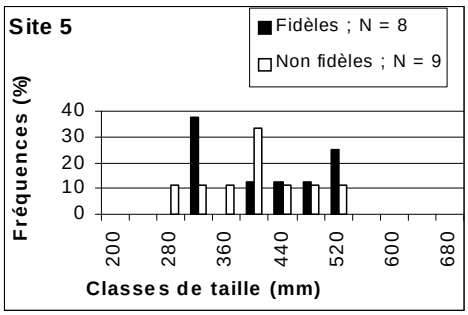
En résumé, le degré de fidélité n'est pas identique en fonction des habitats. Il peut concerner de 11 à 88 % des individus capturés. Les sites montrant les plus forts taux de fidélité sont également ceux où le nombre de recaptures successives d'anguilles sont les plus importants. Ces sites peuvent être globalement classés en sites à capture d'anguilles à fort comportement de "homing". Les autres sites seraient plutôt qualifiés de lieux de capture d'anguilles "mobiles".
D'une manière générale, les structures de taille des anguilles fidèles et des anguilles recapturées à plusieurs sites ne sont pas différentes au sein d'un même site. Cependant, les structures de tailles des individus fidèles diffèrent d 'un site à l'autre.

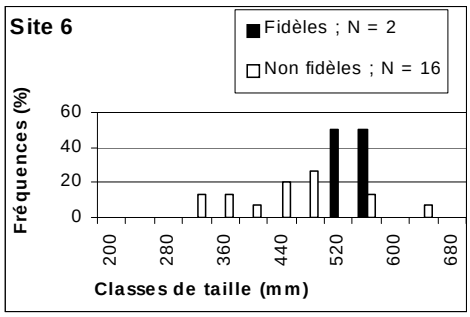

Site 1
Fidèles ; N = 21
Non fidèles ; N = 3
Fréquences (%)
100
80
60
40
20
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)

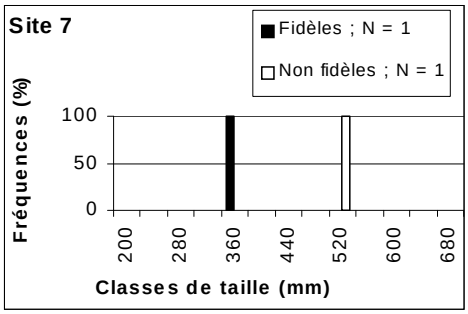

Site 2
Fidèles ; N = 13
Non fidèles ; N = 9
Fréquences (%)
40
30
20
10
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)

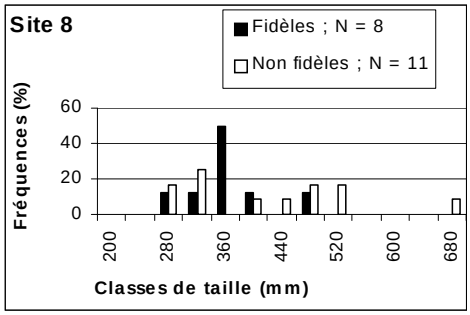

Site 3
Fidèles ; N = 13
Non fidèles ; N = 11
Fréquences (%)
40
30
20
10
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)

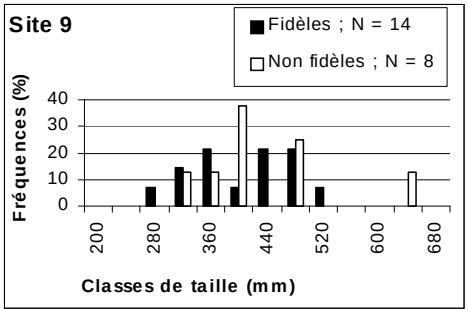

Site 4
Fidèles ; N = 4
Non fidèles ; N = 10
Fréquences (%)
60
50
40
30
20
10
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)


Site 5
Fidèles ; N = 8
Non fidèles ; N = 9
Fréquences (%)
40
30
20
10
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)


Site 6
Fidèles ; N = 2
Non fidèles ; N = 16
Fréquences (%)
60
40
20
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)


Site 7
Fidèles ; N = 1
Non fidèles ; N = 1
Fréquences (%)
100
50
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)


Site 8
Fidèles ; N = 8
Non fidèles ; N = 11
Fréquences (%)
60
40
20
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)


Site 9
Fidèles ; N = 14
Non fidèles ; N = 8
Fréquences (%)
40
30
20
10
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)

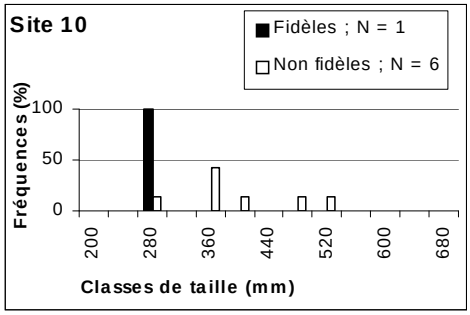

Site 10
Fidèles ; N = 1
Non fidèles ; N = 6
Fréquences (%)
100
50
0
200
280
360
440
520
600
680
Classes de taille (mm)

Figure III.128 : Structures de taille (pas de 40 mm) des anguilles considérées comme fidèles et non fidèles pour chaque site.

Conclusion

Les deux années de suivi, 1998 et 1999 et l'analyse des recaptures parfois multiples de 169 anguilles marquées par PIT-Tags (32 % du stock marqué) permettent de conclure que l'anguille montre un caractère fidèle marqué par un retour quasi systématique à un même site. En effet, 50 % des individus (43 % des fréquentations) sont exclusivement notés sur une trajectoire et 41 % des individus (44 % des recaptures) le sont seulement sur deux trajectoires différentes.

Cette fidélité ne semble pas liée à une catégorie de taille mais le degré de fidélité serait variable en fonction des lieux. Ce constat semble suggérer des types au sein des sites étudiés. Ainsi, certains d'entre eux semblent être des zones de refuge où nous constatons un retour régulier des individus tandis que d'autres sont fréquentés beaucoup plus ponctuellement. Au sein d'un même site, les individus fidèles ne présentent pas de structures de taille différentes des autres individus. Par contre, les structures de taille des anguilles sont spatialement hétérogènes. Ce constat suggère une fonctionnalité différente des sites vis-à-vis des tailles présentes sur la zone.

Cependant, notre définition de la fidélité, même si elle est argumentée par un indice, semble être insuffisante pour établir un lien entre un site et l'anguille. En effet, la prise en compte de la variabilité temporelle de ce comportement semble être également indispensable à toute interprétation.

Etendue du méso-habitat

L'existence d'un gîte ou d'un abri privilégié suggéré fortement par les constats précédents n'est pas incompatible avec un déplacement notable des anguilles au sein de la zone étudiée. Le terme anglo-saxon "**Home range**" (Gerkins, 1953), correspond à une échelle individuelle d'aire de déplacement. Son étude consiste à estimer l'ensemble des habitats exploités au cours du cycle biologique ou de l'une de ses phases. Les déplacements réalisés par l'anguille jaune au sein de ce **domaine vital** ont fait l'objet de recherches aux conclusions peu nettes pour l'instant.

Ainsi, pour certains auteurs, la dimension du domaine vital serait d'autant plus importante que les anguilles sont de grande taille (Sloane, 1984 ; Aprahamian, 1988 ; Nyman, 1972) et se traduirait par un caractère de territorialité (Larsen, 1972 ; Nyman, 1972 ; *etc*.). Au contraire, d'autres auteurs s'accordent à dire qu'il n'y aurait pas de corrélation significative entre l'étendue de l'habitat (pris dans le sens de "home range") et la taille de l'anguille (Bozeman *et al*., 1985 ; Ford & Mercer, 1986 ; Parker, 1995 ; Jellyman, 1996).

L'estimation du domaine vital permettrait notamment de fixer les limites d'interaction des captures issues de pièges passifs. Ainsi, l'espacement entre deux engins de capture d'une distance supérieure à celle du domaine vital limiterait fortement la probabilité de la capture des anguilles d'un site à un autre. De plus, l'analyse des probabilités de trajectoires d'un habitat à un autre apporte des informations complémentaires sur leur fonctionnalité vis-à-vis des anguilles.

Méthode

4.1.36. Protocole

Les suivis par nasses n'apparaissent pas bien sûr optimaux pour mesurer l'amplitude du domaine vital puisque cet engin de pêche bloque l'animal dans son déplacement. Cette stratégie a cependant déjà été appliquée pour des poissons coralliens, par marquage à l'aide d'Anchor Tags et par recaptures à l'aide de nasses (Chapman & Kramer, 2000). Dans le cadre de notre suivi, les 19 campagnes de captures-recaptures permettent en revanche d'analyser les phénomènes de déplacements à partir d'un grand nombre d'interceptions (N = 458). Cette analyse nous permet d'estimer une **distance minimale de déplacement** des anguilles au sein d'une aire donnée. Lors de nos opérations de piégeage la distance entre les 10 couples de pièges répartis sur les sites 1 à 10 n'était pas équivalente. De manière à prendre en compte cette disparité, nous avons mesuré la distance par le chemin le plus court entre les sites à 2 mètres près (Figure III.130). La distance minimum entre deux sites de capture est de 32 mètres, la distance maximum est de 943 mètres (Tableau III.52).

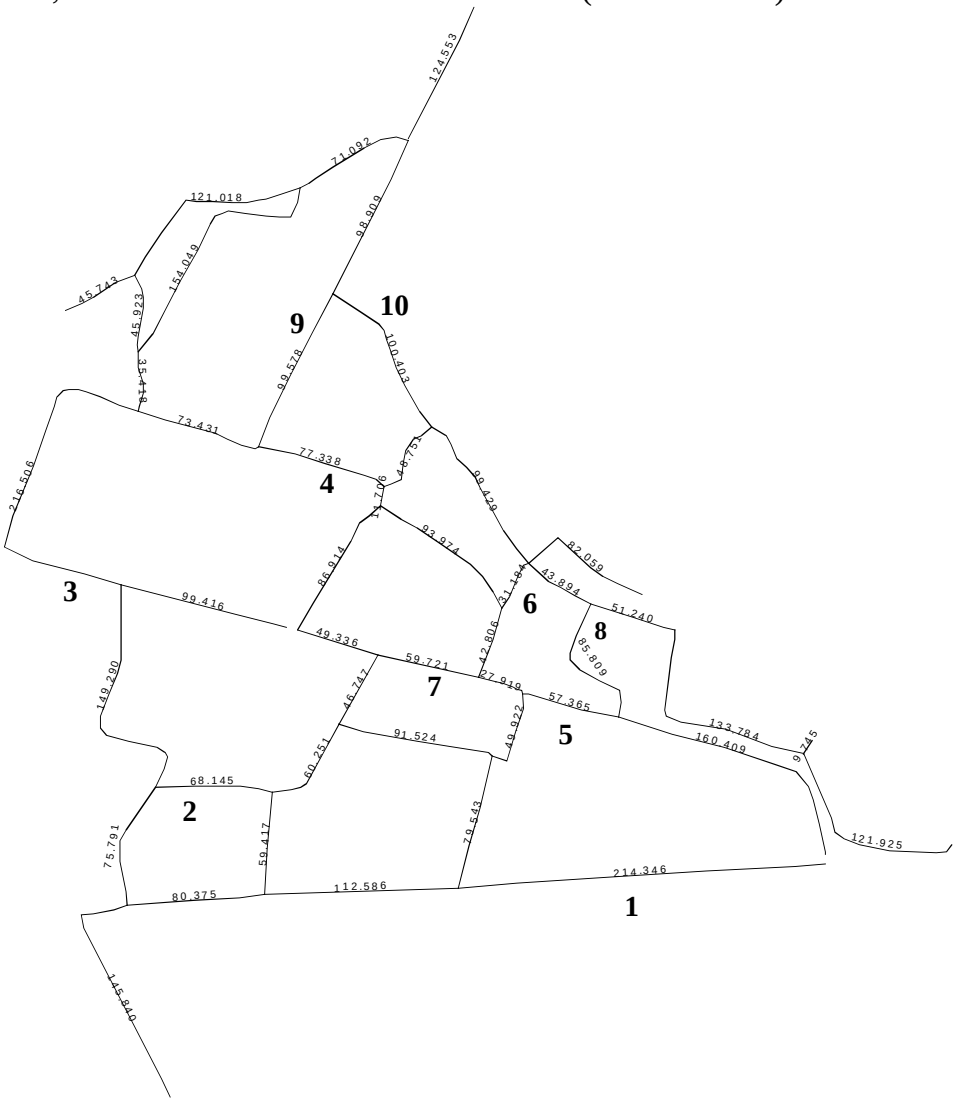


Figure III.129 : Mesures des arcs de fossés de la zone d'étude de 30 ha située dans la partie dulçaquicole du Marais breton (sites localisés de 1 à 10).

Tableau III.52 : Distances minimales en linéaire de fossés (en mètres) entre les sites de capture sur la zone d'étude de 30 ha.

Sites	***1***	***2***	***3***	***4***	***5***	***6***	***7***	***8***	***9***	***10***
1	0									
2	417	0								
3	566	179	0							
4	874	487	277	0						
5	672	225	434	191	0					
6	743	295	454	121	71	0				
7	715	268	477	178	43	58	0			
8	787	371	529	196	146	44	133	0		
9	881	494	285	72	293	223	280	298	0	
10	**943**	556	347	134	355	285	342	360	**32**	0

Une classification hiérarchique ascendante (lien simple, distance euclidienne) sur les distances entre les sites a permis de déterminer trois ensembles de fossés avec 55 % de dissimilarité (Figure III.130). Les sites 2 et 3 forment un ensemble dont la distance entre ces sites est de 179 mètres (Ensemble B). Le site 1, isolé des autres par une buse de 200 mm de diamètre constitue un ensemble à lui seul (Ensemble A). Concernant les autres sites, une seconde division peut être réalisée avec 35 % de dissimilarité, elle distingue un ensemble C contenant les sites 5, 7, 8, 6 (distants au maximum de 146 mètres) et un ensemble D contenant les sites 4, 9 et 10 (distants au maximum de 134 mètres) proches des deux étiers (Gravelle et Falleron).

Nous avons donc 4 ensembles (de A à D) de fossés dont les distances entre les sites à l'intérieur des ensembles sont inférieures à 180 mètres. Entre les ensembles, la distance est supérieure à 180 mètres.

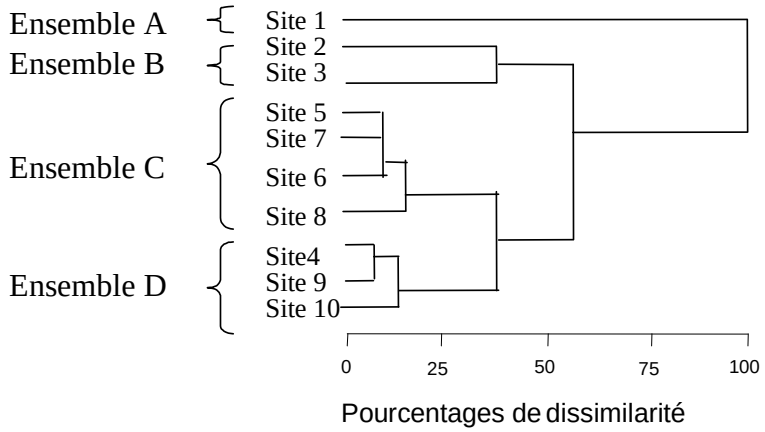


Figure III.130 : Classification hiérarchique ascendante (lien simple, distance euclidienne) des sites en fonction de leur distance.

D'autre part, lors de la relève des nasses, la position de chaque piège a été notée et mise en correspondance avec les anguilles capturées. Cette opération permet de vérifier s'il existe un sens de déplacement prioritaire. Le sens noté 1 correspond aux pièges aux entrées dirigées vers le réseau principal ou celui présentant des plus forts mouvements d'eau. Le sens 2 exprime donc les pièges disposés vers les culs de sacs ou vers les réseaux secondaires et tertiaires.

4.1.37. Analyses

Dans un premier temps, nous avons calculé la probabilité pour qu'une anguille aille à un site donné sachant qu'elle a été préalablement capturée dans un autre site. Ces probabilités sont déduites des suites de recaptures de chaque individu.

$$P_{(x,y)} = R_y / C_x$$

Avec x = site de départ
y = site d'arrivée
R_y = nombre d'individus recapturés au site y
C_x = nombre d'individus capturés et marqués au site x

Par exemple, 5 anguilles ont été marquées sur le site A. Parmi elles, 1 n'a pas été recapturée (N), 1 est piégée au site B et 3 au site A. La probabilité qu'une anguille capturée au site A aille au site B s'exprime alors :

$$P_{(x,y)} = R_y / C_x \text{ d'où } P_{(A/B)} = 1/5$$

Tandis que la probabilité d'être recapturée sur le même site est de :

$$P_{(x,y)} = R_y / C_x \text{ avec } y = x \text{ d'où } P_{(A/A)} = 3/5$$

Et de ne jamais être recapturée :

$$P_{(x,y)} = R_y / C_x \text{ avec } y = \text{non recapture d'où } P_{(A/N)} = 1/5$$

Ces calculs permettent d'aboutir à une grille probabiliste de déplacement d'un site à un autre. L'observation des probabilités réciproques permettra également de donner le sens des déplacements le plus probable. La même démarche a été réalisée entre les quatre ensembles.

Dans un troisième temps, nous avons estimé la distance minimale sans détour séparant deux sites de capture pour une même anguille. Nous avons également vérifié s'il existait une relation entre la distance minimale et la taille de l'anguille par une corrélation de Pearson au seuil de probabilité de Bonferroni. Les structures de taille d'anguilles effectuant trois types de distances seront comparées par des tests de Kolmogorov-Smirnov selon la procédure de Sokal & Rohfl (1981).

Résultats

4.1.38. Probabilités de capture par site

Le tableau III.53 regroupe les probabilités qu'une anguille capturée à un site le soit à un autre. Nous remarquons tout d'abord qu'une forte probabilité de recapturer une anguille au site de départ existe, confirmant bien sûr nos résultats précédents. Ces probabilités permettent également de montrer que si des captures à des sites différents existent, elles restent en proportion infime en comparaison des recaptures régulières des anguilles aux même sites.

Une proportion non négligeable d'anguilles marquées sur un site donné n'est jamais recapturée dans ce site (de 18 à 50 % selon les sites). Ces pourcentages sont très certainement proches de la probabilité de capture de l'anguille par la bosselle dans la mesure où l'ensemble du système hydraulique est fermé et donc qu'aucune entrée et sortie du système (ensemble des sites de capture) pour les anguilles supérieures à 250 mm ne sont permises.

Nous remarquons que les faibles probabilités de non recapture ($P_{(x,N)} < 30$ %) correspondent à des recaptures régulières sur un même site (forts pourcentages de fidélité, $P_{(x,x)} > 40$ %). C'est le cas des sites 2, 3 et 4. Ces faibles probabilités d'absence de recapture paraissent également associer aux sites adjacents permettant la recapture ($P_{(x,y)}$) d'une grande partie des individus s'étant déplacés. C'est l'exemple des sites 10 et 6.

L'observation des niveaux de probabilités d'être recapturée dans le même site ($P_{(x,x)}$) permet de souligner le caractère fidèle des anguilles à certains sites. Ceux-ci se démarquent en effet par de fortes valeurs ($P_{(x,x)} > 50$ %, exemple des sites 1, 2 et 9) et révèlent donc l'existence d'individus particulièrement fidèles. Ils semblent être des lieux de résidence ayant peu d'échanges avec les autres sites. Les très faibles probabilités de déplacement vers un autre site ($P_{(x,y)}$) pour le site 1 souligne son isolement hydraulique vis-à-vis des autres car seul le site 5 figure parmi les probabilités de déplacement et en proportion infime.

Pour d'autres sites, nous constatons des probabilités $P_{(x,x)}$ et $P_{(x,N)}$ faibles, mais des probabilités $P_{(x,y)}$ élevées. Ces sites (6 et 10) seraient des zones de passage. Enfin, si la probabilité de ne pas être recapturée est forte ($P_{(x,N)}$), cela signifie que les individus se sont dispersés dans l'ensemble du système ou ont 'disparu' du système. C'est le cas des sites 7 et 8.

Une dernière catégorie de sites (est remarquable avec de fortes probabilités de capture sur le même site ($P_{(x,x)}$), peu de non recaptures ($P_{(x,N)}$) et des captures sur de nombreux sites différents ($P_{(x,y)}$). Ces sites (5, 4, 3) semblent donc être le siège de deux types d'activités, un passage pour certains individus et un lieu de résidence pour d'autres.

L'examen des probabilités réciproques apporte également quelques renseignements sur la manière dont les sites sont fréquentés et sur le sens des déplacements. Il s'agit d'observer les probabilités P(x,y) avec x et y fixé et inversé. Ainsi, les probabilités qu'une anguille capturée au site 7 aille au site 5 ($P_{(7,5)}$) et au site 6 ($P_{(7,6)}$) sont de 13 % tandis qu'à l'inverse ($P_{(5,7)}$) et ($P_{(6,7)}$), elles ne sont que de respectivement 3 % et 4 %. Ces résultats sous-entendent que la circulation prioritaire serait de 7 vers 5 et 6 et non l'inverse. Au contraire il y a autant de probabilité qu'une anguille aille du site 2 au site 3 ($P_{(2,3)}$) que le contraire ($P_{(3,2)}$).

Tableau III.53 : Probabilités de capture ($P_{(x,y)}$) d'une anguille à un site y, sachant qu'elle a été capturée à un site x. Sites de captures (x) et recaptures (y) de 1 à 10 et dans le cas d'une non recapture y = N. En gras, la probabilité d'être recapturée sur le même site ($P_{(x,x)}$). Nb total = nombre total d'anguilles capturées dans un site (x).

P(x,y)	P(x,N)	P (x,1)	P (x,2)	P (x,3)	P (x,4)	P (x,5)	P (x,6)	P (x,7)	P (x,8)	P (x,9)	P (x,10)	Nb total
P (1,y)	37%	**60%**				4%						57
P (2,y)	18%		**63%**	13%	2%	3%						92
P (3,y)	28%		11%	**47%**	5%	2%	1%	1%	5%			87
P (4,y)	24%		2%	17%	**42%**	5%	2%		8%			59
P (5,y)	37%	2%	5%		2%	**41%**	8%	3%				63
P (6,y)	27%		2%	2%	4%	13%	**29%**	4%	16%		2%	45
P (7,y)	63%					13%	13%	**13%**				10
P (8,y)	36%		3%	3%	3%	11%	17%		**28%**			36
P (9,y)	32%			4%	7%		1%			**54%**	1%	72
P (10,y)	25%				8%		25%			25%	**17%**	12

La démarche réalisée pour les probabilités de changement d'ensembles de fossés semble montrer qu'au-delà de 180 mètres peu d'échanges sont réalisés (Tableau III.54). En effet, les probabilités de recapturer les anguilles sur les mêmes ensembles sont toujours supérieures à 50 % tandis que celles d'être recapturées sur d'autres ensembles sont très faibles. Nous remarquons cependant, que l'ensemble C regroupant les sites géographiquement éloignés des réseaux principaux est également celui où les probabilités de recaptures au sein d'autres ensembles sont les plus importantes (8 à 14 %).

Tableau III.54 : Probabilités de capture ($P_{(x,y)}$) d'une anguille à un ensemble y, sachant qu'elle a été capturée à un ensemble x. Ensemble de captures (x) et recaptures (y) de A à D et dans le cas d'une non recapture y = N. En gras, la probabilité d'être recapturée sur la même Ensemble ($P_{(x,x)}$). Nb total = nombre total d'anguilles capturées dans un ensemble (x).

	P(x,N)	P (x,A)	P (x,B)	P (x,C)	P (x,D)	Nb Total
P (A,y)	37%	**60%**			4%	57
P (B,y)	23%		**66%**	4%	6%	179
P (C,y)	27%		8%	**51%**	14%	154
P (D,y)	41%	1%	4%	3%	**52%**	143

4.1.39. Détermination du domaine vital

Parmi les 171 anguilles recapturées entre 1998 et 2000, 87 ont été piégées au moins sur deux sites différents. Elles permettent de donner les distances maximales de capture sans détour (N = 123).

La distance moyenne entre deux recaptures est de 189 m +/- 149. La plupart des recaptures sont réalisées à une distance inférieure à 120 mètres (43 %) ou de 120 à 300 mètres (46 %). Seulement 11 % des déplacements sont supérieurs à 300 m. La plus grande distance observée entre deux sites de capture différents est de 743 mètres sachant que la distance maximale entre deux pièges était de 943 mètres.

Il ne semble pas exister de relation entre la distance maximale entre deux sites de capture et la taille des anguilles (Figure III.131). En effet, la corrélation de Pearson donne 0,007 pour une probabilité de Bonferroni de 0,940.

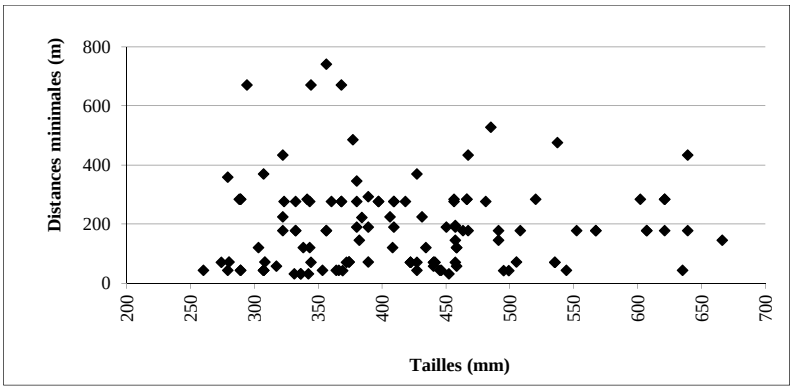


Figure III.131 : Relations entre la taille (en mm) et la distance entre deux recaptures (N = 123).

Ainsi, les structures de taille des anguilles effectuant des trajets de moins de 120 m, de 120 à 300 m et de plus de 300 m ne sont pas significativement différentes (Tableau III.55).

Tableau III.55 : Tests de Kolmogorov-Smirnov (KS) sur les structures de taille des anguilles en fonction de la distance parcourue (en mètres) entre deux sites de capture. P = Probabilité du KS. D = Distance du KS.

P/D	120	120-300	> 300
120	_	0,239	0,154
120-300	0,092	_	0,321
> 300	0,923	0,164	

Nous pouvons cependant souligner les faibles proportions d'anguilles de taille supérieures à 520 mm dont les recaptures successives sont distantes de moins de 120 m (Figure III.132). Au contraire, une plus forte proportion d'anguilles dont les distances de recapture sont inférieures à 120 m possède des tailles inférieures à 320 mm.

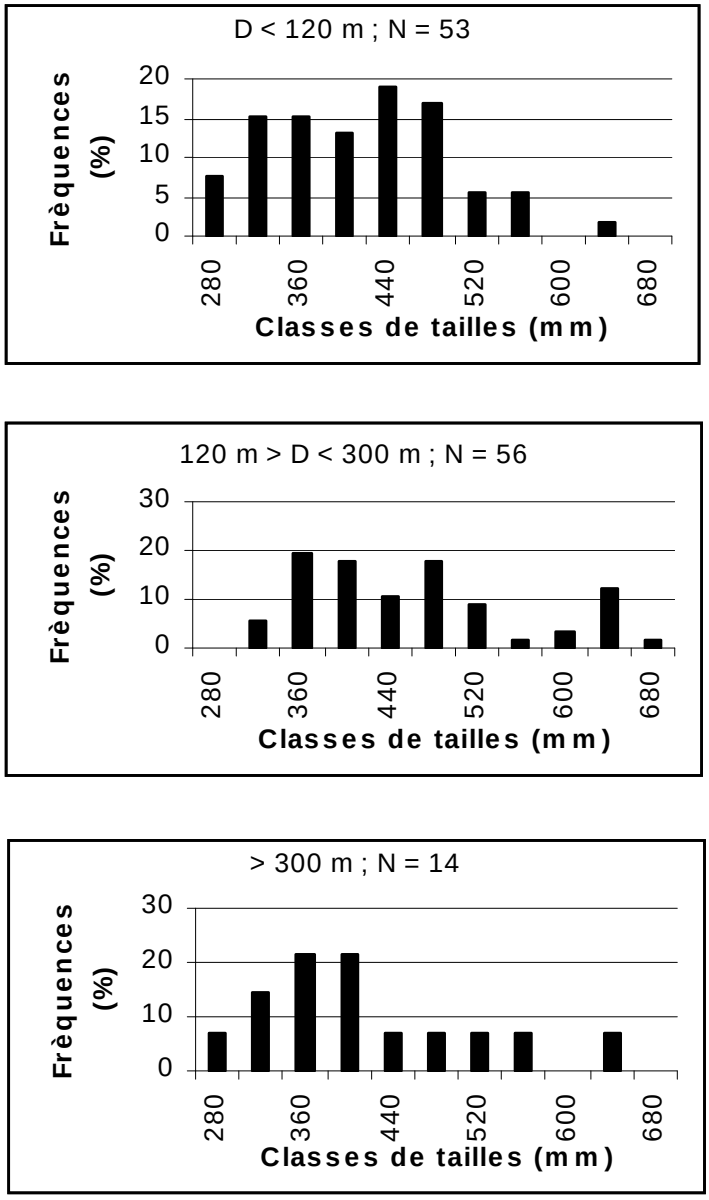


Figure III.132 : Structures de tailles (pas de 40 mm) des anguilles en fonction des distances minimales parcourues (en mètres) entre deux recaptures.

Du point de vue des ensembles de fossés (Figure III.133) seulement 43 anguilles sont concernées par un changement d'ensemble. Leur structure de taille ne diffère pas de celle des individus capturés exclusivement au sein du même ensemble de fossés.

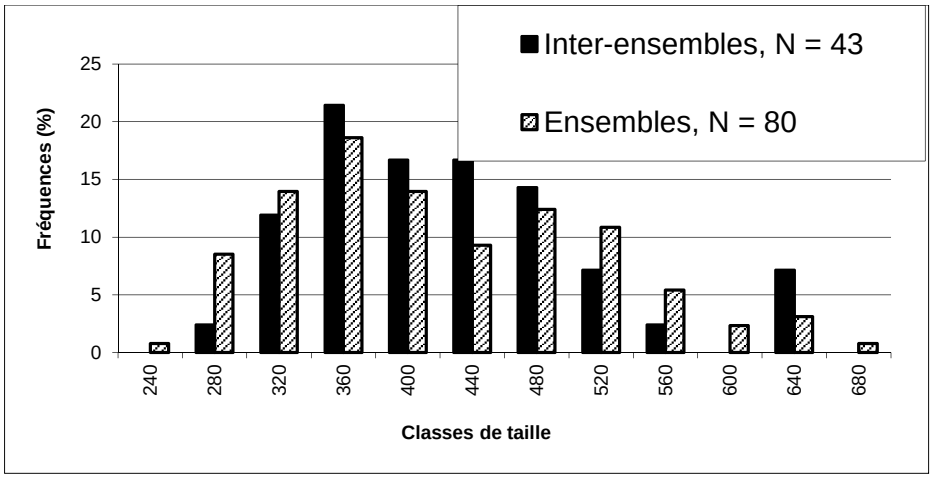


Figure III.133 : Structures de tailles (pas de 40 mm) des individus capturés au sein d'un ensemble de fossés unique (Ensembles) et ceux piégés sur plusieurs Ensembles (Inter-Ensembles).

4.1.40. Conclusion

Les probabilités de captures par site confirment le comportement de sédentarisation des anguilles jaunes à un site donné. Ainsi, un fort pourcentage de passage systématique sur un même site est observé.

L'analyse plus précise des probabilités de déplacement d'un site à un autre et de recapture systématique au sein du même site semble dégager des variabilités d'utilisation des sites. Ainsi certains seraient plutôt des sites de résidence où les anguilles y seraient exclusivement recapturées, d'autre de passage où les captures seraient très variables (peu de retour) et enfin d'autres semblent jouer deux fonctions.

Cependant, cet attachement à un site n'est pas synonyme d'un petit domaine vital (Chapman & Kramer, 2000). Nous estimons son étendue sur notre site d'étude entre 200 et 300 mètres de fossés et elle ne serait pas liée à la taille de l'anguille.

Discussion

Un suivi par radio-tracking aurait bien sûr pu répondre à certaines hypothèses de comportement mais pour des raisons techniques et financières ce type de suivi n'a pas pu être engagé. Les marquages individuels des anguilles au sein de notre zone de 30 ha permettent cependant d'apporter des informations sur le degré de fidélité et le comportement de déplacement dans les marais doux. De plus, l'utilisation de ces marques individuelles (Pit-Tags) a l'avantage d'autoriser le suivi sur un plus grand nombre d'individus que le radio-tracking facilitant la généralisation des résultats et limitant les 'cas particuliers'.

L'analyse des indices de fidélité confirme qu'au sein de notre réseau de fossés, l'anguille jaune européenne montre un caractère marqué de 'homing'. En effet, la moitié des individus a systématiquement été recapturée sur un site unique. L'existence d'un gîte a également été révélée pour l'anguille américaine (Ford & Mercer, 1986 ; Oliveira, 1997). Cependant de nombreuses études ont été réalisées par un déplacement artificiel des individus et l'observation de leur capacité de retour. De plus, contrairement aux hypothèses de plusieurs auteurs (Tesch, 1967 ; Aker & Koops, 1973), l'anguille retournerait un endroit précis et non à une zone d'hydrographie et de substrat similaire. En effet, nos sites de captures sont très proches les uns des autres et présentent un substrat identique, la vase et des caractéristiques environnementales générales relativement homogènes, au moins de prime abord.

Le phénomène de 'homing' ne semble pas dépendant de la taille de l'anguille. Cependant, suivant les tailles, le site d'attache semble différent. A travers nos recaptures, nous avons souligné que les grandes anguilles (de taille supérieure à 440 mm) sont plus souvent recapturées que les autres à l'aide de nasses. L'étude de la fidélité montre que ce phénomène est lié préférentiellement à une plus grande mobilité et non à une plus grande fidélité de ces tailles d'anguilles. L'analyse de la succession des recaptures sur un même site permet d'évaluer la pérennité de la fidélité à un site. Ainsi, il semblerait que certains sites se distinguent par leur fort indice de fidélité, ce dernier étant plus ou moins stable dans le temps. Ce constat lève l'hypothèse d'une variabilité d'utilisation du site par les anguilles. Les probabilités de déplacement d'un site à un autre permettent également de donner des pistes de réponses.

Les canaux semblent alors être assimilables à des corridors. Certains fossés deviennent alors des gîtes (Sites 2, 3, 9). D'autres sont des passages obligés afin d'aller d'une zone de refuge à une zone d'alimentation (Site 6). Une catégorie de sites se particularise par une probabilité élevée de non recapture et conjointement par une faible probabilité qu'une anguille soit recapturée dans ces mêmes sites. Ce constat concerne des sites exploités très ponctuellement par l'anguille, surtout en périodes de hautes eaux et/ou de forts déplacements au sein du réseau (Sites 7 et 10) tandis que d'autres sont de véritables cul-de-sacs (Site 8). Un équilibre entre ces deux probabilités (site de résidence et de transit) caractérise un troisième type de site (Sites 4 et 5). Au sein de notre zone d'étude, le site 1 se distingue des autres par un très fort pourcentage de fidélité. En effet, 88 % des anguilles marquées dans ce site y ont été recapturées. Ce constat doit être mis en relation avec l'isolement hydraulique de ce fossé vis-à-vis des autres sites de capture, tant par la distance que par l'accessibilité. Ce ne serait qu'à la faveur de la crue printanière de 1999, que certaines anguilles ont pu traverser un seuil séparant ce fossé du site 5.

Un schéma de comportement de l'anguille sur notre zone étudiée semble donc se dégager à partir de l'ensemble des analyses. Les anguilles auraient un site de refuge dont les caractéristiques semblent liées à la taille des individus. Partant du principe que la distance minimale entre le site de capture et le site de recapture doit être corrélée avec la taille du domaine vital (Chapman & Kramer, 2000), les données de marquage recapture au sein de notre zone d'étude semblent argumenter pour un domaine vital minimal de l'anguille de l'ordre de 200 à 300 mètres de fossés. Notons qu'au sein de notre zone, la dimension spatiale la plus importante est le linéaire de fossés.

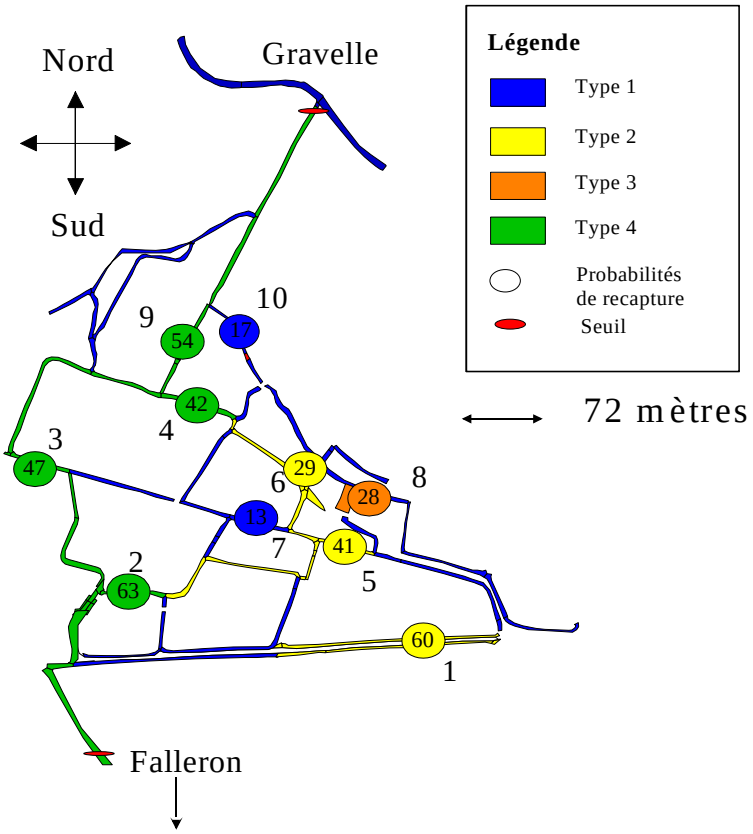


Figure III.134 : Répartition spatiale des indices de fidélité en fonction des types de site.

L'estimation du domaine vital permet de confirmer notre échelle d'observation des comportements de déplacement individuel. Ainsi, notre zone atelier totalisant 3,938 km de fossés correspond à une surface bien supérieure au domaine vital d'un individu. Nous remarquons d'ailleurs que les sites de captures placés sur les trajectoires de sorties de zone ne capturent pas significativement plus d'individus stipulant que l'échelle d'observation des hétérogénéités est effectivement celle de l'arc de fossé.

Parker (1995) par radio-tracking a d'ailleurs montré que des mouvements courts et locaux (d'une centaine de mètres par nuit) sont fréquents chez toutes les anguilles américaines. L'organisation spatiale des fossés étudiés pourrait expliquer la similitude de nos résultats avec ceux obtenus en rivière (Baras *et al.*, 1998). En effet, ces fossés y sont organisés en réseaux avec des passages obligés, ce réseau étant fermé (système en poche).

En estuaire, lac ou plan d'eau, la dimension 'surfacique' de ces systèmes autorise un nombre de chemins possibles entre deux points beaucoup plus importants. Les résultats y apparaissent ainsi beaucoup plus hétérogènes et sont d'ailleurs le plus souvent déclinés en termes de surface explorée de 1 à 65 ha (Tableau III.56). Nos résultats montrent également qu'il n'y aurait pas de corrélation pour des individus de taille supérieure à 250 mm, entre la taille de l'anguille et la dimension du domaine vital. Ceci est en accord avec d'autres auteurs (Bozeman *et al.*, 1985 ; Ford & Mercer, 1986).

Tableau III.56 : Synthèse des résultats de la distance ou de la surface maximum du "home range" des anguilles sédentaires. M-R = marquage-recapture. R-T = radio tracking. (1) Tesch (1994) ; (2) McGovern & McCarthy, 1992 ; (3) Labar *et al.*, 1987 ; (4) Baras *et al.*, 1998 ; (5) Mann, 1965 ; (6) Baisez (présente étude) ; (7) Oliveira, 1997 ; (8) Gunning & Shoop, 1962 ; (9) Dutil *e t al.* , 1988 ; (10) Parker, 1995 ; (11) Parker & Mc Cleave, 1997 ; (12) Helfman *et al.*, 1983 ; (13) Bozeman *et al.*, 1995 ; (14) Labar & Facey., 1983 ; (15) Ford & Mercer, 1986 ; (16) Beumer, 1979 ; (17) Chrisnall *et al.*, 1993 ; (18) Chrisnall *et al.*, 1993 ; (19) Burnet, 1969 ; (20) Jellyman *et al.* (1996).

Espèces	Milieux	Effectifs d'anguilles	Méthodes d'estimation	Distances/Surfaces	Références
A.anguilla			R-T	2,7 à 3,9 km	(1)
A.anguilla	Berges			0,1 à 0,6 ha	(2)
A. anguilla	Lac	7	R-T	0,13 à 0,27 ha	(3)
A. anguilla	Rivière	7	R-T	0,01 à 0,1 ha ou 285 m	(4)
A. anguilla	Rivière	47	M-R	30 km de berges	(5)
A. anguilla	Marais doux	124	M-R	189 m +/- 149. < 120 m (43 % ang.) à 300 m (46 % ang.).	(6)
A. rostrata	Rivière	829	M-R	87 % au même site, 7 ang. à 150 m, 11 ang. de 0,4 à 0,7 ha, 1 ang. A 4,7 km	(7)
A. rostrata	Rivière	15	M-R	50 m ou 0,05 ha	(8)
A. rostrata	Berges	6	R-T	0,5 à 2 ha	(9)
A. rostrata	Estuaire	21	R-T	6,7 +/- 1,6 km	(10)
A. rostrata	Estuaire	20	R-T	325 +/- 64 ha	(11)
A. rostrata	Estuaire	8	R-T	255 à 480 m, de jour 1,54 ha, de nuit 1,06 ha	(12)
A. rostrata	Estuaire	82	M-R	1,04 ha et 261 m maximum	(13)
A. rostrata	Lac	7	R-T	2 à 65 ha moyenne à 28 ha	(14)
A. rostrata	Marais salé	243	M-R	100 m max ou 209 m²	(15)
A. australis	Marais salé	243	M-R	400 m	(16)
A. australis	Rivière	25	M-R	140 m	(17)
A. dieffenbachi	Rivière	22	M-R	140 m	(18)
A. australis, A. dieffenbachi	Rivière	190	M-R	180 m	(19)
B. australis, A. dieffenbachi	Lac	4968 et 4987	M-R	5 km	(20)

Partie III :

Chapitre III.2 : Variabilités temporelles des déplacements

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie III : Chapitre III.2 : Variabilités temporelles des déplacements

Introduction

L'analyse précédente de la variabilité des captures d'anguilles a permis de mieux appréhender la complexité de leurs comportements au sein du réseau étudié (*cf.* Chapitre II.2). Si un comportement de 'homing' et un déplacement au sein d'un domaine vital ont été constatés, la notion temporelle de ce comportement a seulement été évoquée. L'existence d'une variabilité temporelle de l'intensité du déplacement et du comportement de 'homing' seraient susceptibles d'influencer les indices d'abondance des sites ainsi que l'évaluation de leur degré d'utilisation par les anguilles.

Un système novateur d'automatisation de la détection a été élaboré par l'assemblage d'un détecteur automatisé des marques magnétiques et d'un procédé de piégeage. L'emploi de ce système immergé de contrôle automatisé du passage d'individus marqués par PIT-Tags, apporte des informations sur l'intensité des déplacements des anguilles jaunes. Ce système permet de révéler les rythmes saisonniers et journaliers de déplacements, rythmes à relier potentiellement aux facteurs environnementaux. D'autre part, le suivi individuel annuel permet de révéler les variabilités de fidélité en fonction des périodes de l'année.

Ces informations permettent d'optimiser les résultats obtenus lors des observations à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (active et passive) par une interprétation des indices abondances et des structures de taille en fonction de la période (saison, heure du jour) durant laquelle les échantillonnages ont été réalisés.

Intensités de déplacement

L'analyse des intensités de déplacement permet d'appréhender les variabilités saisonnières et journalières des activités des anguilles. La connaissance de ces comportements de déplacement différentiels au cours du temps peut permettre par exemple de mieux cerner les périodes d'échantillonnage les plus propices pour chaque technique (pêche électrique et nasses). Le contrôle des passages comparativement aux captures à l'aide de nasses au sein d'un même site permet également d'évaluer la capturabilité des nasses.

Méthode

4.1.1. Protocole

Au sein de la zone d'étude de 30 ha (*cf.* Partie II) dans la partie dulçaquicole du Marais breton, 519 anguilles ont fait l'objet d'un marquage individuel par des PIT-Tags. Ces marques ont été insérées

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

longitudinalement en position dorsale durant les mois de mars à novembre 1998. Chaque anguille marquée à fait l'objet d'une mesure de longueur au millimètre près.

Les systèmes automatisés de détection ont été positionnés au sein des fossés. Le cadre en bois ayant deux prolongements est enfoncé dans la vase jusqu'à ce que la partie inférieure de la glissière, dans laquelle la boucle de détection est positionnée, touche le fond. Une vérification a permis de s'assurer qu'aucun passage n'est possible par en dessous de ce système. Cet engin permet donc de barrer complètement un fossé, obligeant les anguilles à traverser la boucle de détection calée dans la partie inférieure du cadre en bois au centre des paradières (Figure II.108). Une collecte consiste à obtenir des informations sur le numéro de l'anguille, l'heure universelle de passage et le lieu de collecte.

Trois sites ont été sélectionnés afin de suivre les déplacements des anguilles suivant leur fonctionnalité pour les anguilles (*cf.* Chapitre III.1). Ainsi, le système boucle a été mis en service au sein du site 4 du 14 avril 1999 au 13 décembre de la même année (Figure III.135). Nous avons précédemment déterminé, par l'analyse des captures aux nasses, que ce site 4 jouerait une double fonction de résidence pour certains individus et de zone de transit pour d'autres (*cf.* Chapitre III.1). Des périodes d'arrêt du 19 juillet au 3 août, 29 septembre au 5 octobre et du 18 novembre au 30 novembre 1999 sont à signaler et sont le résultat d'une dégradation du matériel par les ragondins, les ruminants ou les inondations. Simultanément à la mise en place de ce système automatisé de détection, des campagnes de captures à l'aide de nasses disposées par couple, à raison d'une série de 4 jours par mois (durant les périodes précédentes à la nouvelle lune) ont été effectuées sur le même site des mois de mars à novembre 1999.

Le site 9 a également fait l'objet d'un échantillonnage par un système automatisé. Il s'est caractérisé par les captures à l'aide de nasses comme un lieu de résidence ayant peu d'échange avec les autres sites (*cf*. Chapitre III.1). Ils constituent avec le site 4, des sites profonds, relativement peu envasés, moyennement larges (de l'ordre de 3 mètres) dont les couvertures des hélophytes en rives sont faibles. Le site 6 également échantillonné par une boucle de détection magnétique est qualifié de zone de passage (*cf*. Chapitre III.1), les anguilles transiteraient par ce site pour aller vers le site en cul de sac profond ou vers le réseau principal. Il est caractérisé par des niveaux d'eau et de vase moyen, une largeur moyenne et des recouvrements d'hélophytes en berges moyens. Des problèmes techniques (câbles sectionnés, matériel inondé, *etc.*), ont limité les périodes d'enregistrement à 60 jours (13 - 27 avril, 4 - 28 mai et 2 - 14 juin 1999 pour le site 9, et 7 - 16 juillet 1999 pour le site 6). La comparaison des données obtenues avec celles du site 4, (enregistrements pratiquement continus d'avril à décembre 1999) nous permet cependant d'identifier des phénomènes intéressants.

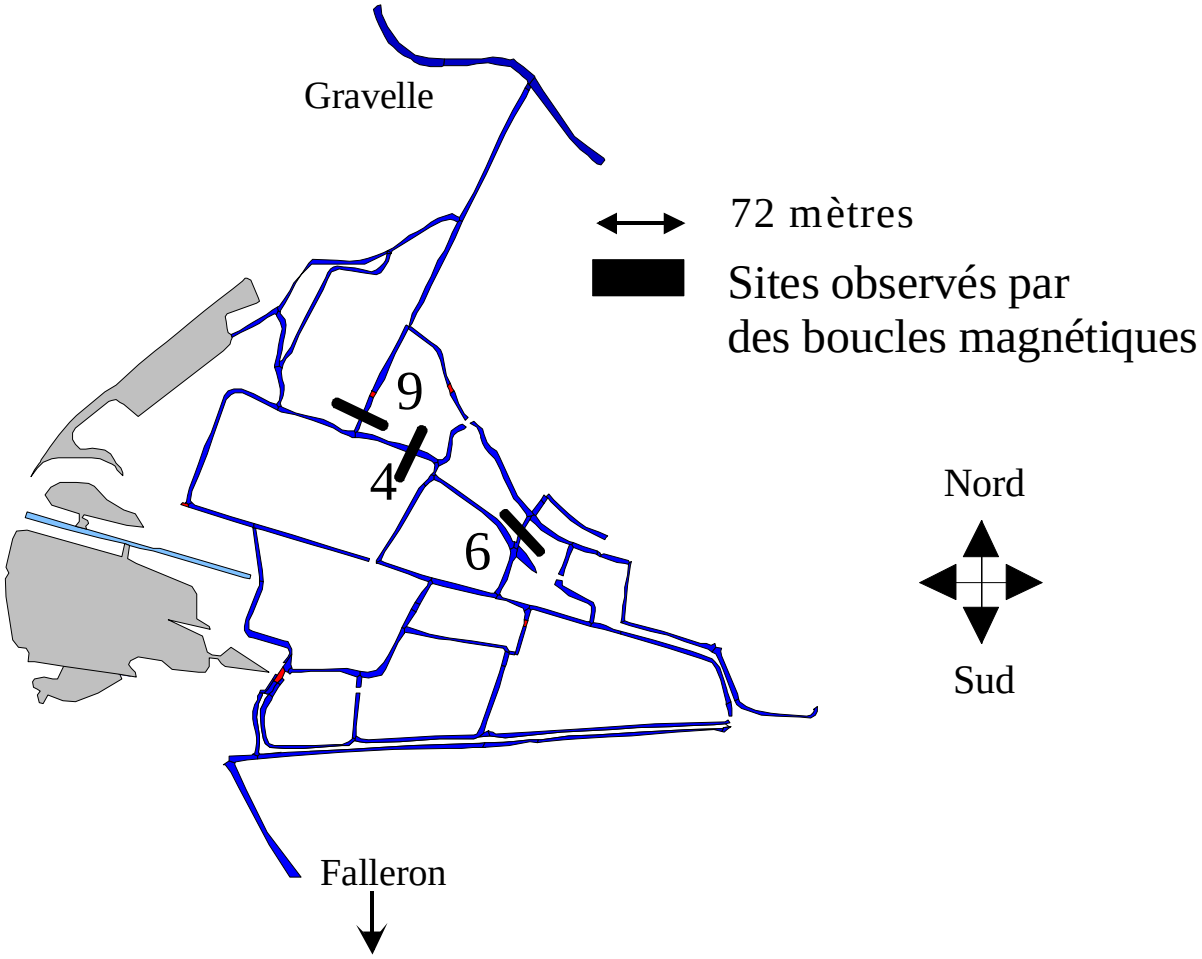


Figure III.135 : Carte de la zone d'étude et positionnement des systèmes automatisés de détections. 4, 6 et 9 = numéros des sites concernés.

4.1.2. Analyses

Dans un premier temps, nous décrirons les collectes obtenues à l'aide du système de détection des mois d'avril à décembre 1999 en termes de flux d'individus par mois. Cette première analyse, par une classification hiérarchique ascendante (méthode de Ward, distance euclidienne), nous a permis de distinguer les périodes de plus fortes collectes. Les enregistrements obtenus par les trois systèmes de détection sont alors comparés en termes d'intensité des passages par session.

Du point de vue des individus, nous analyserons les variations mensuelles de la diversité des individus se déplaçant au sein de la zone atelier et enregistrés à la boucle ou capturés à l'aide des nasses au sein du site 4. Cette démarche permettra de différencier les activités de déplacements mensuels. Les bosselles interrompent l'anguille dans son déplacement. De manière à réaliser une comparaison entre les détections aux boucles et les captures aux nasses, nous n'avons considéré alors que le premier enregistrement d'un individu à la boucle par jour et par individu. De plus, nous avons sélectionné les périodes où les deux techniques ont été utilisées simultanément (4 jours par mois d'avril à novembre 1999) afin de se soustraire aux variabilités de capture dues aux conditions environnementales.

La prise en compte de l'intensité de passage et du rapport du nombre d'individus différents enregistrés par jour sur celui enregistré durant toute la session permettra d'illustrer le niveau et la régularité des déplacements au cours des sessions d'enregistrements. Cette comparaison des enregistrements entre les différents sites doit nous permettre de savoir si les variations d'intensités de déplacements journaliers observés lors d'une même session relèvent ou non d'un phénomène général (visible sur l'ensemble de la zone d'étude).

Pour chaque session, les intensités et la diversité de ces enregistrements ont été également analysés par site et par heure. Ces analyses avaient pour objectif de préciser les tranches horaires durant lesquelles les anguilles montrent le plus d'activité ainsi que la proportion d'individus concernés.

Résultats

4.1.3. Intensités mensuelles des déplacements

Quantités des déplacements

D'avril à décembre 1999, 26 393 collectes représentées par les couples individus-dates sont relevées au sein du site 4. Les collectes dues à l'hésitation des anguilles signalées par des écarts de temps inférieurs à 7 secondes entre deux collectes pour une même anguille (*cf*. Chapitre II.3) sont éliminées. Nous gardons alors 1833 collectes.

La première séparation de la classification hiérarchique ascendante (CHA) effectuée sur le nombre de collectes mensuelles effectuées au sein du site 4 permet de distinguer deux groupes de mois très homogènes. Le premier groupe correspond aux mois printaniers (avril et mai) et hivernaux (octobre à décembre) où le nombre de passages (85 +/- 42 par mois) est faible (Figure III.137). Le second groupe correspond aux mois estivaux (juin à septembre) où en moyenne 352 +/- 111 enregistrements de déplacements mensuelles sont notés.

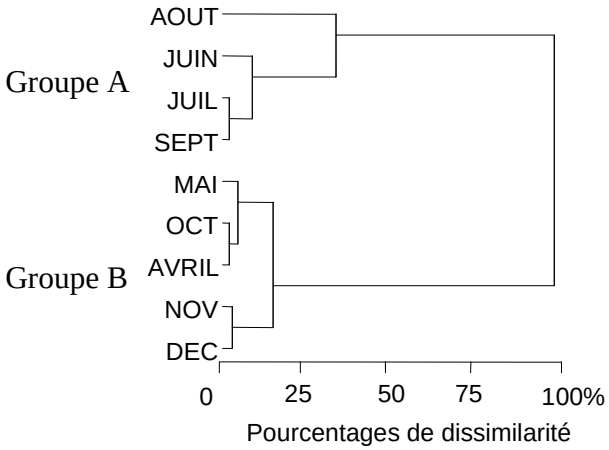


Figure III.136 : Classification hiérarchique ascendante des mois en fonction des effectifs de collectes par la boucle.

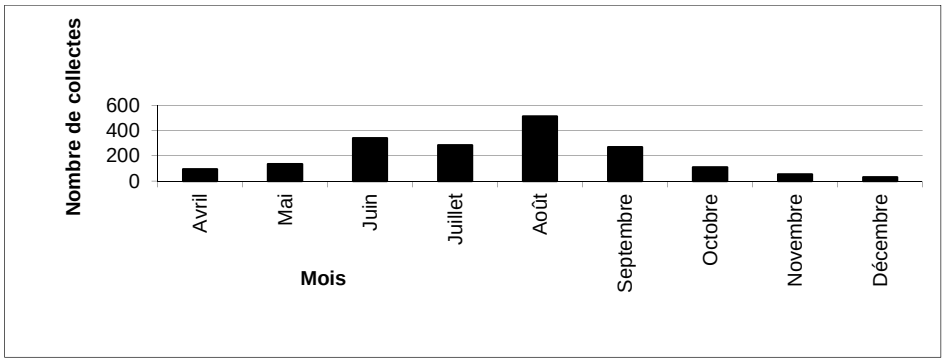


Figure III.137 : Nombre de collectes détectées au système automatique d'avril à décembre 1999 sur le site 4.

La comparaison des collectes effectuées sur les mêmes périodes par les systèmes automatisés en fonction des sites montre des similitudes. Ainsi, le nombre de collectes par semaine augmente nettement sur le site 4 entre la phase printanière d'avril à juin et la session de juillet (Figure III.138). Les observations sur le site 9 se situent dans les mêmes gammes pour la première phase, le site 6 révélant également un niveau conforme au site 4 en juillet.

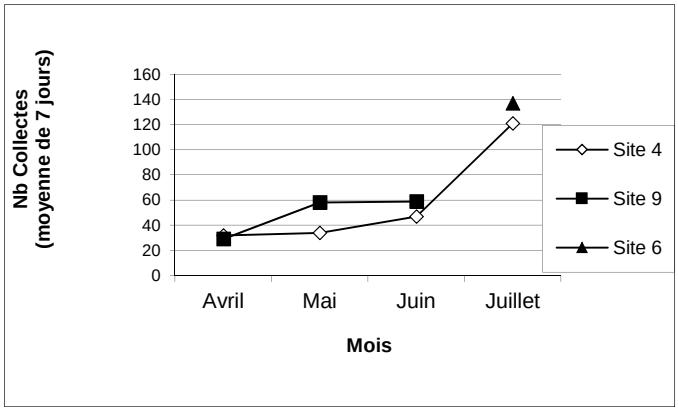


Figure III.138 : Nombre de collectes (moyennes de 7 jours d'enregistrement) par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6).

Qualités des déplacements

D'avril à décembre 1999, 111 anguilles différentes ont été enregistrées. Ce chiffre souligne l'intensité des déplacements des anguilles au sein du réseau puisque 21,4 % des individus marqués sur l'ensemble de la zone d'étude ont été observés en un seul point de passage.

A ce titre de comparaison, le réseau de 20 nasses réparties sur l'ensemble de la zone a permis d'observer 32 % des individus marqués en 1998. L'analyse des données issues de la boucle révèle également les inégalités de déplacement entre les individus dans la mesure où l'écart type entre les collectes par individus est de 8,5, soit l'équivalent de la moyenne observée (16,5 collectes par individus).

Du point de vue individuel, le nombre d'anguilles capturées au site 4 à l'aide de deux nasses donne 13 individus marqués et 31 recaptures en 1999 (soit 2,1 +/- 1,9 recaptures par anguille) tandis que sur les mêmes périodes d'étude (4 jours mensuels), l'emploi de la boucle a révélé le passage de 49

individus pour 310 collectes soit 10,0 (+/- 10,3) collectes par individus par jour et 131 recaptures pour l'année 1999 soit 2,7 (+/- 3,0) recaptures par anguille pour l'année 1999 (Tableau III.57).

Nous remarquons qu'un rapport de ¼ est noté entre les individus recapturés par les nasses et ceux notés par la boucle, c'est à dire se déplaçant réellement. Ceci suggère que les bosselles n'interceptent qu'un quart des anguilles en déplacement sur un point donné du réseau de fossé.

Tableau III.57 : Bilan des recaptures pour chaque technique sur le site 4 à raison de 4 jours d'échantillonnage par mois d'avril à novembre 1999. Re = recapture. Ind. = individu. Nb = nombre.

4 jours par mois du 04 au 11/ 99	Boucle	Nasses	Boucle/Nasses
Recaptures	131	31	4,2
Individus	49	13	3,8
Re/Ind.	2,7 +/- 3,0	2,1 +/- 1,9	1,1
Nb ind./jours	4,2 +/- 3,5	1,0 +/- 1,3	4,2

Les collectes du système automatisé positionné au sein du site 4 montre que la période estivale (juin à septembre) se caractérise par une plus forte diversité d'individus observés par mois (Figure III.139). Ces périodes sont également celles où le nombre d'individus différents par jours est le plus important.

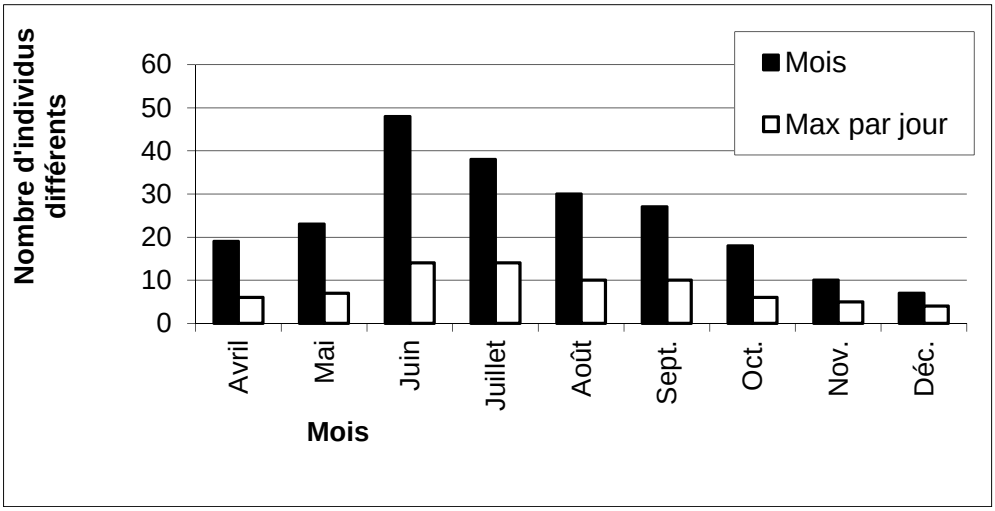


Figure III.139 : Nombre d'individus différents en fonction des mois (Mois) et nombre maximal d'anguilles différentes par jours (Max par jour).

Durant les périodes estivales, nous observons un grand nombre moyen de collectes par individu (Tableau III.58). Le nombre moyen d'individus différents détecté par jour est également élevé avec 4 à 6 individus. Concernant les mois d'août et septembre, la variabilité entre les jours dans ce niveau de détection est faible puisque l'écart type est faible. Ces résultats semblent souligner la régularité du nombre de passages d'individus différents par jour.

Tableau III.58 : Bilan des détections réalisées par le système automatisé entre avril et décembre 1999 au sein du site 4, en termes de nombre moyen d'individus différents enregistrés par mois (Moy. Ind. Diff.), écarts types (Ecart. Ind. Diff.), rapport de l'écart type sur la moyenne ainsi que les collectes moyennes par mois (Moy. Collectes) et écarts types (Ecart. Collectes) et les rapports entre eux.

	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Moy. Ind. Diff.	2,17	2,25	**5,19**	**6,10**	**6,89**	**4,24**	2,14	2,05	1,61
Ecart. Ind. Diff.	1,59	1,71	4,01	3,81	2,12	2,37	1,70	1,26	1,38
Ecart. / Moy. Ind. Diff.	0,73	0,75	0,78	0,62	**0,31**	**0,56**	0,79	0,62	0,86
Moy. Collectes	5,22	4,69	**10,97**	**15,1**	**17,7**	**9,28**	4,07	2,89	2,5
Ecart. Collectes	4,71	4,49	8,48	12,8	8,13	6,87	3,94	2,00	2,07
Ecart. / Moy. Collectes	0,90	0,96	0,77	0,85	0,46	0,74	0,97	0,69	0,83

Nous remarquons que sur la totalité des individus différents enregistrés par la boucle durant un mois plus de 15 % sont également détectés en un jour pour les mois de juillet à septembre (Tableau III.59). Le mois de juin se distingue alors par une faible proportion journalière (< 11 %). Ces résultats mettent en exergue le fait que durant le mois de juin, si un grand nombre de passages est enregistré par jour (11 +/- 8 collectes) et que le nombre d'individus différents par jour est élevé (5 +/- 4 anguilles) en revanche ces individus sont différents d'un jour à un autre. Les mois hivernaux (octobre à avril) montrent une faible activité de déplacement des anguilles au sein du réseau.

Tableau III.59 : Analyse de la régularité des passages mensuels avec le nombre maximal d'individus différents par jour (Max. Ind. Diff. Jour), le rapport des deux précédents (% Moy. Ind. Diff. Jour/mois) ainsi que le maximal de collectes par jour.

	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Max. Ind. Diff. Jour	6	7	**14**	**14**	**10**	**10**	6	5	4
Nb Ind Diff / Mois	19	23	48	38	30	27	18	10	7
% Moy. Ind. Diff.jour/mois	11,5	9,82	10,7	16,1	23,0	15,7	11,9	20,5	23,1
Max Col / Jour	14	18	29	47	38	24	15	7	4

Les campagnes de captures à l'aide de nasses montrant la plus forte diversité d'individus sont les mois de juillet à septembre 1999 (Figure III.140).

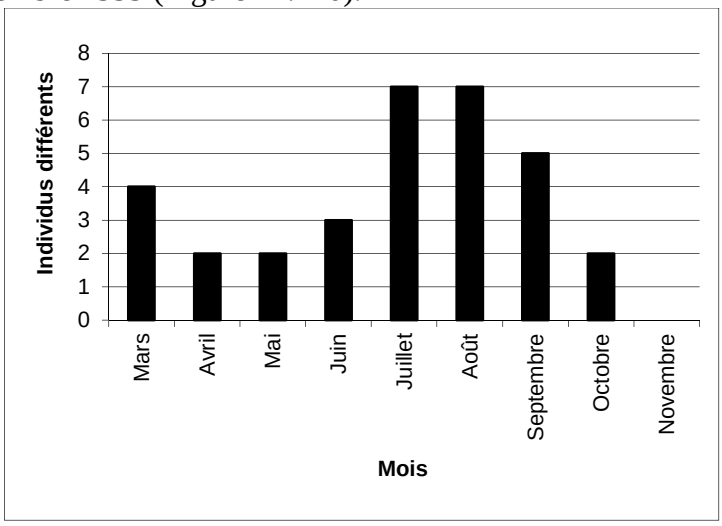


Figure III.140 : Nombre d'individus différents recapturés par mois par couple de nasses disposées tête bêche au sein du site 4 durant 4 jours par mois de mars à novembre 1999.

Le nombre maximum d'individus différents piégés lors d'une campagne de 4 jours est de 7 anguilles. Un léger décalage temporel d'environ un mois est donc noté par rapport aux données du système automatisé des détections.

Nous remarquons également que durant les mêmes périodes d'observations sur le site 4, la variation du nombre des individus repérés par les deux techniques est d'autant plus forte que l'observation est réalisée en période estivale (Figure III.141).

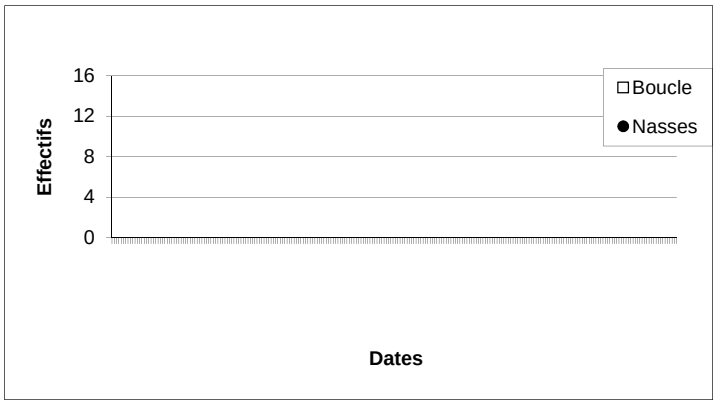


Figure III.141 : Effectifs d'anguilles différentes capturées par jour durant les mêmes périodes de campagne (4 jours d'échantillonnage par mois d'avril à novembre 1999) à l'aide des deux techniques d'échantillonnage (boucle et nasses).

En termes d'individus différents visualisés sur chaque site (Figure III.142), le site 4 avait révélé une augmentation significative entre la phase d'avril à mai d'une part et juin et juillet d'autre part. Les informations de juillet sur le site 6 se situent là encore à un niveau très cohérent avec ce qui a été observé sur le 4. Le site 9 quant à lui semble révéler une augmentation de la diversité des individus de façon un peu plus précoce que le site 4 (augmentation entre avril et mai).

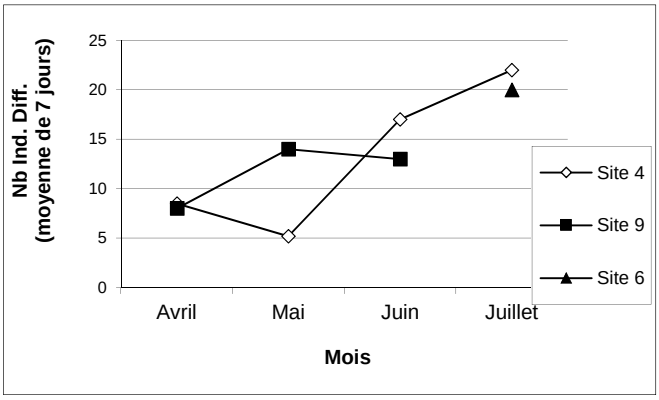


Figure III.142 : Nombre d'individus différents (moyenne de 7 jours d'enregistrement) par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6).

Le nombre de collectes par individu (Figure III.143) n'apparaît pas suivre une évolution bien définie (variations sur l'ensemble des trois sites et des 4 sessions d'observation entre 3 et 6 collectes par individus).

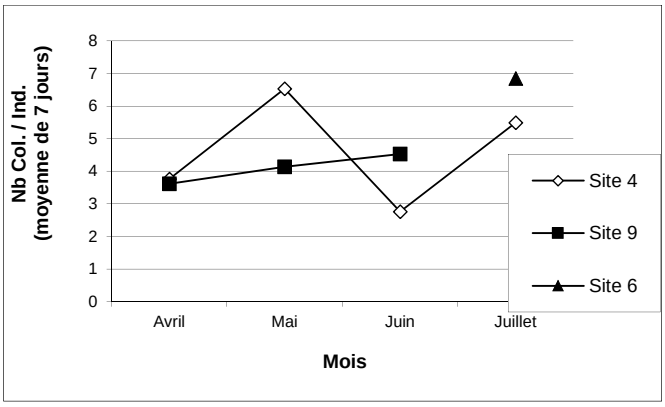


Figure III.143 : Nombre moyen de collectes par individus par session de collectes (mois) par site (4, 9 et 6).

L'observation des fréquences d'apparition d'individus différents transitant par jour comparativement aux individus différents enregistrés durant l'ensemble des sessions de 9 à 24 jours, nous montre que durant ces mois printaniers (avril à mai) les déplacements sont très ponctuels. Ils ne concernent en effet que 10 à 14 % des individus par jour. A partir du mois de juin, l'activité de déplacement de chaque anguille semble plus régulière puisque plus de 20 % des individus enregistrés par mois le sont également en un jour. Le décalage entre le site 4 et le site 9 est visible par la variabilité de la régularité des passages (Tableau III.60).

Tableau III.60 : Pourcentage du nombre d'individus différents enregistrés par jour par rapport au nombre d'individus différents par session.

	Avril	Mai	Juin	Juillet
Site 4	12	14	12	**22**
Site 9	13	10	**21**	/
Site 6	/	/	/	**24**

Résumé

Durant les 9 mois d'observations, 21,4 % des individus marqués au sein des 30 ha sont passés en un point donné du réseau. Ce résultat souligne le fort taux de déplacement des anguilles. Les échantillonnages à l'aide de nasses ne permettraient de repérer qu'un quart de ces déplacements. Quelle que soit la technique d'observation, le nombre d'individus différents observés quotidiennement est plus important en période estivale.

Les forts taux de déplacement et la plus grande diversité d'individus sont notés pour les mois d'été avec un léger décalage selon les techniques d'observation. Le mois de juin se particularise par un grand nombre d'individus différents observés à l'aide de la boucle mais avec des passages irréguliers.

4.1.4. Intensités journalières des déplacements

En termes de détections journalières à la boucle, nous aboutissons à 823 enregistrements d'avril à décembre 1999 au sein du site 4. Ces données correspondent à une recapture journalière de l'ordre de 4,38 anguilles (+/- 2,91) et chaque individu est détecté environ 7 jours dans l'année. La période

du 11 au 29 avril, commune au site 4 et au site 9 montre des niveaux journaliers de collectes assez identiques (Figure III.144 a). Les déplacements des individus semblent donc assez synchronisés sur ces deux sites. Le nombre maximum d'individus différents par jour est respectivement de 5 et 6 pour les sites 9 et 4 (Figure III.144 b). Cette diversité des individus transitant par les sites apparaît donc être du même ordre. Une plus forte activité du 4 au 15 mai est notable quel que soit le site. Cependant, un léger décalage du niveau d'activité entre les sites est noté à partir du 11 mai. La période du 2 au 14 juin, montre un changement de comportement de déplacement avec des variations de flux d'anguilles beaucoup moins marquées. En effet, le déplacement semble plus régulier pour les individus du site 9 avec 5 à 15 collectes par jour (Figure III.144 a) et au contraire, une période de faible déplacement est observée du 4 au 9 juin pour le site 4.

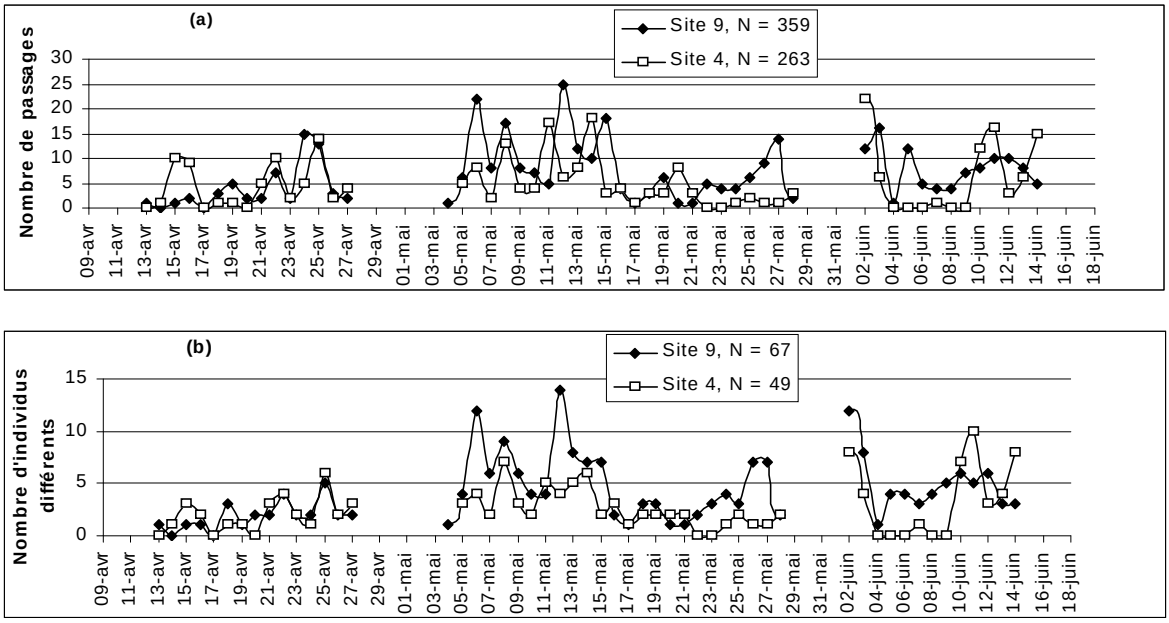


Figure III.144 : Nombres de passages (a) par jour enregistrés sur les sites 4 et 9 et nombres d'individus différents (b) enregistrés par jour sur les sites 4 et 9 durant les trois sessions d'enregistrement du 11 au 29 avril, du 4 au 28 mai et du 2 au 14 juin 1999.

Durant la période du 7 au 16 juillet (Figure III.145 a), le nombre de collectes sur le site 4 augmente considérablement avec un minimum à 10 collectes par jour et un maximum à 47. L'ordre de grandeur est identique sur le site 6 (10 à 32 collectes par jour). Cette augmentation correspond également avec une augmentation du nombre d'individus différents transitant par jour à travers le système 4 de 6, 4 individus différents par jour en moyenne en juillet contre 2,6 en moyenne entre mars et juin (Figure III.145 b). Sur le site 6, l'ordre de grandeur est identique (6,3 individus différents par jour en moyenne en juillet). Un pic de fortes détections est notable pour le site 4 le 14 juillet tandis qu'aucun phénomène de ce type n'est observé pour le site 6.

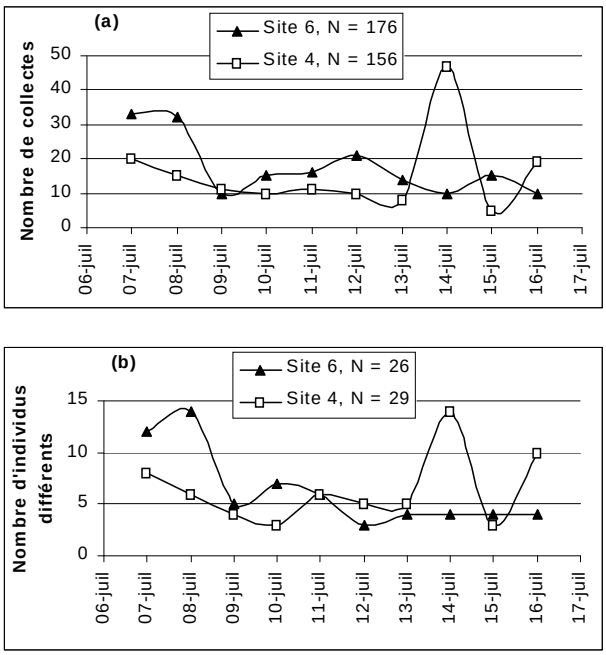


Figure III.145 : Nombres de passages (a) par jour enregistrés sur les sites 4 et 6 et nombre d'individus différents (b) enregistrés par jour sur les sites 4 et 6 durant la session d'enregistrement du 7 au 16 juillet 1999.

Durant chaque session de 9 à 24 jours successifs, il apparaît une variabilité journalière du nombre de passages. Ces déplacements semblent suivre un rythme intrinsèque à l'ensemble de la zone d'étude en période printanière (avril à mai) qui se répercutent sur les flux d'individus au sein des systèmes placés sur les sites 4 et 9. Au contraire, en période estivale (juin à juillet), les flux d'individus sont variables suivant les sites.

4.1.5. Intensités horaires des déplacements

Sur la période du 11 au 29 avril (Figure III.146), les enregistrements des sites 4 et 9 montrent des passages essentiellement concentrés au coucher du soleil et en phase nocturne (première partie de la nuit).

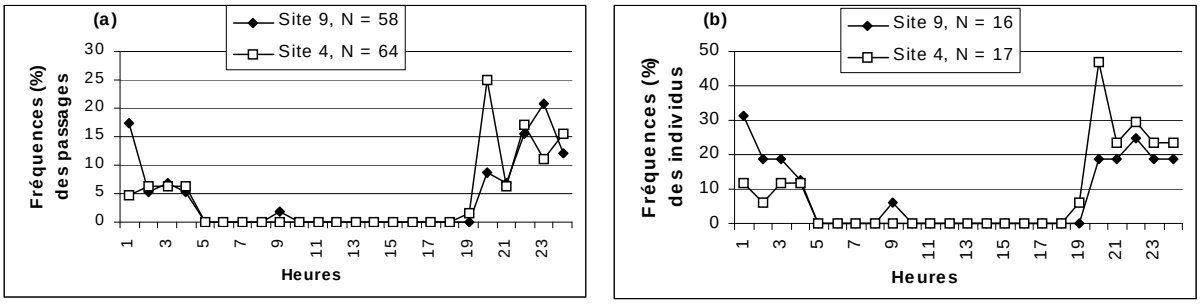


Figure III.146 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période du 11 au 29 avril.

Le constat est identique sur les deux sites sur la période du 4 au 28 mai (Figure III.147).

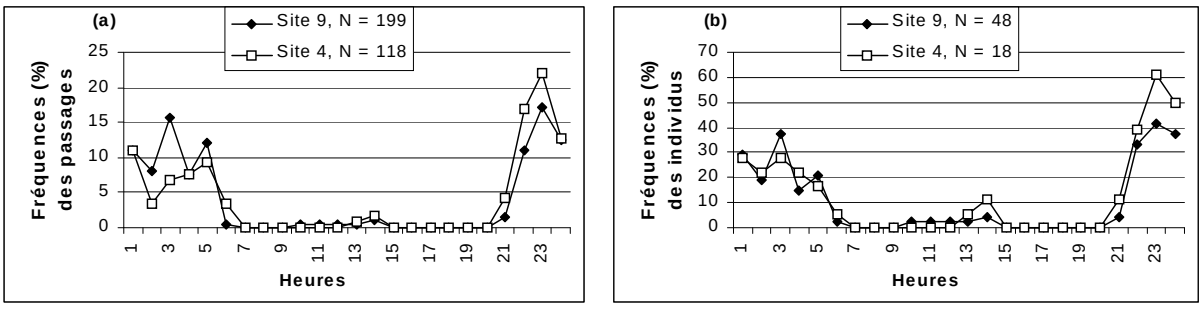


Figure III.147 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période pour la période du 4 au 28 mai.

La période du 2 au 14 juin, révèle elle aussi une activité plutôt nocturne (Figure III.148 a), avec cependant, une activité diurne qui commence à être perceptible (5 % des collectes).

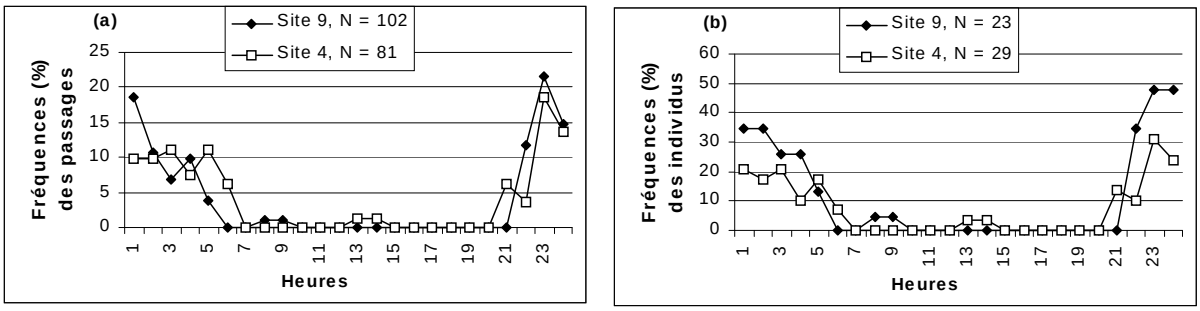


Figure III.148 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 9 et 4 pour la période pour la période du 2 au 14 juin.

Les enregistrements du mois de juillet (du 7 au 16 juillet), communs aux sites 6 et 4, révèlent eux un net décalage de l'activité avec un déplacement diurne non négligeable (Figure III.149 a). Ainsi, près de 40 % des collectes sont effectuées entre 6 heures et 22 heures sur le site 4 et 82 % des collectes sur le site 6.

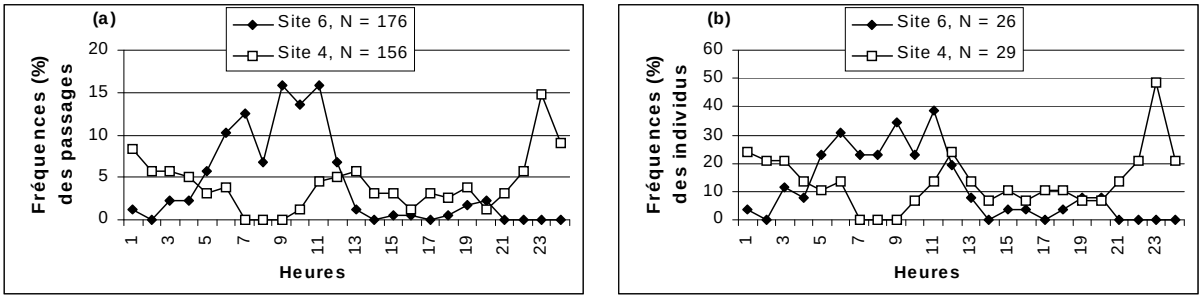


Figure III.149 : Fréquences des collectes enregistrées (a) et fréquences des individus (b) par heures pour les sites 6 et 4 pour la période pour la période du 7 au 16 juillet.

En résumé, quel que soit le site d'observation l'activité printanière des anguilles est principalement nocturne avec un pic d'activité à la tombée de la nuit et de forts niveaux de déplacements en première partie de nuit.

Par contre en période estivale (juillet), une activité majoritairement diurne est constatée pour les sites 4 et 6. L'activité est alors notée par un grand nombre de collectes concernant 5 à 10 individus différents.

Conclusion

La confrontation des collectes obtenues par les boucles disposées au sein de trois différents confirme la variabilité saisonnière d'activité de déplacement. Ainsi, la période estivale se traduit par une augmentation du nombre de passages et d'individus différents.

Durant chaque session de 9 à 24 jours successifs, il apparaît une variabilité journalière du nombre de passages. Ces déplacements semblent suivre un rythme intrinsèque à l'ensemble de la zone d'étude (conditions environnementales favorables aux déplacements) en période printanière (avril à mai) qui se répercutent sur les flux d'individus au sein des systèmes placés sur les sites 4 et 9.

Au contraire, en période estivale (juin à juillet), les flux d'individus sont variables suivant les sites. Durant cette période, l'établissement de gîtes semble plus ou moins être réalisé. Nous observons alors des variabilités de structures de taille qui laissent présager d'une relation entre les tailles et les caractéristiques des milieux.

Les collectes confirment également l'activité principalement nocturne des anguilles en période printanière avec un pic d'activité à la tombée de la nuit et de forts niveaux de déplacements en première partie de nuit. Par contre en période estivale (juillet), une activité majoritairement diurne est constatée. L'activité est alors notée par un grand nombre de collectes concernant peu d'individus différents.

Ces constats suggèrent des déplacements de moindre amplitude mais plus nombreux des anguilles (qualifiées alors de résidentes) qui privilégient les périodes diurnes pendant lesquelles les taux d'oxygène dissous sont encore acceptables.

2. Caractéristiques des tailles des anguilles en déplacement

L'individualisation des anguilles et la connaissance du schéma moyen de croissance mensuelle a permis d'estimer leurs tailles au moment de leur collectes (*cf.* Chapitre III.1). Ce procédé a permis de comparer les structures de taille des anguilles enregistrées au sein des sites durant les mêmes sessions. Les classes de taille sont notées par la limite supérieure. Une analyse des sites 4 et 9 a permis également de préciser les individus ayant réalisé un trajet entre les deux sites, géographiquement proches.

2.1. Méthodes

Dans un premier temps, nous avons estimé la structure de taille des individus marqués (N = 519) par l'intégration des taux de croissance mensuels (*cf.* Chapitre III.1) au mois d'août 1999 (période de plus forte abondance de passages et intégrant la forte croissance printanière de 1999). La même démarche a été réalisée pour les individus recapturés à l'aide de nasse sur le site 4 durant les mois d'avril à octobre 1999 (N = 31). L'estimation des tailles au mois d'août 1999 a également été réalisée pour les individus dont les passages ont été enregistrés à la boucle (N = 1833). La comparaison des structures de taille permet d'étayer l'hypothèse d'une variabilité de comportement de déplacement suivant les tailles.

Nous avons alors étudié la variabilité des structures de tailles mensuelles par des tests de Kolmogorv-Smirnov selon la procédure de Sokal & Rohlf (1981). Une classification hiérarchique ascendante nous a permis de caractériser des structures de tailles en fonction des périodes. De plus, pour chaque session d'enregistrement nous comparerons les structures de tailles des trois sites étudiés.

2.2. Résultats

2.2.1. Variabilité des intensités de déplacement en fonction des tailles

Parmi les 519 anguilles marquées durant l'année 1998, la majorité des individus (61 %) ont des tailles estimées situées entre 300 et 420 mm au mois d'août 1998. Les anguilles de plus de 400 mm ne représentent alors que 37 % du total marqué. Cette structure de taille (intégrant la croissance depuis le marquage jusqu'au mois d'août 1999) correspond au potentiel détectable à l'aide des boucles si l'ensemble des individus du système se déplace de façon égale et est enregistré durant le seul mois d'août 1999.

Nous remarquons que l'histogramme des tailles de l'ensemble des anguilles détectées à la boucle (N = 1833) ne correspond pas à la structure de taille des anguilles marquées potentiellement en transit dans le système (Figure III.150). En effet, les catégories de taille d'anguilles de 300 à 420 mm sont détectées en petite proportion (< 18 %) à la boucle. Au contraire, les individus de taille supérieure à 400 mm correspondent à 82 % des détections. Les recaptures (N = 31) réalisées par le couple de nasses disposées tête-bêche, durant 4 jours par mois d'avril à novembre 1999, montrent que 68 % des individus ont des tailles supérieures à 400 mm au mois d'août 1999.

En résumé, il semblerait donc que les individus dont la taille est supérieure à 400 mm (au mois d'août 1999) soient plus souvent détectés à la boucle et piégés à l'aide de nasses que les autres individus sur le site 4. Ce phénomène pourrait provenir d'une part de la plus grande mobilité de ces gammes de taille et d'autre part de la spécificité du site qui favoriserait la présence de ces catégories de taille.

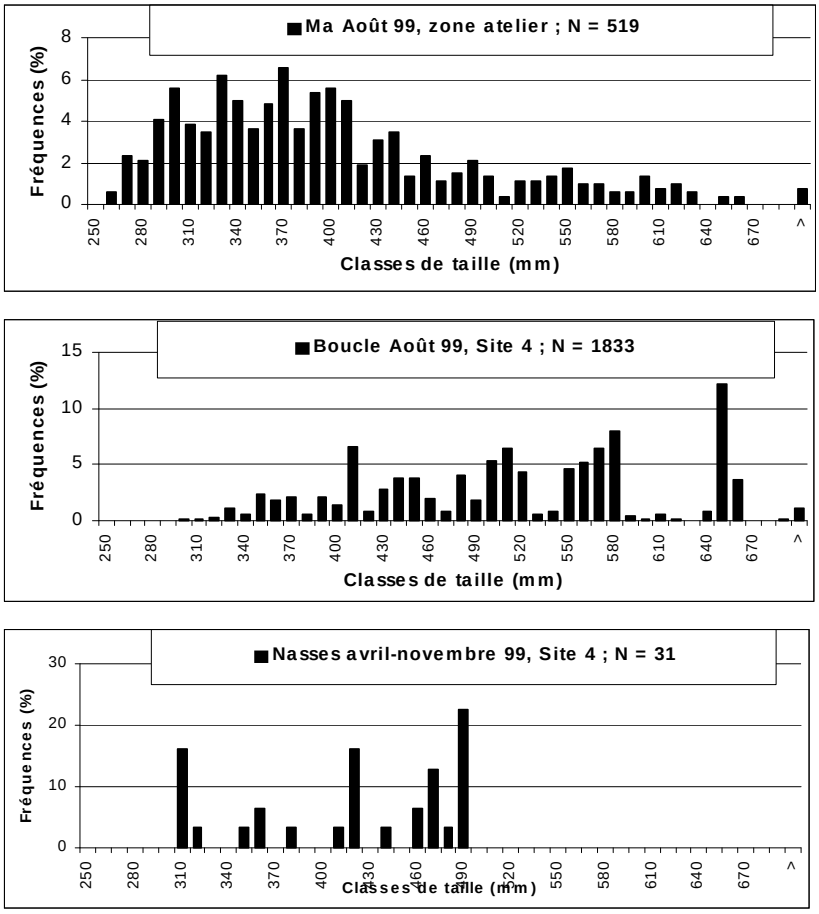


Figure III.150 : Structures des tailles estimées au mois de novembre 1998 des anguilles marquées (Ma), des tailles d'anguilles estimées au jour de l'enregistrement à la boucle d'avril à décembre 1999 et des anguilles recapturées par le couple de nasses (Nasse 4) positionné sur le même site que la boucle 4 jours par mois d'avril à novembre 1999.

2.2.2. Structures mensuelles des tailles au sein du site 4

La classification hiérarchique ascendante (Figure III.151) effectuée sur la structure de taille mensuelle des anguilles (N = 1833) visualisée par la boucle au sein du site 4 distingue trois groupes avec plus de 75 % de dissimilarité.

Le premier groupe est constitué des individus transitant par le système durant les mois d'octobre et novembre (groupe A). L'observation des structures montre qu'une majorité d'anguilles possède une taille supérieure à 500 mm (Figure III.152) durant ces périodes automnales.
Le second groupe est constitué des individus notés durant les mois d'août et de septembre (groupe B). Bien qu'ils aient également des structures de taille portées vers les plus grands individus certains passages concernent aussi des anguilles de tailles plus modestes de l'ordre de 400 mm. Un troisième groupe concerne les anguilles enregistrées durant les mois d'avril à juillet (Groupe C). Elles se

distinguent par des tailles moyennes, chaque classe de taille étant pratiquement représentée. Toutefois, d'avril à juillet les classes de tailles des passages dominants vont en augmentant.

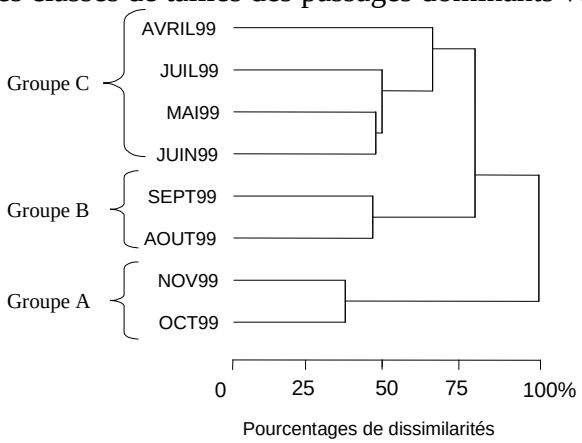


Figure III.151 : **Classification hiérarchique ascendante (méthode de Ward, distance euclidienne) des structures de taille estimée en fonction des mois.**

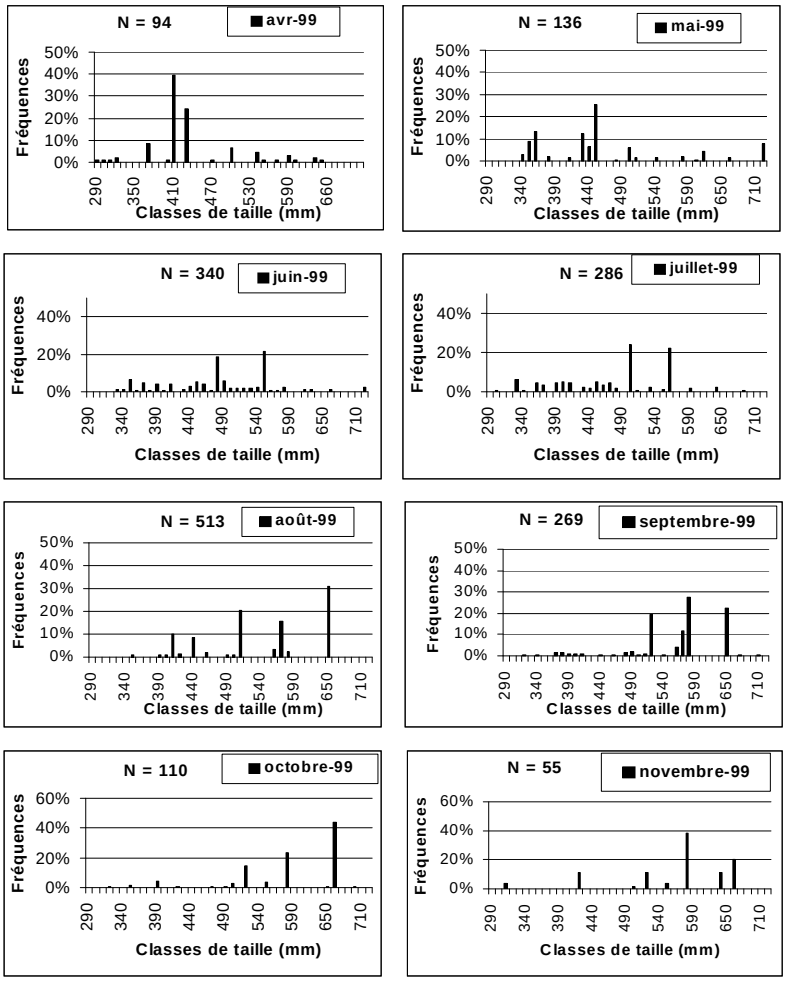


Figure III.152: **Structures de taille estimée des anguilles détectées au système automatique au sein du site 4 en fonction des mois.**

2.2.3. Structures de tailles par site et par périodes

Sur la période du 11 au 29 avril, les enregistrements des sites 4 et 9 (Figure III.153) montrent des passages très importants d'anguilles de taille comprise entre 400 et 440 mm. De faibles pourcentages concernent les anguilles de 440 à 600 mm. Les structures de taille ne significativement pas différentes entre les deux sites (KS ; P > 0,05).

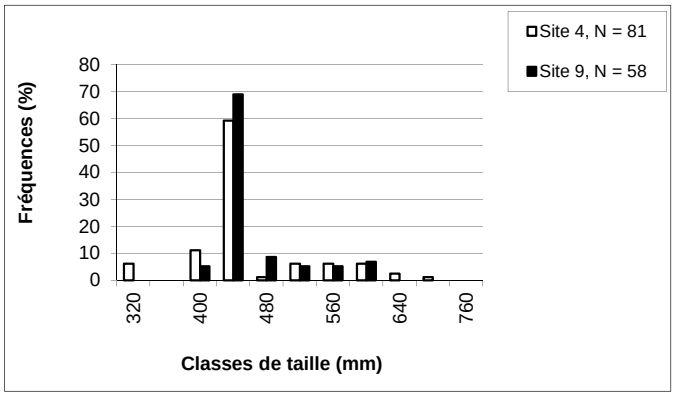


Figure III.153 : **Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des site 4 et 9 du 11 au 29 avril.**

Sur la période du 4 au 28 mai (Figure III.154), toujours sur ces deux sites 4 et 9, le spectre des tailles observées s'élargit (300 à 800 mm), mais 74 % des passages sur le site 4 et 83 % sur le site 9 concernent des individus de tailles comprises entre 320 et 480 mm. Il apparaît également que près de 43 % sur le site 4 et 57 % sur le site 9, concernent des passages des tailles de 400 à 480 mm qui se confirme comme étant la gamme la plus mobile sur ces deux sites. Les structures de taille ne sont là encore pas significativement différentes entre les deux sites (KS ; P < 0,05).

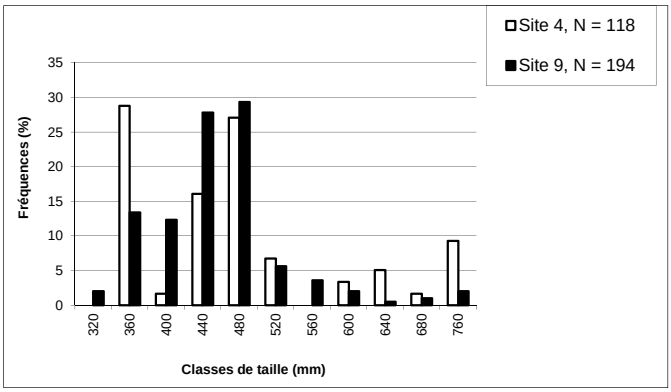


Figure III.154 : **Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des site 4 et 9 du 4 au 28 mai.**

Sur la période du 2 au 14 juin, sur les deux mêmes sites, le constat est identique (Figure III.155) avec des structures de taille d'anguilles non significativement différentes (KS ; P < 0,05).

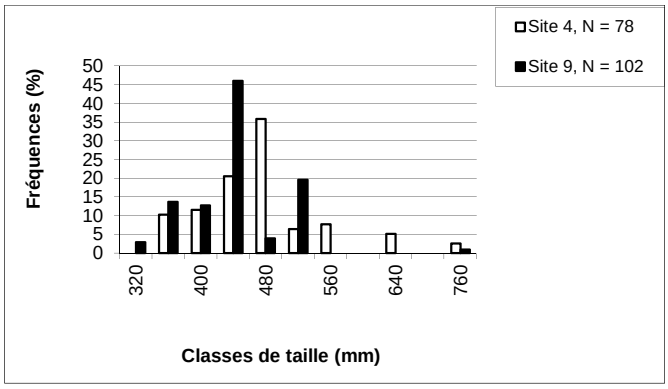


Figure III.155 : **Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des sites 4 et 9 du 2 au 14 juin.**

Pour la période du 9 au 16 juillet, (Figure III.156), les structures de taille d'anguilles des deux sites sont par contre marquées par la forte présence des anguilles de grande taille (> 480 mm). Elles représentent 57 % des individus pour le site 4 et 84 % pour le site 6. Malgré cette tendance commune, les structures de taille sont significativement différentes entre les sites (KS ; $P < 0,001$). En effet, quelques anguilles (43 %) de taille moyenne (320 à 480 mm) sont notées pour le site 4.

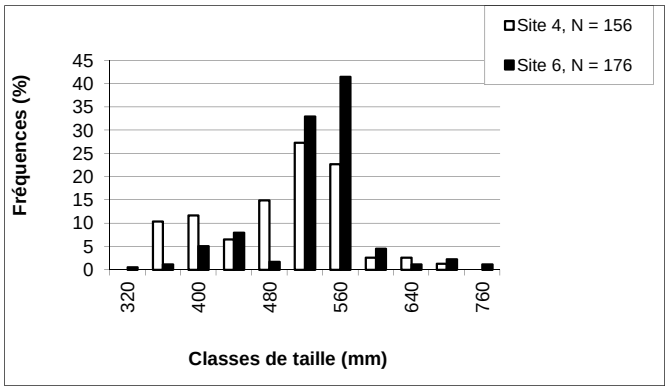


Figure III.156 : **Structures de tailles estimées des anguilles enregistrées au sein des site 4 et 6 du 9 au 16 juillet.**

En résumé, quel que soit le site d'enregistrement, la très grande majorité des passages détectés concerne des individus de taille supérieure à 400 mm (Tableau III.61). La période printanière concerne plutôt des tailles de 400 à 520 mm. La période estivale voit apparaître de manière significative des individus de plus grande taille (près de 40 % des collectes concernent des individus de tailles supérieure à 520 mm).

Durant cette période estivale, il apparaît que la fonctionnalité des sites (aux caractéristiques spatiales différentes) diffère pour les groupes de taille d'anguille.

2.3. Discussion

Par rapport au potentiel des tailles présentes dans le milieu, les anguilles de grandes tailles (> 400 mm) apparaissent majoritairement détectées. Ce phénomène rejoint les constats réalisés dans les captures aux nasses (recaptures prépondérantes des grandes tailles) qui tend à montrer une activité de déplacement plus importante pour ces catégories.

L'analyse des structures de tailles des anguilles détectées par le système automatisé montre une différence significative en fonction des mois. Les mois printaniers se distinguent par le passage majoritaire des petites catégories de tailles de l'ordre de 300 mm, au contraire des périodes automnales qui sont caractérisées par des grandes tailles (supérieure à 500 mm). Deux périodes de fonctionnement sont distinguées. La période printanière révèle des intensités de déplacement communes à tous les sites d'étude. Nous pouvons penser qu'elles sont très liées aux conditions environnementales de la zone atelier (température, phase lunaire, *etc*.). Au contraire, la période estivale (à partir de juin) montre des intensités de déplacements variables suivant les sites. Elles apparaissent alors davantage liées aux conditions environnementales propres à chaque site (conductivité, oxygène, *etc.*).

Types de déplacements

Un autre mode d'analyse des données stockées par les boucles consiste en un examen des déplacements à l'échelle individuelle. Cette approche doit permettent d'aboutir à des schémas de comportement en fonction de l'échelle temporelle d'observation du phénomène de déplacement (mensuel, journalier).

Méthodes

4.1.6. Protocoles

Le système de détection des marques magnétiques a été positionné sur le site 4 durant les mois d'avril à décembre 1999 suivant la technique décrite précédemment (*cf.* 1.1.1).

D'autre part, les données environnementales telles que la température, la pluviométrie, la direction et la force du vent ont été collectées par Météo France tout au long de l'année 1999. Enfin, le moment des collectes peut être rattaché à un état du soleil et de la lune. Nous avons ainsi :

- La température de l'air (en T°C avec une précision à 0,1°C) exprimée par la moyenne arithmétique du minimum (à l'aube) et du maximum (environ 1 h après le zénith) en degrés Celsius.
- La pluviométrie (pluie) exprimée en l/m^2/j.
- La nébulosité (Nébul) exprimée en octat (de 0 à 8), ces valeurs sont tri horaires.
- La pression atmosphérique (Pression) exprimée en hecto Pascal avec une précision de 1/10èmes, elle est également en tri horaire.
- La direction du vent initialement donnée en degrés, mais exprimée selon les quatre secteurs cardinaux (VE, VS, VO, VN). Elle est également caractérisée par sa force (km/h).
- Le soleil permet d'obtenir plusieurs variables : la durée du jour (Clarsol) et la phase de l'astre. Ainsi, la position du soleil est notée par quatre positions dans le ciel, une phase montante (Solmon), une phase comprenant le zénith (Solzen) et une phase descendante (soldes) ou son absence (Solcou).
- De même, la lune est référencée suivant sa position conditionnée par le fait que l'on soit la nuit (Solcou = 1). Ainsi, l'ensemble des variables se rapportant à la lune est multiplié par la variable 'Solcou'. Les positions de la lune dans le ciel sont exprimées en quatre secteurs, une phase montante (Lunmon), une phase comprenant le zénith (Lunzen) et une phase descendante (Lundes), ou son absence (Luncou). Les quartiers lunaires sont traduits par la variable 'clarlun' qui va continûment de 0 (nouvelle lune) à 1 (pleine lune).

4.1.7. Analyses

L'ensemble des analyses sera réalisé en fonction de l'échelle temporelle d'observation des phénomènes de déplacement. Les données ont donc été exemptées du phénomène d'hésitation (écart entre collectes pour une même anguille inférieur à 7 secondes). Nous disposons donc de 1833 collectes effectuées par le système de détections automatisées pour le site 4.

Une première étape d'analyse a consisté en un comptage journalier des individus détectés par la boucle par jour. Une classification hiérarchique ascendante (méthode de Ward, Distance euclidienne) permettra de distinguer des comportements différentiels des anguilles.

Le système automatique ne réalisant pas de recapture, l'identification par les PIT-Tags ainsi que l'estimation de la croissance calculée grâce aux recaptures à l'aide de nasses (*cf* Chapitre II.3) nous permettront d'affecter aux individus leur taille réelle au moment de leur enregistrement. Nous avons différencié alors les présences mensuelles des types de comportements de déplacements des individus ainsi que les structures de tailles d'anguilles correspondantes.

Une dernière étape a consisté en la représentation du rythme d'activité horaire en fonction des mois et des types de comportements d'anguilles.

La relation éventuelle entre l'intensité de ces déplacements et les paramètres environnementaux sera testée en supposant que le nombre de passages dans un même intervalle de temps où les covariables gardent la même valeur suit une loi de Poisson. (McCullagh & Nelder, 1992). La loi de poisson est caractérisée par l'égalité entre la moyenne (m) et la variance (var) (Scherrer, 1984). Le lien canonique est logarithmique de manière à obtenir $m > 0$. La relation entre les covariables et les flux d'individus est donnée dans un intervalle temporel i par la formule :

$$\text{Ln } m_i = x'_i\, b + \text{Ln } T_i$$

Où x'_i est le vecteur des variables explicatives (covariables) dont la première composante est 1.

Ln T_i étant la longueur de l'intervalle de temps durant lequel les covariables gardent les mêmes valeurs.

Et b est le vecteur des paramètres associés aux covariables dont la première composante b_0 est nommée 'Intercept' (équivalent de la notion d'ordonnée à l'origine en régression linéaire).

L'expression de la relation s'écrit donc également :

$$\text{Ln } m_i = b + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_{\dots} x_{\dots} + b_p x_p + \text{Ln } T_i$$

La régression de Poisson est une technique statistique permettant d'estimer la valeur de b qui maximise la fonction de vraisemblance définie par :

$$L=\prod_{i=1}^{n}\frac{m_i^{z_i}}{z_i!}e^{-m_i}$$

Où *n* est le nombre d'intervalles de temps et z^i le nombre de passages observés dans l'intervalle i.

De façon pratique, l'estimation est conduite sous système SAS (version 6.11) à l'aide d'un macro-programme effectuant des régressions non linéaires itératives pondérées des z^i (méthode GLIM, SAS-STAT proc MLIN pages 1168-1173).

Résultats

4.1.8. Type de déplacement

Caractérisation des types

La classification hiérarchique ascendante (Figure III.157) réalisée sur le nombre de jours par mois où chaque anguille est détectée distingue en première séparation les anguilles détectées très régulièrement, c'est à dire plus de 3 jours par mois et plus de deux mois dans l'année des autres individus. Elles sont notées '**anguilles résidentes**' et représentent 59 % des collectes totales et concernent 7 % des individus repérés (N = 8).

Une seconde séparation, avec 40 % de dissimilarité, différencie les individus détectés un à deux jours durant un à deux mois dans l'année 1999 des anguilles enregistrées plus de 3 jours par mois et un mois de temps en temps. Les premières sont appelées '**anguilles de passage**', elles ne représentent que 14 % des enregistrements mais l'essentiel des individus repérés (67 %). Les autres sont nommées '**anguilles régulières**' et correspondent à 28 % des collectes et 26 % des individus.

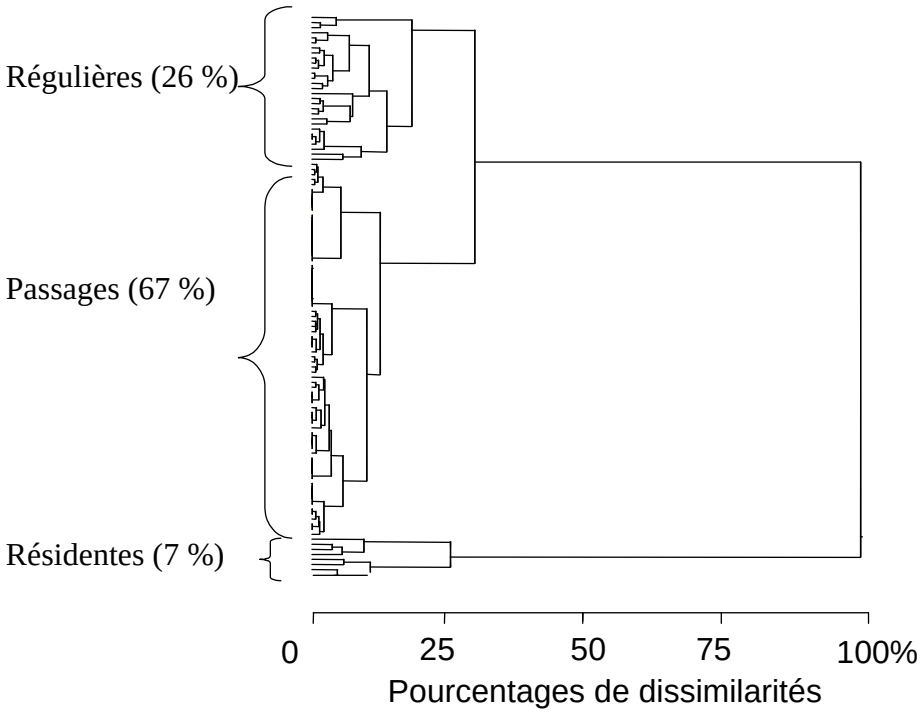


Figure III.157 : Classification hiérarchique ascendante des individus réalisée sur le nombre de jours par mois où chaque anguille est détectée. Les groupes sont identifiés et les fréquences des individus de chaque groupe sur le total des individus détectés sont données.

Variabilités d'apparition de ces types de déplacements

La classification des anguilles en trois types et l'observation de leurs périodes privilégiées d'apparition permettent de mettre en évidence des phénomènes intéressants de fonctionnement des déplacements au sein du réseau en fonction des périodes de l'année.

Nous remarquons ainsi que les mois estivaux comptabilisent le maximum d'enregistrements des anguilles résidentes (Figure III.158). Le nombre de collectes réalisées durant ces périodes représentent alors plus de 80 % des enregistrements (Tableau III.61). Cependant, en termes d'individus ces nombreuses collectes ne correspondent qu'à 8 anguilles différentes (Tableau III.62). Ces derniers sont détectés quasiment tous dès le mois de juin (Tableau III.62).

Les passages des anguilles qualifiées de régulières sont repérés essentiellement durant les périodes printanières. Ils totalisent ainsi plus de 60 % des enregistrements en avril et en mai (Tableau III.61). Ces collectes correspondent à une dizaine d'individus (Tableau III.62). Aux mois de juin et juillet, ces enregistrements sont également nombreux (Figure III.158) et concernent une quinzaine d'individus (Tableau III.62). Si ces anguilles qualifiées de régulières sont moins nombreuses en périodes estivale et automnale, elles représentent 57 % des enregistrements du mois de décembre.

En ce qui concerne les individus qualifiés d'anguilles de passage, la majorité des collectes est réalisée en période printanière (Figure III.158) où elles représentent un tiers des enregistrements à la boucle (Tableau III.61). Un pic d'activité est noté le 14 et le 17 juillet, totalisant 27 à 28 collectes par jour issues de 14 anguilles différentes. Nous remarquons que parmi les 74 anguilles différentes qualifiées 'de passage', une vingtaine transite par mois à travers le système de détection (Tableau III.62).

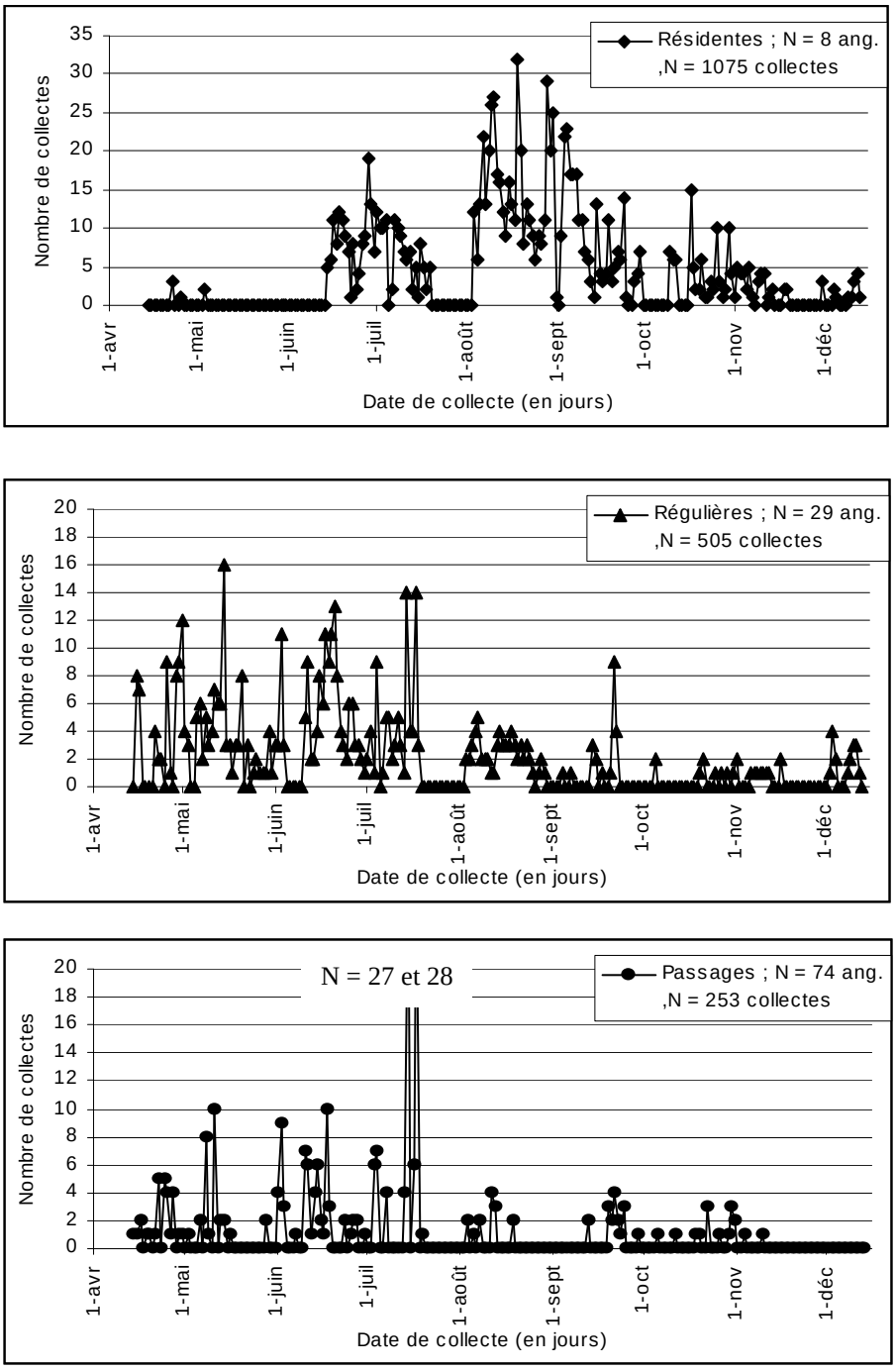


Figure III.158 : Nombre d'enregistrements d'anguilles détectées par jours du mois d'avril à décembre 1999 en fonction de leur comportement (Résidentes, Régulières et Passages).

Tableau III.61 : Fréquences (%) des enregistrements recensées par mois et par type de comportement (Résidentes, Régulières et Passages).

% Collectes	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Résidentes	4%	1%	41%	43%	85%	85%	79%	76%	43%
Passage	30%	21%	19%	29%	3%	7%	13%	4%	0%
Régulières	66%	77%	40%	28%	12%	8%	8%	20%	57%

Tableau III.62 : Nombre d'anguilles différentes recensées par mois et sur l'ensemble de l'année d'enregistrements à la boucle (Nb. Ind. différents) par type de comportement.

Ind. Mois	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Nb Ind. différents
Résidentes	1	1	6	6	8	7	4	5	3	8
Passage	14	11	25	21	9	11	9	1	0	74
Régulières	4	11	17	11	13	9	5	4	4	29
Total	19	23	48	38	30	27	18	10	7	111

En résumé

L'analyse des détections sur le site 4 permet de constater que les anguilles peuvent être classées en trois catégories suivant la fréquence de leur passage. Bien que sur l'année les anguilles **'de passage'** soient les plus nombreuses (67 % des individus), l'essentiel des enregistrements à la boucle est dû à 8 anguilles qualifiées de **'résidentes'** (constance journalière et mensuelle de leurs enregistrements). Ces dernières montrent une forte activité en période estivale.

Les anguilles **'régulières'** comptabilisent beaucoup d'enregistrements à la boucle en période printanière mais ne représentent qu'un tiers des individus différents détectés.

4.1.9. Rythme horaire d'activité en fonction du type d'anguille

Analyse globale

Rappelons que les résultats d'activité sont issus de 111 anguilles différentes totalisant 1833 enregistrements. D'une manière générale quel que soit le type d'anguilles, les pics d'activité sont notés entre 19 heures et 3 heures du matin et entre 4 et 6 heures (Figure III.159). Les plus fortes périodes d'activité sont entre 22 heures et 1 heure du matin. Les déplacements d'anguilles sont pratiquement nuls entre 7 et 9 heures du matin.

Les anguilles 'résidentes' présentent un rythme caractérisé par l'absence de réels pics (maximum 8 % de passages par heures). Une activité ralentie entre 8 heures et 11 heures apparaît cependant au milieu d'une activité relativement régulière.

Les anguilles 'de passage', se caractérisent par des pics d'activités de 23 heures à 2 heures du matin, une activité moyenne de 3 heures à 6 heures, 11 heures à 15 heures et 20 heures à 23 heures. Seule la phase de 8 heures à 10 heures se traduit par une quasi absence de collectes dont l'origine est certainement les qualités phisico-chimiques des sites durant ces heures (faibles taux d'oxygène).

Les anguilles 'régulières' présentent quant à elles une phase très nette de ralentissement d'activité entre 8 heures et 15 heures, des activités réduites entre 15 heures 21 heures et par contre des pics très nets de déplacement entre 21 heures et 7 heures du matin.

Au vu de l'ensemble de ces résultats, le caractère très nocturne de l'anguille doit être nuancé puisque 31 % des collectes d'avril à novembre l'ont été entre 8 heures et 20 heures.

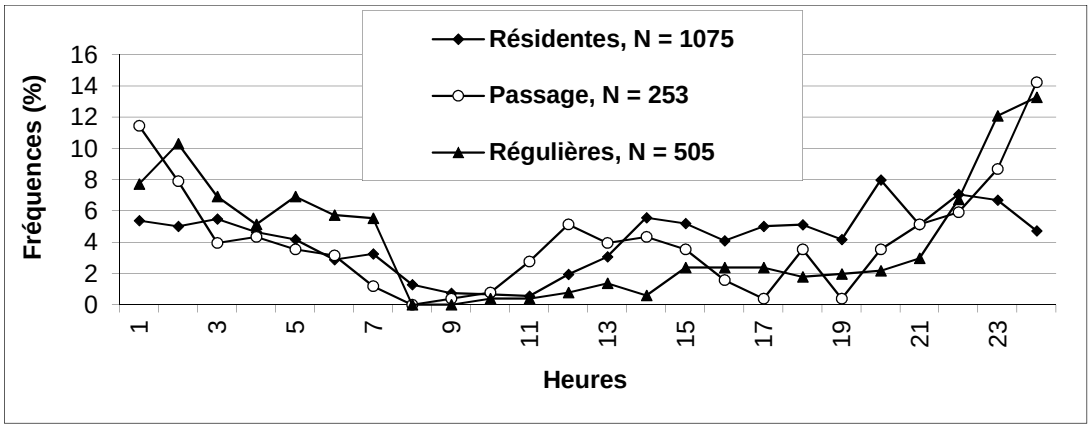


Figure III.159 : Fréquences des enregistrements par le système de détection en fonction des heures pour chaque catégorie d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières).

Analyse mensuelle

L'observation mensuelle des passages observés par type complète ces résultats. Ainsi d'avril à juin, quel que soit le comportement général, l'activité de déplacement a lieu quasi exclusivement durant le pic matinal entre 20 heures et 6 heures du matin (Figure III.160). Durant cette phase, le nombre d'enregistrements est situé entre 10 et 20 par heure (Figure III.160).

Un changement notable apparaît à partir de juillet avec l'apparition d'une activité diurne (Figure III.160). Les anguilles qualifiées de résidentes sont alors celles qui totalisent le plus de collectes. Ces anguilles (N = 6 individus différents) montrent une activité diurne entre 10 et 20 heures. Les deux individus de 'passage' observés se démarquent par un fort déplacement entre 10 et 14 heures.

Le mois d'août (Figure III.160) est particularisé par une absence de déplacement au petit matin et au contraire un déplacement de l'ensemble des individus à partir de 10 heures jusqu'à minuit. C'est une période de grande agitation de la part des anguilles qualifiées de résidentes. En effet, nous pouvons y enregistrer le maximum d'activité avec 28,6 (+/- 10,7) collectes par heure.

Même si la plus forte activité est observée entre 20 et 2 heures du matin, le mois de septembre (Figure III.160) semble être un mois durant lequel l'agitation pour toutes les catégories d'anguilles a lieu tout au long de la journée. Seul le laps de temps entre 8 et 12 heures montre une activité des anguilles plus réduite. Durant ce mois, les collectes des individus résidentes sont cependant les plus nombreuses (85 % du total).

En octobre (Figure III.160) les anguilles régulières, très peu nombreuses, sont observées exclusivement durant les deux pics d'activité (matinal et au coucher du soleil) tandis que les anguilles fidèles et de passage peuvent être enregistrées dans la journée (12 à 14 heures). Les anguilles résidentes sont toujours les plus détectées.

Au mois de novembre les anguilles résidentes et régulières ont une activité répartie sur la journée (Figure III.160). Seules les anguilles de passage sont notables par des déplacements durant les deux pics horaires précédemment distingués, cependant ce constat est lié à un individu qui aurait été détecté une fois le matin et le soir.

Le mois de décembre (Figure III.160) souligne la très faible activité générale des anguilles. Les anguilles classées résidentes (N = 8 individus différents) semblent être repérées durant cette période hivernale au petit matin tandis que quelques enregistrements concernent des anguilles de passage (N = 8 individus différents) en fin de journée.

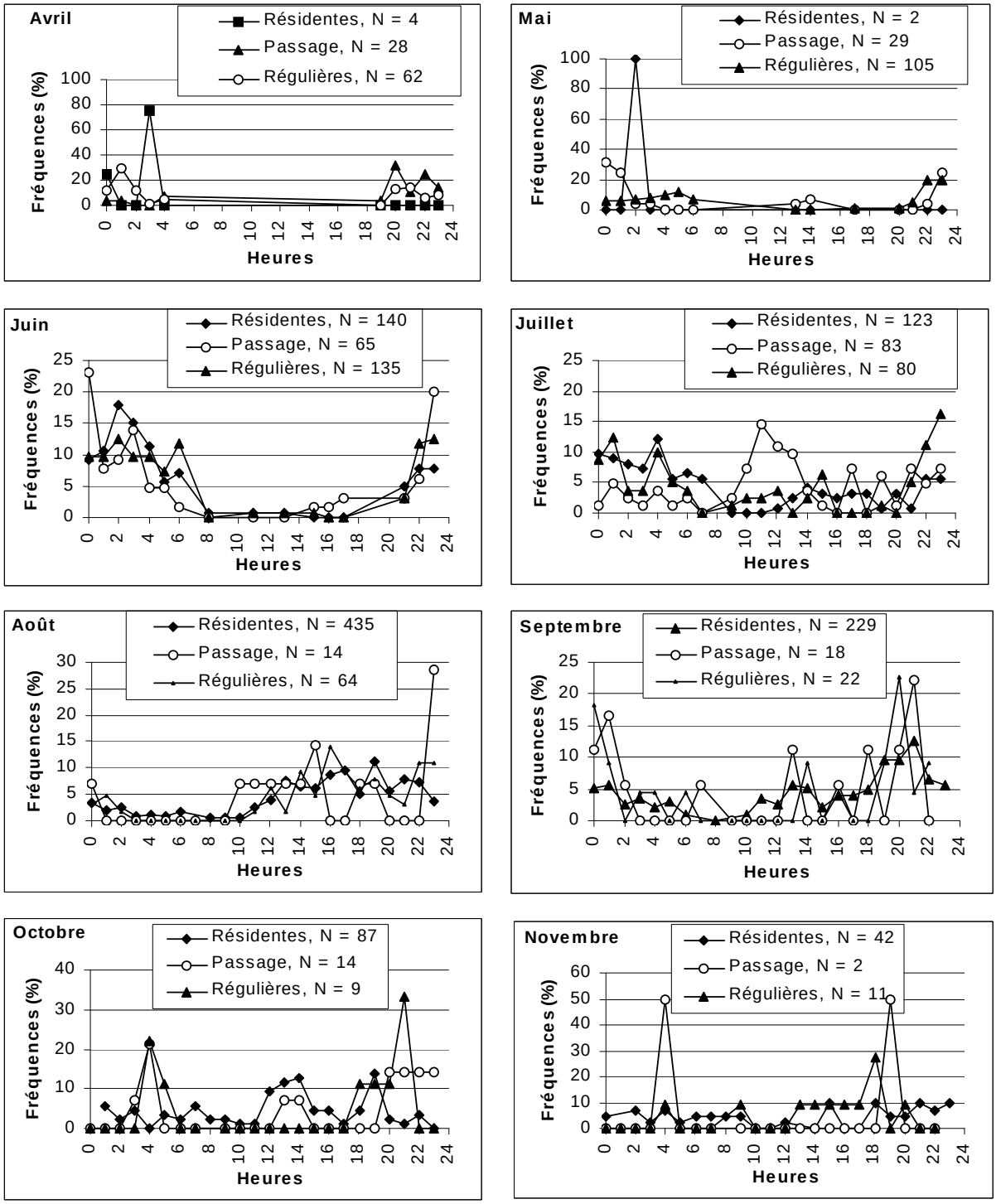


Figure III.160 : Fréquences d'enregistrements en fonction des heures par type d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières).

4.1.10. Relations entre les intensités de déplacement et les facteurs environnementaux

Lors de nos analyses certaines anguilles (N = 8) se sont distinguées par un nombre considérables de collectes (N = 1075) avec des pas de temps très courts (*cf.* 3). Ils correspondent à ceux qualifiés de résidents. Ils sont donc analysés isolément de l'ensemble des anguilles détectées de manière à valoriser les résultats explicatifs des flux de chaque catégorie d'anguilles. Les deux séries d'analyses (résidentes et autres anguilles) sont mises en oeuvre selon la méthode décrite précédemment.

Anguilles résidentes

Etant donné le comportement atypique de ces huit anguilles correspondant à 1075 collectes, une analyse de leur flux à travers le système a été effectuée.

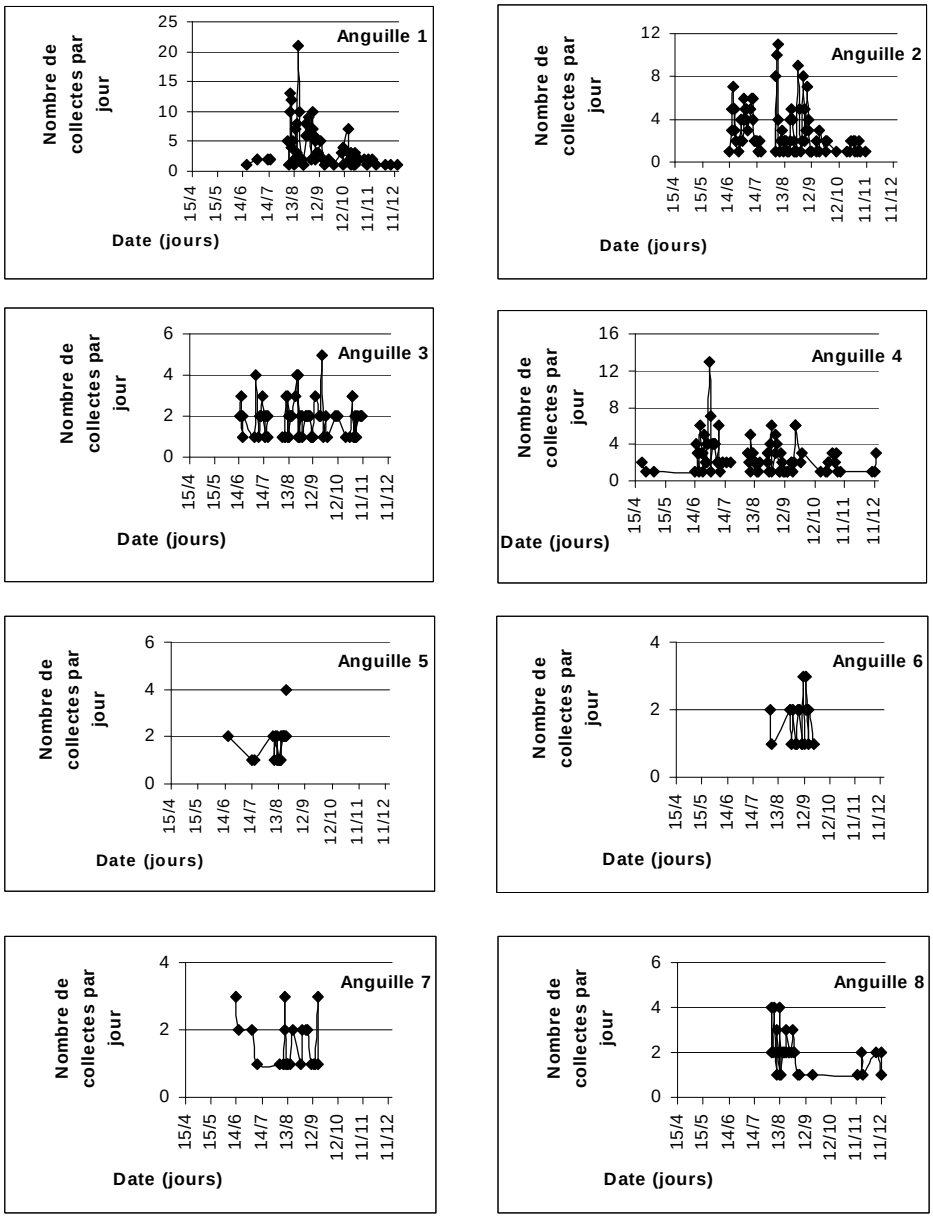


Figure III.161 : Nombre de collectes par heure et par jour pour chacune des huit anguilles résidentes prés du système de détection du mois d'avril au mois de décembre 1999.

Durant la période d'étude d'avril à décembre, il apparaît que ces individus sont discernés exclusivement en période estivale (Figure III.161) et jusqu'au mois de novembre. L'analyse des flux en fonction des paramètres environnementaux montre d'ailleurs une forte relation entre l'importance du flux d'anguilles résidentes et la température (Tableau III.63).

De même, la pluie interviendrait positivement et de manière significative dans le flux de ces individus. Ces deux résultats semblent argumenter pour un déplacement plus intense des anguilles résidentes durant les orages estivaux.

Tableau III. 63 : Paramètres environnementaux influençant significativement les flux d'anguilles résidentes.

	Estimation	Ecart type	Minimum	Maximum
Pluie	0,001	< 0,001	0,0005	0,002
T°c	0,019	< 0,001	0,017	0,021
Solmon	-1,292	0,134	-1,555	-1,028
Solzen	-0,267	0,085	-0,434	-0,100
Clarsol	-0,090	0,017	-0,124	-0,057
Lunom	-0,241	0,129	-0,486	-0,003
Lundes	0,416	0,101	0,218	0,615
Clarlun	-0,254	0,086	-0,423	-0,084

Du point de vue de la position du soleil et de la lune, il apparaît que la présence du soleil est un facteur réducteur de flux. Au contraire, lorsque la lune est en phase descendante (proche de l'aurore) une plus forte activité est révélée. En effet, les préférences des périodes nocturnes sont observées par un maximum de collectes entre 19 heures et 7 heures du matin.

Nous observons cependant une activité diurne de 10 heures à 19 heures (Figure III.162). De plus, les quartiers de lune semblent agir sur les flux avec un maximum de déplacement durant la nouvelle lune.

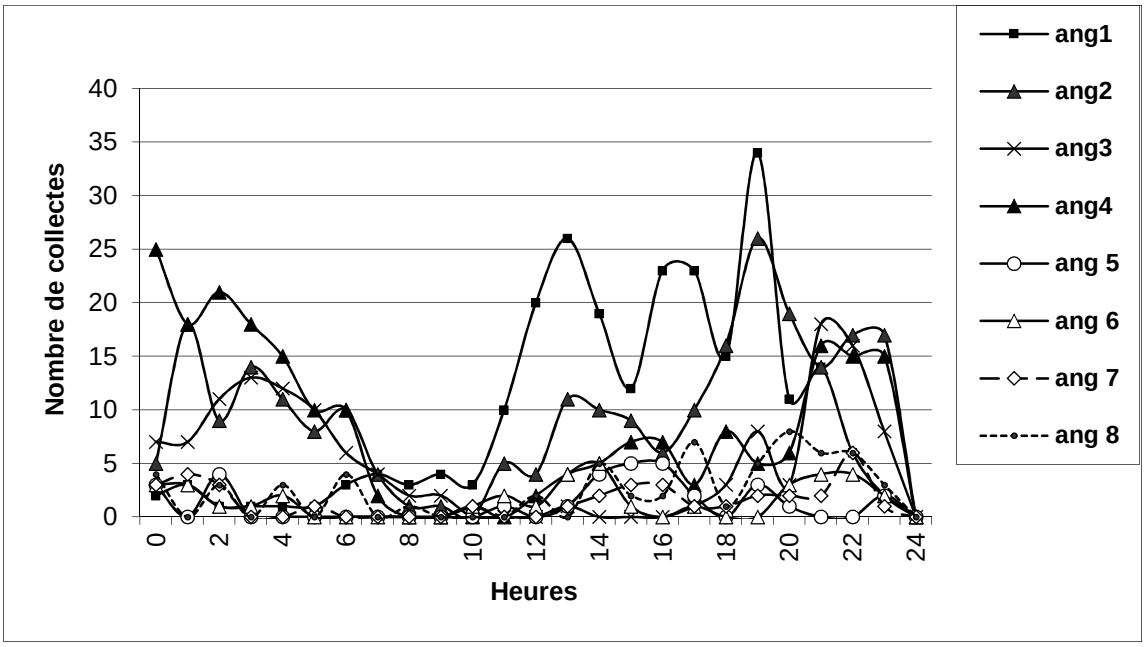


Figure III.162 : Nombre de collectes par heures par anguilles résidentes (N = 8 individus, N= 1075 collectes).

Anguilles en transit

Les autres collectes (N = 758 collectes, N = 103 individus) correspondant aux déplacements des anguilles transitant par le système (regroupant les 'régulières' et les 'de passage') montre que contrairement aux anguilles résidentes la pluie engendrerait une diminution des déplacements. De même, le vent (sous forme de vent d'Est et Ouest) influerait négativement sur l'intensité des flux d'anguilles (Tableau III.64).

Tableau III.64 : Paramètres environnementaux influençant significativement les flux d'anguilles résidentes.

	Estimation	Ecart type	Minimum	Maximum
Pluie	-0,001	< 0,001	-0,003	-0,0001
T°c	0,003	< 0,001	0,001	0,005
VE	-0,039	0,009	-0,057	-0,021
VO	-0,015	0,005	-0,026	-0,004
Pression	-0,002	< 0,001	-0,003	-0,001
Solmon	-1,489	0,137	-1,757	-1,216
Solzen	-0,818	0,102	-1,019	-0,617
Soldes	-1,089	0,111	-1.307	-0,872
Clarsol	0,283	0,020	0,243	0,323
Lunzen	0,646	0,121	0,408	0,885
Lundes	0,342	0,103	0,139	0,544
Clarlun	-0,792	0,109	-1,006	-0,577

La température ne semble pas influer significativement sur l'intensité des déplacements, nous observons d'ailleurs que l'essentiel des collectes a lieu en période printanière (Figure II.163).

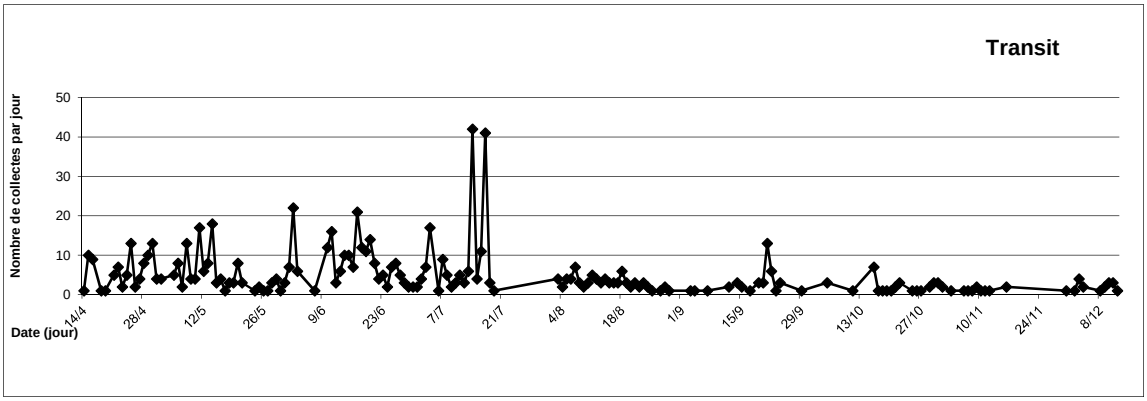


Figure III.163 : Nombre de collectes par jour (excepté celles des anguilles résidentes) réalisées par le système de détection du mois d'avril au mois de décembre 1999.

Concernant la position du soleil, il apparaît que la période de plus faible enregistrement se situe entre le lever du soleil et le coucher. Au contraire, la nuit constituerait la période de plus forte activité de déplacement, que la lune soit en position montante ou descendante durant la nuit (Tableau III.64).

Ces résultats sont également observés par une activité majoritairement enregistrée entre 19 heures et 7 heures du matin (Figure III.164). De la même manière que les anguilles résidentes, la plus forte activité de déplacement est constatée durant la nouvelle lune.

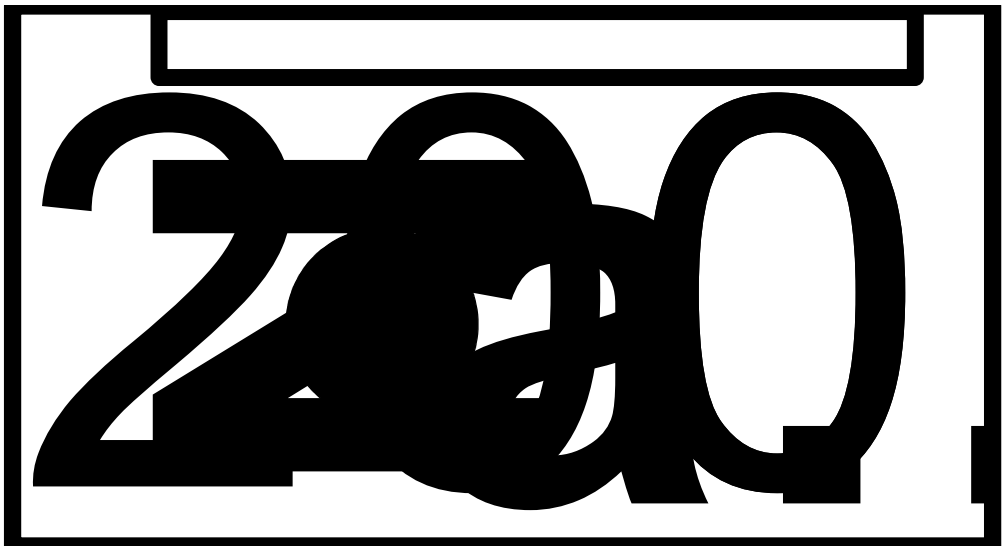


Figure III.164 : Nombre de collectes par heures pour l'ensemble des anguilles transitant à travers la boucle d'avril à novembre 1999 (N = 103 individus).

4.1.11. Structures de taille de ces types de déplacements

Les structures de taille regroupant les individus ayant les mêmes types de déplacements diffèrent significativement suivant les types d'anguilles définis précédemment (Tableau III.65).

Tableau III.65 : Tests de Kolmogorov-Sirnov sur les structures de tailles des individus détectés sur le site 4 en fonction de leur typologie de déplacements d'anguilles (Résidentes, Passages et Régulières).

	Résidentes	Passage	Régulières
Résidentes	_		
Passage	0,000	_	
Régulières	0,000	0,015	_

Nous pouvons ainsi observer que les anguilles qualifiées de résidentes sur le site 4 se particularisent par des tailles exclusivement situées entre 410 et 610 mm. Les autres individus ont un spectre de taille qui varie de 290 à 720 mm. Les anguilles de passage sont plus nombreuses pour des tailles de 290 à 500 mm tandis que les anguilles régulières ont le maximum d'effectifs pour des tailles de 370 à 500 mm (Figure III.165).

Ces caractéristiques de taille soulignent la fonctionnalité de cet habitat (Type 4, peu envasé et moyennement large) pour les catégories de taille d'anguilles. Il apparaît que cette typologie se prête davantage pour un lieu de résidence des individus de grande taille, des individus de taille moyenne l'utiliseraient alors comme une zone de passages (corridor).

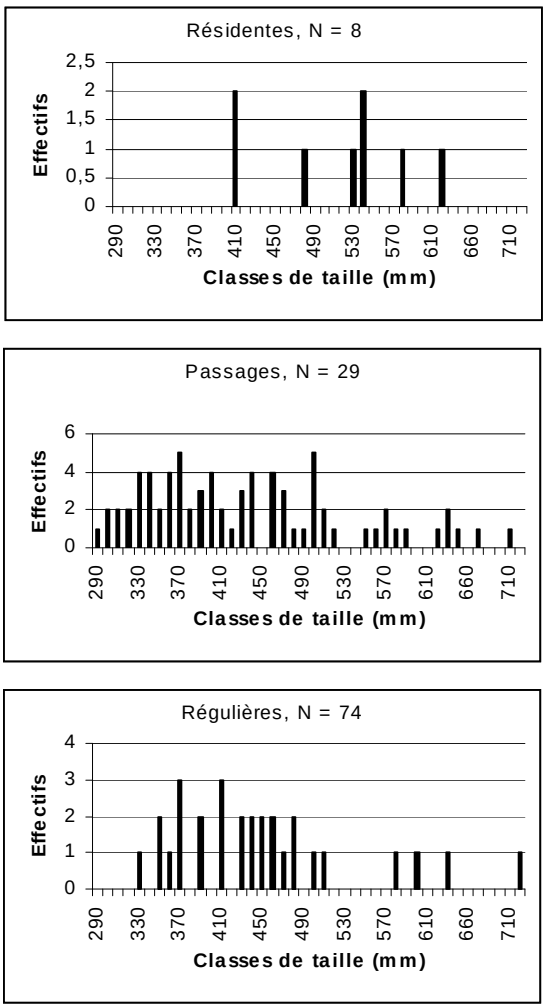


Figure III.165 : Structures de tailles des individus détectés sur le site 4 en fonction de leur typologie de déplacements (Résidentes, Passages et Régulières).

Discussion

Le nombre de jours par mois où chaque anguille est détectée par la boucle nous permet aussi de distinguer des comportements de déplacement. Ainsi, certaines anguilles peuvent être définies comme des résidentes à un site donné, d'autres y passent régulièrement et enfin certains individus n'y sont notés que ponctuellement. Ces comportements rappellent la notion de 'homing' et de 'home range' suggérée par l'analyse de la répartition spatiale des recaptures aux nasses. Ainsi, parmi les individus détectés à la boucle sur le site 4, certains auraient leur gîte tout proche (observation très régulière) tandis que d'autres seraient en déplacement au sein de leur domaine vital.

Cette analyse permet de proposer un schéma de déplacement au sein de la zone d'étude. La période printanière (d'avril à juin), serait une phase d'exploration des sites. Ce phénomène se traduirait par des détections ponctuelles d'individus, qualifiés de passage, dont l'activité est majoritairement nocturne (de 20 heures à 6 heures). La plupart d'entre eux n'a d'ailleurs jamais été redétectée à la boucle.

La période estivale, de juillet à octobre, engendrerait une relative sédentarisation des individus. Une détection régulière essentiellement diurne de ces individus est alors notée et ils sont qualifiés de résidents. Ils sont peu nombreux sur un site donné. Tandis que d'autres individus stabilisés sur d'autres sites certainement proches sont enregistrés ponctuellement. Ces derniers effectueraient un déplacement au sein de leur domaine vital essentiellement durant les pics d'activité matinaux et au coucher de soleil. Ces périodes estivales sont caractérisées dans les marais par de fortes températures et des crises dystrophiques (chute d'oxygène le matin). Ces conditions difficiles expliqueraient les faibles déplacements enregistrés entre 7 et 10 heures du matin toutes catégories d'anguilles confondues. Nous avons d'ailleurs déjà mentionné ce phénomène par l'observation de mortalité d'anguilles dans les nasses durant ces périodes estivales (*cf.* Chapitre III.2).

Le mois de septembre semble être une période de changement de comportement. Les résidentes sont toujours détectées de façon majoritaire mais leur activité devient plus nocturne. Enfin, durant les périodes hivernales, l'ensemble des anguilles réduit l'intensité de leurs déplacements et tendent vers l'activité minimale hivernale.

Les structures de taille des individus ayant sur un site les mêmes types de déplacements (résidentes, passage et régulières) diffèrent significativement. Ces résultats confirment l'hypothèse d'une variabilité d'utilisation des sites en fonction des tailles. Ainsi, il semblerait que le site étudié par la boucle soit plus propice pour une stabulation estivale des individus de 500 à 600 mm, tandis qu'il serait une zone de transit ponctuel pour les plus petits individus (de 300 à 420 mm) et régulier pour les anguilles de 360 à 550 mm.

Certains auteurs ont cherché des relations entre les facteurs environnementaux et les intensités de déplacement des anguilles. Le facteur le plus souvent cité est la température, (Larsen, 1972 ; Rasmussen, 1983 ; Walsh, 1983 ; Vollestad, 1985 ; Adam, 1997). Comme tout poisson poïkilotherme, il semble logique de constater une sensibilité à la température. Nyman (1972) a montré qu'en deçà de 12 °C l'anguille européenne montrait une activité quasiment nulle. Nos résultats confirment cette variation d'activité en fonction de la température. De faibles intensités de déplacement sont observées en deçà de 12, 5°C.

Un certain nombre d'autres facteurs a également été évoqué dans la littérature : la baisse du niveau d'eau produirait ainsi une augmentation de l'activité (Corsi, 1985). Ce constat semble très lié au fait que durant les périodes estivales (à forte température favorable aux déplacements) les niveaux d'eau sont faibles. Des éléments météorologiques interviendraient également puisque la pluie augmenterait l'activité diurne (Sinha *et al.*, 1975 ; Neveu, 1981 ; Parker, 1995). Ces résultats confirment ceux obtenus au sein de notre zone atelier puisque les anguilles ayant un comportement de déplacement plutôt diurne (estival) montrent une plus forte intensité de déplacement durant les fortes pluies.

L'action du vent influencerait les déplacements (Corsi & Ardizzone, 1985) mais dans notre cas les vents d'Ouest (dominants) et d'Est auraient tendance à entraîner une diminution des déplacements. Sur un lac de plaine (Lac de Grand Lieu), Adam (1997), a testé parallèlement aux données de vent et de pluie l'effet du facteur "pression atmosphérique". Mais les changements de pression étant moins brutaux que ceux lié au vent et à la pluie, cette variable n'explique pas tous les mouvements des anguilles jaunes. Dans notre cas, ce facteur influe sur les déplacements des individus en période printanière par une diminution de l'intensité des déplacements durant les périodes de hautes pressions.

La lune explique des changements rythmiques sur des périodes plus courtes. Ainsi, la pleine lune entraîne souvent une faible activité tandis qu'une forte activité est constatée pendant la période de nouvelle lune en accord avec McGrath, (1971). Ce phénomène serait plus à rapprocher de la luminosité induite par la lune traduisant le caractère lucifuge de l'anguille qu'à une horloge biologique, (Sloane, 1984 ; Haralstad *et al.*, 1985 ; Vollestad *et al.*, 1986).

L'anguille jaune apparaît également comme étant un animal à mœurs nocturnes (Tesch, 1977 ; Helfman *et al*, 1983 ; Van Veen & Anderson, 1982 ; Adam & Elie, 1994, *etc*) mais les pics d'activités maximaux coïncident généralement avec le coucher du soleil et l'aurore (Mohr, 1971 ; Baras *et al.*, 1994). Nous avons cependant démontré une activité diurne pour les individus résidents (7 %) dans des conditions environnementales estivales difficiles (faibles taux d'oxygène nocturnes).

Conclusion

La mise au point d'un dispositif autonome et mobile a permis l'observation des déplacements d'un nombre important d'individus au sein d'un réseau et ceci sans interruption de l'animal durant quasiment une année.

L'ensemble des résultats concernant l'évolution dans le temps de l'intensité et des modalités de ces déplacements sur un site donné a permis de:

- Mettre en évidence l'existence d'une modification nette de comportement en été (juillet). Ceci se traduit notamment par l'apparition significative de mouvements diurnes associés surtout à des individus de tailles supérieures à 440 mm dans le site étudié.

- Mettre en relief des rythmes de passage qui varient également entre la phase printanière et la phase estivale. Lors de cette dernière, des passages très réguliers sur différents sites avec les mêmes ordres de grandeur des passages observés, suggère l'existence nette de deux phases saisonnières caractérisées par des comportements différents des anguilles.

- La phase printanière est caractérisée par des mouvements nocturnes importants de grande amplitude alors que la phase estivale est caractérisée par des déplacements diurnes de petite amplitude.

En termes d'échantillonnage, les variabilités de déplacements saisonniers et journaliers ont évidemment des répercussions sur les captures réalisées à l'aide de nasses et par pêche électrique.

Nos résultats argumentent pour une capturabilité du couple de nasses de l'ordre d'un quart des anguilles en déplacement sur un site. Ce taux à été supposé précédemment (*cf.*, Chapitre III.2) par l'observation de 32% des individus marqués à l'aide du réseau de nasses disposées sur l'ensemble de la zone d'étude.

Le nombre mensuel d'enregistrements distingue significativement les mois printaniers (avril et mai) et hivernaux (octobre à décembre) des mois estivaux (juin à septembre) par un plus faible déplacement des anguilles durant les deux premières périodes. Ces résultats sont en accord avec les

variations de captures obtenues par les nasses (fortement liées à l'intensité des déplacements). Cette sensibilité de l'anguille à la température nous invite bien sûr à considérer fortement ce paramètre lors du choix de la période d'échantillonnage à l'aide des bosselles. Nous avons en effet démontré que ces captures sont fonctions des intensités de déplacement. Un seuil de 12,5°c a été décelé au sein de notre zone atelier au-delà duquel les déplacements sont les plus importants. Ce constat est d'ailleurs en accord avec d'autres auteurs (ie Nyman, 1972 ; Rasmusen, 1983 ; Adam, 1997).

D'autre part, le fonctionnement du marais en deux phases distinctes (*cf.* Chapitre II.2), l'une printanière avec un fort développement végétal et des crues entraînant des niveaux d'eau importants et l'autre phase estivale, caractérisée par un confinement du milieu, une baisse du taux d'oxygène et de fortes températures, engendre une modification du comportement de l'anguille. Les captures à l'aide de nasses révèlent en effet deux types de déplacements. En période printanière, les anguilles réalisent des déplacements de type exploratoire sur l'ensemble du réseau. Leur déplacement est alors essentiellement nocturne et conditionné par les facteurs météorologiques (vent, pluie, pression atmosphérique). Les captures sont donc très dépendantes des facteurs environnementaux. En période estivale, les anguilles auraient établi un gîte dont les caractéristiques environnementales (hauteur d'eau et vase, largeur, *etc.*) semblent être variables en fonction des tailles. Durant ces périodes où les taux d'oxygène dissous sont faibles, les anguilles montrent alors des déplacements plus diurnes et de faible amplitude. Ce comportement entraîne une image relativement figée de la répartition des individus.

Concernant les échantillonnages par pêche électrique, les activités agricoles du marais (cultures, fauches, *etc.*) conditionnant l'accès aux sites ainsi que les conditions favorables à l'échantillonnage par pêche électrique (*cf.* Chapitre II.3) nous ont toujours conduits à réaliser les campagnes durant les mois de juin. Cette période apparaît comme une phase charnière dans le fonctionnement annuel du marais et peut correspondre selon les années à la fin de la période printanière ou au début de la phase estivale confinée. Dans un premier cas, cette période correspond au plus fort déplacement des individus au sein du réseau. En effet, 43 % de l'ensemble des individus notés en 1999 (N = 111) ont été détectés au mois de juin. Les résultats obtenus correspondent donc des arrêts sur image d'un système très agité. Dans le second cas, l'échantillonnage sera plus représentatif de l'utilisation des sites par les différentes classes de taille (gîtes). A noter toutefois que durant cette période, la pêche électrique, réalisée de jour, correspond à une phase horaire durant laquelle les individus résidents montrent une activité non négligeable. De plus, la phase estivale est une période de confinement du milieu entraînant de fortes conductivités diminuant alors l'efficience de la pêche électrique.

En définitive, deux options mériteraient d'être testées. L'option printanière, pendant laquelle nous nous situons de manière quasi certaine dans une phase d'agitation du système, permettrait de réduire la variabilité inter-sites. L'option automnale, associant un système figé (gîtes) et le déconfinement du milieu (meilleure efficacité de la pêche électrique), autoriserait les approches par classes de taille d'anguilles de la fonctionnalité des sites.

Partie III :

Chapitre III.3 : Caractérisation spatio-temporelle de la distribution de la fraction de population d'anguilles

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Partie III : Chapitre III.3 : Caractérisation spatio-temporelle de la distribution de la fraction de population d'anguilles

Introduction

La caractérisation spatio-temporelle de la distribution de la fraction de population d'anguille permet de comprendre le fonctionnement du marais d'une part et de distinguer les éléments pouvant être à l'origine des résultats d'hétérogénéité de répartition observée lors des campagnes d'inventaires. Les variabilités des abondances et des structures de taille d'anguilles constatées au sein d'une zone de 30 ha à l'aide de deux techniques d'échantillonnage différentes (active et passive) se situent à l'échelle du méso et micro-habitat de l'anguille.

Au vu des analyses des habitats potentiels pour l'anguille, il apparaît que leur discrimination spatiale et/ou temporelle est liée à des facteurs environnementaux déterminés (*cf.* Chapitre II.2). Ainsi, dans la recherche des sources d'hétérogénéités des effectifs, des biomasses ou encore des structures de taille d'anguilles observées entre les différents sites, le pouvoir discriminant de chaque facteur doit être apprécié. Les différentes analyses des relations entre les habitats et les anguilles permettront de préciser l'existence et le niveau de ces associations entre le poisson et son milieu avec d'éventuelles retombées en termes de stratégies de suivi.

Méthodes d'analyse des relations 'habitat-poisson'

Il existe de nombreuses manières d'aborder ces relations 'Habitat-Poisson' au travers des données recueillies après un choix raisonné des descripteurs des sites et de la méthode d'échantillonnage des individus.

Courbes de préférences

Dans un premier temps, il s'agit de réaliser, à un temps donné et sur une surface ou un linéaire choisis, une caractérisation de l'habitat au moyen de descripteurs abiotiques et/ou biotiques. Un échantillonnage de l'espèce ou d'un stade de son développement est réalisé, par engin passif ou actif. Une relation linéaire simple est alors établie entre chaque descripteur et l'effectif observé (Larsen, 1972 ; Ibboston *et al.*, 1994), la structure de taille observée (Sempeski, 1995), le poids (Chick, 1994), le sexe ou l'âge de l'individu (Parsley, 1993). Ce type d'étude peut se traduire par des analyses monovariées ou bivariées révélant des relations simples entre un facteur et une distribution de l'espèce. La terminologie employée est 'courbes de préférences' (Souchon, 1989 ; Sempeski, 1995) ou 'Weighted usable area' (Capra, 1995). Cette interprétation des liens entre les variables et les caractéristiques des individus observés souligne les facteurs discriminants dans la répartition des individus.

Preferunda d'habitat

Les relations habitat-poisson peuvent également donner lieu à des modèles multivariés, présentant une meilleure qualité de prédiction (Pouilly, 1995 ; Souchon, 1992 ; 1994). En effet, ces analyses sont capables de résumer cet espace multidimensionnel en combinant toutes les variables d'un milieu donné en variables synthétiques ou synfacteurs. Ces différentes analyses permettent une hiérarchisation des facteurs intervenant dans la distribution d'une espèce mais suggèrent également les synergies. Une comparaison de distribution de l'espèce au sein de différents habitats met alors en évidence les preferunda d'habitat (Haury, 1990 ; Hugueny, 1990 ; Chisnall, 1996 ; Heland, 1995 ; Leftwih, 1997 ; Prenda, 1997).

Analyses multi-tableaux

Une dernière démarche consiste en la recherche d'une structure moyenne (ou typologie) qui sert de base de comparaison. Il s'agit alors d'analyser la reproductibilité de ce compromis (Cellot *et al.*, 1994 ; Blanc *et al.*, 1998). Ces analyses sont des croisements multi-tableaux (données faunistiques et environnementales) et correspondent aux analyses factorielles des correspondances (AFC), en composante principale (ACP), de co-inertie (ACC), *etc*. (Lebreton, 1988 ; Chessel, 1993 ; Prodon, 1994) ou aux réseaux artificiels de neurones.

En résumé

En résumé, l'étude d'une espèce ou d'un stade de son développement dans un environnement donné ne peut pas être réalisée sans choix raisonné préalable d'une échelle spatiale et de descripteurs du milieu, ces choix orientant l'interprétation des relations de l'espèce avec un site. Il s'agit donc de choisir une échelle d'échantillonnage du poisson ou d'un stade donné. Les analyses des relations entre les individus et les milieux permettent alors de comprendre leurs logiques de répartition au rang d'observation choisi.

Relations entre les abondances d'anguille et les habitats (captures nasses)

Méthodes

4.1.1. Echantillonnage des anguilles

Nous ferons un bref rappel des techniques et périodes de captures réalisées au sein des dix sites (*cf.* Figure II.60, Chapitre II.2, 1.4.3.1) pour échantillonner les anguilles au sein de la zone atelier de 30 ha.

Les échantillonnages des anguilles ont été réalisés à l'aide de nasses (*cf.* Chapitre II.2). La fréquence des captures est d'une campagne de 4 nuits consécutives, de mars à novembre 1998 et 1999. Les relèves des engins de pêche sont effectuées quotidiennement et les anguilles sont mesurées au millimètre près, pesées au gramme près. Vingt bosselles en grillage métallique sont disposées par

couple en position tête-bêche au sein des tronçons de canaux faisant l'objet d'une description mensuelle. Elles définissent ainsi les dix sites de capture.

4.1.2. Paramètres de distribution de l'anguille

Facteurs d'habitats potentiels

L'analyse des variabilités spatiales et temporelles des caractéristiques du marais à l'échelle de la zone atelier (*cf.* Partie II) a permis de souligner les facteurs pouvant être à l'origine des variabilités de répartition spatiale et temporelle des anguilles.

Concernant les variabilités spatiales du milieu (Tableau II.69), les niveaux d'eau et de vase, les largeurs de fossés, les recouvrements en joncs des rives, les couvertures en lentilles, la pente et la distance minimale aux réseaux principaux sont les facteurs les plus adaptés.

Au niveau des variabilités saisonnières du milieu, les niveaux d'eau, de température, d'oxygène, de conductivité, la prise en compte du compartiment végétal à travers les recouvrements en hélophytes, la diversité et le volume végétal sont les descripteurs les plus pertinents (*cf.* Partie II).

Du fait des corrélations entre certains facteurs l'utilisation des 'synfacteurs' évitera les redondances sans perte d'information, ce sont notamment l'expression de l'eau et de la vase sous le facteur 'vaseau', les distances aux étiers réduits à un seul descripteur 'distmin'.

Facteur biotique (peuplement piscicole) de distribution de l'anguille

En plus des facteurs d'habitats potentiels de l'anguille décrits précédemment, nous pouvons y ajouter les caractéristiques de peuplement piscicole associé aux captures d'anguilles. Ce facteur biotique a été déterminé en termes de diversités d'espèces, d'effectifs et de biomasses capturés. Ces données de peuplement bien qu'incomplètes de part la technique d'échantillonnage utilisée (sélectivité des mailles, dimension des entonnoirs, nécessité de déplacement pour induire la capture) permettent d'obtenir un indice piscicole apportant des informations supplémentaires dans la description des habitats.

Les 16 espèces capturées étaient :

Abramis brama (Bre), *Carassius carassius* (Car), *Cyprinus carpio* (Cco), *Esox lucius* (Bro), *Gasterosteus aculeatus* (Epi), *Ictalurus melas* (Poc), *Leucaspius delineatus* (Abh), *Lepomis gibbosus* (Pes), *Nemacheilus barbatulus* (Lof), *Pungitus pungitus* (Ept), *Rhodeus sericeus* (Bou), *Rutilus rutilus* (Gar), *Scardinius erythrophtalmus* (Rot), *Stizostedon lucioperca* (San), *Tinca tinca* (Tan).

Numériquement, la perche soleil (Pes), le poisson chat (Poc), la tanche (Tan), le rotengle (Rot) et la bouvière (Bou) étaient les espèces dominantes. Ces dernières influent positivement et significativement sur le nombre de poissons capturés (Régression multiple pas à pas sur les rangs ; $R^2 = 0,851$). Pondéralement, ces quatre espèces représentent 33 % de la biomasse loin derrière l'anguille (Ang) (Tableau III.66).

Tableau III.66 : **Fréquences d'occurrences, effectifs et biomasses par espèces et place dans le peuplement piscicole.**

		Effectifs		Biomasse	
Espèces	Freq. Occ.	Nombre	% Peuplement	Nombre	% Peuplement
Abh	10%	77		107	
Bou	52%	1279	**7%**	2033	1%
Bre	11%	41		209	
Bro	6%	11		1462	1%
Car	38%	197	1%	4011	2%
Cco	4%	10		72	
Epi	49%	653	4%	1178	
Ept	46%	474	3%	572	
Gar	10%	47		359	
Lof	8%	20		134	
Pes	91%	5559	**30%**	31870	12%
Poc	46%	3099	**17%**	12740	5%
Rot	70%	2368	13%	10624	4%
San	1%	1		7	
Tan	94%	2763	**15%**	28454	11%
Ang	**96%**	**1676**	**9%**	**167351**	**64%**

Les captures de toutes les espèces présentes, excepté les espèces rares (Bro, Cco et San) varient significativement de façon mensuelle aussi bien en effectif qu'en biomasse (Tableau III.67). Ces captures de ces espèces sont donc des descripteurs mensuels.

Certaines espèces voient leurs effectifs se modifier en 1999. Nous observons alors une différence annuelle significative (Tableau III.67) pour les effectifs et les biomasses des bouvières (Bou), des brèmes (Bre), des loches franches (Lof), des perches soleils (Pes), des poissons chats (Poc) et des rotengles (Rot). Une légère modification de biomasse est également à souligner pour les épinochettes (Epi). Ces espèces caractérisent des variabilités entre les années.

Certaines espèces se particularisent par la variabilité spatiale significative de leur effectif et de leur biomasse (Tableau III.63). Ce sont notamment les anguilles (Ang) mais également les brochets (Bro), les perches soleils (Pes), les poissons chats (Poc) et les tanches (Tan). Notons également qu'en terme de biomasses les épinoches (Epi), les gardons (Gar) et les rotengles (Rot) sont significativement différents d'un site à un autre. Ces espèces semblent révélatrices d'une variabilité spatiale de répartition. Ce sont donc des descripteurs spatiaux.

Tableau III.67 : **Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles des effectifs et des biomasses des différentes espèces du peuplement pisciaire. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05. ns = 0,05 < P < 0,1.**

	Variabilité effectifs			Variabilité biomasses		
Espèces	Spatiale	Mensuelle	Annuelle	Spatiale	Mensuelle	Annuelle
Abh		***			***	
Bou		***	***		***	***
Bre		***	***		**	***
Bro	*			*		
Car		***			***	
Cco					ns	
Epi		***		ns	***	
Ept		***			***	*
Gar		***		ns	***	
Lof		**	ns		**	ns
Pes	*	***	***	***	***	***
Poc	ns	***	**	*	***	*
Rot		***	***	**	***	***
San						
Tan	*	***	ns	**	***	
Ang	***	***		***	***	

L'ichtyofaune se décompose par site et par campagne en trois paramètres : la biomasse piscicole accompagnant les captures d'anguilles, le nombre de poissons totaux capturés et la diversité spécifique. La biomasse pêchée est en moyenne de 0,5 kg de poisson (+/- 0,5 kg). Elle varie de 0 à 3,4 kg par couple de bosselle par site et par campagne. Elle varie significativement au niveau des sites, des campagnes de capture et des années (Tableau III.68). Cette mesure permet de qualifier un site en termes de capacité biotique en mesurant l'importance du site pour un peuplement. C'est un facteur spatio-temporel.

Le nombre moyen de poissons capturés est de 85 +/- 118 correspondant à une variation d'un minimum de 0 à un maximum de 1105 par couple de bosselle par site et par campagne. Ce dernier chiffre a été obtenu lors de la capture exceptionnelle d'une 'boule' de 1057 alevins de poissons chats (*Ictalurus melas*) associés à d'autres espèces. Le nombre de poissons pêchés n'est pas significativement différent entre les sites mais varie de façon mensuelle et annuelle (Tableau III.68). C'est donc un facteur temporel.

La diversité maximale obtenue par site et par campagne est de 11 sur les 16 espèces différentes recensées sur la zone d'étude. Elle est en moyenne de 6 +/- 2. Elle varie à la fois entre les sites, les mois et les années d'échantillonnage (Tableau III.68). C'est un facteur spatio-temporel.

Tableau III.68 **: Variabilités spatiales, mensuelles et annuelles de l'ichtyofaune en termes de biomasses piscicoles (BioPois), nombres de poissons (Nb Pois) et diversités spécifiques (DivPois). *** = P < 0,001.**

Descripteurs	Spatiales	Mensuelles	Annuelles
BioPois	***	***	***
NbPois	***	***	***
DivPois	***	***	***

L'étude du peuplement permet d'obtenir des paramètres biotiques 'piscicoles'. Cependant, les corrélations entre les effectifs, les biomasses et les diversités, nous amènent à faire un choix (Tableau III.68). Ce compartiment biotique peut apparaître pertinent en termes de quantification des proies ou des compétiteurs pour les anguilles ichtyophages, la biomasse semble donc la plus appropriée.

Tableau III.68 **: Corrélation de Spearman entre les facteurs piscicoles en termes de biomasses piscicoles (BioPois), nombres de poissons (Nb Pois) et diversités spécifiques (DivPois).**

	BioPois	NbPois	DivPois
BioPois	_		
NbPois	0,710	_	
DivPois	0,429	0,582	_

Résumé

Les facteurs pouvant être à l'origine des variabilités des indices d'abondances et de structures de taille d'anguilles s'expriment par une variation des aspects des habitats et des modifications temporelles des facteurs du milieu. Nous avons alors établi leur pertinence dans la discrimination spatiale ou temporelle de fonctionnement du milieu et de leur intérêt en vue des analyses des relations entre les anguilles et les habitats (Tableau III.68).

Tableau III.69 : **Variabilités spatiales mensuelles et annuelles des facteurs environnementaux et validation de leur utilisation pour des analyses espèces habitats en termes de discrimination du point de vue spatiale et temporelle. *** = P < 0,001. ** = P < 0,01. * = P < 0,05.**

	Variations			Analyses	
Descripteurs	**Spatiales**	**Mensuelles**	**Annuelles**	**Spatiales**	**Mensuelles**
Largeur	***	***	***	**oui**	
Lentille	***	***		**oui**	
Jonc 1 et 2	***		**	**oui**	
Vaseau	***			**oui**	
Distmin	***			**oui**	
Pente	***			**oui**	
BioPois	***	***	***	**oui**	**oui**
Eau	***	***	*		**oui**
Oxygène		***	*		**oui**
Hydrocharis		***	**		**oui**
Volume végétal		***	***		**oui**
Température		***			**oui**
Conductivité		***			**oui**
Filamenteuse		**			**oui**
Diversité végétal		***			
Encombrement	***	***	***		
NbPois	***	***	***		
DivPois	***	***	***		
Vase	***		**		
Iris 1 et 2	***				
Carex 1 et 2	***				

Résultats

4.1.3. Relations anguilles-habitats (nasses)

Courbes de préférences entre chaque facteur et les abondances d'anguilles

Cette interprétation des liens entre les variables et les distributions de l'anguille souligne les facteurs intervenant plus ou moins directement dans la répartition des individus. Elle se traduit par des analyses monovariées révélant des relations simples entre un facteur ou synfacteur et une distribution de l'espèce.

D'une manière générale (Tableau III.70), sans distinction de temps ou d'espace, il apparaît que la température est un facteur prépondérant dans l'indice d'abondance numérique et de façon moins nette dans l'importance de la biomasse d'anguille. En second plan, une légère relation s'établirait entre le rapport de la vase sur le total vase et eau (synfacteur vaseau) pour la biomasse contrairement aux effectifs qui ne semblent pas avoir de relations significatives ce facteur (Tableau III.70). Ceci sous-entend que plus le niveau de vase augmente et moins la biomasse est importante, alors que les effectifs ne varient pas, autrement dit plus les tailles d'anguilles sont petites.

Tableau III.70 **: Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs et de biomasses d'anguilles.**

ANG (n = 180)	Effectif	Biomasse
Vase	-0,346	**-0,418**
Eau	0,202	0,331
Vaseau	-0,322	**-0,418**
Largeur	0,077	0,141
Température	**0,566**	**0,446**
Oxygène	-0,166	-0,116
Conductivité	0,238	0,158
Jonc1	-0,054	-0,159
Jonc2	-0,160	-0,267
Lentilles	-0,098	-0,207
Filamenteuses	0,080	0,067
Hydrocharis	0,025	0,032
DivVeg	0,214	0,188
VolVeg	0,033	-0,019
BioPois	**0,831**	**0,911**
BioTotal	**0,426**	0,441
NbPois	0,195	0,233
DivPois	-0,007	0,085

Une corrélation s'établirait également entre la biomasse de poissons capturés aux engins passifs et l'effectif ou la biomasse d'anguilles résultant de ces mêmes pêches (Tableau III.70). Cependant, il semblerait qu'elle soit davantage due à des preferunda communs entre les anguilles et le peuplement piscicole pour certains sites qu'à une relation entre eux. Une corrélation est observée entre l'effectif et/ou la biomasse d'anguilles et la biomasse piscicole totale (R^2 = 0,831 et 0,911). Ces derniers chiffres montrent l'importance des anguilles dans la biomasse piscicole capturée. Cependant la présence des anguilles sur l'ensemble des sites n'induit évidemment pas une augmentation de la diversité piscicole (pas de corrélation significative).

Preferunda des facteurs d'habitats et temporels par les anguilles

Les régressions multiples pas à pas ont été établies sur les rangs des facteurs par rapport aux rangs des indices d'abondance de l'anguille. Les résultats (Tableau III.71**)** soulignent l'importance positive de la température dans les moyennes d'anguilles capturées mais également celle de la forte conductivité et de l'éloignement au réseau primaire. Au contraire, un rapport 'vaseau' important, la

présence de joncs en rive, une forte pente des berges et un volume végétal trop important auraient, sur notre zone d'étude, des effets négatifs sur l'effectif d'anguilles observé. Les facteurs largeur, oxygène, jonc 1, lentille, filamenteuses, hydrocharis et diversité végétale ne semblent pas être explicatifs des captures d'anguilles (out).

Tableau III.71 **: Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,723 et R² = 0,522.**

Effectif	Coefficient	F	P	Out
Vaseau	-0,204	6,711	**0,010**	Largeur
T°c	0,525	66,202	**0,000**	Oxy
Cond	0,154	6,906	**0,009**	Jonc1
Jonc2	-0,143	6,183	**0,014**	Lentille
Vol-veg	-0,111	3,735	**0,055**	Filamenteuses
BioPois	0,103	2,650	0,105	Hydrocharis
Pente	-0,162	4,650	**0,032**	Div-veg
Distance min	0,126	5,238	**0,023**	

Concernant les variations du niveau de la biomasse d'anguilles, les facteurs cités précédemment sont également explicatifs (Tableau III.72). Mais contrairement à l'effectif, les pentes et les distances minimum au réseau ne semblent pas influer significativement. De plus la biomasse piscicole semble augmenter en même temps que la biomasse d'anguille. La qualité d'explication est cependant moindre que celle obtenue pour les effectifs (0,475 contre 0,522). Les facteurs largeur, oxygène, jonc 1, lentille, filamenteuses, hydrocharis ne semblent pas être explicatifs des captures d'anguilles (out).

Tableau III.72 : Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,689 et R² = 0,475.

Biomasse	Coefficient	F	P	Out
Vaseau	-0,349	31,807	**0,000**	Largeur
T°c	0,417	38,375	**0,000**	Oxy
Cond	0,139	5,195	**0,024**	Jonc1
Jonc2	-0,229	14,739	**0,000**	Lentille
Vol-veg	-0,122	4,348	**0,039**	Filamenteuses
BioPois	0,135	4,225	**0,041**	Hydrocharis

La connaissance de nos descripteurs et leur représentativité permet d'affiner nos analyses en identifiant les sources potentielles de variabilité spatiale (facteurs d'habitats) ou temporelle (facteurs temporels) et en y affectant un niveau de significativité. Ce partage de l'analyse valorise également des facteurs secondaires qui pourraient être masqués par les effets spatiaux ou temporels.

Preferunda d'habitats

L'analyse des descripteurs (*cf.* Chapitre II.2) nous a permis de sélectionner ceux engendrant une discrimination des habitats. Ainsi une régression multiple est appliquée sur les rangs des facteurs du rapport vaseau, de la largeur, des recouvrements en joncs des rives 1 et 2, du recouvrement en lentilles, de la biomasse piscicole, de la distance minimale au réseau primaire et de la pente pour les rangs des effectifs d'anguilles et des biomasses.

Les preferunda spatiaux représentent environ 30 % d'explication des effectifs d'anguilles capturés (Tableau III.73). Nous pouvons noter pour les effectifs d'anguilles capturés, les effets négatifs d'un excès de vase conjugué à une forte pente et au contraire, l'effet positif d'une faible distance au réseau primaire et d'une forte biomasse piscicole. Les facteurs de largeur, recouvrement en joncs des rives et lentille ne présentent pas d'influence sur la répartition des individus (outs).

Tableau III.73. : **Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,521 et R^2 = 0,271.**

Effectif	Coefficient	F	P	Out
Vaseau	-0,255	9,603	**0,002**	Largeur
BioPois	0,381	30,991	**0,000**	Jonc1
Pente	-0,363	20,142	**0,000**	Jonc2
Dist Min	0,205	7,594	**0,006**	Lentille

Concernant la biomasse (Tableau III.74), le jonc en rive 2 et l'envasement apparaissent également être des facteurs défavorisant pour les biomasses d'anguilles. La pente, la distance au réseau, la largeur, les recouvrements en joncs en rive 1 et en lentilles n'ont apparemment pas de conséquence sur la répartition des biomasses (out).

Tableau III.74 : **Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,536 et R^2 = 0,287.**

Biomasse	Coefficient	F	P	Out
Vaseau	-0,271	15,201	**0,000**	Largeur
Jonc2	-0,146	4,645	**0,033**	Jonc1
BioPois	0,309	19,825	**0,000**	Lentille
				Pente
				Dist Min

Preferunda de facteurs temporels explicatifs des abondances d'anguilles

L'analyse des descripteurs du milieu (*cf.* Chapitre II.2) nous a permis de sélectionner ceux dont la variabilité est significative au niveau temporel. Ainsi une régression multiple est appliquée sur les rangs des facteurs de hauteur d'eau, de largeur, de température, d'oxygène, de conductivité, de recouvrements en lentilles, de filamenteuses et d'*Hydrocharis morsus-ranae*, de diversité végétale, de volume végétal compacté et de biomasse piscicole pour les rangs des effectifs d'anguilles et des biomasses. Les preferunda temporels représentent 40 à 45 % d'explication des répartitions de biomasses et d'effectifs d'anguilles. Notre analyse permet de confirmer l'importance de la température (Tableau III.75) dans les captures à l'aide de nasses. Elle souligne également l'effet du développement végétal, un volume végétal trop important serait défavorable à la capture des anguilles. L'eau semble également un facteur important, sous tendant que les phénomènes de crue provoquent de plus forts déplacements et de plus fortes captures par un engin passif. Ce facteur semble essentiel dans la variabilité des biomasses observées (Tableau III.76), ce qui sous-entend des préférences variables en fonction des tailles. La période printanière se traduisant par une forte

diversité végétale, correspond aux campagnes de plus fortes captures, ce qui implique une relation entre eux.

Tableau III.75 : **Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs d'effectifs d'anguilles. R = 0,668 et R^2 = 0,446.**

Effectif	Coefficient	F	P	Out
Eau	0,193	8,682	**0,004**	Oxy
T°c	0,557	70,55	**0,000**	Cond
Div-veg	0,128	4,754	**0,031**	Lentille
Vol-veg	-0,126	4,542	**0,035**	Filamenteuses
BioPois	0,162	5,598	**0,019**	Hydrocharis

Tableau III.76 **: Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs de biomasses d'anguilles. R = 0,633 et R^2 = 0,401.**

Effectif	Coefficient	F	P	Out
Eau	0,305	20,019	**0,000**	Oxy
T°c	0,456	43,523	**0,000**	Cond
Div-veg	0,110	3,197	0,076	Lentille
Vol-veg	-0,134	4,751	**0,031**	Filamenteuses
BioPois	0,168	5,571	**0,019**	Hydrocharis

Résumé

Dans un premier temps, l'analyse des preferunda par l'intermédiaire des échantillonnages à l'aide de nasses a permis de révéler les conditions de plus fortes activités d'anguilles. Ainsi la variabilité des effectifs et des biomasses observées entre les sites semble essentiellement sous la dépendance de l'effet négatif d'un trop fort envasement et d'une trop forte pente des berges et d'un effet favorable de la proximité du réseau principal et de la présence d'une forte biomasse piscicole. Les variabilités saisonnières d'effectifs et de biomasse sont aussi à relier à des facteurs temporels tels qu'une forte température, une hauteur d'eau élevée et une forte diversité végétale. Un trop fort développement végétal semble par contre se traduire par une diminution des captures.

Discussion

Malgré l'omniprésence de l'anguille dans la zone d'étude (fréquence d'occurrence = 95,5 %), il existe une variabilité mensuelle des captures liée aux niveaux d'activité des individus. Ces résultats seraient intimement liés à la température et confortent l'hypothèse d'une baisse d'activité hivernale (T < 12°c) et au contraire d'une augmentation en période estivale. Mohr, (1971), mentionne qu'en deçà de 5°C les anguilles sont inactives, et à 9°C l'appât est ignoré. Mais entre 14 et 21°c l'influence de la température n'a jamais été démontrée à notre connaissance. Ainsi, Nyman (1975) donne une

dynamique d'activité de l'anguille en rivière en fonction de la température. Ainsi, en deçà de 8°C les anguilles sont complètement inactives dans la vase, de 8 à 9°C les anguilles se dirigent vers les rochers et 10 à 20 % d'entre elles émergent leur tête. A 13°C, 60 % d'entre elles sont visibles et au-delà les individus sont nageants. Ximenes, (1975) mentionne que les prises d'un engin laissé à emplacement fixe diminuent progressivement au cours des périodes d'hivers et printemps, comme si on épuisait graduellement la quantité d'anguilles en mouvement dans le secteur d'influence de l'engin.

Dans le cadre de nos investigations, la capture par les bosselles est bien sûr liée à un déplacement de l'anguille. La sensibilité de l'anguille à la température induirait une baisse d'activité qui se traduirait immédiatement par une diminution des effectifs observés dans les pièges. Dans le cas d'une étude de déplacement ou nécessitant l'emploi d'engins passifs en marais, la meilleure période de pêche semble donc être la période estivale.

Cependant la température n'explique pas complètement la variabilité temporelle des niveaux d'abondance de l'espèce. Ainsi, il apparaît une variabilité notable des biomasses en fonction du niveau d'eau qui pourrait être liée à des préférences des individus de grande taille pour des milieux profonds. Ce résultat est d'ailleurs en accord avec ceux de Tesch (1969) et Neveu (1981) en rivière. Mais l'origine de ces résultats peut également être une plus forte activité de déplacement de ces gammes de taille.

Sur notre zone d'étude, dépourvue d'abris mais avec une omniprésence de vase, le développement végétal semble être un frein à l'obtention de forts effectifs. Ces résultats semblent conforter ceux de Larsen (1972). Ce dernier auteur souligne que s'il y a des abris, la végétation a peu d'influence. Au contraire, Ibboston *et al.* (1994) trouvent une plus forte densité d'anguilles en rivière lorsque la couverture végétale est importante mais il ne semble pas intégrer la présence d'abris (végétation, *etc*.). Ainsi en résumé, la variabilité temporelle des indices d'abondance peut également être expliquée avec une bonne qualité de représentation (40 à 45 %) par les facteurs de température, de niveau d'eau et de volume végétal.

La prise en compte des variabilités spatiales des habitats permet d'améliorer encore la compréhension des variations des indices d'abondances d'anguilles. Les preferunda s'expriment par une plus forte densité d'anguilles dans les milieux relativement 'praticables' caractérisés sur notre zone d'étude par de faibles hauteurs de vase associées à des recouvrements en jonc sur les rives. Ce dernier facteur sur le secteur Nord de Marais breton signe d'ailleurs pour l'instant un jeune âge du fossé du fait des récents curages (en 1995) avec respect des berges.

Pour comprendre ces résultats, il est nécessaire de souligner la particularité du milieu étudié. En effet, dans le Marais breton, le substrat est exclusivement composé de vase, il n'y a ni rocher ni gravier, ni sable. Les hauteurs minimales de vase étant de l'ordre de 30 cm correspondent à de fortes hauteurs en rivière. Aussi, les preferunda s'expriment-ils en termes de variabilité de hauteur de vase et une surabondance de vase ne serait pas attractive pour l'anguille. Nous aurions également pu exprimer la compacité de la vase afin d'affiner ces preferunda. Certains auteurs citent une préférence pour la vase en hiver (Nyman, 1975) mais également en comparaison des grosseurs de substrat (Ibboston *et al*, 1994). D'autres auteurs semblent infirmer l'influence du substrat sur les préférences de la localisation de l'anguille (Jones, 1975 ; Neveu, 1981). La biomasse piscicole accompagnant les captures d'anguilles semble suivre les mêmes préférences d'habitat. L'analyse des preferunda spatiaux ajoute donc un niveau de compréhension (27 à 29 %) à la variabilité des indices d'abondance. Le facteur explicatif majeur sur le plan spatial est l'indice d'envasement. La pente des

berges semble également intervenir sur l'effectif observé mais pas sur la biomasse. Ce constat semble donc révéler une variabilité de structure de taille d'anguille suivant l'inclinaison des berges.

En résumé sur la zone atelier, la variabilité s'exprime dans un premier temps par l'augmentation des déplacements lorsque la température est supérieure à 13°c, durant les périodes de fortes crues où les niveaux d'eau sont importants et avant les épisodes de fort développement végétal.

Dans un second temps, du point de vue spatial, les préférences se portent vers des niveaux de vase relativement faibles (induisant sur notre site d'étude de forts niveaux d'eau) et des recouvrements modérés des hélophytes en berge. En termes d'effectifs, les faibles pentes des berges et les faibles distances au réseau principal apparaissent comme des facteurs favorables.

4.1.4. Relation groupes de taille - habitats (nasses)

Une approche par classe de taille nous est apparue essentielle à mener pour apporter davantage de finesse dans l'expression des preferunda. Cette analyse répond à l'interrogation d'une localisation différentielle de certains groupes de tailles. De nombreux auteurs soulignent d'ailleurs l'intérêt d'intégrer les groupes fonctionnels dans la caractérisation des préférences (Sempeski & Gaudin, 1995). De la même manière que par les indices d'abondance, les différents résultats obtenus par classe de taille seront testés en fonction des paramètres du milieu par des régressions multiples pas à pas sur les rangs (Conover & Iman, 1981).

Une nuance sera apportée avec une distinction entre effectif et biomasse pour chacune des classes de taille. Une première classe de taille sera obtenue par les effectifs capturés en deçà de la L100 des nasses (200 mm). Bien que les captures de ces gammes de taille d'anguilles ne soient alors pas optimales, leur répartition reste néanmoins fondée. Les tailles sont ensuite regroupées suivant les ensembles définis par les comportements observés lors des suivis individuels (*cf.* Chapitre III.2 et 3). Nous avons ainsi, le groupe de 200 à 280 mm, qualifié de peu mobile et peu capturable, le groupe de taille de 280 à 360 mm, bien représenté dans les captures à l'aide de nasses, le groupe 360 à 440 mm, très mobile et enfin les anguilles de taille supérieures à 440 mm, peu fréquentes mais très mobiles.

Ces classes de tailles comportent entre 66 individus et 547 individus. Les fréquences d'occurrence de ces classes au sein des sites étudiés sont respectivement de 75, 35, 22, 32 et 36 %.

Courbes de préférences entre chaque facteur et les groupes de taille d'anguilles

Les courbes de préférence par classe de taille (Tableau III.77) confirment l'importance positive de la température dans les effectifs observés par classe.

La conductivité apparaît être aussi un facteur important notamment pour les petites tailles. Ce facteur est lié à un confinement du milieu et tendrait à relier la présence des anguilles de petites tailles (inférieures à 360 mm) aux sites confinés ou aux périodes de confinement du marais.

Le rapport ‘Vaseau’ semble affecter négativement surtout les captures des grandes classes (440 mm et plus), signalant une préférence de ces individus pour les sites peu envasés et à forte hauteur d’eau.

Une forte pente des rives engendrerait une faible capture des individus de grande taille. Ce constat semble révéler un évitement possible de la part des anguilles de grandes tailles des pièges positionnés au sein du fossé lorsque la pente de la berge est forte.

Les recouvrements végétaux en rives apparaissent comme un élément positif pour des captures de petites classes de taille (inférieure à 280 mm) mais semble au contraire avoir un effet négatif sur les captures des grandes tailles.

La biomasse piscicole capturée sur un site donné est reliée à une bonne capture pour l'ensemble des classes de taille d'anguilles. et plus particulièrement des individus de tailles supérieures à 360 mm.

Tableau III.77 : **Corrélations simples (Pearson sur les rangs) entre chaque facteur et les données d'effectifs par classe de taille d'anguille.**

	T200	T280	T360	T440	T>440
Eau	-0,051	-0,049	0,087	**0,269**	**0,333**
Vaseau	0,005	-0,038	-0,211	**-0,387**	**-0,368**
Largeur	-0,012	-0,062	0,041	0,107	0,161
Pente	0,054	-0,109	**-0,289**	**-0,365**	**-0,239**
Distmin	0,201	0,143	0,066	0,012	-0,035
Température	**0,269**	**0,524**	**0,495**	**0,404**	**0,271**
Oxygène	-0,068	-0,182	-0,197	-0,096	-0,095
Conductivité	**0,262**	**0,292**	**0,302**	0,133	0,037
Jonc 1	0,031	0,108	-0,054	-0,041	-0,199
Jonc 2	0,134	0,073	-0,099	-0,224	**-0,241**
Lentille	0,142	0,044	-0,076	-0,149	-0,222
Filamenteuses	0,035	0,117	0,108	0,096	0,032
Hydrocharis	0,015	-0,071	0,034	0,029	0,075
Volveg	0,096	0,103	0,006	0,014	-0,006
Biopoisson	0,129	0,228	**0,321**	**0,379**	**0,332**

Preferunda des facteurs d'habitats et temporels par les groupes de tailles d'anguilles

Preferunda d'habitats par les groupes de taille d'anguilles

Dans le cas d'analyses spatiales, nous perdons un peu d’information par soustraction des facteurs explicatifs temporels. Cependant, l’isolement des facteurs spatiaux permet de mettre en exergue certains descripteurs secondaires qui seraient masqués par les facteurs majeurs.

L'analyse par classes de taille, nous permet alors de mettre en exergue des disparités de preferunda entre ces différentes classes (Tableau III.78).

Ainsi sur notre zone d'étude, les anguillettes de taille inférieure à 200 mm seraient préférentiellement dans les fossés éloignés du réseau primaire, possédant une bordure bien végétalisée et où les autres espèces piscicoles sont très présentes (biomasses fortes).

Les anguilles situées entre 200 et 280 mm, cibleraient à peu près les mêmes sites avec en plus des faibles pentes et de faibles largeurs de fossés. Ces dernières exigences semblent encore plus marquées pour les tailles de 280 à 360 mm et de 360 à 440 mm. Ce dernier groupe montre également une préférence pour des sites peu envasés correspondant dans notre zone d'étude à des sites profonds (forte hauteur d'eau).

Les plus grandes anguilles (> 440 mm) semblent avoir des critères de choix moins restrictifs. Les sites profonds récemment curés et présentant donc peu de végétation en rive, ont été le siège de bonnes captures de ces tailles associées d'ailleurs à de fortes captures en poids des autres espèces.

Tableau III.78 : **Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs spatiaux explicatifs des rangs d'effectifs par classe d'anguilles. n = relation négative significative. p = relation significative positive.**

R =	0,277	0,392	0,447	0,524	0,457
R^2 =	0,076	0,154	0,2	0,274	0,209
Tailles/ Facteurs	T200	T280	T360	T440	T>440
Vaseau				n	n
Largeur		n	n	n	
Jonc 1					n
Jonc 2	p	p		n	n
Lentille					
Biopoisson	p	p	p	p	p
Pente		n	n	n	
Distmin	p	p	p	p	

Preferunda de facteurs temporels explicatifs des groupes de taille d'anguilles

La part expliquée par les facteurs temporels dans la variabilité des captures par classes de taille semble plus importante que celle expliquée par les facteurs spatiaux.

La température est le facteur majeur explicatif, il est apparemment d'autant plus important que la taille de l'anguille est petite (Tableau III.79).

Les anguilles de 200 à 360 mm semblent avoir des préférences pour les périodes caractérisées par de fortes conductivités. Ces résultats peuvent s'exprimer par une augmentation des déplacements des tailles concernées durant les périodes de mouvement d'eau (crues) remettant des éléments en suspension ou au contraire de confinement du milieu (période estivale) qui aboutissent à des relargages à partir de la vase. Cependant, la première hypothèse semble être infirmée par l'absence de relation entre ces classes de taille et les hauteurs d'eau.

Concernant les grandes anguilles, elles semblent plus mobiles durant les périodes de crues ou du moins lorsque les niveaux d'eau sont élevés. La biomasse piscicole perd de sa significativité lorsqu'il s'agit de l'analyse des variations temporelles. Ce résultat sous-entendrait que la forte présence de l'anguille au sein des sites à fortes biomasses de poissons est davantage due au fait que ces sites sont favorables à l'abondance piscicole qu'à des relations entre les anguilles et le peuplement.

Le développement des hydrophytes flottants se traduit par la chute des captures des plus grandes tailles d'anguilles. Le développement des *Hydrocharis morsus-ranae* semble également déranger les plus petites tailles. D'une manière générale, le développement végétal semble freiner les captures, sans pour autant pouvoir le rattacher à une période de l'année. Ce phénomène est peut être dû à une plus faible mobilité des anguilles lorsque les fossés sont couverts d'hydrohytes flottants, engendrant de plus faibles teneurs en oxygène dissous.

Tableau III.79 : **Régressions multiples pas à pas sur les rangs de facteurs temporels explicatifs des rangs d'effectifs par classe d'anguilles. n = relation négative significative. p = relation significative positive.**

R =	0,326	0,569	0,571	0,533	0,463
R^2 =	0,107	0,324	0,326	0,285	0,214
Tailles/ Facteurs	T200	T280	T360	T440	T>440
Température	p	p	p	p	p
Oxygène					
Conductivité	p	p	p		
Filamenteuse					
Hydrocharis		n			
Volveg			n		
Biopoisson			p	p	

Analyses multi-tableaux

Ce type d'analyse permet de créer des liens entre les types d'habitats et les abondances observées des groupes de taille d'anguilles par une juxtaposition des répartitions d'anguilles et des caractéristiques d'habitats.

Juxtaposition des tableaux espèces et des paramètres des milieux

Il s'agit de réaliser une double analyse en composantes principales. Les coordonnées factorielles des facteurs de l'analyse des sites sont projetés simultanément aux coordonnées factorielles des groupes de taille de l'analyse des répartitions des tailles au sein des sites (Figure III.168). Nous pouvons donc représenter les tailles connaissant les facteurs des habitats. L'axe 1 représente alors 62 % d'inertie tandis que l'axe 2 donne 15 % d'inertie.

Trois ensembles de tailles se particularisent par des logiques de répartition spatiale et temporelle différentes. Ainsi, les tailles de 200 à 280 mm apparaissent dans les sites à forts niveaux de conductivité, d'envasement, de recouvrement en joncs des rives et recouvrement en lentilles et les plus éloignés du réseau principal. D'un point de vue temporel, elles apparaissent sensibles à la température.

Le groupe des tailles intermédiaires (280 à 440 mm) semble avoir de moindres exigences écologiques. Ce groupe est en effet en position intermédiaire et semble avoir un large spectre de répartition.

Au contraire les grandes taille (> 440 mm) apparaissent dans les sites plutôt larges, peu envasés et à faible pente des berges. Ces anguilles sont présentes dans les sites à fortes biomasses piscicoles observées. Elles sont plus mobiles lors de fortes températures.

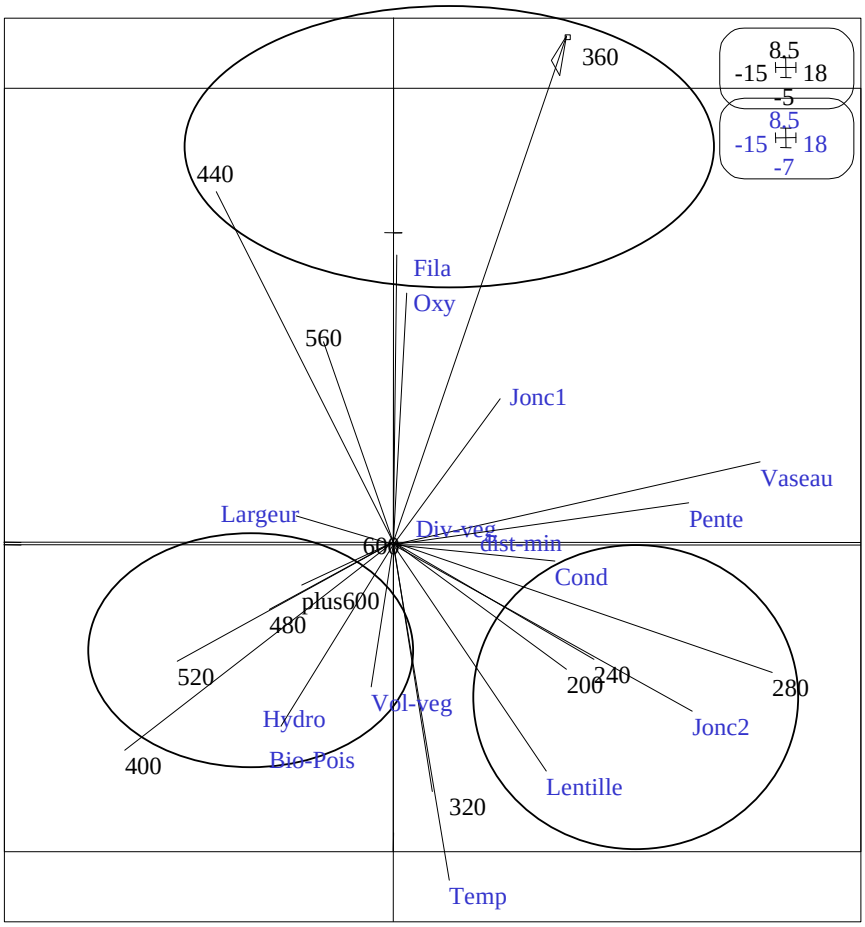


Figure III.166 : **Représentation graphiques de la double analyse en composantes principales sur les facteurs et les groupes de taille.**

Analyse de co-inertie

Elle permet une représentation des abondances des différentes classes de tailles par sites et d'y rattacher les facteurs environnementaux (spatiaux et temporels), ce qui permet également la discrimination des sites entre eux.

Dans un premier temps il est nécessaire de souligner que l'axe horizontal (Figure III.167) représente les caractéristiques spatiales des sites par les facteurs d'envasement, de pente, de largeur, de distance minimale au réseau et de recouvrement en joncs des rives. L'axe vertical est représenté par les facteurs temporels que sont la température et l'oxygène dissous. Nous visualisons donc les deux ségrégations de façon simultanée.

Les anguilles de petites tailles (< 200 mm) sont moins bien représentées dans la partie basse des cartes factorielles. Ce résultat signifie qu'elles sont sensibles à la température. Les abondances signalées par les points noirs semblent indiquer que ces groupes de petites tailles ont une forte tendance agrégative. En effet, un nombre réduit de sites semblent concernés par ces captures notamment ceux présentant un fort envasement (7 et 10) couvrant la partie droite des cartes factorielles (type 1). Ces types de sites se caractérisent d'ailleurs par une quasi-absence des autres gammes de tailles.

Les anguilles de 240 à 280 mm présentent les plus fortes abondances au sein de l'ensemble des sites observés. Elles apparaissent avoir à peu près les mêmes exigences d'habitats et de saison que le groupe précédent. Elles montrent également un caractère agrégatif par la dimension importante des points peu nombreux comparés aux échantillons disponibles.

Les anguilles de 280 à 360 mm, sont relativement rares dans les milieux envasés et présentent également une sensibilité à la température.

Les individus de 360 à 440 mm sont présents sur de nombreux sites exceptés ceux (7 et 10) où l'indice d'envasement (Hauteur de vase / hauteur de vase + eau) est supérieur à 0,6. Ces gammes de tailles semblent moins sensibles à la température. Leur abondance est importante au sein des sites 6, 5 et 1 (type 2).

Enfin, les grandes anguilles dont la taille dépasse 440 mm sont complètement absentes des milieux envasés à fort recouvrement en joncs sur les rives. Leur présence est également à caractère agrégatif. Elle est signalée par un nombre réduit de sites où ces anguilles ont été capturées et par l'importance de ces abondances. Elle correspond aux sites ayant peu de vase (donc beaucoup d'eau) tels que 3, 2, 4 et 9 (type 4).

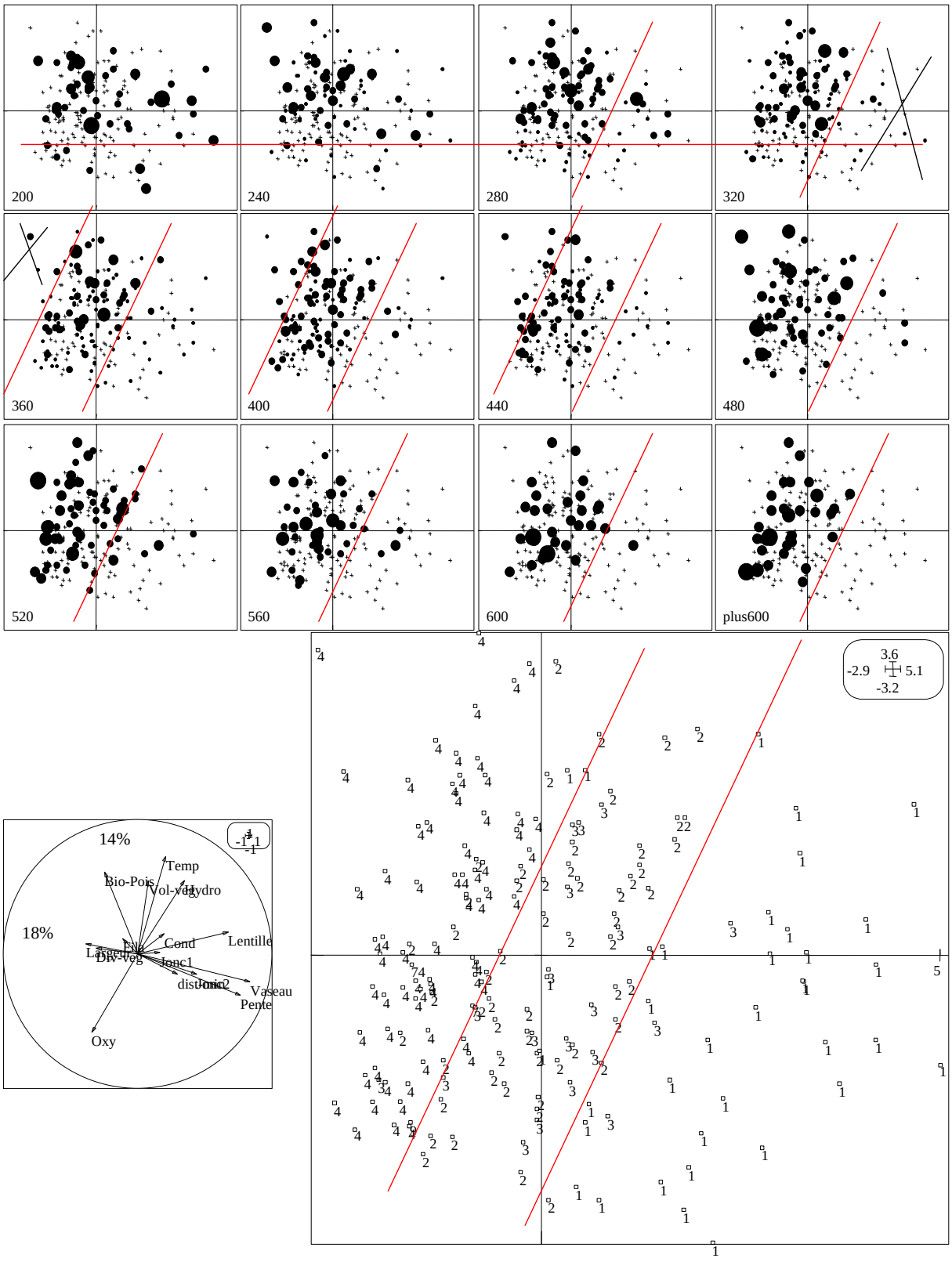


Figure III.167 **: Représentation des résultats de l'analyse de co-inertie. Cartes factorielles des abondances des classes de taille au sein des sites, de la caractérisation des axes et de l'identification des types de sites.**

Limites de la pêche électrique dans la visualisation des relations habitats-anguilles

Méthodes

Les dix sites présentés précédemment (site d'étude de la zone atelier) ont été échantillonnés en juin 1999 et 2000 par pêche électrique décrite dans la partie II. Ainsi, chaque site inventorié correspond à une surface minimale de 100 m² où trois passages successifs ont été réalisés. Les anguilles capturées sont mesurées au millimètre près et relâchées sur le site de capture après avoir réalisé l'ensemble des opérations de capture.

Les analyses effectuées sur les captures en relation avec les paramètres environnementaux suivent la même démarche que celles réalisées pour les anguilles capturées aux nasses.

Résultats

4.1.5. Relations entre les abondances et les habitats

Courbes de préférences

Les variabilités de captures réalisées par pêche électrique semblent être liées aux facteurs environnementaux tels que le taux d'oxygène dissous au sein des sites (Tableau III.80). Dans une moindre mesure, l'éloignement du réseau primaire augmente les effectifs capturés. Au contraire, la présence d'hydrocharis semble agir négativement sur la capture. Ce facteur serait peut-être lié à la difficulté de capture des anguilles sur les sites ayant de forts recouvrements.

Tableau III.80 **: Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs d'anguilles capturées par pêche électrique.**

	Ang/100 m²
Eau	0,265
Vaseau	-0,202
Largeur	0,238
Pente	-0,223
Distmin	0,315
Température	0,196
Oxygène	**-0,424**
Conductivité	-0,219
Jonc 1	0,105
Jonc 2	-0,113
Lentilles	-0,074
Filamenteuses	-0,190
Hydrocharis	**-0,356**
Volveg	0,291
Biopoisson	0,177

Preferunda des anguilles

Le nombre d'échantillons étant trop faible pour établir une relation entre les caractéristiques d'habitats et les effectifs d'anguilles par une régression linéaire (N = 20), aucun preferunda n'a pu être mis en évidence.

4.1.6. Relations entre les groupes de tailles d'anguilles et les habitats

Les courbes de préférences des différents groupes de taille montrent une relation entre la proximité du réseau primaire et les abondances des anguilles de taille supérieure à 360 mm (Tableau III.81). De plus, ces anguilles auraient tendance à éviter les sites ayant une forte pente des berges et un volume végétal important.

Tableau III.78 : **Corrélations simples entre chaque facteur et les données d'effectifs par classe de taille d'anguille.**

	T200	T280	T360	T440	T> 440
Eau	0,192	0,150	0,208	-0,056	0,087
Vase	-0,213	-0,024	-0,236	0,024	-0,056
Vaseau	0,163	0,049	0,204	-0,053	0,098
Largeur	-0,006	0,188	0,262	0,201	0,269
Pente	-0,092	-0,140	-0,050	**-0,473**	-0,286
Distmin	-0,05	0,093	**0,439**	**0,406**	0,275
Température	0,354	-0,055	0,107	0,292	0,066
Oxygène	**-0,437**	-0,284	**-0,395**	0,129	-0,202
Conductivité	0,058	-0,193	-0,273	-0,115	-0,066
Jonc 1	0,117	0,093	0,148	0,058	0,054
Jonc 2	0,040	0,145	-0,099	-0,339	-0,278
Lentilles	-0,159	-0,242	-0,162	-0,046	0,176
Filamenteuses	-0,249	-0,115	0,130	-0,364	-0,262
Hydrocharis	-0,389	-0,115	-0,155	-0,364	-0,262
Volveg	0,021	0,185	0,336	**0,417**	0,178
Biopoisson	0,264	-0,133	-0,085	0,295	0,284

Discussion

Nos analyses à partir des captures par pêche électrique révèlent que l'oxygène dissous peut être à l'origine des variabilités d'abondances et de structures de tailles d'anguilles. La profondeur de vase ne semble pas influer sur les abondances. Ces résultats sont en accord avec Carss *et al.* (1999) qui ne montre pas de variabilité de densité en fonction du substrat à l'issue de captures par pêche électrique réalisées entre juin et septembre. Au contraire, Hegedis *et al.* (1996) mettent en évidence une ségrégation des groupes de taille (100 à 250 mm, 300 à 400 mm et > 400 mm) en fonction du substrat et de la végétation par des captures de février à octobre en pêche électrique.

Concernant les tailles d'anguilles, les individus seraient préférentiellement situés dans les fossés à proximité des réseaux principaux et ayant peu de végétation aquatique fixée. Ces résultats semblent révéler que les effectifs capturés sont davantage liés aux conditions expérimentales des captures qu'aux facteurs caractéristiques des milieux.

Nous avons montré que le mois de juin est une période de transition entre un comportement de déplacement et une sédentarisation des individus. Les captures issues des pêches électriques révèleraient alors les sites les plus favorables à un arrêt diurne des déplacements, à une période critique des niveaux d'oxygène dans l'eau et du début d'un confinement du milieu. Les relations établies entre les facteurs environnementaux et les captures semblent alors indépendantes des caractéristiques morphométriques propres à chaque site et ne révèleraient donc en aucun cas une fonctionnalité des habitats pour les différentes tailles.

Des captures réalisées en fin de période estivale seraient probablement plus adaptées à l'étude des répartitions des individus et seraient plus révélatrices des abondances d'anguilles en place au sein des milieux.

Discussion

Une variabilité spatiale et temporelle dans les captures aux nasses a été démontrée à la fois sur les indices d'abondance et sur les structures de taille (*cf.* Chapitre II.2). D'une manière globale, la part expliquée par les descripteurs temporels est plus importante que celle expliquée par les descripteurs spatiaux. Ces derniers sont toutefois loin d'être négligeables et contribuent à affiner la compréhension des sources de variabilité en particulier des structures de taille.

La température apparaît être le facteur majeur d'influence sur l'hétérogénéité des structures de taille visualisées au cours des différentes campagnes,. Il convient de discerner une plus forte sensibilité à ce facteur des plus petites tailles. Ces résultats confirment ceux de Nyman (1975). Une plus forte capture d'anguilles de 200 à 360 mm est également constatée durant les périodes de forte conductivité, correspondant aux mois de mai 1998 et juin 1999. Ce paramètre, bien qu'il apparaisse incontournable, n'est cependant pas très explicite puisqu'il résulte d'un ensemble de phénomènes (relargage estival, drainage des sols en période de crue, baisse du niveau d'eau et concentration de particule sédimentaires, *etc*.). Le développement végétal, ne semble pas prépondérant dans l'explication de la variabilité observée. Mais, durant ces phases critiques où le recouvrement végétal peut produire des déficits importants en oxygène, il semble que les anguilles de grandes tailles réduisent leur déplacement. Selon Nyman (1972), le substrat semble aussi être un critère important de sélection de l'habitat en fonction des périodes de l'année en rivière. Selon cet auteur, les substrats rocheux correspondent, en association avec la température, à un habitat grégaire hivernal tandis que les substrats vaseux qualifieraient un habitat estival et solitaire. Dans notre cas, il est nécessaire de rappeler que la seule variabilité du substrat prise en compte dans l'analyse tient dans la hauteur de vase et que ce dernier critère n'est pas un facteur temporel mais spatial qui pourrait permettre d'expliquer les changements d'habitat au cours d'une année.

Les variabilités temporelles semblent confirmer les phases de déplacement révélées à l'aide des boucles de détection. Le seuil de température est en effet confirmé pour induire un déplacement, se traduisant par des captures significatives d'anguilles à l'aide d'engins passifs. Nous avons montré que les anguilles de petites tailles seraient plus sensibles à ce seuil que les individus de taille supérieure à 280 mm. De plus, les déplacements importants durant les périodes de crues semblent concerner davantage les anguilles de grande taille.

Une hétérogénéité des structures de taille est également révélée du point de vue spatial. Les facteurs principaux de distribution sont alors la largeur, la pente des berges, l'éloignement au réseau principal, la hauteur de vase et d'eau, et enfin la biomasse piscicole observée par pêche présente au sein d'un site. Cependant ce dernier facteur doit sans doute être davantage considéré comme un

révélateur d'un milieu propice à l'accueil d'un peuplement piscicole équilibré que comme un descripteur des preferunda des anguilles. Il intervient plus dans l'analyse spatiale des distributions d'abondances que dans l'analyse temporelle et il semble d'autre part être favorable à l'ensemble des classes de tailles. Une distinction doit être faite pour les grandes classes, soit par une absence d'autres poissons lors de la présence des grandes anguilles soit par la rareté des grandes (16 à 17 % des habitats) alors que les poissons sont capturés sur l'ensemble des sites.

Des préférences distinctes par groupe d'individus ont été également mises en évidence par les analyses (Tableau III.80). Tout d'abord, les anguillettes de taille inférieure à 280 mm prédominent dans les sites relativement étroits, peu profonds, à faible pente, éloignés du réseau principal et possédant des berges végétalisées. Ces preferunda semblent ainsi définir les fossés tertiaires (type 1) sur notre zone. Ce type de comportement a également été démontré par Ford & Mercer (1986), au niveau des marais salés pour les anguilles américaines (*Anguilla rostrata*, L.). Ces auteurs montrent une prédominance des petites anguilles dans des sections étroites et à sol meuble. En rivière, Neveu (1981) et Tesch (1991) ont démontré en rivière une sectorisation des anguilles européennes de petite taille (200 à 300 mm) dans les zones peu profondes. Hegedis (1996) donne une tendance pour les tailles de 100 à 250 mm à choisir des habitats rocheux ou graveleux comportant de la végétation aquatique et plus particulièrement des algues filamenteuses. Dans les lacs, Chrisnall (1996), énonce que les anguilles australiennes (*Anguilla australis* et *Anguilla dieffenbachi*) de taille inférieure à 380 mm sont surtout présentes en bordure. Neveu (1981) établit des preferunda d'habitat, avec la présence d'anguillettes (*Anguilla anguilla*) de l'année dans les zones de courant et de galets peu profondes.

La gamme de 280 à 360 mm semble correspondre sur notre site d'étude à des tailles de changement de comportement. Le recouvrement en joncs et la pente des berges portent moins d'importance tandis que les preferunda orientent ces individus vers des sites moins larges. Glona *et al.* (1998) soupçonnent une barrière de comportement vers 300 mm pour les anguilles de Nouvelle Zélande.

Pour les anguilles dont les tailles sont comprises entre 360 et 440 mm, les préférences semblent assez nettement s'orienter vers les sites moins envasés, plus profonds, mais relativement étroits, dépourvus de végétation aquatique et rivulaire. Ces sites correspondent aux types 2 et 3 (moyennement envasés et moyennement large) et au type 4 où la profondeur d'eau est la plus importante. Chisnall (1996), constate également une préférence pour les zones dépourvues de végétation pour les anguilles de grande taille en rivière. Au contraire, Hégédis *et al.* (1996), ont démontré que les individus situés entre 300 et 400 mm seraient plutôt attirés par des zones vaseuses couvertes de macrophytes dans les eaux saumâtres. Neveu (1981) établit quant à lui en rivière à salmonidés des preferunda d'habitat des anguilles jaunes de taille moyenne dans les habitats de courant lent, profonds et présentant des abris.

Sur notre site atelier, les anguilles de plus grande taille (> 440 mm) cherchent préférentiellement des zones profondes correspondant aux sites de type 4. Neveu (1981) établit également ce type de preferunda pour les plus grands individus. La présence d'abris peut cependant interférer dans cette relation (Neveu, 1981). Etudiant les relations entre les tailles de poissons et les microhabitats, (Koehn *et al.*, 1994) concluent à une relation positive entre la profondeur de l'eau et la longueur de l'animal. Le facteur de profondeur d'eau semble donc être le facteur majeur de distribution des anguilles de grandes tailles. D'autres auteurs font également intervenir le substrat dans le choix d'un site. Ainsi, au niveau des marais salés, Ford & Mercer, (1986), montrent une prédominance les plus grands individus (*Anguilla rostrata*, L.) dans des sections comportant de la vase ou les sols sableux.

Hégédis *et al.* (1996) révèlent que les anguilles supérieures à 400 mm sont généralement situées dans des stations de gravier ou sable avec de la végétation dans les eaux saumâtres.

Tableau III.80 : Relations entre les groupes de taille d'anguilles et les types d'habitats.

Classes de tailles	Habitats préférentiels	Facteurs temporels
200 à 280 mm	Type 1, envasé, étroits, en cul de sac, végétation en rives	Sensibilité à la température Niveaux d'abondances
280 à 360 mm	Type 2 et 3, moyennement envasés et plus ou moins larges	Niveaux d'abondances
360 à 440 mm	Type 2, 3 et 4, moyens à peu envasés et moyennement à plus ou moins larges	Niveaux d'abondances
> 440 mm	Type 4, peu envasés et moyennement larges	Niveaux d'abondances

Les relations peu marquées entre les abondances d'anguilles capturées par pêche électrique et les caractéristiques d'habitat semblent trouver leur origine dans le choix des périodes d'échantillonnage. Le mois de juin étant une période de forte intensité de déplacements au sein des réseaux. Les captures sont alors davantage liées aux conditions environnementales des sites au jour de l'échantillonnage qu'à la répartition spatiale des individus. Les résultats auraient été probablement différents si les captures avaient été réalisées en fin de période estivale durant laquelle les répartitions des anguilles sont stabilisées dans le milieu.

Conclusion

Smogor *et al.* (1995) soulignent la difficulté de mettre en place un modèle permettant d'évaluer la densité des individus en tenant compte de l'hétérogénéité de l'habitat. Cependant, nos analyses mettent l'accent sur les facteurs principaux explicatifs des hétérogénéités qu'elles soient temporelles ou spatiales. Ainsi, il apparaît nettement que les périodes de plus fortes captures répondent à des facteurs environnementaux précis. La température est le premier d'entre eux. Elle influe sur les effectifs, les biomasses capturées mais également sur la structure de taille, les petites anguilles montrant une plus forte sensibilité à ce paramètre. Dans le cadre d'une capture avec des engins passifs tels que les bosselles, des températures supérieures à 13°c, engendrent davantage de déplacements induisant non seulement des fortes captures mais également des prises représentatives des différentes classes de taille présentes sur le site d'étude. Les périodes de crues favoriseraient les captures mais induiraient un biais dans les structures de tailles échantillonnées dans la mesure où les grandes anguilles seraient davantage capturées durant ces périodes. Enfin le développement végétal semble être à l'origine d'une diminution de capture. Les mois printaniers (avril, mai et juin) apparaissent donc produire des échantillonnages les plus représentatifs de la population en place dans ce type de milieu.

Dans un second temps, du point de vue spatial, les facteurs les plus déterminants sont les niveaux d'eau et de vase. Les plus forts effectifs et biomasses sont capturés dans des sites à forts niveaux

d’eau induisant, dans notre zone d’étude, peu de vase. Concernant la structure de taille, ce type de site semble l'habitat préférentiel des plus grandes anguilles tandis que les plus petites se situeraient dans les zones peu profondes et envasées. La pente du fossé semble intervenir à plusieurs échelles. Une trop forte pente induirait de faibles effectifs et conjointement une diminution du nombre de petites. Il semblerait alors que les berges d’un fossé constituent en elles-mêmes un habitat favorable aux anguilles de petites tailles. Ces zones sont alors peu profondes et procurent des abris par la végétation en rive. De plus, la distance au réseau principal apparaît être un facteur spatial important car, si de fortes distances au réseau primaire contribuent à augmenter l’effectif, associé à des structures de taille ciblées sur les petites. Il convient donc d’intégrer ce paramètre lors du choix d’un site de capture.

En conclusion, dans le but d’une estimation de stock, la confirmation d’une répartition hétérogène des individus en fonction des types d'habitats en termes de structures de taille d’anguilles nous orienterait de manière beaucoup plus nette qu'aujourd'hui sur le choix des stations inventoriées. Nous pourrions ainsi éviter le biais d'échantillonnage en réalisant un échantillonnage par degrés. Il prendrait en compte une échelle de travail particulière, l’habitat, pour une catégorie d'individus, la classe de taille. De plus, cet échantillonnage se ferait au prorata de l'importance des divers habitats représentés dans le milieu étudié.

Les captures à l'aide des deux techniques d'échantillonnage ont été réalisées au mois de juin. Cette période correspond à une phase charnière de fonctionnement du marais entre la fin de la phase printanière et le début de la phase confinée estivale d'exploration des sites. Dans la première phase, l'activité se traduit par un grand nombre d'individus transitant par un fossé par jour et ceci essentiellement en période nocturne. D'autre part, les individus de grandes tailles ont une activité de déplacement plus importante. L'ensemble de ces comportements entraîne une plus grande capture des individus de taille supérieure à 360 mm à l'aide de nasses comparativement aux captures par pêche électrique. Les individus pendant cette phase sont répartis de manière plus homogène au sein du marais. Dans la seconde phase, le milieu est confiné, la qualité de l'eau se dégrade (baisse du taux d'oxygène nocturne notamment). L'anguille semble alors réagir en adoptant un comportement moins actif (gîte, moindre déplacement) ce comportement pouvant se décaler en période diurne (meilleure oxygénation). Les gîtes apparaissent alors dans des types de site différents selon les groupes de taille.

Face à ce constat, les opérations diurnes de pêche électrique effectuées en juin peuvent se retrouver, selon les années, dans l'une ou l'autre des situations avec bien sûr des niveaux de variabilité des observations et des relations tailles/habitats très différents. Il semblerait donc plus judicieux de modifier cette date d'échantillonnage. Nous pourrions intervenir en mai, avec de manière quasi certaine, l'observation d'un système exploré activement par toutes les tailles d'anguille, une moindre variabilité inter-sites et une estimation qualitative et quantitative plus aisée. Une autre période d'intervention peut être envisagée, plus tardivement, (septembre à octobre), en phase confinée mais avec des conditions de fonctionnement qui vont en s'améliorant. Cette période devrait permettre, en travaillant par échantillonnage stratifié par type de site, une estimation correcte y compris des jeunes individus arrivés au printemps.

Conclusion

Cette partie axée sur le comportement de l'anguille a permis de révéler des variabilités de comportement en relation avec la taille et la saison. D'une manière générale nous constatons qu'une forte proportion d'anguilles réalise toujours les mêmes trajectoires. Ces déplacements se traduisent alors par une recapture des individus au sein des mêmes habitats. Il apparaît cependant que certains habitats se prêtent davantage que d'autres à ce type de comportement.

L'analyse individuelle a permis de distinguer des groupes de tailles ayant des comportements similaires. Ainsi, les individus de plus de 440 mm montrent des niveaux de déplacement plus importants que les autres groupes de taille. Au contraire les individus de tailles inférieures à 280 mm montrent une activité plus réduite.

L'étude des variations temporelles d'activité nous enseigne que deux grandes périodes rythment les intensités des activités de l'anguille. La période printanière révèle une intense activité de déplacement au sein de l'ensemble du réseau. Au contraire la période estivale, établie par les conditions physico-chimiques difficiles (faible taux d'oxygène, forte conductivité), montre une faible activité des individus et celle-ci est essentiellement diurne.

L'analyse des limites des techniques d'échantillonnage ainsi que les comportements différentiels permet alors de distinguer des groupes de tailles fonctionnels. Des relations sont alors établies entre la répartition des groupes de taille et les caractéristiques d'habitats. Ce constat est effectué à partir des captures réalisées par les nasses valorisant une occupation du site contrairement aux pêches électriques dont la ponctualité et la période d'échantillonnage sont trop conditionnels pour révéler ces liens entre les groupes fonctionnels et les habitats. Quatre types d'habitats sont alors distingués dont les caractéristiques essentielles sont les niveaux d'envasement et les largeurs. Ces caractéristiques sont à l'origine d'une répartition différentielle des groupes de taille en phase estivale.

Partie IV :

Retombées de ces connaissances en termes de stratégies d'estimation ou de suivi des abondances aux différentes échelles d'habitat

Partie IV :

Chapitre IV.1 Estimation de la fraction de population d'anguille au sein de la zone atelier

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Chapitre IV.1 Estimation des fractions de population au sein de la zone atelier

Introduction

L'un des objectifs de notre travail était de tester diverses méthodes d'estimation de la fraction de population d'anguilles présente sur la zone atelier et d'estimer en fonction des comportements et des types de répartition la validité de ces estimations. Une estimation de stock peut se baser sur deux démarches : une récolte totale ou un prélèvement partiel. Selon Daget, (1971) il existe trois techniques de récolte totale : l'assèchement, les explosifs ou l'empoisonnement. Ces méthodes de récolte totale bien qu'efficaces sont très destructrices et techniquement laborieuses à mettre en place (Frontier, 1982). Nombre de quantifications sont donc basées sur un prélèvement d'une fraction des individus considérés puis une estimation de l'ensemble est calculée. Cette démarche fait appel à deux méthodes d'estimation. La première est fondée sur le succès de pêche, la seconde sur le marquage puis la recapture d'individus.

Dans le premier cas, nous effectuons plusieurs pêches sur un secteur donné avec un retrait des individus à chaque pêche. L'effort de pêche et l'évolution des captures permettent un calcul de l'effectif le plus probable présent sur le site (De Lury, 1951 ; Carle-Strub, 1978).

Dans le second cas, il s'agit de prélever une fraction de la population, de la marquer et de réaliser des recaptures ultérieures simples (Petersen) ou multiples (Schnabel, Schumacher & Eschmeyer, Bailey, 1952 ; Jolly-Seber, 1982). Lors des (ou de la) recapture (s), le rapport des individus marqués sur les non marqués ou sur la succession des recaptures permet d'estimer la taille la plus probable de la population. Ces deux approches ont été mises en œuvre avec les nasses sur la zone atelier. De nombreux progrès ont été réalisés dans le domaine de la modélisation. Ainsi, en plus des modèles classiques d'estimation par capture-recapture permettant l'analyse de séries de données multiples (Cormack-Jolly-Seber, 1968) sont apparus des modèles multi-états permettant d'étudier les transitions d'un endroit à un autre (Browie *et al*., 1993 ; Nichols & Kendall, 1995). Ce type de programme a donc été utilisé afin de mieux appréhender la complexité du système étudié.

Des échantillonnages par pêche électrique, permettent d'obtenir une estimation, basée sur le succès de pêche, de l'abondance et de la biomasse présente sur les sites isolés de capture. La variabilité des indices d'abondance et des structures de taille constatée entre les sites échantillonnés nous a conduits à comparer différentes méthodes d'extrapolation des résultats acquis à la totalité du linéaire de la zone atelier.

La comparaison de ces méthodes d'estimation ainsi qu'une capture considérée comme totale réalisée sur un tronçon isolé, permettront d'estimer la validité de ces diverses méthodes d'échantillonnage de l'anguille dans les fossés.

1. Le succès de pêche (méthode par pêche électrique)

Une première méthode de succès de pêche, également appelée par épuisement, permet d'établir une estimation des effectifs présents une surface donnée échantillonnée. A partir des 10

sites étudiés, le calcul de l'indice d'abondance peut être effectué et appliqué sur l'ensemble du linéaire présent sur la zone pour estimer la fraction de population en place. Une confrontation des résultats obtenus en juin 1999 et 2000, a été entreprise afin d'affiner la fiabilité d'une telle estimation. La variabilité entre sites a été également discutée.

Une seconde méthode d'extrapolation pouvait à priori être mise en œuvre par la connaissance des relations entre les indices d'abondance d'anguilles calculées précédemment et les typologies de site. Une description des fossés réalisée sur l'ensemble des 30 ha, a permis de calculer les surfaces par type de site. Une estimation stratifiée sur les sites ou par groupe de site a donc pu être testée sur la zone atelier. L'intégration des groupes de taille ayant le même comportement permet également de discuter les niveaux de variabilité observés. L'analyse des résultats obtenus sera effectuée et débouchera sur des hypothèses de travail pour les campagnes futures.

1.1. Estimation globale de la fraction de population d'anguilles en place

1.1.1. Méthode

1.1.1.1. Technique d'échantillonnage

Les captures ont été réalisées aux mois de juin 1999 et 2000. Les échantillonnages sont effectués par pêches électriques suivant la technique décrite dans le chapitre II. Lors de ces opérations, trois passages successifs ont été réalisés. Les dix tronçons de fossé échantillonnés étaient préalablement fermés par des filets droits de 5 mm de maille (nœud à nœud). Le calcul de la surface échantillonnée est réalisé à partir des données de longueur (= 30 m) et des mesures moyennes de largeur des fossés issues de sept transects par site effectués durant les périodes d'échantillonnage de l'anguille selon le principe décrit dans la partie II.

1.1.1.2. Modèle

L'estimation de stock est réalisée selon le principe de succès de capture. Ainsi, les données de pêches électriques ont été obtenues par la méthode d'épuisement des stocks par point sondage (De Lury, 1951).

Les effectifs ont été calculés par la méthode de Carle & Strub (1978). Cette technique s'est avérée efficace dans ce type de milieu pour 97,2 % des cas (Feunteun, 1994). Les estimations sont données en individus par 100 m² échantillonnés avec un intervalle de confiance.

1.1.1.3. Calcul de la fraction de population en place

Dans un premier temps, nous calculons les surfaces de chaque site échantillonné par les mesures du linéaire et la largeur moyenne obtenue à l'aide des transects (*cf.* Partie II).
Les estimations réalisées par la méthode de succès de pêche permettront d'obtenir l'efficacité des pêches électriques au sein de ces fossés. Elle s'exprimera par le pourcentage de capture à chaque passage ainsi que par la probabilité de capture. Afin de comprendre l'origine des variabilités de capture par pêche électrique, une régression multiple pas à pas a été menée sur les rangs (Conover & Iman, 1981) des probabilités de capture en fonction des rangs des hauteurs d'eau et de vase, des largeurs des fossés, des températures, des taux d'oxygène dissous et des conductivités de l'eau

relevés durant les pêches électriques pour chaque campagne et chaque site. Les probabilités égales à 1 ont été soustraites car elles sont considérées comme improbables. Elles sont en effet toujours associées à des faibles effectifs totaux (N < 5) (Libovarsky, 1990).

Chacun des dix sites échantillonnés par pêche électrique en 1999 et 2000 a fait l'objet d'un calcul de l'indice d'abondance numérique et pondérale d'anguilles suivant la méthode de Carle & Strub (1978). Elle prend en compte la surface échantillonnée et la probabilité de capture par pêche électrique pour chaque échantillon. Cette première étape permet d'obtenir un niveau moyen d'effectif et de biomasse pour l'ensemble des 10 sites.

Dans un second temps, l'analyse de la cartographie SIG a permis d'obtenir le linéaire de fossés sur l'ensemble de la zone d'étude. D'autre part une campagne de mesures des largeurs des fossés a été effectué sur le principe de la description d'habitat (*cf.* Partie II). Nous sommes donc en mesure de calculer la surface par type de fossés présents dans ce milieu de 30 ha. La moyenne d'effectif d'anguille par 100 m² obtenue à l'aide des dix sites est donc extrapolée à la surface aquatique présente au sein des 30 ha de marais pour les années 1999 et 2000.

Dans un troisième temps, l'intégration des groupes de taille d'anguille aux comportements de déplacement similaire (*cf.* Partie III, Chapitre 2 et 3) permettra de réaliser une estimation par groupe. Nous avons calculé pour chaque site les effectifs d'anguilles par groupe de taille ayant des comportements similaires. Les estimations par groupe de taille d'anguille prenant en compte le nombre d'individus par groupe de taille d'anguille et par passage. Nous obtenons ainsi les différentes probabilités de capture pour chaque groupe de taille.

1.1.2. Résultats

1.1.2.1. Estimation par site

1.1.2.1.1. Calcul des surfaces

Les surfaces échantillonnées mesurent de 75 à 125 m² (Tableau IV.84). Elles sont très dépendantes de la largeur du fossé dans la mesure où la longueur unitaire est de 30 mètres. Nous remarquons également qu'elles ne dépendent pas entièrement des niveaux d'eau puisque les différences de niveaux entre 1999 et 2000 ne sont pas identiques pour tous les sites.

Tableau IV.84 **: Surfaces échantillonnées pour les sites 1 à 10 en 1999 et 2000.**

		1999		2000	
Sites	Longueurs de fossés	Largeurs	Surfaces m²	Largeurs	Surfaces m²
1	30	3,69	111	3,45	104
2	30	3,62	109	3,50	105
3	30	4,09	123	3,53	106
4	30	3,84	115	3,60	108
5	30	3,56	107	3,21	96
6	30	3,88	116	3,00	90
7	30	3,50	105	3,18	95
8	30	4,15	125	4,10	123
9	30	3,51	105	3,22	97
10	30	2,86	86	2,50	75

1.1.2.1.2. Estimation des abondances par site et pour l'ensemble des sites

Les fréquences d'occurrence de l'anguille sont de 100 % en 1999 et 2000. Les effectifs par site varient de 1 à 22 anguilles par 100 m² en 1999 (Tableau IV.85) et de 1 à 16 anguilles par 100 m² en 2000 (Tableau IV.86). Ces résultats correspondent à des biomasses de 2 à 1486 g par 100 m² en 1999 et de 15 à 1387 g par 100 m² en 2000.

Tableau IV.85 **: Estimations des effectifs et des biomasses par le succès de capture pour les sites 1 à 10 en 1999.**

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Moyenne	Ecart	Coef. de variation
Ang 100m²	22	3	12	9	1	4	19	3	1	5	7,8	7,4	7
Max 100m²	25	3	14	16	1	4	24	3	1	5	9,5	9,4	9
Min 100m²	18	3	11	9	1	4	14	3	1	5	6,8	5,8	5
g/100m²	1486	38	558	331	7	107	1031	214	2	118	389	500	642
Max g/100m²	1734	38	632	595	7	107	1289	214	2	118	474	601	763
Min g/100m²	1238	38	483	331	7	107	774	214	2	118	331	401	487

Tableau IV.86 **: Estimations des effectifs et des biomasses par le succès de capture pour les sites 1 à 10 en 2000.**

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Moyenne	Ecart	Coef. de variation
Ang 100m²	12	9	8	9	3	16	10	12	8	1	8,8	4,1	2
Max 100m²	12	9	8	9	3	20	10	12	8	1	9,3	5,1	3
Min 100m²	12	9	8	9	3	11	10	12	8	1	8,4	3,6	2
g/100m²	1387	279	363	422	40	528	203	787	206	15	423	409	396
Max g/100m²	1387	279	363	422	40	677	203	787	206	15	438	416	395
Min g/100m²	1387	279	363	422	40	379	203	787	206	15	408	407	407

De manière à obtenir une estimation globale, l'ensemble des sites échantillonnés est supposé représentatif de la zone d'étude. Les effectifs moyens sont alors de **7,85 (+/- 7,45) anguilles par 100 m² en 1999 et 8,89 (+/- 4,17) anguilles par 100 m² en 2000.** Les écart-types soulignent cependant la forte variabilité des indices d'abondance entre les sites.

1.1.2.2. Estimation pour la zone de 30 ha

Les données issues des cartes SIG permettent d'estimer la longueur totale du linéaire à 3938 mètres de fossés avec des longueurs d'arcs de fossés variant de 12 à 217 mètres (*cf.* Partie II, Figure II.30). Les mesures de terrain concernant les largeurs permettent d'aboutir à une moyenne de 3,35 mètres. Le fossé le plus étroit mesure 2,62 m tandis que le plus large totalise 5,75 m.

L'ensemble des pêches totalise une surface échantillonnée de 1101 m² en 1999 et 999 m² en 2000 soit respectivement 8,3 et 7,6 % de la surface aquatique totale des fossés de la zone étudiée. Cette forte pression d'échantillonnage aboutit sur les dix sites à une estimation de 87 anguilles (76 à 106) pour 1101 m² en 1999 et 91 (87 à 95) pour 999 m² en 2000 par la méthode de Carle-Strub (1978). Si nous considérons les 10 sites échantillonnés représentatifs de la zone d'étude soit une surface totale de 13192 m², nous pouvons estimer globalement que 1042 (911 à 1270) en 1999 et 1202 (1150 à 1254) anguilles en 2000 sont présentes sur la zone.

1.1.2.3. Structures de taille

Les structures de taille (Figure IV.168) obtenues sur l'ensemble des dix sites ne diffèrent pas significativement entre les années (KS = 0,313 ; P < 0,01). Un léger décalage des tailles est cependant observé avec un pic d'abondance à 280 mm pour 1999 et à 360 mm pour l'année 2000.

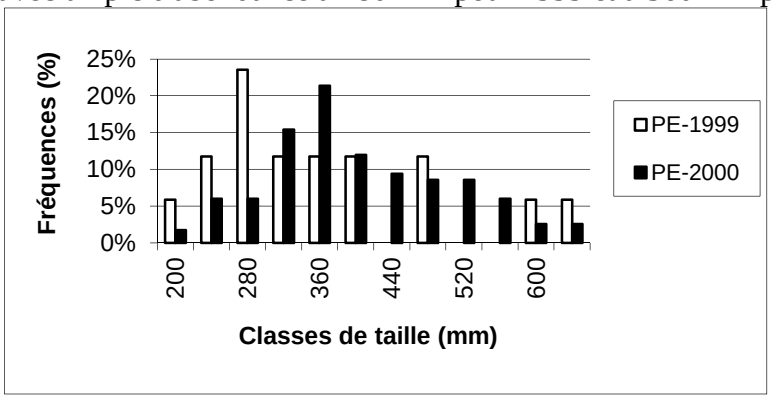


Figure IV.168 **: Structures des tailles d'anguilles capturées par pêche électrique en 1999 et 2000 sur dix sites.**

Les estimations par la méthode du succès de capture réalisées par groupe de taille d'anguilles pour l'ensemble des dix sites montrent que les plus forts effectifs concernent les tailles situées de 240 à 360 mm que ce soit en 1999 (Tableau IV.87) ou en 2000 (Tableau IV.88). Les probabilités de capture apparaissent être relativement homogènes pour l'ensemble des groupes de taille. Elles se situent entre 0,61 et 0,90. Deux exceptions se distinguent cependant avec les classes de taille inférieure à 120 mm en 2000 et celles supérieures à 440 mm en 1999 caractérisées par des probabilités de capture beaucoup plus faibles (Tableau IV.87 et IV.88).

Tableau IV.87 : Estimations par groupe de taille en 1999 pour les dix sites (en individus par 100 m²).

1999	< 120	120 -200	200-240	240-360	360-440	>440
N estimés	2,71	2,69	27,04	28,17	7,92	4,44
Probabilités de capture	0,75	0,61	0,71	0.74	0,90	**0,55**

Tableau IV.88 : Estimations par groupe de taille en 2000 pour les dix sites (en individus par 100 m²).

2000	< 120	120 -200	200-240	240-360	360-440	>440
N estimé	2,22	11,50	29,90	24,94	10,88	5,60
probabilité de capture	**0,50**	0,91	0,94	0,79	0,91	*1,00*

1.1.2.4. Résumé

En résumé, les effectifs moyens obtenus à l'aide d'une estimation par le succès de capture suivant la méthode de Carle-Strub (1978) sont de **7,85 (+/- 7,45) anguilles par 100 m² en 1999 et 8,89 (+/- 4,17) anguilles par 100 m² en 2000.** Ces résultats correspondent à des biomasses de 389 g (+/- 500) en 1999 et 423 g (+/- 409) en 2000 pour 100 m².

L'estimation réalisée pour l'ensemble de la zone d'étude de 30 ha par l'extrapolation des surfaces aquatiques donne des résultats relativement proches pour les deux années d'échantillonnage. Ainsi, nous estimons la fraction de population présente au sein des 30 ha (1,3 ha en eau et 3,9 km) à 1042 anguilles (911 à 1270) en 1999 et 1202 individus (1150 à 1254) en 2000.

Les estimations par groupe de taille confirment la forte présence des classes intermédiaires de 240 à 360 mm. Cette démarche souligne également l'homogénéité des probabilités de capture pour l'ensemble des classes de taille suggérant une quasi équiprobabilité de capture des tailles par passages successifs. Les groupes de tailles extrêmes (< 120 mm et > 440 mm) montrent cependant des probabilités de capture plus faibles que les autres révélant la plus grande difficulté de capturer ces gammes de taille.

1.1.2.5. Discussion

Caractérisée par un fort niveau d'occurrence dans cette zone d'étude, l'anguille s'y répartit de manière forte hétérogène au sein du réseau de fossés. Une variabilité d'effectifs entre sites est ainsi constatée, phénomène correspondant au niveau d'hétérogénéité déjà observé sur l'ensemble du Nord Marais breton (*cf.* chapitre II.2) justifiant l'ensemble de ce travail. Les abondances et les biomasses moyennes obtenues sont importantes par rapport aux données disponibles sur les eaux continentales françaises (Lambert & Rigaud, 1999), mais elles sont cependant en deçà des fortes valeurs souvent rapportées en zone aval de bassins versants (Barak & Mason, 1992; Lobon-Cervia *et al.*, 1995 ; Naismith & Knights, 1990). Ceci confirme l'hypothèse d'une gestion non optimale des vannages principaux de cette zone vis à vis des entrées de civelles (Baisez *et al.*, 2000). Les estimations par groupes de taille soulignent d'ailleurs un léger recrutement en 2000 sur notre zone d'étude que nous pourrions expliquer par l'ouverture des vannages lors des crues exceptionnelles en début d'année 2000.

La représentativité des sites d'échantillonnage et une forte pression d'échantillonnage vis-à-vis de la zone d'étude autorise une estimation globale aboutissant à une estimation de 1042 anguilles (911 à 1270) en 1999 et 1202 anguilles (1150 à 1254) en 2000. Cependant, nous devons rappeler que ces estimations sont issues de l'extrapolation de moyennes obtenues avec des intervalles de confiances relativement importants et ce malgré la densité des points d'observation.

Le bon niveau des probabilités de capture sur l'ensemble des classes de tailles intermédiaires 240 à 360 mm doit être noté et confirme la possibilité de mise en place des procédures de suivi de l'abondance de l'espèce par pêche électrique dans ces gabarits de fossés de marais.

1.2. Analyse de la variabilité d'estimation intra et inter-type d'habitat

L'analyse de notre zone d'étude a permis de distinguer 4 types de sites en fonction de leurs caractéristiques spatiales (*cf.* Chapitre II.2). Un raisonnement par type de sites pourrait ainsi être intégré au choix des tronçons de fossés à inventorier. Cette démarche est en effet susceptible de diminuer les variabilités d'estimation par un raisonnement par type de site extrapolé à l'ensemble de la zone étudiée. Nous avons donc mis en œuvre une analyse par type de site échantillonné par pêche électrique.

1.2.1. Méthodes

1.2.1.1. Typologie des arcs de fossés

Cette typologie a été réalisée à partir des caractéristiques physiques et chimiques différentes des sites (*cf.* Chapitre III.3). Elle aboutit à 4 types caractérisés par les facteurs exclusivement spatiaux que sont les niveaux d'envasement, la largeur et le recouvrement en hélophytes des rives (Tableau IV.89).

Tableau IV.89 **: Typologie des sites dans la zone de 30 ha. E = envasement (vase/vase + eau). L = largeur du fossé. R = recouvrement en hélophytes des rives.**

Types	Sites	Caractéristiques
1	7 et 10	E > 0,6 ; L < 330 cm ; R > 3
2	5, 6 et 1	0,4 < E < 0,6 ; 330 < L < 480 cm ; R < 3
3	8	0,4 < E < 0,6 ; L > 480 cm ; R < 3
4	9, 4, 3 et 2	0,2 < E < 0,4 ; 330 < L < 480 cm ; R < 3

1.2.1.2. Analyses

La variabilité des abondances intra et inter type de site est observée à partir des estimations des effectifs d'anguilles et des écart-types obtenus par succès de capture au sein de chaque type (N = 4) chaque année. La même démarche a été entreprise pour les différents groupes de taille.

La connaissance de l'ensemble des arcs de fossés du réseau (niveau d'envasement et largeur) permet également une comptabilisation du linéaire (d'où une surface en m²) correspondant à chaque type de site sur la zone d'étude autorisant une extrapolation des effectifs moyens estimés par types à l'échelle de 30 ha.
Ce calcul du linéaire de chaque type de sites au sein de la zone atelier de 30 ha a été réalisé en intégrant les critères d'envasement et de largeurs de fossés obtenus lors d'une campagne de mesures réalisée en juin 1999 sur l'ensemble des arcs de fossés de la zone (Tableau IV.90).

Tableau IV.90 **: Mesures du linéaire (en mètres) de chaque type de sites et fréquences (%) des types de sites au sein de la zone de 30 ha et des 10 sites échantillonnés.**

Types	Longueur (m)	Types	% 30 ha	Sites étudiés
1	1897	1	48	20
2	871	2	22	30
3	86	3	2	10
4	1083	4	28	40

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Nous remarquons que le type 3 n'est représenté que par un seul arc de fossé de 86 mètres de long (faisant l'objet d'un échantillonnage mensuel). Le type 1 représente 48 % du linéaire, le type 2 totalisant 22 % et le type 4, 28 %.

1.2.2. Résultats

1.2.2.1. Variabilité des estimations des effectifs par groupe de sites

L'observation des moyennes d'effectifs et de biomasses par type de site semble mettre en évidence plusieurs tendances. Ainsi, les types 1 et 3 s'avèrent très instables suivant les années aussi bien du point de vue des effectifs que des biomasses (Figures IV.169 et IV.170). Ce n'est pas le cas des types 2 et 4 caractérisés par des effectifs et des biomasses assez stables entre les deux années.

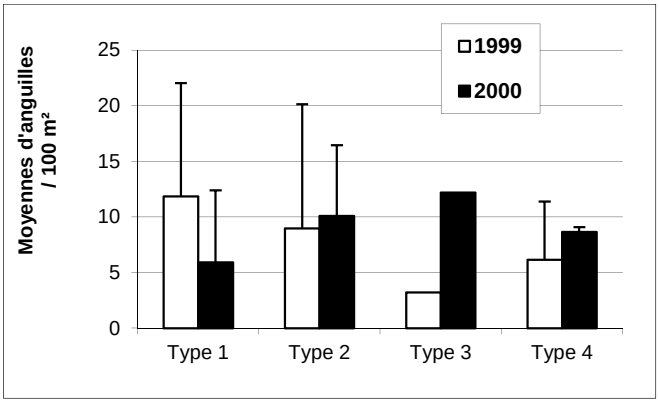


Figure IV.169 **: Effectifs moyens (et écart types) d'anguilles par type de site pour les années 1999 et 2000.**

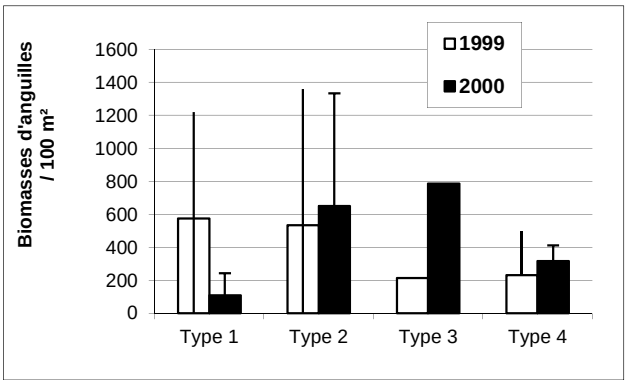


Figure IV.170 **: Biomasses moyennes (et écart types) d'anguilles par type de site pour les années 1999 et 2000.**

Les écarts types observés sur les indices d'abondances numérique et pondérale traduisent des hétérogénéités internes variables selon les types. Il apparaît ainsi que le type 4 montre la plus faible variabilité. Ce groupe désigne les sites présentant peu de vase, des largeurs moyennes et des recouvrements en hélophytes des rives inférieures à 3/5. Les types 1 et 2 se distinguent par contre aussi bien en 1999 qu'en 2000 par des écart types importants. Ils correspondent aux fossés de petit gabarit moyennement ou très envasés.

1.2.2.2. Variabilité des estimations par groupes de taille d'anguilles et de site

Nous remarquons tout d'abord que les classes de taille d'anguilles moyennes (240 à 360 mm) sont présentes sur l'ensemble des types de site. Ce groupe est également le plus stable du point de vue temporel. Au contraire les classes de taille extrêmes (< 200 mm et > 440 mm) sont d'une part très peu représentées et d'autre part présentent des indices très différents sur les deux années de suivi.

De la même façon que pour les indices d'abondance une variabilité au sein des groupes de sites est observée (Figure IV.171). Les types 2 et 4 se démarquent par une plus grande stabilité de structures de taille d'anguilles entre les années. Cet indice est le moins variable pour les classes de 240 à 360 mm. Nous pouvons remarquer qu'au sein du type 4 les groupes de 200 à 240 mm et de 240 à 360 mm montrent une variabilité quasiment nulle entre les sites. Ce type de site présente également un spectre de taille d'anguilles large puisque l'ensemble des groupes de moins de 120 mm à plus de 440 mm est représenté.

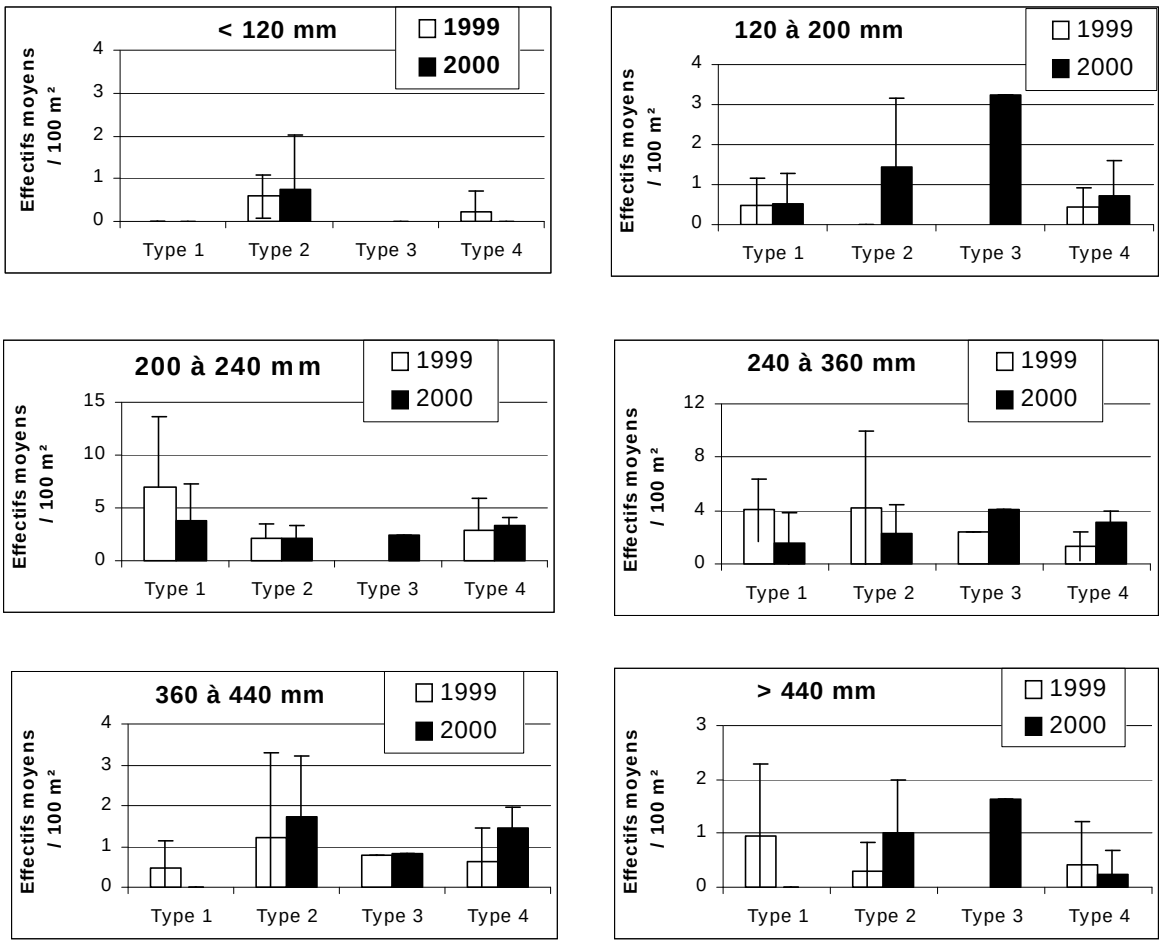


Figure IV.171 **: Variabilités des effectifs par groupe de type de site et par groupe de taille en 1999 et 2000.**

1.2.2.3. Extrapolation à l'échelle de la zone de 30 ha par stratification par type d'habitat

La stratification de l'estimation prenant en compte le linéaire de chaque type de fossés donne une abondance d'anguilles plus importante pour les sites de type 1 (majoritaires au sein de la zone).

Ainsi, malgré les faibles abondances d'anguilles au sein de ce type de sites, l'importance de leur surface au sein du marais amène à une estimation d'une forte contribution de ce linéaire à l'effectif total de la zone. Nous remarquons que les intervalles de confiance des estimations au sein des sites de type 4 sont très faibles comparativement aux autres types de site notamment en 2000.

Tableau IV.91 **: Estimation des effectifs d'anguilles obtenue par l'analyse stratifiée par type de site pour les années 1999 et 2000 sur l'ensemble de la zone de 30 ha.**

Types	Longueur (m)	Largeur (m)	Ang en 1999	Ecart type 1999	Ang en 2000	Ecart type 2000
1	1897	3,2	719,6	617,0	358,6	617,6
2	871	4,0	316,4	392,0	355,7	224,0
3	86	5,0	13,7		52,3	
4	1083	4,0	**270,0**	**229,0**	**379,6**	**18,5**
Total	3937		1319,0		1146,0	

L'estimation stratifiée sur les types de sites aboutit à un effectif moyen sur la zone de 9,2 (+/- 8,6) anguilles en 1999 et 8,0 (+/-6,0) en 2000 par 100 m². Ces valeurs sont proches de celles obtenues sans prendre en compte la variabilité des types de sites et leur importance au sein du réseau. Nous remarquons cependant que ce procédé augmente les effectifs moyens en 1999 et au contraire les diminue en 2000. Nous pouvons remarquer que la stratification permet de rétablir les proportions des types 1 et 4 au sein du réseau (Tableau IV.91).

Du point de vue de la structure de taille, l'intégration des linéaires de chaque type de sites entraîne une modification par rapport à la structure obtenue à la première méthode d'extrapolation (Figure IV.172). La prise en compte de l'importance des surfaces du type 1 semble en effet engendrer une estimation plus importante des petites classes de taille très présentes au sein de ces sites.

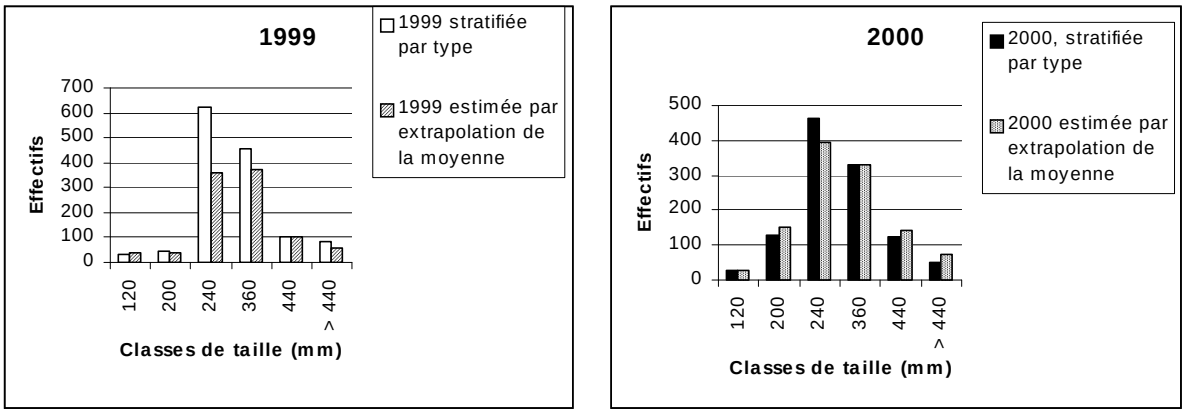


Figure IV.172 **: Structure de tailles obtenues par la stratification par type de site comparée à celles obtenues par une extrapolation des abondances moyennes des dix sites à l'ensemble du linéaire de la zone de 30 ha.**

1.2.3. Discussion

D'une manière générale, l'ensemble des types d'habitats montre une variabilité intra type et inter annuelle des abondances (numériques et pondérales) et des structures de taille d'anguilles. Ces niveaux d'hétérogénéité confirment l'absence de relations notables entre les captures (abondances et structures de taille d'anguilles) et les caractéristiques environnementales des sites. Ce constat semble plaider de prime abord pour une multiplication du nombre de sites à échantillonner afin d'obtenir

une représentativité des effectifs présents. Cependant, dans notre zone d'étude, 8% du linéaire est ainsi échantillonné une pression d'échantillonnage difficile voire impossible à augmenter à grande échelle.

Même si la proportion des types au sein de nos dix sites ne reflétait pas exactement celle apparaissant à l'échelle de la totalité du réseau de la zone d'étude, nous ne nous trouvions pas dans la situation d'un tirage aléatoire de sites d'observation au sein d'un territoire. De plus la pression d'échantillonnage (environ 8 % du linéaire) était très forte. Il n'est donc pas très surprenant de ne ou pas voir apparaître de différences majeures entre les deux démarches (analyse par type ou non, puis extrapolation). Les différences d'effectifs et de biomasses constatées entre les divers types plaident cependant pour cette démarche de stratification dans le cas d'un tirage en aveugle des sites. Celle-ci permet en effet d'estimer une valeur type de site puis de redresser l'information sur un territoire donné par la prise en compte du poids relatif de ces différents sites au sein de ce territoire.

Ainsi, dans l'optique d'un suivi continu de la population en place, l'observation plus précise des estimations par type de site permet d'argumenter pour un choix de site et de groupe de taille montrant la plus grande stabilité. Ainsi les types 4, peu envasés, moyennement larges et à faible recouvrement en joncs des rives apparaissent être le plus représentatif et stable dans l'espace et dans le temps. Ils correspondent généralement (67 % au sein de notre zone d'étude) aux types d'habitats représentés par les fossés d'ordre 2 (écours). En outre, ce type d'habitat héberge les individus de toutes les catégories de taille. Au sein de cet habitat nous sommes donc en mesure de visualiser le recrutement (indicateur qualitatif), mais également la présence d'individus de taille supérieure à 200 mm (indicateur quantitatif). Ce type correspond en effet au preferunda des grandes tailles d'anguilles (*cf.* Chapitre III.4) tandis que les individus de petites tailles (< 200 mm) sont présents en agrégat dont l'occurrence constitue le meilleur indicateur.

1.3. Conclusion

Les quantifications par le succès de pêche sont basées sur un prélèvement d'une fraction de l'ensemble des individus considérés, puis une estimation de l'ensemble est calculée. Les effectifs moyens obtenus à l'aide d'une estimation par le succès de capture suivant la méthode de Carle-Strub (1978) sont de 7,85 (+/- 7,45) anguilles par 100 m² en 1999 et 8,89 (+/- 4,17) anguilles par 100 m² en 2000. Ces résultats correspondent à des biomasses de 389 g (+/- 500) en 1999 et 423 g (+/- 409) en 2000 pour 100 m².

La forte variabilité mise en évidence entre les sites plaide pour une multiplication des sites à échantillonner afin d'aboutir à une estimation stable. Or, au sein de notre zone atelier un rapport de 10 sites pour 30 ha, soit 8 % du linéaire a été échantillonné. Cette pression d'échantillonnage est techniquement et économiquement impossible à augmenter à l'échelle du marais Breton (7 200 km de fossés).

Les variabilités des estimations intra type permettent de souligner que l'origine de la variabilité observée se situe essentiellement au sein des fossés de type 1 (correspondant généralement aux fossés tertiaires). Ce réseau de fossés représente 48 % du linéaire de notre zone atelier mais constitue

la majorité du linéaire (80 %) dans le réseau global du marais de Bourgneuf (3000 ha). Ce constat aboutit à une quasi impossibilité de résoudre le problème d'une estimation. Par contre l'approche par type permet de visualiser l'intérêt fonctionnel des habitats.

L'évolution permanente des sites (envasement, curage, affaissement des berges, profondeur d'eau issue des gestion des écluses et de la périodes de l'année, *etc*.) n'autorise pas non plus de suivi du type RHP (réseau hydraulique de pêche) s'appuyant sur un réseau fixe de points. L'analyse plus précise des types d'habitat permet de souligner les variabilités d'occupation de l'espace par les anguilles suivant des critères physiques et chimiques précis. Le type d'habitat (Type 4) caractérisé par un faible envasement, une largeur moyenne et un faible recouvrement en jonc des rives correspondant au fossé secondaire (ordre 2, écours) se démarque des autres par une plus grande stabilité spatiale et temporelle des estimations pour des tailles moyennes (200 à 440 mm). Ces constats permettent donc d'aboutir à une proposition d'un réseau d'observation de la fraction de population en place basé sur l'échantillonnage de sites du type 4 pour des classes de tailles de 200 à 440 mm. Ce type de fossés représente environ 10 % du linéaire dans le marais Breton

2. Estimation de la fraction de population d'anguille en place par capture –recapture

Certains auteurs soulignent que l'estimation par pêche électrique avec retraits successifs sous-estime la taille de la population (Bohin & Cowx, 1990). Mais si la décroissance de la probabilité de capture résulte du stress et de la réduction de capturabilité, la méthode par marquage –recapture devrait probablement aboutir à une estimation plus précise que les méthodes par déplétion (Heggberget & Hesthaljen, 1979 ; Peterson & Cederholm, 1984).

Nous avons donc effectué une estimation de la fraction de population d'anguilles présentes au sein de la zone de 30 ha par les méthodes de captures –recaptures en se basant sur nos campagnes de pêche aux nasses avec la prise en compte d'une ou plusieurs années de suivi.

2.1. Estimation globale de la fraction de population

2.1.1. Méthodes

2.1.1.1. Postulats

L'ensemble des méthodes d'estimation exige une validation des postulats suivant :

↳ 1 **L'échantillon doit être suffisant** pour être représentatif de la population. Dans le cadre de notre étude, nous avons estimé que le marquage concerne 57 % des individus capturés de 1998 à 1999 de taille supérieure à 250 mm en 1998 et 334 mm en 1999 (*cf.* Chapitre III.2).

↳ 2 **Le marquage doit être inaltérable** (pas de perte, lecture garantie, pas de mortalité) durant toute la durée de l'expérimentation. L'effet du marquage a également été testé. Un succès complet de l'opération de marquage des anguilles par les marques magnétiques individuelles est observé. (*cf.* Chapitre III.1).

↳ 3 **Le marquage ne modifie en rien le comportement de l'échantillon**, c'est à dire que tous les animaux marqués présents dans la population au temps i ont la même propriété d'observation Pi. Mais également, tous les individus nouvellement marqués à l'occasion i ont la même probabilité de survie jusqu'au temps i +1. Nous avons calculé qu'un délai de 20 jours est suffisant pour obtenir une cicatrisation parfaite des individus marqués (*cf.* Chapitre III.1), ce laps de temps correspond aux jours séparant deux campagnes successives de capture. Nous évitons ainsi les traumatismes du marquage et de la cicatrisation qui en suit. D'autre part, le marquage ne semble pas entraîner de mortalité (*cf.* Chapitre III.1).

↳ 4 **La probabilité de capture d'un individu marqué doit être identique à celle d'un individu non marqué** (même vulnérabilité, Pi identique). Aucune différence significative de structures de taille entre les individus marqués et les individus recapturés n'a été constatée sur nos données (*cf.* Chapitre III.2).

↳ 5 **Tous les échantillonnages sont instantanés**, relativement à l'intervalle entre les occasions d'échantillonnage i et i +1. Les campagnes de captures sont réalisées à intervalles réguliers (durant les périodes de lune descendante) en 1998 et en 1999. Un laps de temps de 3 campagnes entre les deux années est observé.

2.1.1.2. Modèles adaptés et testés

2.1.1.2.1. Méthode de Petersen

Principe

La méthode de Petersen fait appel à un recensement unique (capture, marquage, recapture). L'hypothèse de base est que la proportion d'individus marqués est supposée constante (De Lury, 1951). Cela implique que les modifications intervenant entre les opérations doivent être négligeables (mortalité, recrutement, immigration et émigration).

Calcul

L'estimation est réalisée en deux étapes, elle comporte le rapport marqué / non marqué et le calcul de l'intervalle de confiance. Il faut également que

$$N < M+C \text{ (Ricker, 1980) et } R>4.$$

Alors 1/ ®= R/MC

N = Nombre d'individus au temps du marquage
R = Recaptures d'individus marqués
C = Nombre de captures lors de l'opération de recapture

M = Nombre d'individus marqués lors de la première session

Application aux données

Afin de réaliser une estimation par le modèle de Petersen, nous avons considéré chaque campagne de capture comme une seule session. Ainsi la campagne 1 est la campagne de marquage, nous obtenons M1. La seconde campagne permet d'avoir le nombre d'individus recapturés (R2) et précédemment marqués en M1. A cette occasion 2 notons que sur l'ensemble des individus capturés (C2), lors de nos manipulations une part est représentée par les R2 et l'autre part par les individus que nous marquons de façon systématique et qui correspond dans le modèle au nouveau cheptel marqué (M2).

Ce principe permet un calcul de la fraction de population de mois en mois :

$$N2 = (M1*C2)/R2$$
$$N3 = (M2*C3)/R3 \quad \textit{etc.}$$

2.1.1.2.2. Méthode de Schnabel, Schumacher/Eschmeyer

Principe

Il s'agit de réaliser plusieurs pêches successives avec marquage et remise à l'eau à chaque session.

Calcul

Nous aboutissons alors au calcul suivant :

$$N = \Sigma (M_i * C_i) / \Sigma Ri$$
$$\text{Ou modifié } N = \Sigma (M_i * C_i) / (\Sigma Ri + 1)$$

N = Nombre d'individus présents dans la population au temps de l'expérience
Ri = Somme des recaptures de R_1 à R_i au jour i
C_i = Nombre de captures au jour i
M_i = Nombre d'individus marqués au début du jour i

$$\text{La variance est } 1/N = [R(C-R)] / (M^2C^3)$$

2.1.1.2.3. Méthode de Jolly-Seber

Principe

Ce modèle stochastique requiert plusieurs opérations de marquage et de recapture. Il est relativement compliqué à mettre en place mais permet le calcul du taux de survie (mortalité + émigration) et présente une relative robustesse (Cormack, 1968).

Lorsque les individus marqués individuellement sont observés, seuls les marqués précédemment sont considérés, les autres marques sont ignorées. En fait, chaque anguille marquée individuellement au jour i échantillonnée contribue seulement une fois (la plus récente) au total, Mi.

En théorie, au temps $\mathbf{t_i}$ une population de **Ni** individus, dont **Mi** sont marqués avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés, sont échantillonnés avec une probabilité de capture **pi.**

Il en est résulté **ni** individus dont **mi** sont marqués. Après cet échantillonnage, chaque individus **ni** a une probabilité η**i** d'être marqué et relâché ensuite, donnant alors **ri** individus relâchés dans la population.

Entre le temps **t** et **t + 1** la population de (**Ni – ni +ri**) individus est altérée par une mortalité ou émigration, chaque individu ayant indépendamment une probabilité (1 - ϕ**i**) de 'quitter de système' ou par l'immigration d'un nombre de nouveaux individus (non marqués) dont **Bi** sont vivants dans la population à $\mathbf{t_{t+1}}$.

Le modèle robuste de Cormack-Jolly-Seber correspond à un diagramme d'événements de capture / observation (histoire individuelle) et probabilités associées pour un animal relâché à l'occasion 1 et recapturé en **i** occasions. La variabilité des probabilités **Pi** de capture-recaptures-observations est un paramètre capital à prendre en compte (Nichols, 1992). En effet, un des postulats communément utilisé dans les modèles de dynamique est que cette probabilité soit constante d'un individu à l'autre (Lebreton *et al.*, 1990 et 1992, Anderson *et al.*, 1993). Hors le modèle robuste de Cormack-Jolly-Seber (modèle CJS) permet d'estimer les paramètres sans considérer la probabilité égale pour les individus. De plus tous les paramètres peuvent être estimés.

Le codage de l'observation d'une anguille lors d'une capture (marquage ou recapture) par un '1' et sa non capture par un '0', nous permet d'associer à chaque individu une histoire de captures individuelles retranscrite par une suite de 0 et 1 (Figure IV.173).

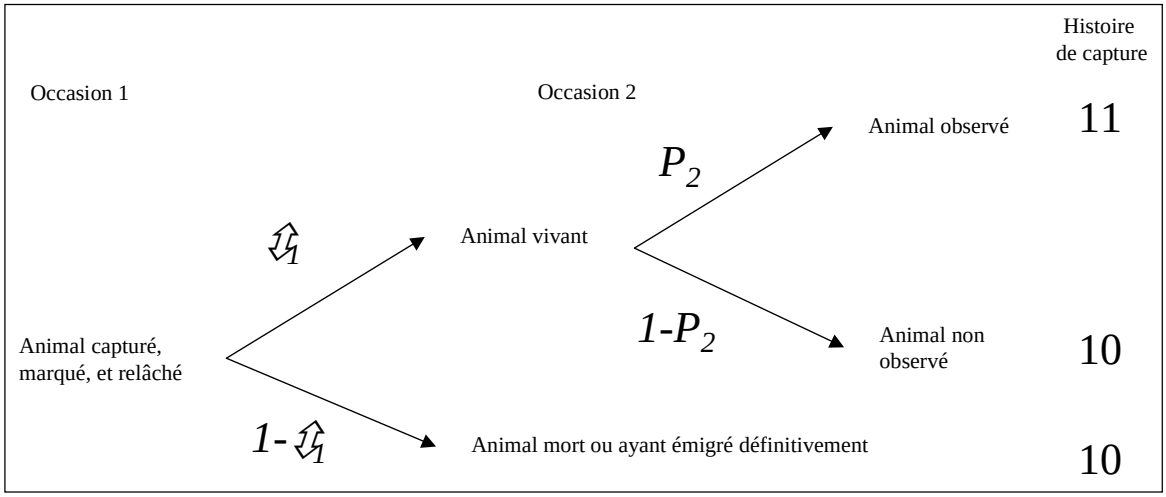


Figure IV.173 **: Schéma du modèle de Cormack-Jolly-Seber, (Nichols, 1992).**

L'idée sous-jacente aux processus de construction ou de sélection d'un modèle tient dans l'hypothèse que tous les modèles sont faux, certains sont meilleurs que d'autres. Ces modèles optimaux doivent alors être identifiés par rapport à un contexte donné (McCullough & Nelder, 1983). Deux paramètres essentiels sont à la base des modèles, la survie (**ϕi)** et la probabilité de capture (Pi). Chacun de ces deux paramètres peut ou non varier avec le temps. Il en résulte quatre modèles de base :

ϕ(t) × p(t) = survie dépendante du temps, probabilité de capture dépendante du temps : ce modèle est appelé modèles de base du CJS

ϕ × p(t) = survie fixe, probabilité de capture dépendante du temps

ϕ(t) × p= survie dépendante du temps, probabilité de capture fixe

ϕ × p= survie fixe, probabilité de capture fixe

A partir du modèle de départ (CJS), nous pouvons comparer et tester divers modèles dérivés où les taux de survie et d'observation sont paramétrés selon divers facteurs (temps, conditions environnementales, *etc*.). Ces analyses identifient les modèles dont nous pensons qu'ils expliquent le mieux les variations de la survie et de la probabilité de capture. La structure du modèle devant être la plus pertinente par rapport aux connaissances sur la biologie de l'animal ou des conditions environnementales (Burnham & Anderson, 1992). La sélection du modèle à partir des Likelihood-ratio-test (LRT) et/ou du Akaike's-Information Criterion (AIC) repose sur le principe de parcimonie qui tend à aboutir à des modèles avec aussi peu de paramètres que possible fournissant une explication adéquate et suffisamment précise des données (Lebreton *et al*., 1992 ; Nichols & Kendall, 1995 ; Zeng *et al.*, 1998) (Figure III.174).

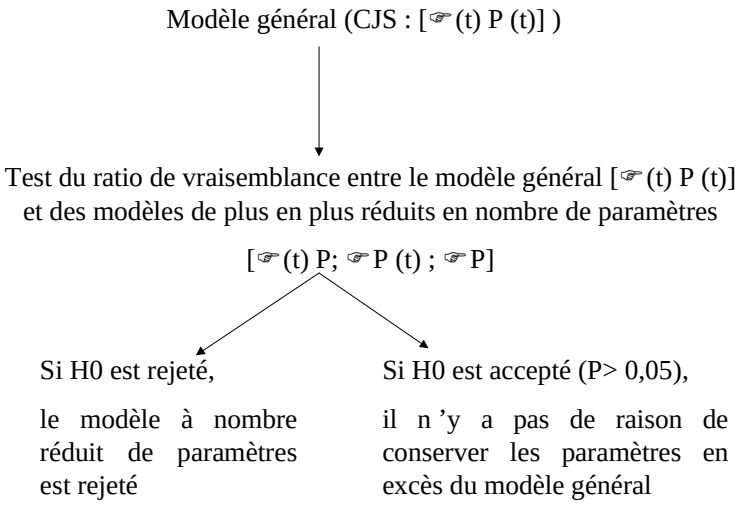


Figure IV.174 **: Principe de la sélection du meilleur modèle par la méthode des likelihood-ratio-test.**

Du point de vue de l'AIC, le modèle le plus parcimonieux est celui qui a la plus petite valeur du AIC. Notons qu'il existe une relation entre les deux critères testés pour la sélection du modèle le plus ajusté a nos données :

AIC = -2 Log likelihood + 2 k

k = nombre de paramètres du modèle

$$AICc = AIC + 2\,k\,(k + 1) / (n\text{-}ess - k - 1)$$

n-ess = effective sample size = taille effective de l'échantillon

Anderson & Burnham (1992) privilégient l'utilisation de l'AIC au LRT comme critère de sélection du modèle décrivant le mieux les données car elle permet de limiter le nombre de tests et donc de réduire le risque de commettre une erreur de type I (due au hasard) particulièrement fréquente dans les tests multiples basés sur le LRT. Sans compter que pour ce test, la valeur seuil α est déterminée de façon purement subjective et qu'il est donc possible de remettre en question la validité des inférences qui en découlent.

Calcul

Il s'agit de déterminer chacun des paramètres de population avec le plus d'ajustement possible.
t $_i$ = temps i
Ni = nombre d'individus de la population au jour i
Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés)
Pi = probabilité de capture
Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population
ci = nombre d'individus piégés au jour i
mi = nombre d'individus marqués pris au jour i.
mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage
ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i
yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes
zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes
Bi = nombre d'individus entrant dans le système entre le jour i et i + 1
ϕi = **Phi** = proportion au jour i de la population survivant au jour i + 1

L'estimation de Mi est déterminée par :

$$\mathbf{Mi} = \mathbf{mi} + (\mathbf{Mi} - \mathbf{mi})$$

Nous devons alors définir zi puisque parmi les (Mi – mi) individus potentiellement capturables au jour i, zi sont pris subséquemment :

$$\mathbf{zi} / (\mathbf{Mi} - \mathbf{mi}) = \mathbf{yi} / \mathbf{ri}$$

Un certain nombre de termes sont directement connus (Tableau III.92). Ainsi **Ri** le nombre d'animaux marqués sur l'ensemble des campagnes, **yi** le nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes et **zi** le nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.

Tableau III.92 : **Paramètres de captures-recaptures directement connus. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour**

i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes.
zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.

	R(i)	**m(ij)**								
I =	J =	2	3	4	5	6	7	8	9	**yi**
1	R1	$m_{(12)}$	$m_{(13)}$	$m_{(14)}$	$m_{(15)}$	$m_{(16)}$	$m_{(17)}$	$m_{(18)}$	$m_{(19)}$	y1
2	R2		$m_{(23)}$	$m_{(24)}$	$m_{(25)}$	$m_{(26)}$	$m_{(27)}$	$m_{(28)}$	$m_{(29)}$	y2
3	R3			$m_{(34)}$	$m_{(35)}$	$m_{(36)}$	$m_{(37)}$	$m_{(38)}$	$m_{(39)}$	y3
4	R4				$m_{(45)}$	$m_{(46)}$	$m_{(47)}$	$m_{(48)}$	$m_{(49)}$	y4
5	R5					$m_{(56)}$	$m_{(57)}$	$m_{(58)}$	$m_{(59)}$	y5
6	R6						$m_{(67)}$	$m_{(68)}$	$m_{(69)}$	y6
7	R7							$m_{(78)}$	$m_{(79)}$	y7
8	R8								$m_{(89)}$	y8
	m(j)	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	
	z(j)	z2	z3	z4	z5	z6	z7	z8	z9	

Nous en déduisons que $Mi = mi + [(zi \times ri) / yi]$

Immédiatement après le jour i l'échantillon est de (Mi – mi + ri) individus marqués. Le taux de survie est alors de :

$$\phi i = M_{i+1} / (Mi - mi + ri)$$

Finalement, le nombre d'entrées entre le jour i et le jour i + 1 est :

$$Bi = N_{i+1} - (\phi i \times N_i)$$

La taille de la population est donc donnée par **Ni** = **Mi** (**ci** +1) / (**mi** +1)

2.1.1.3. Rappel sur les échantillonnages

Des pêches à l'aide de 10 couples de nasses ont été effectuées (campagne de 4 jours successifs) toutes les trois semaines du mois de mars au mois de novembre de 1998 et 1999 au sein de la zone de 30 ha. Une autre campagne a été réalisée en juin 2000 de manière à effectuer un bilan comparable avec les estimations par succès de capture. Un marquage individuel par PIT-Tags (*cf.* Chapitre III.1) a été réalisé systématiquement sur les individus capturés de plus de 250 mm en 1998.

Les individus marqués, après une stabulation pendant 1 heure dans des tamis sur les sites de capture sont relâchés au hasard dans une bande de 30 mètres autour du point de capture. Cette condition permet d'éviter les troubles dus à l'anesthésie et ne modifie pas la localisation propre à chaque individu (Begon, 1979).

2.1.2. Analyses réalisées et résultats obtenus

Un bilan des marquages effectués et des estimations de population ont été réalisées selon les différentes techniques pour les années 1998 et 1999.

2.1.2.1. Bilan des marquages

Un premier bilan des marquages permet de définir les effectifs mensuels et les structures de taille des individus marqués. Nous situerons ensuite la pression de marquage effectuée en 1998 par le rapport des individus marqués sur les individus non marqués au cours des campagnes.

Nous avons marqué 519 anguilles au cours de l'année 1998. La proportion d'effectif d'anguilles marquées par mois par rapport à l'ensemble des individus (Figure IV.175) montre que le marquage est très lié au phénomène saisonnier de déplacement de l'anguille. La période de marquage la plus importante (avril à juillet) correspondant en effet à la période de plus forts mouvements (*cf.* Chapitre III.2).

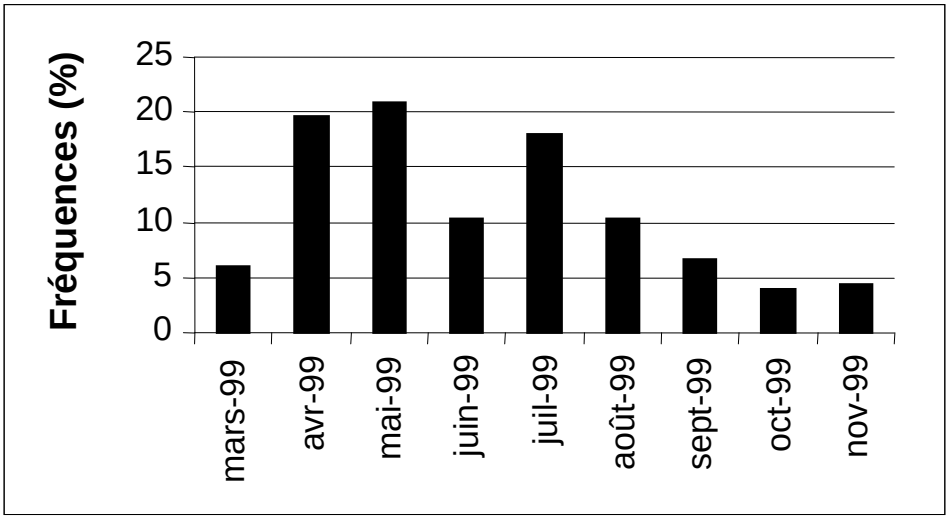


Figure IV.175 **: Contribution mensuelle au marquage des individus au cours de l'année 1998 (N = 519).**

Un premier bilan du nombre d'individus marqués, recapturés et non marqués peut donc être dressé pour les mois de mars à novembre 1998 et 1999 ainsi que pour le mois de juin 2000 (Tableau IV.93). Dans un premier temps, il souligne l'absence de marquage en 1999 et 2000. Dans un second temps, notons que 171 anguilles n'ont pas fait l'objet de marquage en 1998 (non ma). Parmi elles, 122 possédaient des tailles en deçà du potentiel marquable (taille de 250 mm), les autres étaient constitués des individus morts dans les pièges.

Les individus enregistrés sous le terme de non marqués en 1999 sont des individus ayant des tailles trop petites pour être marquées en 1998 (N = 285). Soulignons que nous avons considéré dans ce cas une croissance moyenne de 84 mm (*cf.* Chapitre II.2) que nous avons additionné à la limite de taille de marquage de 250 mm en 1998. Les autres individus (N = 274) correspondent à des individus potentiellement marquables en 1998 mais qui n'ont jamais été capturés durant cette période.

Parmi ces individus marqués, 7 sont morts dans les pièges. De manière à ne pas interférer dans les séquences capture-observation, elles ont été soustraites des données.

Le rapport du nombre d'individus recapturés sur l'ensemble des individus capturés potentiellement marquables (dont la taille est supérieures à 250 mm) pour chaque campagne permet

de visualiser le niveau final de marquage (Figure IV.176). L'augmentation du nombre d'individus marqués par rapport à l'ensemble des captures est donc nettement démontrée. Le rapport maximum est obtenu au mois d'octobre 1998 avec près de 56 % des individus capturés présentant une marque. Une chute de cette proportion est notée pour le mois de novembre 1998.

Tableau IV.93 **: Bilan des individus marqués, non marqués et recapturés de mars à novembre 1998 et 1999 et en juin 2000.**

Campagnes	ma	non ma	re
mars-98	31	6	
avr-98	102	25	8
mai-98	110	58	22
juin-98	54	24	19
juil-98	91	26	30
août-98	54	11	32
sept-98	34	8	29
oct-98	20	11	25
nov-98	23	2	12
Total	**519**	**171**	**177**
mars-99		29	27
avr-99		16	28
mai-99		69	39
juin-99		79	38
juil-99		154	44
août-99		129	36
sept-99		47	20
oct-99		26	12
nov-99		10	5
juin-00		133	32
Total	**0**	**692**	**281**

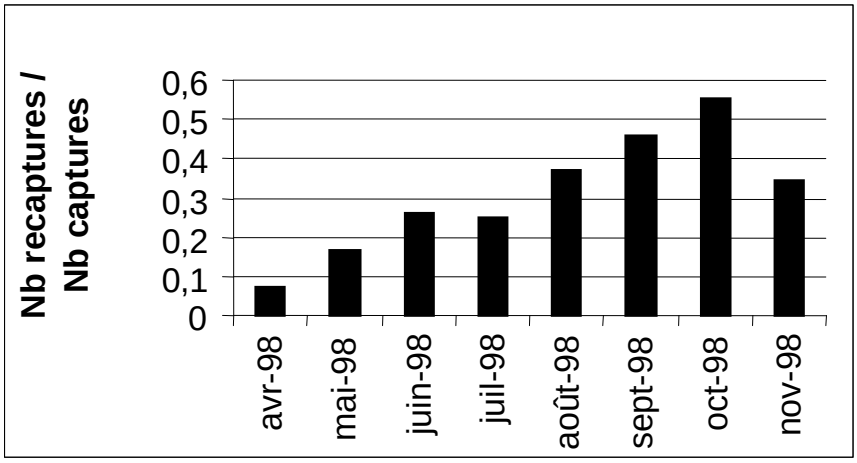


Figure IV.176 **: Rapport du nombre d'individus recapturés sur le nombre d'individus dont la taille est supérieure à 250 mm par mois en 1998**.

Les anguilles marquées mesuraient de 250 à 926 mm (Figure IV.177). Nous remarquons une grande importance des individus de 240 à 440 mm comparativement aux anguilles dont la taille est supérieure à 440 mm.

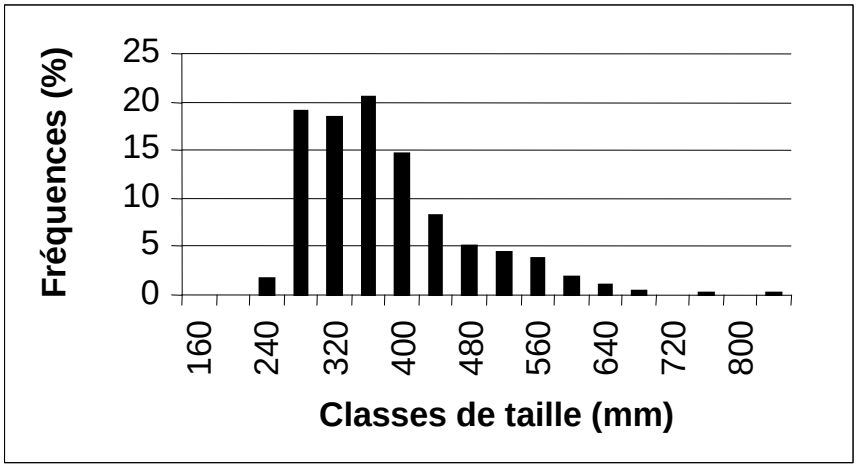


Figure IV.177 **: Structure de taille des 519 individus marqués en 1998 au sein des 30 ha**.

2.1.2.2. Estimation de la fraction de population d'anguilles en 1998

Dans un premier temps, les modèles de Petersen et de Schnabel, Schumacher / Eschmeyer ont été appliqués aux données de 1998. La stratégie d'échantillonnage et de marquage systématique des individus capturés (ci), font qu'aucune anguille ne peut être comptabilisée en double. Ainsi l'estimation est possible en considérant l'ensemble des individus recapturés (ri) d'une part et des individus non marqués de taille supérieure à 250 mm (égaux aux individus nouvellement marqués = mi) d'autre part pour chaque campagne de capture.

Dans un second temps, le modèle de Cormack-Jolly-Seber a été mis en œuvre pour les données de 1998, avec la recherche du meilleur modèle par les tests LRT et AIC et de l'estimation des paramètres de la fraction de population au sein des 30 ha.

2.1.2.2.1. Méthode de Petersen

Ce modèle ne s'applique pas entièrement à nos données puisque nous avons effectué des recaptures multiples. Nous avons alors établi une procédure de calcul qui estime la population d'un mois à l'autre (Tableau III.94) par le nombre d'individus qu'ils ont en commun (Ri), le nombre d'anguilles potentiellement marquables capturées lors de chaque campagne (Ci) et le nombre d'individus marqués à la session précédente (mi).

Nous obtenons des résultats intéressants à deux niveaux. Tout d'abord, ce type de calcul met en relief les dangers d'une estimation durant les périodes de faible capture (Ci < 60). Les estimations aboutissent alors à des valeurs inférieures au nombre d'individus différents capturés sur la zone (N = 519) sur l'année. Les valeurs estimées à partir des données de septembre à novembre sont donc très en deçà de la réalité du stock. Nous remarquons ensuite que les estimations varient de 822 à 1322 anguilles de plus de 250 mm au sein de la zone d'étude en 1998. Ces valeurs restent très proches des estimations par les succès de capture (*cf.* Partie IV.1).

Tableau III.94 **: Calcul de la taille de la fraction de population par le modèle de Pertersen appliqué par tranche successive de capture.**

Recaptures	Ri =	Marqués	Mi =	Captures	Ci =	Estimation	Ni =
		M1	31	C1	31	N1	
R2	4	M2	102	C2	106	N2	*822*
R3	10	M3	111	C3	121	N3	**1234**
R4	7	M4	59	C4	66	N4	**1047**
R5	5	M5	107	C5	112	N5	**1322**
R6	9	M6	66	C6	75	N6	*892*
R7	11	M7	47	C7	58	N7	*348*
R8	9	M8	28	C8	37	N8	*193*
R9	4	M9	31	C9	35	N9	*245*

2.1.2.2.2. Par les méthodes de Schnabel, Schumacher/Eschmeyer

La méthode de Schnabel intègre les multiples recaptures, le tableau précédent (Tableau III.94) permet d'obtenir $\Sigma (M_i * C_i) = 50\ 879$ et $\Sigma Ri = 59$. Cette méthode aboutit à une estimation $N (=\Sigma (M_i * C_i) / \Sigma Ri)$ à 826 anguilles. Ce résultat bien que plus faible que les estimations précédentes restent encore dans le même ordre de grandeur.

N = Nombre d'individus présents dans la population au temps de l'expérience
ΣR_i = Somme des recaptures de R_1 à R_i au jour i
C_i = Nombre de captures au jour i
M_i = Nombre d'individus marqués au début du jour i

2.1.2.2.3. Modèle de Cormack-Jolly-Seber

Nous avons recherché dans un premier temps à élaborer un tableau des paramètres directement donnés par les captures-observations (Tableau IV.95).

Tableau IV.95 **: Paramètres de captures-recaptures directement connus. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.**

1998		**m(ij)**									
i =	**R(i)**	J =	2	3	4	5	6	7	8	9	**yi**
1	30		4	1	1	1	0	1	**0**	0	8
2	103			8	3	7	1	0	**0**	0	19
3	116				5	7	4	1	**2**	3	22
4	63					3	6	4	**1**	0	14
5	110						9	7	**3**	0	19
6	73							11	**2**	3	16
7	58								**9**	2	11
8	37									**4**	**4**
	m(j)	0	4	9	9	18	20	24	**17**	12	
	z(j)	0	4	14	27	23	22	14	**8**	0	

Nous en déduisons que le nombre total d'individus marqués capturés au mois d'octobre 1998 est la somme des i colonnes du tableau IV.95.

Soit M8 = 0 + 0 + 2 + 1 + 3 + 2 + 9 = **17**

Nous avons alors y9 le nombre total des ri individus qui ont été pris subséquemment, égale à la somme des i lignes du tableau III.95.

Y8 = 4 = **4**

Le nombre total d'individus marqués avant la campagne 8, pas pris la campagne 8, mais pris subséquemment est la somme des mij qui sont à la fois dans les lignes inférieures et dans les colonnes de droite. Z8 = 0 + 0 + 3 + 0 + 0 + 3 + 2 = **8**

L'ensemble des ri, mi, yi et zi peuvent ainsi être calculés (Tableau IV.96).

Tableau IV.96 **: Bilan par campagne (N = 9) des paramètres connus, ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.**

Campagnes	**Ri**	**mi**	**yi**	**zi**
1	30	0	8	0
2	103	4	19	4
3	116	9	22	14
4	63	9	14	27
5	110	18	19	23
6	73	20	16	22
7	58	24	11	14
8	37	17	4	8
9		12		0

L'estimation de Mi (nombre d'individus marqués au jour i avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés est déterminée par : Mi = mi + ((zi*ri)/yi)

Soit dans notre exemple M8 = m8 + ((z8 * r8) / y8) = 17 + ((4 * 37) / 8) = 91,0

La taille de la population est donnée par Ni = Mi * (ci +1) / (mi +1)

Soit N8 = M8 * (c8 + 1) / (m8 + 1) = 91,0 * (45 + 1) / (17 + 1) = 233

Immédiatement après le jour i l'échantillon est de (Mi – mi + ri) individus marqués. Le taux de survie est alors de : Phi = ϕi = M_{i+1} / (Mi – mi + ri)

Soit Phi8 = M7 / (M8 – m8 + r8) = 97,8 / (91,0 – 17 + 37) = 0,690

Le même calcul élaboré pour l'ensemble des campagnes donne des estimations de la fraction de population variant de 233 à 1101 anguilles.

Tableau IV.97 **: Estimations des paramètres de la fraction de population en 1998. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour i.**

Campagnes	**M**	**C**	**N**	**SE Ni**	**Phi**	**Bi**	**Pi**
1	0,0	30			0,856	570	
2	25,7	110	*570*	234	0,664	723	0,156
3	82,8	132	**1101**	300	0,688	208	0,109
4	130,5	73	**966**	260	0,819	179	0,068
5	151,2	121	**971**	240	0,495	18	0,119
6	120,4	86	*499*	120	0,564	-31	0,166
7	97,8	63	*250*	68	0,690	60	0,245
8	91,0	45	*233*	109			0,187
9		35					

Le modèle **ϕ(t) $\times$ p(t)** est appelé modèle de base du CJS, il correspond aux estimations que nous avons réalisées (Tableau IV.97). A partir de ce modèle de départ (CJS), nous pouvons comparer et tester divers modèles dérivés où les taux de survie et d'observation sont paramétrés en fonction du temps (voir présentation des méthodes).

La sélection du modèle à partir des Likelihood-ratio-test (LRT) et/ou du Akaike's-Information Criterion (AIC) repose sur le principe de parcimonie qui tend à aboutir à des modèles avec aussi peu de paramètres que possible fournissant une explication adéquate et suffisamment précise des données. Aussi, les tests LRT ne montrent pas de différence significative entre le modèle le plus complexe (CJS) et le plus parcimonieux Phi Pi (Figure IV.178). De même, les comparaisons des Akaike's-Information Criterion (AIC) valorisent le modèle Phi Pi, ce dernier est 16 fois (= poids Phi Pi / poids Phi Pi (t)) mieux supporté par les données que le modèle Phi Pi (t) (Tableau IV.98). Nous aboutissons donc à un modèle général indépendant du facteur temporel, où la survie Phi est égale à 0,6831 et la probabilité de capture Pi est équivalente à 0,1326.

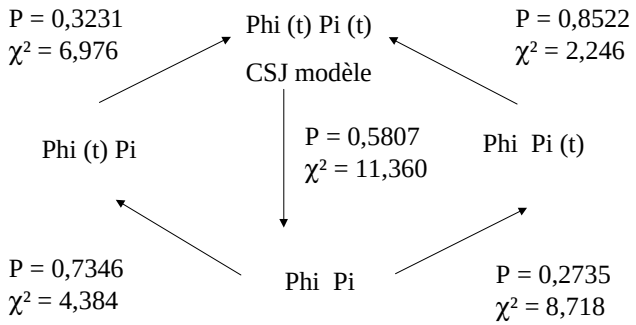


Figure IV.178 **: Tests Likelihood Ratio des modèles issus du modèle de Cormack-Jolly-Seber (1965).**

Tableau IV.98 **: Résultats des valeurs de Aic et du nombre de paramètres (Phi et Pi) qui en résultent.**

Modèles	AIC	Delt AIC	Poids	Num Paramètres	Déviance
Phi (t) Pi (t)	881,34	0,00	1,000	15	144,712
Phi Pi (t)	871,46	5,57	0,057	9	147,354
Phi (t) Pi	875,79	9,91	0,006	9	151,688
Phi Pi	**865,89**	0,00	0,933	2	156,072

En résumé, le modèle de Petersen estime une fraction de population au sein de la zone atelier de l'ordre de 1047 à 1322 anguilles. La méthode de Schnabel donne 826 individus.

La recherche du modèle ajusté aux données avec le plus de parcimonie pour les paramètres de survie et de probabilité de capture est le modèle dont la survie et la probabilité de capture sont fixes dans le temps. Les résultats estiment une survie importante (68 %) mais une faible probabilité de capture à l'aide des nasses au sein des 30 ha (13 %). Les estimations de la fraction de population varient alors de 233 à 1102 anguilles suivant les campagnes. Etant donné les faibles effectifs capturés de septembre à novembre 1998, seules les estimations des périodes antérieures ont été retenues. Nous remarquons alors que ces campagnes capturant les plus forts effectifs donnent des estimations variant de 966 (+/- 260) à 1101 (+/- 300) anguilles de plus de 250 mm. Ces valeurs sont très proches des valeurs estimées par les autres modèles (Petersen et Schnabel).

2.1.2.3. Estimation de la fraction de population d'anguilles en 1999

Les modèles de Petersen et Schnabel n'ont, dans ce cas, pas pu être appliqués dans la mesure où les individus nouvellement capturés en 1999 n'ont pas subi de marquage et ne participent donc pas au calcul des marquages –recaptures par mois successifs.

Le modèle de Cormack-Jolly-Seber sera établi pour les données de 1998-99, avec la recherche du meilleur modèle et de l'estimation des paramètres de la fraction de population au sein des 30 ha. Le modèle de Cormack-Jolly-Seber est établi pour les données de 1998-99, avec la recherche du meilleur modèle et de l'estimation des paramètres de la fraction de population au sein des 30 ha. Nous avons alors 18 séquences recaptures-observations dont une coupure de 3 campagnes entre la neuvième et la dixième occasion. Les paramètres directement connus sont donnés par le tableau IV.99. L'ensemble des ri, mi, yi et zi peuvent ainsi être calculés (Tableau IV.100).

Tableau IV.99 **: Paramètres de captures-recaptures directement connus. Ri = nombre total d'individus marqués relâchés dans la population. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. mij = nombre d'individus marqués pris au jour i avec un jour j de marquage. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.**

1998-99		m(ij)																	
i =	**R(i)**	J =	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	**yi**
1	29		4	0	1	1	0	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7
2	102			8	3	7	1	0	0	0	1	1	2	0	1	2	0	0	0	26
3	114				5	7	3	1	2	3	3	3	6	2	3	2	0	1	1	41
4	63					3	6	4	1	0	1	2	1	1	1	1	0	0	0	21
5	109						9	7	2	0	3	1	3	4	1	5	2	0	0	37
6	72							10	2	3	1	2	0	0	2	0	2	0	1	23
7	56								7	2	1	4	3	0	5	1	1	0	0	24
8	34									2	4	0	3	2	2	1	1	2	1	18
9	32										4	5	1	0	2	1	0	0	0	13
10	18											5	2	1	1	1	2	0	0	11
11	23												9	4	1	2	1	0	0	17
12	30													13	4	0	0	0	0	17
13	27														8	4	0	3	0	15
14	31															7	0	0	1	8
15	28																6	3	1	10
16	13																	2	2	4
17	11																		0	0
	m(j)		4	8	9	18	19	23	14	10	18	23	30	27	31	28	13	11	6	
	z(j)		3	21	53	56	74	74	84	92	87	75	62	52	36	16	13	6	0	

Notons que parmi les captures des années 98-99, 284 anguilles ont été soustraites des données de captures en raison de leur taille inférieure à 250 mm en 1998 et à 320 mm en 1999.

La taille de la population est donnée par Ni = Mi * (ni +1) / (mi +1)
Après le jour i l'échantillon est de (Mi – mi + ri) individus marqués. Le taux de survie est alors de : Phi = ϕi = M_{i+1} / (Mi – mi + ri)

Nous pouvons alors observer les très faibles valeurs estimées par le modèle CJS pour l'année 1999 repérée par les campagnes 10 à 18 (Tableau IV.101). Au contraire les estimations de l'année 1998 où les effectifs capturés sont suffisants (campagnes de 2 à 5) donnent des valeurs de 981 (+/- 184) à 1243 (+/- 247) anguilles ayant des variabilités inférieures aux estimations à partir des recaptures-observations de 1998.

Les probabilités de recaptures de l'année 1999 sont nettement supérieures à celles de 1998 pour l'ensemble des campagnes.

Tableau IV.100 **: Bilan par campagne (N = 18) des paramètres connus, ri = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i. mi = nombre d'individus marqués pris au jour i. yi = nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes. zi = nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes.**

Campagnes	**Ri**	**mi**	**yi**	**zi**
1	29	0	7	0
2	102	4	26	3
3	114	8	41	21
4	63	9	21	53
5	109	18	37	56
6	72	19	23	74
7	56	23	24	74
8	34	14	18	84
9	32	10	13	92
10	18	18	11	87
11	23	23	17	75
12	30	30	17	62
13	27	27	15	52
14	31	31	8	36
15	28	28	10	16
16	13	13	4	13
17	11	11	0	6
18		6		0

Tableau IV.101 **: Estimations des paramètres de la fraction de population en 1998. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour i.**

Campagnes	**M**	**C**	**N**	**SE Ni**	**Phi**	**Bi**	**Pi**
1	0,0	30			0,544	350	
2	15,8	110	*350*	132	0,584	777	0,053
3	66,4	132	*981*	184	0,975	287	0,098
4	168.0	73	**1243**	247	0,824	150	0,075
5	183.0	121	**1175**	182	0,915	15	0,117
6	250,7	86	**1090**	198	0,644	-181	0,074
7	195,7	63	*522*	82	0,822	101	0,048
8	172,7	45	*530*	87	0,914	290	0,112
9	236,5	35	*774*	169	0,826	-318	0,173
10	160,4	37	*321*	57	1,000	-108	**0,226**
11	124,5	40	*213*	24	1,000	102	**0,203**
12	139,4	69	*315*	44	1,000	43	**0,233**
13	120,6	82	*357*	54	0,549	369	**0,384**
14	170,5	105	*565*	155	0,942	-286	**0,189**
15	72,8	97	*246*	49	1,000	-57	**0,160**
16	55,3	47	*189*	68	0,295	-56	**0,295**
17		35			0,253	0	
18		11			0,12	0	

A partir du modèle de départ (CJS), nous avons comparé et testé divers modèles dérivés où les taux de survie et d'observation sont paramètrés en fonction du temps (Figure IV.179). Les tests LRT montrent des différences significatives entre le modèle le plus complexe (CJS) et les plus parcimonieux (Figure IV.179). Cependant, le modèle Phi Pi (t) n'est pas significativement différent

du modèle de base (P > 0,001). De même, les comparaisons des Akaike's-Information Criterion (AIC) valorisent le modèle Phi Pi (t), ce dernier est 1000 fois (= poids Phi Pi (t) / poids Phi (t) Pi (t)) mieux supporté par les données que le modèle Phi (t) Pi (t) (Tableau IV.102).

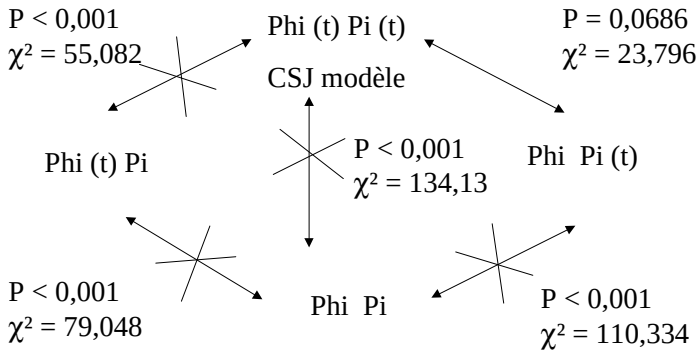


Figure IV.179 **: Tests Likelihood Ratio des modèles issus du modèle de Cormack-Jolly-Seber (1965).**

Tableau IV.102 **: Résultats des valeurs de Aic et du nombre de paramètres (Phi et Pi) qui en résultent**.

Modèles	AIC	Delt AIC	Poids	Num Paramètres	Déviance
Phi (t) Pi (t)	2216,43	0,00	1,000	33	790,811
Phi Pi (t)	**2208,15**	0,00	**0,984**	18	814,607
Phi (t) Pi	2239,44	31,29	0,000	18	845,893
Phi Pi	2285,61	77,46	0,000	2	924,941

Nous aboutissons donc à un modèle général indépendant là encore du facteur temporel pour la survie Phi (égale à 0,876) et dépendant du temps concernant la probabilité de capture Pi (Tableau IV.103).

Tableau IV.103 **: Estimations des probabilités de recaptures pour chaque campagne de pêche à l'aide de nasses.**

Campagnes	Pi
2	0,163
3	0,076
4	0,049
5	0,087
6	0,073
7	0,084
8	0,052
9	0,039
10	0,109
11	0,157
12	0,231
13	0,234
14	0,303
15	0,314
16	0,167
17	0,160
18	0,100

En résumé, la recherche du modèle ajusté aux données de 1998 et 1999 avec le plus de parcimonie pour les paramètres de survie et de probabilité de capture est le modèle dont la survie est fixe (0,876) et les probabilités de capture sont variables en fonction du temps (entre 0,052 et 0,314). Ces résultats sous-entendent une survie importante mais une probabilité de capture à l'aide des nasses, faible en 1998 et de l'ordre de 30 % en 1999, au sein de la zone fermée 30 ha.

Etant donné les faibles effectifs capturés de septembre à novembre 1998, seuls les estimations des périodes antérieures de 1998 seront observées.

Devant la forte probabilité de recapture des individus en 1999 comparativement à l'année 1998, l'estimation de la fraction de population semble alors biaisée par un phénomène comportemental. Les valeurs estimées égales à 189 à 565 anguilles sont en effet généralement en deçà de l'effectif d'anguilles marquées au sein de la zone (équivalent à 519 anguilles).

Nous remarquons que les campagnes permettant de capturer les plus forts effectifs et offrant des probabilités de recaptures stables (avril à juillet 1998) donnent des estimations de 981 (+/- 184) à 1243 (+/- 243) anguilles de plus de 250 mm. Ces valeurs sont très proches des valeurs estimées par les autres modèles (Petersen et Schnabel) et présentent une estimation dont les intervalles sont plus réduits.

2.1.3. Discussion

Les modèles d'estimation de Petersen et de Schnabel semblent donner des résultats proches du modèle complexe de Cormack-Jolly-Seber. L'ensemble de ces estimations correspond d'ailleurs aux résultats donnés par la pêche électrique (Tableau IV.103). Cette dernière estimation intègre cependant les individus de taille inférieure à 200 mm (ignorés par les nasses) et semble par contre sous-visualiser les individus de plus de 440 mm mal échantillonnés en pêche électrique.

Tableau IV.104 **: Bilan des estimations selon les différentes méthodes**.

Méthodes	Campagnes	**N**	**SE Ni**
Carl Strubb	juin-99	1035	+ 1121 - 897
Petersen	juin-98	1047	
Schnabel	1998	862	
CJS	juin-98	966	+/- 260
CJS	juin-98 (99)	1243	+/- 247

Le problème d'une insuffisance d'échantillons n'est pas de rigueur dans notre travail dans la mesure où 18 campagnes ont été effectuées. Cependant, la taille de chaque échantillon a été, durant quelques campagnes, trop faible pour aboutir à une estimation réelle de la fraction de population. Pour ces campagnes (septembre à novembre 1998), le postulat 1 n'est pas admis puisque les séquences recaptures-observations étaient alors très peu variables (beaucoup d'absence). Afin de réaliser une estimation de la fraction de population en place au sein de ce milieu, ce constat argumente pour le choix d'une période durant laquelle les individus montrent une plus forte mobilité se traduisant par une capturabilité à l'aide des nasses. Mais nous pourrions également traduire ces très faibles estimations de population par l'effectif d'anguilles en mouvement dans le système au moment de l'estimation.

Nous remarquons également que le fait d'augmenter le nombre de campagnes réduit la variabilité des estimations de la fraction de population. En effet, les campagnes supplémentaires réalisées en 1999 permettent la recapture d'individus présents et vivants lors des campagnes précédentes mais non repris alors. Ainsi les **yi** (= nombre d'individus marqués relâchés dans la population au jour i et pris dans les captures subséquentes) et les **zi** (= nombre d'individus marqués avant le jour i, non pris le jour i mais dans les captures subséquentes) sont modifiés à la hausse. Cette augmentation du nombre d'occasions en 1998 et 1999 provoque une diminution de l'intervalle de 7 %.

L'ajustement des données par les tests Akaike's-Information Criterion (AICs) ou likelihood ratio test (LRT) au modèle le plus parcimonieux permet de réduire le nombre de paramètres (Schwarz & Arnason, 1996) par la réduction de la variabilité temporelle de la survie (Phi) et/ou de la probabilité de capture (Pi) dans le cas de l'année 1998. Le modèle de Cormack-Jolly-Seber apporte cependant des renseignements intéressants dans le but d'une estimation. En effet, il apparaît que, quelle que soit la durée de la manipulation de marquage-recapture, l'estimation de la survie des anguilles reste stable. Ce résultat semble montrer que la mortalité des anguillespour des tailles supérieures à 200 mm est relativement faible et indépendante du facteur temporel. Ricker (1980), signale que de manière générale, la mortalité par marquage entraîne une sur-estimation des effectifs. Pour Laurec (1978), la mortalité est le problème majeur du marquage. Les postulats 2 et 3, exprimant que le marquage doit être inaltérable et que celui-ci ne modifie en rien le comportement de l'échantillon, semblent vérifiés. Il n'y aurait donc pas de surestimation des effectifs.

L'étude de la probabilité de capture apporte des éléments nouveaux dans nos estimations. En effet, ce paramètre évolue dans le temps. Pour que les recaptures puissent fournir une représentation valable de l'ensemble de la population, il faut que les poissons marqués puissent se répartir de façon homogène dans l'aire de répartition de cette population. D'après Daget (1971), Chadwick (1976) et Ricker (1980), cette répartition dépend du temps laissé aux individus marqués pour se disperser (mobilité, comportement).

La stratégie de marquage sur la zone d'étude s'est traduite en 1998 par un marquage massif durant la période de fort déplacement (avril à juin) puis plus modeste en période estivale durant la phase de sédentarisation des anguilles. En 1999, nous diposons d'un pool de 519 anguilles marquées. Le comportement de retour à un même site entraîne alors une diminution notable des estimations. En effet, les individus marqués ne se répartissent pas également dans le milieu mais sont sédentarisés près des sites de marquages. La forte probabilité de recapture engendre alors une sous-estimation de la population en 1999 puisque les individus marqués ne se dispersent pas dans l'ensemble des 30 ha mais stabulent près de leur gîte.

2.2. Estimation stratifiée (multi-état de Arnason -Schwarz, 1992)

2.2.1. Principe

Le modèle multi-état ou multi-strates de Arnason –Schwarz correspond à un diagramme des événements de capture / observation et probabilités associées pour qu'un animal relâché dans l'état A à l'occasion 1 soit dans l'état A ou B et vivant ou mort lors d'une étude en i occasions (Figure IV.180). La méthode d'Arnason –Schwarz (1992) permet d'intégrer la notion de fidélité par le calcul de trois paramètres.

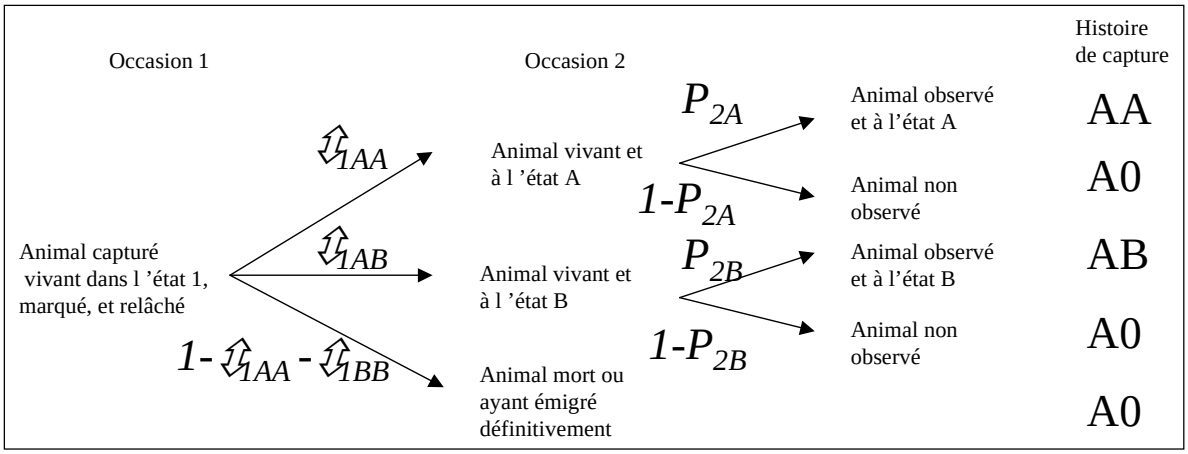


Figure IV.180 **: Schéma du modèle multi-état d' Arnason –Schwarz (1992).**

Dans notre cas, l'état correspond au site de capture (de 1 à 10). Ces histoires de capture peuvent être modélisées comme la résultante de la probabilité de survie apparente et de la probabilité de capture (Lebreton *et al.*, 1992). Nous disposons alors d'estimateurs explicites de ces paramètres et de leur variance. Ainsi la probabilité de survie (notée $/i$) est définie comme la probabilité pour un individu appartenant à la population de survivre entre deux campagnes de captures (i et i + 1) et de revenir sur le site. Il s'agit donc d'une survie apparente qui est le produit de la survie effective et de la fidélité au site. La probabilité de capture (notée Pi) est la probabilité pour un individu survivant et présent sur le site de capture d'être effectivement observé à chaque campagne.

Phi devenant **d'une part Si** est la probabilité de survie et de retour dans une aire d'étude (pour notre étude : le site).

Et d'autre part Psi, qui est alors le paramètre de mouvement entre les strates (ou sites).

Pi est la probabilité de rencontre de l'animal vivant dans l'ensemble de l'aire échantillonnée (dans notre cas 30 ha).

Ainsi, les trois paramètres permettent d'exprimer la probabilité qu'un individu vivant dans une strate r au temps i soit vivant dans la strate s au temps i + 1 est de **Phi $^{rs}{}_{i}$** .Tandis que la probabilité qu'un individu marqué vivant dans la strate s au temps i soit revu au temps i + 1 est de **P $^{s}{}_{i}$**. Le modèle de base de multi-strate d'Arnason & Schwarz (1992) est alors S (g*t) P (g*t) Psi (g*t) où g est la strate et t le jour i de l'observation.

Devant la multiplicité des possibilités de mouvement entre les dix sites ainsi que les nombres de sessions de captures le modèle général ne peut pas être appliqué. Nous avons en effet 519 histoires pour l'année 1998 dont 66 % ne comporte qu'une seule capture. Nous avons utilisé les recaptures-observations de 1999 en considérant que la première recapture est la date de marquage. Malgré la forte recapture (33 % des individus) avec une moyenne de 2,5 recaptures de ces individus, seulement 117 histoires sont observées en 1999 avec des variabilités très importantes puisque les recaptures s'échelonnent de 1 à 9 fois consécutives. Les possibilités de transit d'un site à l'autre malgré la fidélité des anguilles reste en nombre conséquent. Il en résulte également une incapacité à évaluer les Psi (paramètre de mouvement entre les strates). Devant la multiplicité des possibilités

de mouvement entre les dix sites nous nous sommes intéressés plus particulièrement aux échanges entre deux sites du type 4 (*cf.* Chapitre II.2) dont les anguilles sont supposées réaliser des échanges importants (*cf.* Chapitre III.2).Malheureusement, les événements dans le cas des ces deux sites sont également insuffisants pour le calcul du paramètre de mouvement entre les strates.

2.2.2. Discussion

Le modèle d'étude d'Arnason et Schwarz (1992) est intéressant du point de vue de l'estimation de la survie puisqu'il reflète à la fois la survie de l'animal et le fait qu'il y ait une transition dans un autre site. Cependant nous avons été limités dans nos analyses par une insuffisance 'd'histoires' par rapport aux possibilités de transit et de variabilité temporelle de la survie, de la probabilité de capture et du paramètre de mouvement.

Ce constat souligne la difficulté de mettre en œuvre un tel modèle, qui aussi robuste soit-il, nécessite un grand nombre d'événements. Notons que nos données sont issues de 18 campagnes avec 10 couples de nasses capturant potentiellement 519 anguilles par session. Cet effort de pêche apparaissait important de prime abord (une semaine par mois durant 18 mois) mais ne suffit pas à la réalisation d'une telle estimation. L'approche multi-strate apparaissait pourtant comme une solution minimisant les biais des estimations dus au caractère fidèle de l'anguille.

2.3. Conclusion

La variabilité de mobilité des individus et donc de la probabilité de capture par l'engin passif en fonction des périodes de l'année engendre des difficultés pour la validation d'un modèle nécessitant de multiples recaptures. Du point de vue du modèle de capture-recapture, ce phénomène est l'équivalent d'une variabilité d'effort de pêche. Les séquences des campagnes à faibles effectifs capturés se traduisent alors par une grande quantité d'absences (= 0). Un intervalle de temps plus réduit entre les campagnes aurait sans doute permis d'éviter ce biais lié à la saison. Cependant, le traumatisme du marquage aurait alors peut-être été visible dans la probabilité de captures des individus marqués à la session précédente.

De plus, les estimations sont également liées au comportement de l'anguille. La fidélité des individus à un site entraîne à certaines périodes une forte probabilité de capture des individus marqués, ces derniers ne se répartissant pas de façon homogène dans le milieu mais stabulant sur le site de marquage. Une solution pourrait alors être avancée pour contrer ce comportement par le déplacement des sites de capture d'une session à une autre. Cependant, ce procédé risquerait de biaiser les résultats par un effet inverse, c'est à dire une très faible probabilité de recapturer les anguilles ayant pour conséquence une surestimation de la fraction de population. Une autre solution pourrait être l'utilisation de modèles intégrant la variabilité de mobilité des individus dans les estimations de survie. Le modèle multi-strate développé par Arnason & Schwarz (1992) répondant à ces conditions exige cependant un encore plus grand nombre de recaptures-observations et donc une intervention de terrain encore plus lourde que celle que nous avons mise en œuvre.

En tout état de cause, les multiples estimations réalisées par les méthodes de marquage-recapture soulèvent une interrogation sur leur validation dans la mesure où les effectifs présents sur l'ensemble de la zone d'étude sont supposés varier entre 862 et 1243 anguilles. Hors, sur l'ensemble

des deux années, nous avons capturé et marqués 519 anguilles, 49 sont mortes dans les pièges en 1998 et enfin 274 anguilles ont des tailles supérieures à 320 mm en 1999 (taille minimum de marquage pour 1998). Ces captures totalisent donc 842 anguilles que nous pouvons considérer comme un minimum présent sur la zone d'étude. Si les estimations de fraction de population sont exactes, ce chiffre suppose donc que la quasi-totalité des anguilles présentes au sein de la zone fermée de 30 ha a été capturée. Ce constat apparaît étonnant au vu des probabilités de capture supposées faibles avec les nasses (de l'ordre de 10 à 30 %) par les analyses de flux (*cf.* Chapitre III.3). Ces résultats d'estimation de la fraction de population demandent donc une validation.

3. Validation

Les différentes méthodes d'estimation de fraction de population d'anguilles nécessitent une validation. Nous avons donc appliqué une technique de pêche intensive avec retrait jusqu'à épuisement en plus des deux méthodes précédentes sur une portion de fossés isolée de l'ensemble du réseau (n'autorisant aucun échappement des individus vers un autre habitat).

L'organisation hydraulique du Marais breton ne permet que très difficilement des assèchements partiels du réseau. Cet assèchement n'est d'ailleurs pas toujours synonyme de recapture totale des anguilles présentes comme en témoignent les piètres résultats obtenus lors des vidanges d'étangs. Le respect des exploitants agricoles et du compartiment aquatique dont ils sont partiellement responsables et gestionnaires interdisaient toute expérimentation à l'explosif ou à l'aide de poison. Nous avons donc opté pour une pêche intensive avec retrait jusqu'à épuisement des captures sur un tronçon isolé qui servira de contrôle.

3.1. Méthode

3.1.1. Portion du réseau étudiée

Cette portion de fossés est localisée au sein de la zone de 30 ha (*cf.* Chapitre II.2). Elle se particularise par son isolement vis a vis des autres fossés avec la présence d'une buse de 200 mm très colmatée. C'est au sein de cette portion de fossé que se localise le site 1. Peu de passages ont été notés sur ce site, si ce n'est un très faible échange avec le site 5 durant une courte période de crue (*cf.* Chapitre III.1).

La portion de fossés comprenant le site 1 est composée d'un fossé principal (*cf.* Partie II) totalisant 407 mètres (déterminés par SIG). La première partie de ce fossé (arc A) appartient au type 2 suivant les critères établis dans la Partie II, elle totalise 214 mètres. La seconde (arc C) et la troisième partie (arc E) de ce fossé principal font respectivement 113 et 80 mètres (Tableau IV.105). Deux fossés sont adjacents au fossé principal, situés entre le sous-secteur A et le C et entre le C et le E de 59 mètres (arc B) et 80 mètres (arc D) et appartiennent au type 1. La surface totale en eau de ce secteur est de 3798 m² soit 29 % de notre zone d'étude. Afin d'assurer un complet isolement, la buse a été complètement fermée par un coude en PVC au début de l'opération de contrôle.

Tableau IV.105 **: Caractéristiques environnementales des sous-secteurs (A à E) du secteur 1 totalisant une surface de 3798 m².**

Arcs	Distances	Hauteursd'eau	Hauteurs de vase	Largeurs	Surfaces
A	214	45	78	3,74	801
B	79	32	90	3,07	245
C	112	21	93	3,42	374
D	59	23	104	3,15	187
E	80	21	107	3,41	266

3.1.2. Echantillonnages

Quatre opérations de pêche différentes ont été menées (Tableau III.106) sur ce site de 1998 à 2000.

↳ Une campagne de capture par nasse telle qu'elle était réalisée pour chacun des dix sites a été effectuée de mars à novembre 1998 et 1999 (*cf*. Chapitre IV.2). Le couple de nasses a été positionné tête bêche au sein du sous-secteur A à raison de quatre jours de pose (de 16 heures à 7 heures) avec une relève quotidienne. Les anguilles ont été mesurées et remises à l'eau.

↳ Une campagne supplémentaire de capture par nasse telle qu'elle était réalisée durant les années 1998 et 1999 a été effectuée en juin 2000 (*cf*. Chapitre II.2). Cette opération permet de valider les résultats obtenus par rapport aux années précédentes.

↳ Trois campagnes de pêche électrique ont été effectuées sur le site 1 selon le protocole décrit dans la partie II, chapitre II.2 les mois de juin 1998, 1999 et 2000. Le secteur isolé par des filets droits de 5 mm de maille mesure une surface de 104 m² pour une largeur de 3,45 m et se situe dans le sous-secteur A. trois passages y ont été effectués. L'ensemble des anguilles capturées a fait l'objet d'une mesure des tailles.

↳ Une dernière étape a consisté en une campagne de capture à l'aide de nasses (N = 27) espacées de 20 mètres et positionnées tête bêche. Ainsi, 20 nasses ont été positionnées dans le fossé principal, 3 et 4 nasses dans les fossés adjacents respectivement de 59 et 80 mètres linéaires. Les nasses étaient posées à 16 heures et levées à 7 heures. Lors des relèves quotidiennes les anguilles ont été mesurées. Les anguilles possédant des marques ont été relâchées dans le secteur 1 tandis que les autres ont été soustraites au système. La campagne d'épuisement de la fraction de population d'anguille a duré 28 jours. De manière quotidienne, les nasses étaient changées pivotées de sens afin de capturer dans les deux sens un jour sur deux. De même, après 7 jours de capture, elles étaient décalées d'une dizaine de mètres afin de répartir l'effort de capture sur l'ensemble du secteur.

Tableau IV.106 **: Protocoles d'échantillonnage du secteur 1.**

Dates	Engins	Protocoles
Mars-novembre 1998-99	Nasses en couple (N = 2)	4 jours * 18 mois
Juin 2000	Nasses en couple (N = 2)	4 jours
Juin 1998, 1999, 2000	Pêche électrique	3 passages (site +/- 100 m²)
Septembre 2000	Nasses (N = 27)	28 jours (3798m²)

3.1.3. Analyses

Dans un premier temps, nous donnerons un bilan des opérations de capture par le couple de nasses disposées tête bêche pour les 18 campagnes (mars à novembre 1998 et 1999). Ces résultats seront comparés en termes d'effectifs et de structures de taille. Les captures effectuées en juin 2000 seront intégrées à ces résultats et étayerons notre argumentation. L'estimation du taux de recapture sera réalisée par la prise en compte des recaptures au jour i divisées par le nombre d'individus marqués présents au sein du site au jour i.

Nous donnerons alors les estimations effectuées par marquage recapture réalisées à l'aide de 56 histoires d'anguilles marquées durant 1998 et recapturées de mars à novembre 1998 et 1999. De manière à diminuer les variabilités, les sessions de recaptures sont considérées par trimestre.

Dans un second temps, nous ferons un bilan des opérations de pêche électrique et estimerons la fraction de population par le succès de capture réalisé sur un tronçon d'une surface de 100 m² minimum extrapolé à l'ensemble de la zone.

Enfin, la structure de taille de la fraction de population sera déterminée par l'épuisement sur ce site et sera comparée avec celles obtenus en juin 2000 par pêche électrique et à l'aide de nasses à l'aide d'un test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov selon la procédure de Sokal & Rohfl (1981). La taille de la fraction de population sera donnée par les résultats bruts issus de l'épuisement du site au cours des 28 jours et également estimée par la méthode de Carle-Strubb (1978) en considérant chaque série de 7 jours comme une campagne. Ces résultats seront comparés avec les estimations par marquage recapture et par succès de capture.

3.2. Résultats

3.2.1. Estimation de la fraction de population d'anguilles au sein de la portion de fossés isolée par la méthode du succès de capture

3.2.1.1. Bilan des captures par succès de pêche au sein du site 1

Les captures en pêche électrique ont été réalisées en période estivale (juin). Nous remarquons tout d'abord une variabilité des résultats d'estimation et notamment une forte valeur pour 1999 (Tableau IV.107).

Tableau IV.107 **: Effectifs et biomasses d'anguilles capturées sur le site 1 (104 m²) en juin 1998, 1999 et 2000 par pêche électrique**.

	Effectif	Biomasse	Pi
1998	9	646	0,57
1999	22	1486	0,69
2000	12	1387	0,92

Un décalage des structures de taille de 1998 à 2000 vers des anguilles de plus grandes tailles (Figure IV.181) peut être observé. Ainsi les anguilles majoritaires dans le groupe de 240 à 280 mm passent de 320 à 360 mm en 1999 et de 360 à 440 mm en 2000. Un faible pourcentage de capture dans les tailles supérieures à 440 mm est cependant noté. Ces tailles semblent plus faiblement capturées par la pêche électrique (Tableau IV.108), phénomène déjà mis en évidence sur l'ensemble de la zone atelier.

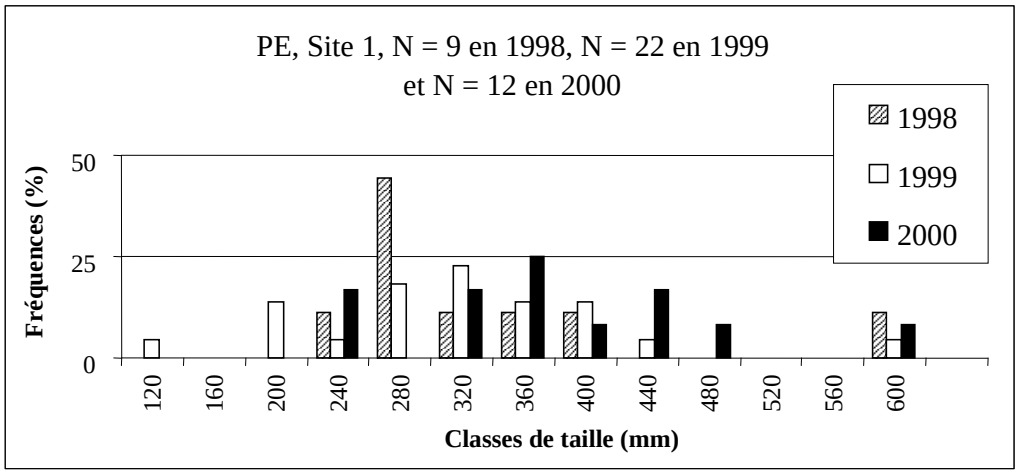


Figure IV.181 **: Structures de tailles des anguilles capturées par la pêche électrique en 1998, 1999 et 2000**.

L'estimation par groupe de taille montre que la majorité des captures se situe entre 240 et 360 mm. Les classes de tailles extrêmes (< 120 et > 440 mm) montrent une faible probabilité de capture (Tableau IV.108).

Tableau IV.108 **: Estimation des effectifs par classe de taille et probabilité de capture pour l'année 2000 sur le site 1 (104 m²).**

Classes de taille	N	P
120	0,9	0,5
160	0	/
240	3,6	0,8
360	10,8	0,8
440	3,6	1
>440	0,9	0,5

3.2.1.2. Estimation de la fraction de population d'anguilles pour la portion de fossés isolée

A partir des estimations du nombre d'anguilles par 100 m² par le succès de capture réalisées sur le tronçon échantillonné en 1998, 1999 et 2000, une extrapolation a été appliquée à l'ensemble du fossé d'une surface totale de 3798 m². Nous aboutissons ainsi à des estimations variant de 342 anguilles en 1998 à 836 anguilles en 1999 (Tableau IV.109).

Tableau IV.109 **: Estimation des effectifs (en anguilles) et des biomasses (en grammes) des individus présents sur l'ensemble des 3798 m² du secteur isolé.**

	Effectif	Biomasse
1998	342	24535
1999	836	56438
2000	456	52678

3.2.2. Estimation de la fraction de population de la portion de fossé isolé par la méthode de marquage-recapture

3.2.2.1. Bilan des captures-recaptures au sein du site 1

Nous remarquons (Figure IV.182) bien sûr que le maximum de captures a lieu en période estivale à l'image de l'ensemble de la zone (*cf.* Partie III.2). De même, un petit décalage des captures est visible entre l'année 1998 et l'année 1999. Ainsi les fortes prises constatées au mois de juin pour les années 1999 et 2000 correspondent à celles enregistrées en juillet 1998. Ce phénomène est très lié à la variation de température (*cf.* Partie III.2).

Nous prendrons ces trois périodes en références du niveau d'abondance. Ce dernier permet de confirmer la stabilité de ce site dans les captures d'une année à l'autre (21, 22 et 17 anguilles par couples de nasses par campagne de juillet 1998, juin 1999 et 2000). Ainsi, les estimations réalisées pour les années 1998 et 1999 apparaissent comparables à celles de l'année 2000.

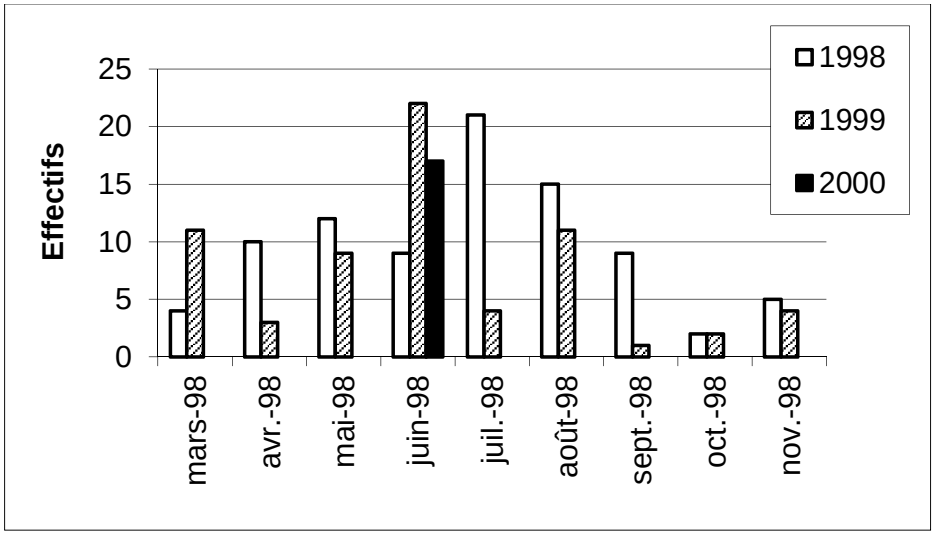


Figure IV.182**: Effectifs d'anguille capturés sur le site 1 par campagne de 4 jours successifs de mars à novembre 1998 et 1999, ainsi qu'en juin 2000**.

L'observation des structures de taille durant les trois sessions de juillet 1998, juin 1999 et 2000 permettent de vérifier l'isolement de notre secteur (Figure IV.183). En effet, nous constatons un décalage de la structure de taille de 1998 à 2000 vers les plus grandes tailles. Le pic d'abondance situé pour des tailles de 240 à 280 mm en 1998 passe alors de 280 à 360 mm en 1999 et de 400 à 440 mm en 2000. Ce décalage correspond aux estimations de croissance annuelle de 84 mm (*cf.* Chapitre II.3).

Nous notons également l'absence de petites tailles en juin 2000 sur le site échantillonné malgré un léger recrutement visualisé cette année-là sur la zone atelier (*cf.* Partie II). Ce constat confirme s'il en était besoin le caractère très isolé de ce fossé.

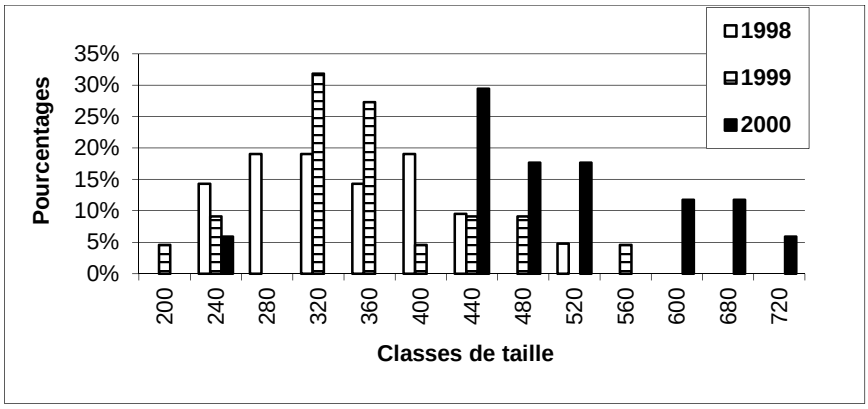


Figure IV.183 **: Structures de taille d'anguilles (pourcentages par classe de taille) issues des sessions de juillet 1998, juin 1999 et 2000 sur le site 1 à l'aide d'un couple de nasses durant 4 jours de pose**.

L'estimation du nombre de recaptures sur le nombre d'anguilles marquées (Figure IV.184) confirme le problème de recapture pour les mois de septembre à novembre 1998 et 1999 du fait de leur mobilité réduite pendant ces périodes. La stabilité du pourcentage de recapture de l'année 1999 provient du fait que nous avons dès le début de l'année notre potentiel de marquées (N = 56) et que ces individus sont recapturés de manière régulière (5 à 10 % par campagne). Le niveau de recapture de l'année 2000 ne diffère pas de l'année 1999.

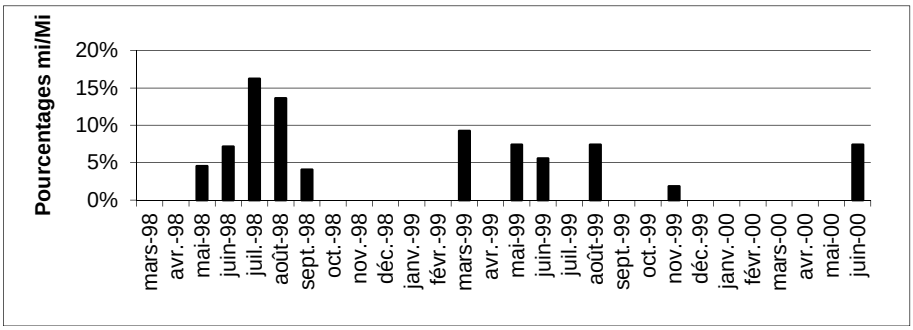


Figure IV.184 : **Pourcentages de recapture par campagnes de mars à novembre 1998 et 1999 et en juin 2000. mi = nombre d'anguilles recapturées au jour i. Mi = nombre d'individus marqués présents au sein du site au jour i.**

3.2.2.2. Estimations de la fraction de population d'anguilles de la portion de fossés isolée par les modèles de Petersen et Schnabel

Nous avons établi trois types d'estimation selon le même procédé que celui effectué pour l'ensemble des sites (*cf.* 2.1.2.2). L'estimation réalisée par le modèle de Petersen est très aléatoire dans la mesure où le nombre d'individus marqués sur l'ensemble de la zone est de 56. Comme nous l'avons souligné précédemment la probabilité de recapture à l'aide de nasses est faible et d'autant plus accentuée que nous estimons une recapture par mois successifs. Nous avons donc un grand nombre de recaptures nulles. Nous ne considérerons nos résultats que lorsque l'ensemble des captures totalise un minimum de 11 individus.

Ces résultats donnent des estimations de la fraction de population présente sur le fossé variant entre 64 et 171 individus (Tableau IV.110). Nos observations précédentes de probabilités de recapture

nous enseignent que le début de la période estivale de 1998 est à priori le mieux adapté à l'estimation de la fraction de population par un déplacement important des individus (*cf.* Chapitre III.2) et une fidélité intervenant peu dans les recaptures dans la mesure où l'ensemble de la fraction fidèle n'a pas encore été capturé. Nous avons donc considéré que la meilleure estimation était de **144 anguilles**.

Tableau IV.110 **: Calcul de la taille de la fraction de population par le modèle de Pertersen appliqué par tranche successive de mois de capture (de 1 à 19) pour le site 1.**

Recaptures	Ri =	Marqués	Mi =	Captures	Ci =	Estimation	Ni =
		M1	31	C1	4	N1	
R2	0	M2	10	C2	10	N2	
R3	1	M3	10	C3	11	N3	110
R4	0	M4	8	C4	8	N4	
R5	1	M5	17	C5	18	N5	**144**
R6	4	M6	11	C6	15	N6	64
R7	0	M7	9	C7	9	N7	
R8	0	M8	2	C8	2	N8	
R9	0	M9	3	C9	3	N9	
R10	0	M10	11	C10	11	N10	
R11	0	M11	3	C11	3	N11	
R12	0	M12	9	C12	9	N12	
R13	1	M13	18	C13	19	N13	**171**
R14	0	M14	3	C14	3	N14	
R15	0	M15	9	C15	9	N15	
R16	0	M16	1	C16	1	N16	
R17	0	M17	1	C17	1	N17	
R18	0	M18	4	C18	4	N18	
R19	1				18		72

La méthode de Schnabel intègre les multiples recaptures, le tableau précédent (Tableau III.110) permet d'obtenir $\Sigma (M_i * C_i) = 3000$ et $\Sigma Ri = 8$. Nous pouvons ainsi estimer N à **188 anguilles**. Ce résultat est dans le même ordre de grandeur que les résultats précédents.

Enfin, nous avons calculé l'estimation de la fraction de population par la méthode de Cormack-Jolly-Seber en considérant les tranches de recapture-observations par trimestre afin d'augmenter 'artificiellement' la pression d'échantillonnage tout en respectant le postulat 5 d'indépendance temporelle des sessions de recapture-observations. L'analyse des AIC et les tests du Likelihood montrent que le modèle le plus ajusté à nos données est le modèle survie et probabilité de capture temps dépendant. Nous obtenons une estimation de la population de **37 à 80 anguilles** sur l'ensemble de la portion de fossés isolée (Tableau IV.111).

Tableau IV.111 : Estimations des paramètres de la fraction de population par trimestre (1 à 6) de mars à novembre 1998 et 1199. Mi = nombre d'individus marqués au jour i (avec une identification de la dernière fois où ils ont été capturés). Ci = nombre d'individus piégés au jour i. Ni = nombre d'individus de la population au jour i. SE Ni = écart type de l'estimation. Phi = taux de survie au jour i. Bi = nombre d'individus entrant entre le jour i et i + 1. Pi = probabilité de capture au jour i.

Campagnes	**M**	**C**	**N**	**SE Ni**	**Phi**	**Bi**	**Pi**
1		25					
2	16	40	**80**	**19**	0,000	50	0,469
3	17	14	**50**	**16**	0,587	34	0,054
4	26	21	**64**	**38**	0,620	-3	0,400
5	8	31	**37**				
6		6					

3.2.3. Epuisement du secteur 1

L'effectif capturé sur le secteur en 28 jours consécutifs de pêche est de 79 anguilles. L'estimation par la méthode de Carle-Strub (1978) en prenant chaque série de 7 jours comme une campagne aboutit à une estimation de 91 (de 80 à 102) anguilles présentes sur cette zone et une probabilité de capture à l'aide des nasses de 39 % (Tableau III.112). Ce résultat correspond à un effectif de 2,4 anguilles pour 100 m² de surface au sein de ce secteur isolé.

Tableau IV.112 **: Estimation de la fraction de population par la méthode de Carle-Strubb (1978) appliquée sur les sessions (4 de 7 jours) de captures à l'aide des 27 nasses sur le secteur isolé.**

N estimé	91
Limite sup. de N	102
Limite inf. de N	80
probabilité de capture	39%
nb de passages	4
Somme des captures	79
alpha (param. distrib.)	1
beta (param. distrib.)	1
nb itérations	12
Proba. intervalles conf.	90

Comparativement aux résultats des estimations par marquage recapture et par le succès de capture, l'épuisement de la portion de réseau semble plus confirmer les estimations obtenues par les modèles de marquage recapture tels que Petersen, Schnabel ou Cormack-Jolly-Seber (Tableau III.113) que celles issues des pêches électriques. Ces dernières sont nettement au-dessus de l'ensemble des autres estimations.

Tableau IV.113 **: Comparaisons des estimations de densités numériques par les différentes méthodes (en anguilles pour 100 m²). CJS = Cormack-Jolly-Seber. BO = Bosselles. PE = Pêche électrique**.

Méthodes	1998	1999	2000
Petersen	3,8	4,5	/
Schnabel	4,9	/	/
CJS	2,1	1,7	/
Carle-Strub PE	9	22	12
Epuisement	/	/	2,1
Carle-Strub BO	/	/	2,4

Les structures de taille obtenues par l'épuisement du secteur sont intermédiaires entre celle donnée par la pêche électrique et celle issue des captures à l'aide d'un seul couple de nasses disposé tête-bêche (Figure IV.185). La pêche électrique accède bien sûr à des gammes de taille plus petites tandis que les captures à l'aide de nasses sont centrées vers les grandes tailles. Ces dernières se distinguent significativement de structures obtenues par pêche électrique ou par vidange (Tableau IV.114).

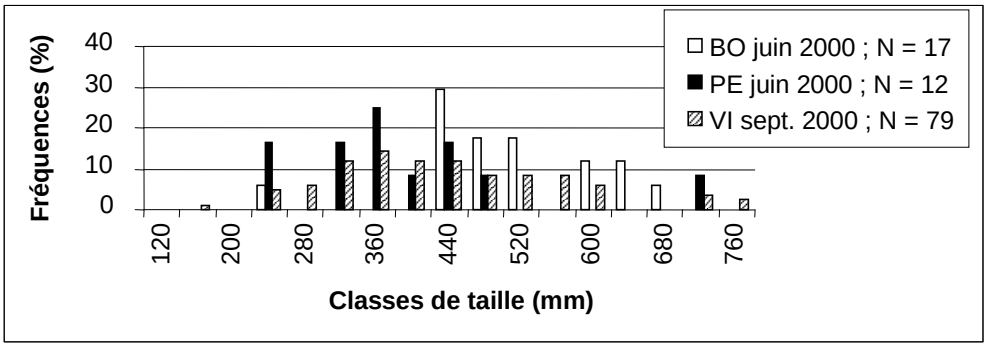


Figure IV.185 **: Structures de tailles des anguilles issues des captures par couple de nasses en juin 2000 (BO juin 2000), de la pêche électrique réalisée en juin 2000 (PE juin 2000) et de l'épuisement de la zone par 27 nasses durant 28 jours en septembre 2000 (VI juin 2000).**

Tableau IV. 114 **: Tests de Kolmogorov-Smirnov effectué sur les structures de taille d'anguilles obtenues en juin par pêche électrique (PE), par un couple de bosselles (BO) et en septembre 2000 par un épuisement de la zone (VI).**

	PE	BO	VI
PE	_		
BO	0,001	_	
VI	0,514	0,001	_

Les anguilles marquées ayant été capturées lors des opérations d'épuisement et relâchées au sein de la portion de fossés (contrairement aux autres) permettent de souligner l'efficacité de capture du réseau de nasses. Certains individus ont été recapturés deux à quatre fois en 28 jours de pêches (Tableau IV.115).

Tableau IV.115 **: Fréquences des anguilles (individus) par le nombre de recaptures**.

Nb fois	Fréquences
1	48
2	4
3	1
4	3

3.3. Discussion

L'évolution des structures de taille de 1998 à 2000 semble traduire un vieillissement de la fraction de population du secteur 1. Ce constat est d'ailleurs réalisé aussi bien avec les données de capture à l'aide de nasses qu'avec celles issues des pêches électriques. Il apparaît donc nettement que le secteur 1 est isolé de l'ensemble du réseau et n'a pas bénéficié de recrutement en 2000 (*cf.* 1.1.2.3) ou d'échanges notoires d'anguilles avec le reste du réseau (*cf.* Partie III, Chapitre 2). Sur un milieu donné, l'étude des structures de taille apporte donc la certitude de son isolement.

Malgré le faible échantillonnage des individus de tailles supérieures à 440 mm, la pêche électrique donne des estimations nettement au-dessus des modèles de marquage recapture ou par épuisement des stocks. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées.

- Ce fort effectif serait dû aux tailles d'anguilles inférieures à 280 mm dont nous avons montré la faible capturabilité à l'aide de nasses. Cependant, les estimations par classes de taille d'anguilles montrent que le groupe le plus représenté se situe pour des tailles de 360 mm.
- La seconde hypothèse serait alors que la pêche électrique, réalisée dans la première partie du fossé principal (arc A), donne une valeur correcte mais que l'extrapolation pour l'ensemble de la portion de réseau n'est pas fondée. En effet, si l'arc A est du type 2, les autres arcs sont du type 1 (envasé, peu large et recouvrement en jonc des rives important). Ces arcs ont montré d'ailleurs une moindre contribution aux captures totales par nasses lors de l'épuisement. Nous aurions donc échantillonné par pêche électrique un arc qui ne serait pas représentatif de l'ensemble du fossé.

Le modèle de Petersen estime à 144 le nombre d'anguilles présentes sur la zone. Le modèle de Schnabel donne 188 anguilles tandis que le modèle de Cormack-Jolly-Seber intègre une forte probabilité de capture des individus du fait de leur confinement et de leur fidélité au site 1 abaissant l'estimation à 80 anguilles (+/- 19) de taille supérieure à 250 mm en 1998. Ce dernier chiffre se rapproche de l'estimation donnée par la capture considérée comme totale sur la zone d'étude d'anguilles de taille supérieure à 200 mm (L100 de la nasse). Il apparaît donc que le modèle CJS est adapté à l'estimation d'une fraction de population d'anguilles au sein d'un secteur fermé malgré le comportement de retour au site de piégeage, ce secteur étant de faible dimension, de l'ordre du domaine vital (*cf.* Chapitre III.2).

Lors de l'épuisement par 27 nasses sur le secteur isolé, la structure de taille des captures intermédiaire entre la structure obtenue par la pêche électrique et celle donnée par les bosselles sur le site 1 peut être expliquée par les constats réalisés sur les limites de chaque engin et le comportement de l'anguille. Ainsi, la pêche électrique aura tendance à sous échantillonner les anguilles de grande taille par un phénomène d'évitement de l'anode et la faible probabilité de rencontre de ces anguilles sur un secteur de 100 m². Au contraire, les nasses ont tendance à surestimer ces anguilles de taille supérieure à 440 mm par leur plus grande mobilité et sous-estime les anguilles de petite taille (< 280 mm) en raison de leur faible mobilité. Le réseau de 27 nasses (une nasse tous les 20 mètres) permet de pallier la faible mobilité des anguilles de petites tailles et capture donc les anguilles de 200 à 280 mm tandis que le retrait des anguilles de grande taille évite leur surestimation.

4. Conclusion

Une notable hétérogénéité du milieu aquatique présent sur un territoire a été mise en évidence sur notre zone atelier avec de plus la mise en relief d'une variabilité temporelle significative. L'hétérogénéité de la distribution des différentes fractions du stock 'local' suggère que ce phénomène est plus ou moins lié à cette diversité d'habitats. Dans un tel contexte, la prise en compte de certains descripteurs du milieu apparaît utile pour une stratégie d'estimation ou de suivi des stocks (Sheldon, 1968 ; Lotrich, 1973 ; mahon *et al.*, 1979 ; Nelva, 1985)

Les quantifications par le succès de capture sont basées sur des estimations de densité numérique au sein de sites d'une centaine de mètres carrés correspondant à 7 à 8 % de la surface totale de la zone d'étude. L'estimation de la fraction de population est alors calculée par extrapolation pour l'ensemble de la zone (13192 m²). Malgré la forte variabilité mise en évidence entre les sites, les estimations aboutissent à des résultats comparables d'une année à une autre sur cette aire échantillonnée fermée. Ce constat plaide donc pour une multiplication des sites à

échantillonner afin d'aboutir à une estimation la plus fiable possible. Cependant la solution consistant à multiplier le nombre de sites au sein de chaque zone de chaque secteur, ne semble pas envisageable pour une estimation sur l'ensemble du Marais breton. La majeure partie de la variabilité observée provient du tertiaire représentant un linéaire de 80 % au sein du marais de Bourgneuf.

Les suivis sur les sites caractérisés par un faible envasement, une largeur moyenne et un faible recouvrement en jonc des rives se démarquent par une plus grande stabilité inter annuelle et intra groupe. L'ensemble des classes de taille semble également être représenté dans ce type de site. D'une manière générale, le choix de ce type de site peut correspondre à une démarche fiabilisée d'acquisition d'indices d'abondances en réduisant considérablement les aléas de l'échantillonnage par pêche électrique.

Une piste intéressante de travail par pêche électrique consisterait à tester des campagnes soit printanières (avant le confinement) soit de fin d'été ou début d'automne. Lors de cette dernière période, outre l'apparition plus aisément repérable des nouveaux individus de l'année, le caractère plus figé de la répartition des anguilles au sein des habitats pourrait déboucher sur une meilleure relation taille habitats que celle en juin avec pour conséquence une estimation stratifiée plus pertinente. L'intervention plus précoce (en mai) ne pourra pas prétendre visualiser la présence des jeunes civelles et anguillettes de l'année. Par contre, l'importante activité de déplacement de l'ensemble des tailles au sein des fossés doit déboucher sur une plus faible variabilité inter-sites.

L'estimation de population par le marquage recapture semble difficile à élaborer même au sein d'une zone fermée totalisant 13192 m² et avec une pression de pêche importante. Les résultats sont en effet également dépendants des conditions environnementales. En effet, la variabilité de mobilité des individus en fonction des périodes de l'année engendre des difficultés pour la validation d'un modèle nécessitant de multiples recaptures. De plus, la fidélité des individus à un site entraîne une forte probabilité de capture des individus marqués, ces derniers ne se répartissant pas de façon homogène dans le milieu. L'approche multi-strate d'Arnason et Schwarz (1992) apparaissait comme une solution permettant de minimiser les biais des estimations dus au caractère fidèle de l'anguille mais son application est apparue laborieuse à mettre en place voire techniquement irréalisable malgré notre protocole lourd d'interventions.

Des campagnes de marquage établies à une période de forte intensité de déplacement de l'anguille (avril à juin) avec une pression de marquage forte dès la première opération semblerait pouvoir déboucher sur une estimation de stock satisfaisante. Le choix de cette période doit autoriser la réalisation de captures significatives en effectifs et en structures de taille (*cf.* Chapitre III.3) et donc correspondre à une température favorable et une bonne oxygénation du milieu. Elle doit également éviter de subir les biais engendrés par un comportement fidèle des individus durant les phases estivales. L'importance de la pression de marquage permettrait alors un bon niveau de recapture (postulat 1) pour évaluer les stocks en place dans ces milieux. La période de mai à début juin peut apparaître optimale pour la réalisation de ce type d'opérations.

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Conclusion

Cette partie nous a permis de définir les différentes échelles d'étude de l'habitat pour l'anguille. Elle a souligné l'importance de la prise en compte de l'emboîtement des échelles d'habitats (macro, méso et micro habitat) dans l'étude des sources de variabilité de distribution des abondances et des structures de taille d'anguilles. L'analyse de la bibliographie dans le domaine d'étude des relations habitat-espèce nous a alors permis de cerner les facteurs susceptibles d'intervenir dans ces hétérogénéités de répartition à l'échelle du micro habitat.

Au sein d'une zone réduite de 30 ha, correspondant à un réseau à priori homogène (méso-habitat), les analyses des habitats potentiels pour l'anguille révèlent alors des variabilités spatiales et temporelles des sites. Cette démarche a précisé le fonctionnement annuel de notre zone d'étude ainsi que les facteurs spatiaux discriminant quatre types de sites. A cette échelle, l'observation d'une hétérogénéité de répartition des abondances et des structures de taille d'anguilles à l'aide de deux techniques d'échantillonnage, laisse présager que le micro-habitat de l'anguille correspond à l'échelle d'un site.

A partir de ces constats, il nous est apparu indispensable de préciser les relations pouvant exister entre les diverses classes de taille d'anguilles présentes et les milieux aquatiques permanents disponibles. Pour ce faire, deux voies d'approche complémentaires sont nécessaires :

↳ Une première démarche consiste en un suivi individuel des anguilles. Il permettra d'obtenir des données d'occupation spatiale (Chapitre III.1) et temporelle (Chapitre III.2) des fossés d'un secteur du marais. Cette étude a nécessité dans un premier temps le choix d'une technique de marquage individuel et la validation de son utilisation pour l'anguille et dans un second temps, la mise au point d'un système de détection automatisée aquatique, autorisant un suivi permanent des transits d'anguilles au sein des sites. Cette approche individuelle est alors susceptible de révéler des groupes de taille d'anguilles ayant des comportements similaires ainsi que leur variabilité temporelle.

↳ L'autre démarche s'attache, après avoir déterminé des groupes de taille aux comportements homogène, à préciser les relations observées entre les caractéristiques des sites échantillonnés et la présence de ces groupes fonctionnels dans les captures effectuées par la pêche électrique ou la pêche aux nasses.

L'ensemble de ce travail a donc été engagé au sein d'un site atelier de 30 ha, à l'aide d'un suivi de 500 anguilles marquées de 250 à 900 mm durant deux années.

Partie IV :

Chapitre IV.2 Essai d'extrapolation par stratification sur les types d'habitats à l'échelle du Marais breton

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Chapitre IV.2 Essai d'extrapolation par stratification sur les types d'habitats à l'échelle du Marais breton

Introduction

L'étude de la micro-répartition de l'anguille au sein de la zone de 30 ha et de la variabilité temporelle de cette répartition nous a permis d'acquérir un certain nombre de connaissances nouvelles sur les limites des engins utilisés et les comportements des individus au sein des habitats. Cette connaissance a permis d'identifier un certain nombre de facteurs pouvant être à l'origine de la variabilité observée à 3 000 et 300 ha entre 1987 et 1998.

Ces éléments nouveaux, nous amènent notamment à plaider pour une analyse des résultats acquis par type de fossé et éventuellement par groupe de taille. Ce type de démarche permettrait de comparer les captures au sein de chaque unité hydraulique par la connaissance des types de sites échantillonnés.

Une première approche consiste à vérifier le niveau de variabilité des abondances d'anguilles obtenues par type d'habitats. Dans cette première optique, la démarche consiste à distinguer les types d'habitat auxquels appartenaient les sites échantillonnés entre 1987 et 1998 à l'aide des critères morphométriques identifiés à l'échelle de notre site atelier et à les relier aux abondances d'anguilles et aux structures de taille observées alors.

Rappel des acquis

Nous avons révélé une hétérogénéité de répartition de la population d'anguilles au niveau des abondances et des structures de tailles au sein du Marais breton, à trois échelles d'observation (3 000, 300 et 30 ha) et à l'aide de deux techniques d'échantillonnage (*cf.* Partie I et II). Ces résultats ont débouché sur une forte suspicion d'organisation spatiale en agrégats des différents groupes de taille d'anguilles composant la fraction locale de la population d'anguilles.

Les analyses de comportement de déplacement ont révélé des variabilités d'activité et donc de capturabilité à l'aide de nasses des divers groupes de tailles d'anguilles (*cf.* Chapitre III.1 et III.2).

Les analyses des relations espèce-milieu à l'échelle de notre zone atelier à l'aide des captures par les nasses ont alors montré une répartition différentielle de ces groupes de tailles au sein de quatre types d'habitat (*cf.* Partie III.3). Les anguillettes de 200 à 280 mm seraient ainsi préférentiellement situées dans les types d'habitats à fort indice d'envasement (Type 1). Les individus de 280 à 360 mm seraient présents sur l'ensemble des habitats, mais avec différents niveaux d'abondances. Les anguilles de 360 à 440 mm se situent au sein des habitats à faible indice d'envasement (Types 2 et 3). Les plus grands individus sont essentiellement présents au sein des types profonds à faible niveau d'envasement (Type 4).

Validation de la stratification des indices d'abondances d'anguilles par type d'habitats

L'ensemble du travail et des résultats précédents nous permettent d'envisager une extrapolation en termes de suivis des abondances et des structures de taille d'anguilles au sein des habitats.

Méthodes

Nous rappelons brièvement les opérations effectuées à l'échelle de 3 000 ha. 111 opérations de pêche électrique ont été effectuées de 1987 à 1991, réparties en deux séries. De 1987 à 1989 une quinzaine de sites 'permanents' a été échantillonnée par campagne. De 1990 à 1991, une trentaine d'opérations de pêche par campagne a été effectuée sur des sites choisis au hasard au sein d'un réseau. Les trois types retenus sont donc :

↳ Le type 1 = envasement > 0,6 correspondant à un fossé peu entretenu.

↳ Le type 2 = 0,4 < envasement < 0,6 correspondant à un fossé ayant été curé il y a plus de 5 ans ou victime d'un envasement rapide.

↳ Le type 4 = 0,2 < envasement < 0,4 correspondant à un fossé récent (curage < 5 ans sur la zone atelier). A l'échelle de 3 000 ha, il peut notamment correspondre aux étiers (fossé primaire). La répartition du nombre de sites par type et par an est présentée dans la figure IV.186.

Les types d'habitats retenus ont été identifiés en fonction de leur niveau d'envasement. Le type 3 (zone atelier) caractérisé par une grande largeur du fossé n'a pas été repéré dans les opérations de 1987 à 1998.

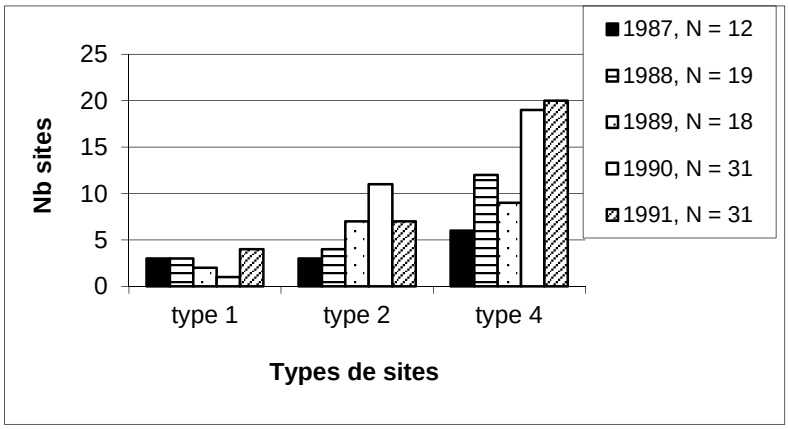


Figure IV.186 **: Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage par pêche électrique (1987 à 1991) à l'échelle de 3 000 ha.**

Il apparaît tout d'abord nettement qu'à l'époque le choix des sites ne s'appuyait pas sur la volonté de respecter les poids relatifs des types présents à l'échelle du réseau. Notamment le type 4, nettement minoritaire au sein du réseau (réseau primaire et secondaire représentant 14 % du linéaire, Feunteun, 1994) représente entre 50 et 65 % des sites échantillonnés entre 1987 et 1991.

De même, à l'échelle de 300 ha, des opérations de pêche électrique ont été menées sur trois années. Pour 71 sites équitablement répartis sur les trois années, nous disposons des caractéristiques d'envasement qui nous permettent donc des analyses de variabilités d'effectifs par type de sites (Figure IV.187).

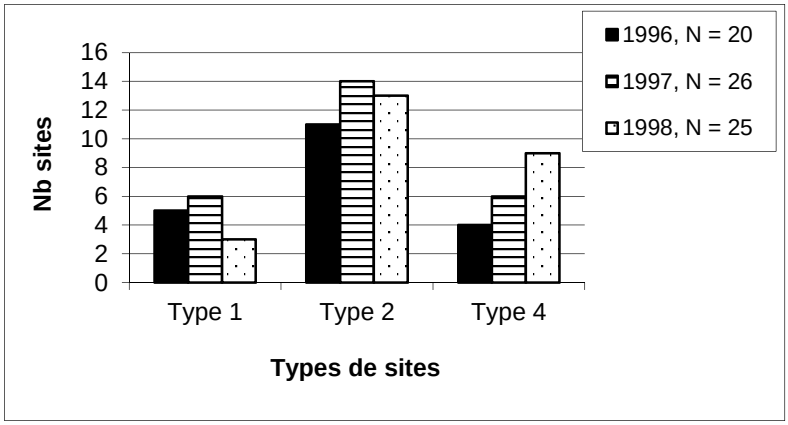


Figure IV.187 **: Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage par pêche électrique (1996 à 1998) à l'échelle de 300 ha.**

A la même échelle de 300 ha, des opérations de capture à l'aide de nasses ont été menées sur trois années. Nous disposons de 72 sites équitablement répartis sur les trois années (Figure IV.188). Pour l'ensemble des sites nous possédons les caractéristiques d'envasement qui nous permettent donc des analyses de variabilités d'effectifs par type de sites. Nous remarquons que ces opérations ont fait l'objet d'une répartition équivalente des types de sites par an non représentatif des linéaires respectifs des types au sein de la zone de 300 ha.

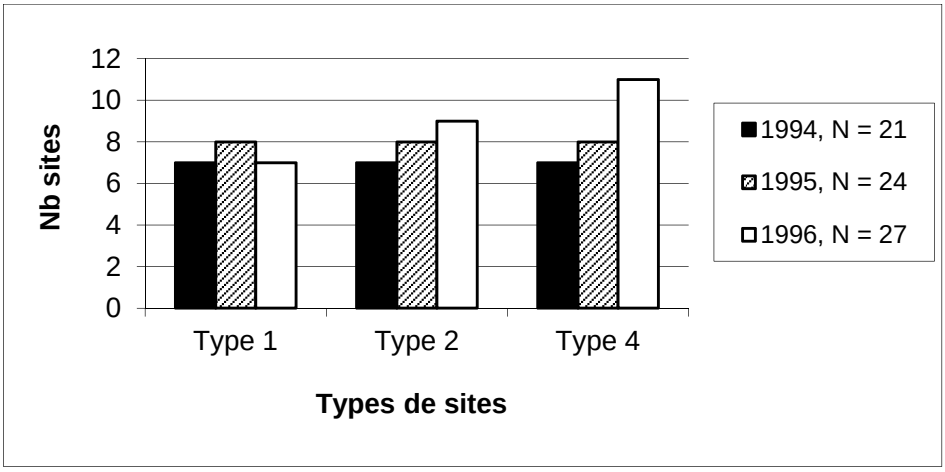


Figure IV.188 **: Nombre de sites par types (1, 2 et 4) et par année d'échantillonnage aux nasses (1996 à 1998) à l'échelle de 300 ha.**

Les écart types pour chaque catégorie de sites sont généralement inférieurs à la moyenne pour les années 1987 et 1988 (Figure IV.189). Ce n'est pas le cas des années 1989 à 1991 pour lesquelles une variabilité significative est encore observée. Nous remarquons que cette variabilité est observée lors d'une diminution des effectifs moyens capturés pour l'ensemble des types.

L'observation des moyennes par type de site révèle que l'année 1988 se caractérise par de fortes abondances au sein des sites de type 1 (très envasés) et plus modérément du type 2 (moyennement envasé) comparativement aux autres années. Au sein des sites de type 2 la variabilité est cependant plus élevée. Les variabilités d'abondances sont faibles pour le type 1 et les types 2 et 4 pour les années 1987 et 1988.

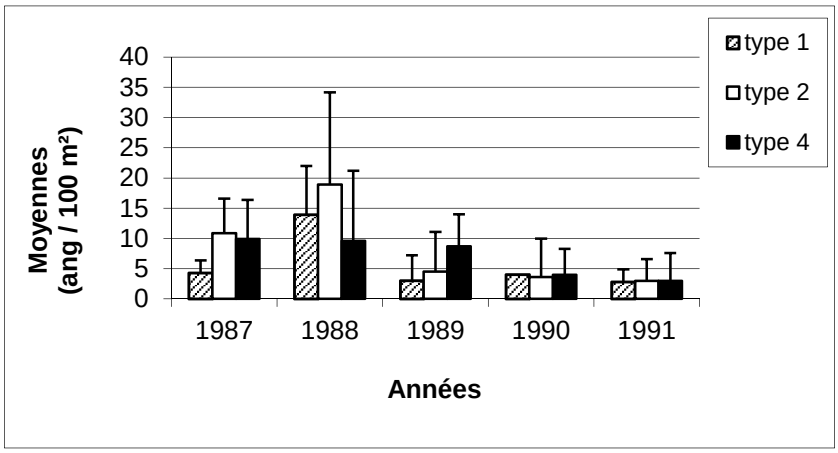


Figure IV.189 **: Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type d'habitat par an (1987 à 1991) à l'échelle de 3 000 ha capturés par pêche électrique.**

4.1.2. Abondances par type d'habitats à l'échelle de 300 ha

Les écarts types obtenus pour chaque type d'habitats par pêche électrique sont légèrement inférieurs à la moyenne pour les années 1996 à 1998 (Figure IV.190). Ce résultat semble donc argumenter pour une stratégie de stratification des échantillonnages par type d'habitats afin d'obtenir un indice d'abondance et/ou des estimations de la fraction de population plus fiables.

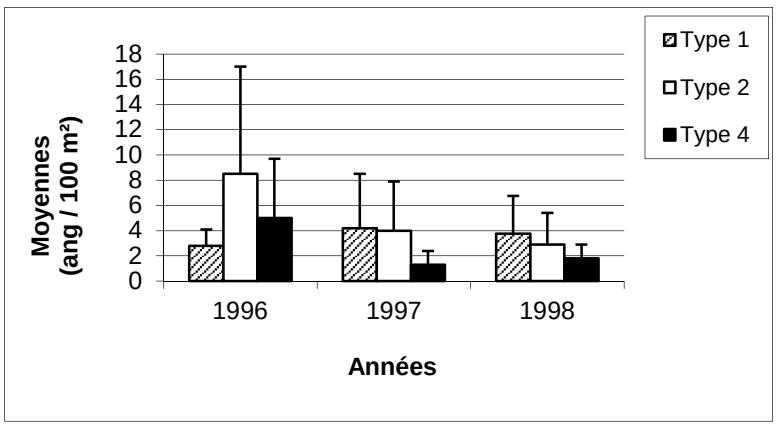


Figure IV.190 **: Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type de sites par an (1996 à 1998) à l'échelle de 300 ha capturés par pêche électrique.**

Les écarts types par 'habitat' obtenus par nasses ont des valeurs proches de la moyenne pour les années 1994 à 1995 et inférieures en 1996. Ce résultat montre qu'une variabilité inter sites pour un même habitat n'est pas à négliger durant les années de faibles captures. L'année 1996 montre les plus fortes abondances et plus particulièrement au sein des sites du type 2 (Figure IV.191).

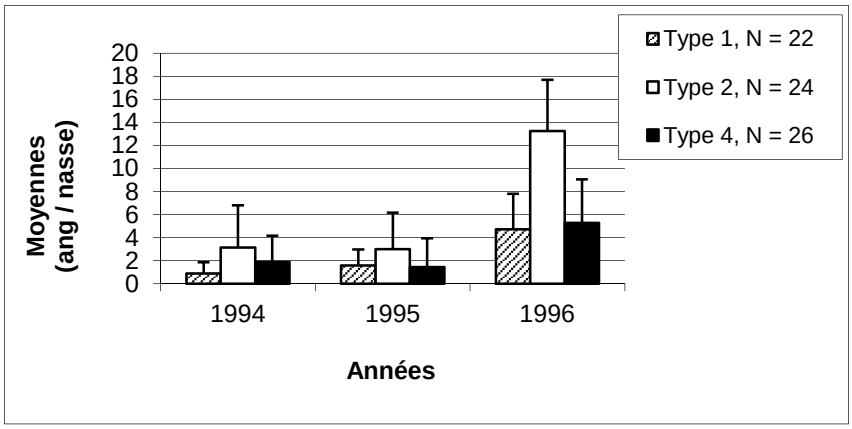


Figure IV.191 **: Abondances moyennes d'anguilles (et écarts types) en nombres d'individus par 100 m² pour chaque type de sites par an (1994 à 1996) à l'échelle de 300 ha capturés par les nasses.**

Discussion

La variabilité des abondances d'anguilles observée entre les sites à l'échelle de 3 000 ha (*cf.* Partie I) est légèrement réduite par l'intégration des différents types d'habitats. Cependant, ce constat semble surtout vérifié lors des périodes de forte abondance de l'anguille dans le marais. Ces résultats sont également observés à l'échelle de 300 ha quelle que soit la technique d'échantillonnage utilisée (pêche électrique et nasses). L'année 1996 révèle de plus fortes abondances d'anguilles au sein des sites échantillonnés. Cette augmentation des indices d'abondances est marquée pour l'ensemble des types d'habitats.

Evaluation de la pertinence des fréquences d'occurrence par classe de taille d'anguilles par type de fossé

La forte variabilité des abondances nous conduit à mener un raisonnement sur les fréquences d'occurrence d'anguilles. Il s'agit donc ici de révéler la variabilité des captures entre les années et les types de sites par l'étude de leurs variations de fréquences d'occurrence.

Méthodes

L'ensemble des captures effectuées à l'échelle de 3000 ha par pêche électrique est analysé en termes de fréquences d'occurrence des anguilles par classe de taille par type de sites et par an. La même démarche est entreprise à l'échelle de 300 ha à partir des 71 opérations de captures par pêche électrique réalisées de 1996 à 1998 et des 72 campagnes à l'aide de nasses effectuées de 1994 à 1996.

Résultats

4.1.3. Analyse des fréquences d'occurrence obtenues par pêche électrique par groupe taille à l'échelle de 3000 ha

L'analyse des fréquences d'occurrence par groupe de tailles, par type et par an apporte des hypothèses sur le fonctionnement des types d'habitats (Figure IV.192).

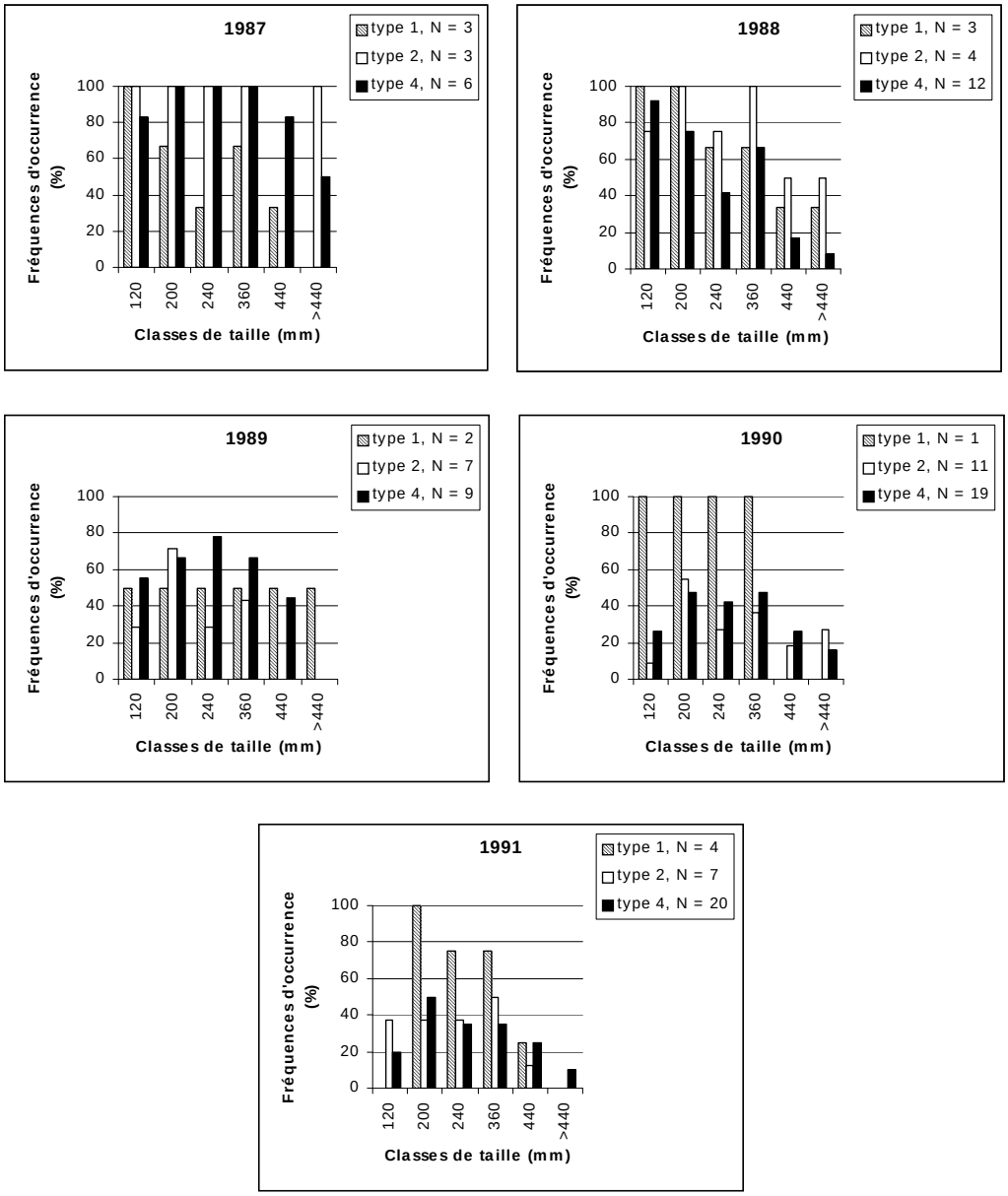


Figure IV. 192**: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par pêche électrique au sein des 3 000 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1987 à 1991).**

Au sein des habitats de type 1, nous confirmons la présence des anguilles de petites tailles (inférieures à 240 mm) et au contraire l'absence de celles de grandes tailles (supérieures à 440 mm). Ce constat est réalisé quelle que soit l'année considérée. La faible variabilité observée pour ce type d'habitats en 1989 et 1990 semble provenir du faible nombre de sites concernés (N = 2 et 1). Notons une diminution des occurrences des classes de tailles inférieures à 120 mm après 1988 jusqu'à une absence complète en 1991 sur les 4 sites échantillonnés.

Les sites du type 2 révèlent de fortes occurrences en 1987 et 1988 pour l'ensemble des classes de taille. Ils montrent en revanche une nette diminution de ces occurrences à partir de 1989. Les classes de petites tailles d'anguilles (inférieure à 120 mm) sont ainsi très peu représentées de 1989 à 1991 (5 à 40 % d'occurrence). De même les classes de 240 à 440 mm révèlent une fréquence

d'occurrence très moyenne (de l'ordre de 50 %) probablement à l'origine des hétérogénéités observées. Notons que ce type de site montre les plus fortes fréquences d'occurrence des anguilles de tailles supérieures à 440 mm confirmant l'importance des niveaux d'eau pour la présence de ces gabarits.

Les sites du type 4 montrent les mêmes tendances que le type 2 avec une diminution notable des fréquences d'occurrence après 1988. Les classes moyennes (240 à 360 mm) sont celles où les occurrences sont les plus fortes (de l'ordre de 50 %).

4.1.4. Analyse des fréquences d'occurrence par groupe de taille à l'échelle de 300 ha

L'analyse des fréquences d'occurrence par groupe de tailles, par type d'habitats et par an apporte des informations supplémentaires (Figure IV.193).

Pour la pêche électrique, les habitats de type 1 révèlent la présence notable d'anguilles de tailles inférieures à 200 mm en 1996 contrairement aux années 1997 et 1998. Ces recrutements semblent être également notés sur l'ensemble des types d'habitats pour l'année 1996. Ces arrivées d'anguillettes entraînent alors une forte abondance d'anguilles par type de sites durant cette année (Figure III.193).

Concernant les autres classes de tailles, les fréquences d'occurrences sont moyennes (de l'ordre de 50 %) pour les habitats des types 2 et 4. Ces résultats soulignent les faibles abondances observées durant ces années qui se traduisent par une augmentation notable des sites dépourvus d'anguilles. Les occurrences fortes constatées en 1996 ne se répercutent pas les années suivantes (1997 et 1998).

Les captures à l'aide de nasses révèlent une nette augmentation des fréquences d'occurrences en 1996 (Figure III.194) et plus particulièrement pour les petites tailles d'anguilles (200 à 280 mm). Les types d'habitats les plus concernés sont les types 1 et 2. La forte occurrence des anguilles de grande taille (> 440 mm) sur l'ensemble des types de sites et quelle que soit l'année d'échantillonnage souligne la plus forte mobilité de ces gammes de taille et ce quelle que soit la densité d'individus au sein du réseau.

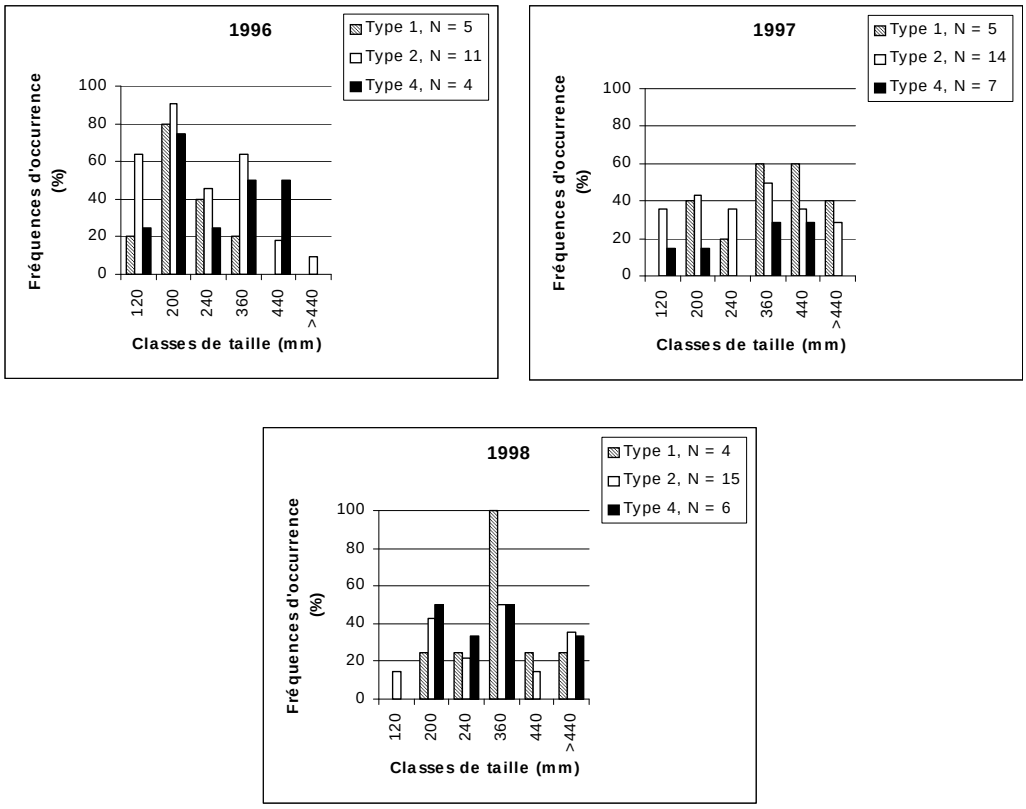


Figure IV. 193**: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par pêche électrique au sein des 300 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1996 à 1998).**

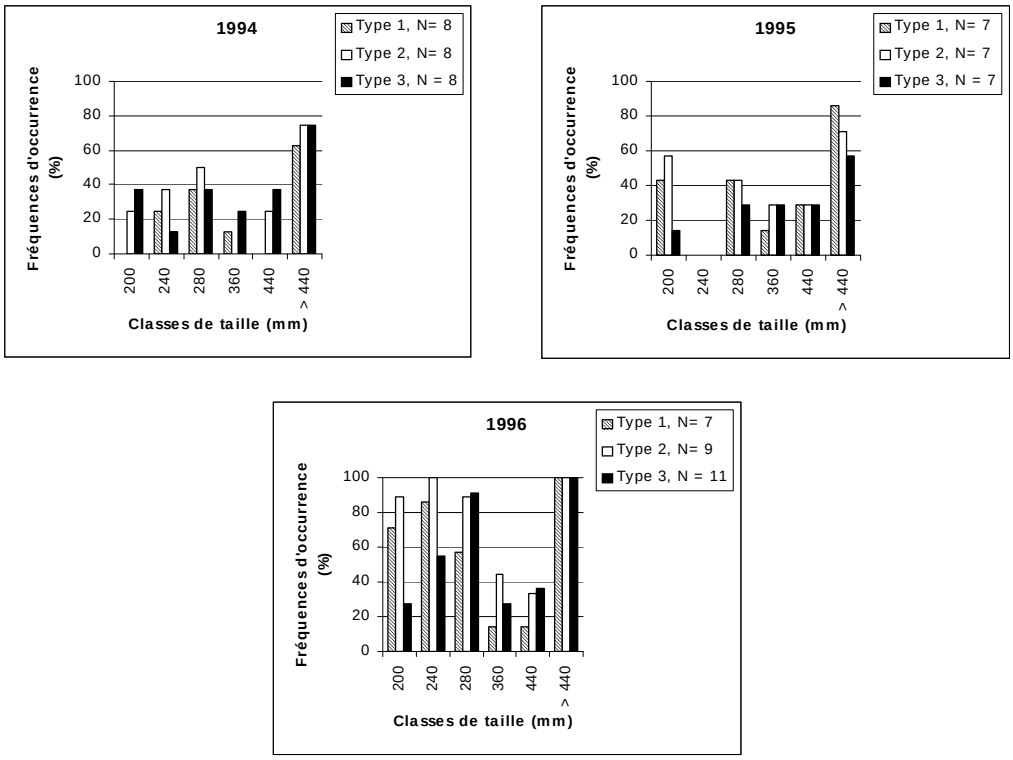


Figure IV. 194**: Fréquences d'occurrence des anguilles capturées par nasses au sein des 300 ha, par groupe de classes de taille par type de sites (1, 2 et 4) par année (1994 à 1996).**

Discussion

A l'échelle de 3 000 ha, durant deux années (1987 et 1988), les anguilles semblent montrer une répartition stratifiée sur les habitats en abondance et en structures de taille. Les anguilles de petites tailles (inférieures à 240 mm) sont présentes au sein des habitats envasés de manière quasi systématique et au sein de quelques habitats moyennement envasés. Les individus de taille moyenne (240 à 440 mm) sont présents au sein des habitats du type 2 et 4. Enfin les anguilles de grande taille sont plutôt présentes au sein des habitats profonds du type 4. Les fortes abondances notées en 1988 signalent un recrutement au sein des habitats du type 1 et 2. Ces recrutements très ponctuels semblent se traduire l'année suivante par une légère augmentation des abondances des tailles de 240 à 360 mm (croissance de 84 mm par an, *cf.* Chapitre II.3) au sein des sites de type 4 mais n'apparaît pas modifier significativement les abondances de l'aire d'étude au-delà d'une année. Ce constat pourrait trouver son origine dans une forte mortalité de ces stades ou une trop faible colonisation par rapport aux capacités d'accueil (dilution).

Il apparaît que durant les années de faibles abondances (de 1989 à 1991) la répartition des individus n'est plus aussi nette. Le caractère agrégatif de l'anguille semble alors être plus marqué. La multiplication des sites entraîne l'augmentation de la probabilité d'échantillonner un site ayant un agrégat, ce qui engendre les fortes variabilités observées. Les habitats de type 1 restent cependant des habitats favorables aux petites tailles. Les habitats de types 2 et 4 présentent des fréquences d'occurrence des différentes gammes de tailles moins élevées (50 %). Ces résultats semblent souligner les interactions possibles entre les différentes classes de taille et notamment la forte probabilité d'une compétition intra spécifique dans l'occupation des sites disponibles exacerbée par les fortes densités d'individus.

A une échelle inférieure (300 ha) de 1996 à 1998, années durant lesquelles les abondances obtenues par pêche électrique sont plus faibles, les classes de taille sont présentes sur l'ensemble des sites. L'année 1996, caractérisée par de fortes abondances par rapport aux autres années, montre des fréquences d'occurrence des petites classes (inférieures à 200 mm) plus importantes. Ces résultats semblent mettre en évidence un recrutement de juvéniles durant cette année qui concerne des anguillettes de 120 à 200 mm. Nous observons alors que ces recrutements se dispersent sur l'ensemble des habitats. Il apparaît toutefois que ces recrutements de juvéniles sont trop ponctuels (ouverture d'écluse de courte durée) pour engendrer une augmentation significative des abondances les années suivantes dans les catégories de tailles supérieures de 240 à 360 mm (croissance de 84 mm par an, *cf.* Chapitre II.3).

Les captures à l'aide de nasses confirment les fortes abondances des petites gammes de taille d'anguilles (> 240 mm) en 1996 au sein des sites du type 1 et 2. La forte présence des grandes tailles d'anguille sur l'ensemble des captures par les nasses témoigne de la plus forte mobilité de ces individus.

Conclusion

La prise en compte des types d'habitats semble réduire de manière intéressante la variabilité observée dans les indices d'abondances. La stratégie d'estimation de la fraction de population d'anguilles en place au sein des réseaux et / ou la recherche d'un indicateur de recrutement en juvéniles semble ainsi pouvoir être optimisés. En effet, une stratégie d'échantillonnage, consistant en un choix raisonné des habitats par type serait à même de diminuer le nombre d'échantillons sans engendrer des erreurs d'interprétation. L'estimation pourrait alors être réalisée par une extrapolation des moyennes obtenues par type d'habitats à l'ensemble du linéaire concerné.

Les analyses réalisées aux deux échelles spatiales semblent révéler une variation de la dispersion des groupes de taille au sein des divers habitats en fonction de la densité des individus. Ainsi, durant les périodes de fortes abondances les anguilles de petites tailles se situent au sein des fossés envasés probablement peu favorables à l'installation des individus de grande taille. Durant les périodes de faibles abondances, ces juvéniles se dispersent au sein de l'ensemble des fossés de la zone. Ces constats semblent alors révéler une répartition densité-dépendante des groupes de taille au sein des habitats.

Partie IV :

Chapitre IV.3 : Exemple d'application à l'étude de la macro-répartition des anguilles au sein du Marais breton

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Chapitre IV.3 : Exemple d'application à l'étude de la macro-répartition des anguilles au sein du Marais breton

Introduction

A l'échelle du micro-habitat, notre étude de la répartition de l'anguille a révélé, au sein d'une zone hydrographique homogène (zone atelier), une variabilité des structures de taille en fonction des niveaux d'envasement (*cf.* Chapitre III.3). Cette approche 'habitat' a permis de caractériser trois types d'habitats correspondant à des envasements faibles de l'ordre d'une trentaine de centimètres d'épaisseur (Type 4), moyens de l'ordre de 40 à 60 cm (Type 2 et 3) et forts de l'ordre de 70 à 90 cm (Type 1). Cependant, Smogor *et al*, (1995) ont cherché à dresser un modèle permettant de connaître la distribution et l'abondance des anguilles américaines (*Anguilla rostrata,* L.) suivant le type d'habitat. Il semblerait que dans l'optique d'une gestion d'une région, un modèle général serait plus efficace et mieux applicable qu'un modèle construit à partir d'un simple site. Nous avons alors validé l'utilisation de ces types d'habitats à l'échelle du marais Breton (*cf.* Chapitre IV.2) en vue d'un suivi des indices d'abondances d'anguilles.

A l'échelle d'un bassin versant (macro-habitat), de nombreux auteurs (Elie et Rigaud, 1984 ; Moriarty, 1987 ; Tzeng *et al*, 1995 ; *etc*.) s'accordent à dire que le facteur principal structurant la fraction de population d'anguilles est la distance entre le site et la mer. Si ce facteur semble être écarté dans le cas d'un marais littoral, la prise en compte des obstacles dans la répartition (densités, biomasses ou poids moyens) de l'anguille au sein de ses habitats continentaux doit être intégrée de la même manière qu'au sein d'un bassin versant 'plus classique' (Jellyman, 1977 b ; Elie & Rigaud, 1985 ; Legault, 1987 ; Feunteun *et al.*, 1992 ; 1998, *etc.*).

La mise en évidence de la répartition de l'anguille à l'échelle du micro-habitat permet alors d'analyser à posteriori la macro-répartition des anguilles au sein du marais Breton par l'intégration des facteurs structurant la fraction de population. Cette démarche aboutit à la comparaison des abondances et des structures de taille d'anguilles par type d'habitat (micro-habitat) entre chaque unité hydraulique définie à l'échelle du macro-habitat par les obstacles à la migration (à l'échelle de 3 000 ha) et à la diffusion des individus du fait de l'organisation des réseaux de fossés (à l'échelle de 300 ha) au sein du marais.

Nous prendrons ainsi l'exemple d'une application de cette stratification par types d'habitats à l'étude de la macro répartition des anguilles sédentarisée au sein du marais Breton et de la dynamique de colonisation de ce type d'hydrosystème par les juvéniles.

Compartimentation du marais

La compartimentation évoquée ici, ne concerne que la partie dulçaquicole du marais Breton et plus précisément le marais situé au nord du Falleron, soit 2 700 ha. Cette démarche doit rendre compte de deux facteurs majeurs structurant le réseau de fossés du marais Breton. Tout d'abord, les ouvrages définissent les différents secteurs (Figure IV.195). Ensuite, au sein de chaque secteur, l'organisation du réseau de fossés détermine des zones identifiées par leur accessibilité (point de contact avec les étiers). Le site d'échantillonnage pris au sein d'une portion de fossé est caractérisé par son appartenance à un secteur, à une zone mais également par sa typologie en termes d'habitat potentiel pour les anguilles.

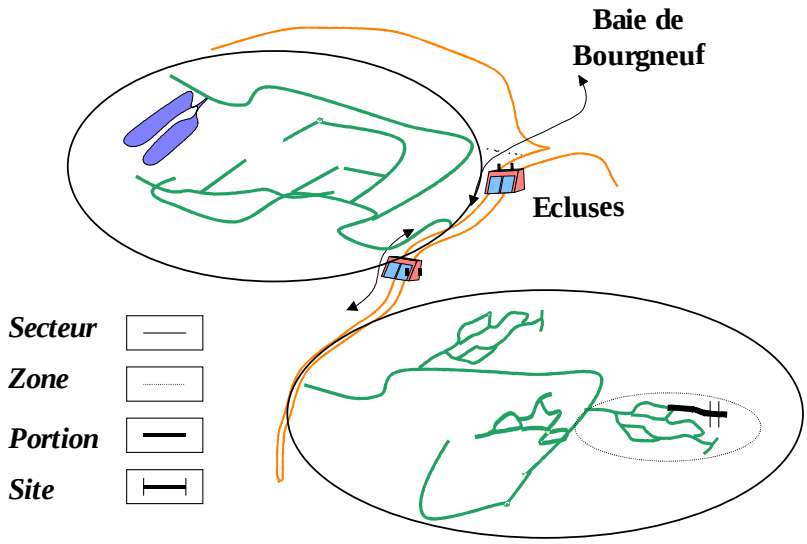


Figure IV. 195 **: Schéma des divisions du Marais de Bourgneuf en secteurs, zones, portions et sites.**

Nous avons alors défini les secteurs et les zones du marais Breton selon les connaissances acquises sur le réseau hydrographique (*cf*. Partie I).

Sectorisation du marais de Bourgneuf (3 000 ha)

La connaissance du réseau hydrographique et de la gestion des ouvrages hydrauliques permet de subdiviser cette zone en cinq secteurs (Figure IV.196). Les principales différences entre ces milieux concernent les densités de réseaux, la présence ou non de bassins, au nombre d'écluses ou à la distance au réseau primaire.

Dans la partie ex-salicole du marais de Bourgneuf, deux écluses autorisent l'accès à un premier secteur aval. Ce secteur (I), situé sur le bassin versant de l'étier du Fresne est le plus proche de la mer.

Une troisième écluse (Port la Roche) donne accès à un deuxième secteur (II) de la zone douce. Celui-ci bénéficie d'un contact direct avec l'étier de la Gravelle. Ce secteur a fait l'objet d'études plus fines, il correspond à l'échelle des 300 ha.

Aurore Baisez, 2001
Thèse de l'Université de Toulouse III et Cemagref de bordeaux

Eloigné de l'étier principal (Falleron) le troisième secteur (III) est difficile d'accès, il est constitué essentiellement des réseaux de fossés maillés d'ordre 3 à 7.

Dans la zone agricole, plus éloigné encore de l'étier principal, le réseau de fossés du quatrième secteur (IV) y est dense. Il correspond aux têtes de bassin des étiers de l'Angle, du Loyau et de la Salle.

Le dernier secteur (V) est situé en amont du Falleron dans la partie sud du marais de Bourgneuf.

Subdivision du secteur de 300 ha

Au sein des 3 000 ha, le secteur (II) d'une superficie d'environ 300 ha, peut être également subdivisé en 5 zones de par leur fonctionnement hydraulique (Figure III.197). La zone (1) dite Nord Niton, est caractérisée par un réseau maillé d'envasement moyen d'environ 40 cm. Il possède trois voies d'accès. Il est constitué essentiellement par des fossés de type 2 et 3.

La zone (2) de Grosse tête (30 ha), est située entre deux axes hydrauliques principaux, la Gravelle et le Falleron. Elle a fait l'objet de curage en 1995 sur les fossés d'ordre 2 et 3. Cette zone d'organisation du type en poche possède deux voies d'accès. Cette zone correspond à notre zone atelier.

La zone (3) dite des Ruines est un réseau maillé alimenté par un courant hydraulique permanent circulant à partir de la Gravelle par des fossés de type 2 et 3. Cette zone se particularise par un niveau moyen d'envasement faible de 36 cm et possède trois voies d'accès.

La zone (4) nord ouest Port La Roche (village Thibault), est un réseau maillé comportant des fossés d'ordre 2 et 3 moyennement envasés (40 cm).

La zone (5) appelée localement sud Niton, est un réseau avec une organisation du type en poche (une seule voie d'accès). L'envasement moyen est de l'ordre de 50 cm. Cet ensemble comprend des fossés d'ordre 3 et 4. Cette zone est dégradée et mal drainée.

Macro-répartition des anguilles sédentarisées

Méthodes

4.1.1. Effet des obstacles

Cette analyse sera effectuée par la comparaison des moyennes d'abondances d'anguilles obtenues par type d'habitats entre chaque unité hydrographique définie par les secteurs. Nous ne réaliserons pas de test statistique dans la mesure où l'échantillonnage est incomplet (*cf.* Tableau IV.116).

Tableau IV.116 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés par pêche électrique, par secteur hydrographique (de I à V), de 1987 à 1991. = aucun échantillonnage.

		Secteurs					
Campagnes PE	Types	I	II	III	IV	V	Total
1987	Type 1	2			1		3
	Type 2		1		2		3
	Type 4		3		3		6
1988	Type 1		1		2		3
	Type 2	1			1	2	4
	Type 4	2	3		4	3	12
1989	Type 1	1				1	2
	Type 2	1	2		3	1	7
	Type 4	1	2		3	3	9
1990	Type 1			1			1
	Type 2		1	3	1	6	11
	Type 4	5	4	4	3	3	19
1991	Type 1			1	1	2	4
	Type 2	1	2	2	4		9
	Type 4	3	6		4	5	18
Total		17	25	11	32	26	111

4.1.2. Effet de la structuration du réseau

Cette démarche peut être abordée à l'aide des captures réalisées au sein des types de site par pêche électrique de 1996 à 1998 (Tableau IV.117) au sein de chaque zone.

Tableau IV.117 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés par pêche électrique, par zone hydrographique (de 1 à 5), de 1996 à 1998. = aucun échantillonnage.

		Zones					
Campagnes PE	Types	1	2	3	4	5	Total
1996	Type 1		1		3	1	5
	Type 2	3	2	4	1	1	11
	Type 4	1	2			1	4
1997	Type 1	1	1			3	5
	Type 2	8	1	3	1	1	14
	Type 4	2	4			1	7
1998	Type 1	2	1			1	4
	Type 2	7	2	5	1	1	16
	Type 4	2	3		1	2	8
Total		26	17	12	7	12	74

La même analyse est réalisée à partir des captures aux nasses de 1994 à 1996 par type d'habitats pour chaque zone définie par leur organisation.

Tableau IV.118 : Nombre de sites par type d'habitats échantillonnés aux nasses, par zone hydrographique (de 1 à 5), de 1994 à 1996. = aucun échantillonnage.

		Zones					
Campagnes BO	Types	1	2	3	4	5	Total
1994	1	1	1	1	3	2	8
	2			4	2	2	8
	4	1	4		1	2	8
1995	1	1		1	3	2	7
	2			4	2	1	7
	4	2		2	1	2	7
1996	1	1	1	1	2	2	7
	2	2		4	2	1	9
	4	2	4	2	1	2	11
Total		10	10	19	17	16	72

Résultats

4.1.3. Effet des obstacles

L'année 1987 (Figure IV.198) permet de visualiser que parmi le secteur IV, le mieux échantillonné (Tableau IV.116), les abondances moyennes sont équivalentes entre les habitats. Au contraire, le secteur II montre des niveaux moyens d'abondances d'anguilles différents entre les habitats du type 2 et 4 mais nous pouvons déplorer qu'un seul site du type 2 ait été échantillonné.

L'année 1988 se particularise par de fortes abondances d'anguilles visualisées au sein du secteur I au sein des habitats 2 et 4 (les habitats du type 1 n'ayant pas été échantillonnés). Ces fortes abondances sont observées également au sein des habitats du type 1 du secteur II mais ne sont pas visualisées au sein des habitats du type 4 malgré un bon échantillonnage (N = 4). Enfin, les secteurs IV et V montrent des abondances moyennes avec des niveaux proches de ceux observés en 1987. Ces secteurs ne paraissent pas avoir bénéficiés des arrivées d'anguilles.

En 1989, il semble que ce soit un retour des abondances moyennes vers les niveaux constatés en 1987. Les habitats du type 2 montrent les plus fortes abondances au sein du secteur I tandis que celles-ci sont plus fortes pour les habitats du type 4 dans les secteurs IV et V. Les habitats du type 1 sont peu représentés dans les échantillonnages.

En 1990, le secteur I montre des niveaux moyens faibles contrairement aux deux années précédentes. Par contre, les niveaux de capture semblent être équivalent entre les secteurs II, IV et V au sein des habitats 2 et 4.

En 1991, les niveaux d'abondances moyennes observés sont encore plus faibles même au sein du secteur I.

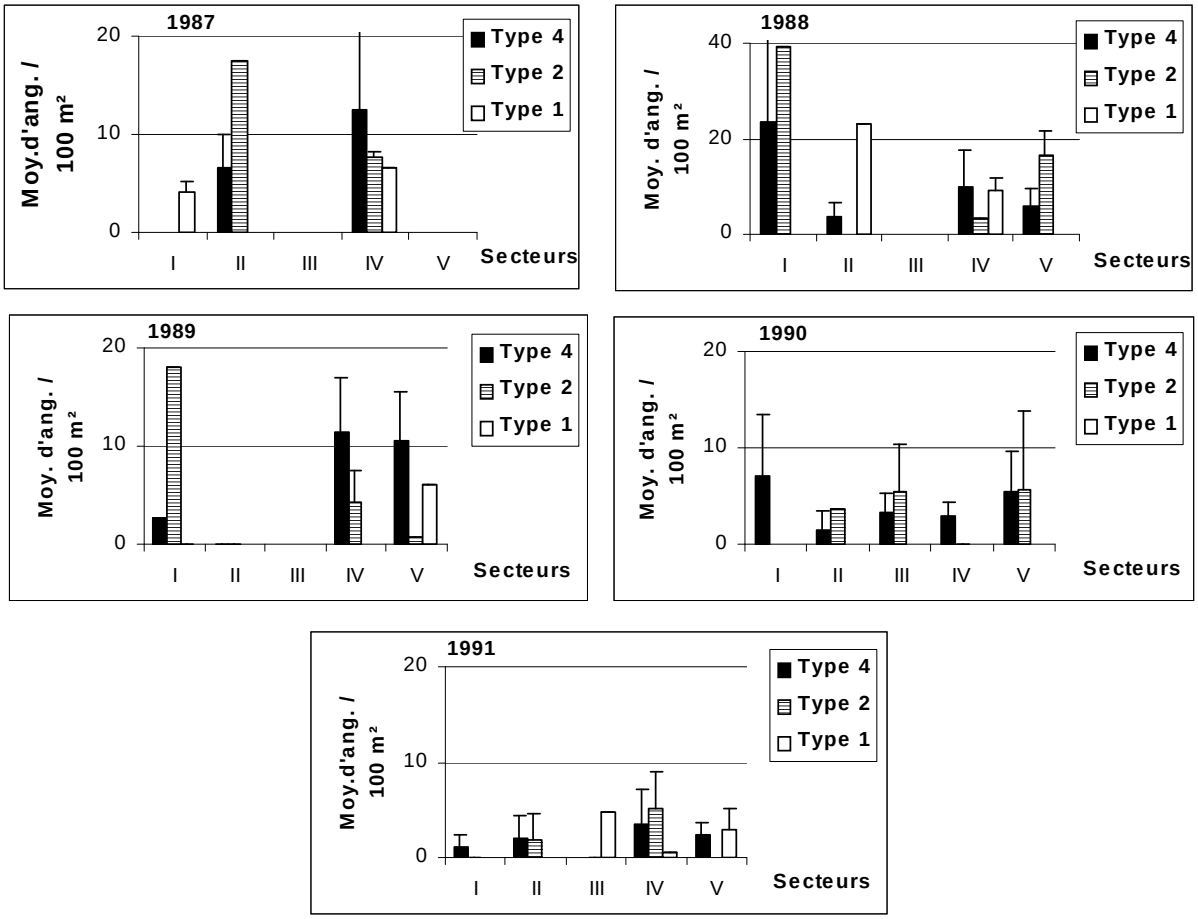


Figure IV.198 **: Abondances moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique par type d'habitats (1, 2 et 4) et par secteurs (I à V) de 1987 à 1991.**

4.1.4. Effet de la structuration du réseau

Pour l'ensemble des échantillonnages, les plus fortes captures sont réalisées au sein des habitats du type 2 et 4. Les habitats du type 2 ont généralement été les plus échantillonnés quelle que soit l'année et permettent d'effectuer des comparaisons inter zones et inter annuelles.

En pêche électrique

En 1996, les abondances moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique semblent de plus en plus faible au fur et à mesure de la diminution de la connexion au réseau primaire (Figure IV.199). Les habitats de type 2 montrent les plus fortes moyennes cependant un défaut d'échantillonnage des types 1 et 4 ne permet de généraliser ces résultats.

Concernant les années 1997 et 1998, les abondances sont nettement inférieures à celles observées en 1996 et elles semblent réparties sur l'ensemble des habitats de prime abord. Les zones 1 et 2, échantillonnées sur l'ensemble des types d'habitat révèlent cependant que les habitats du type 2 montrent les plus fortes abondances moyennes.

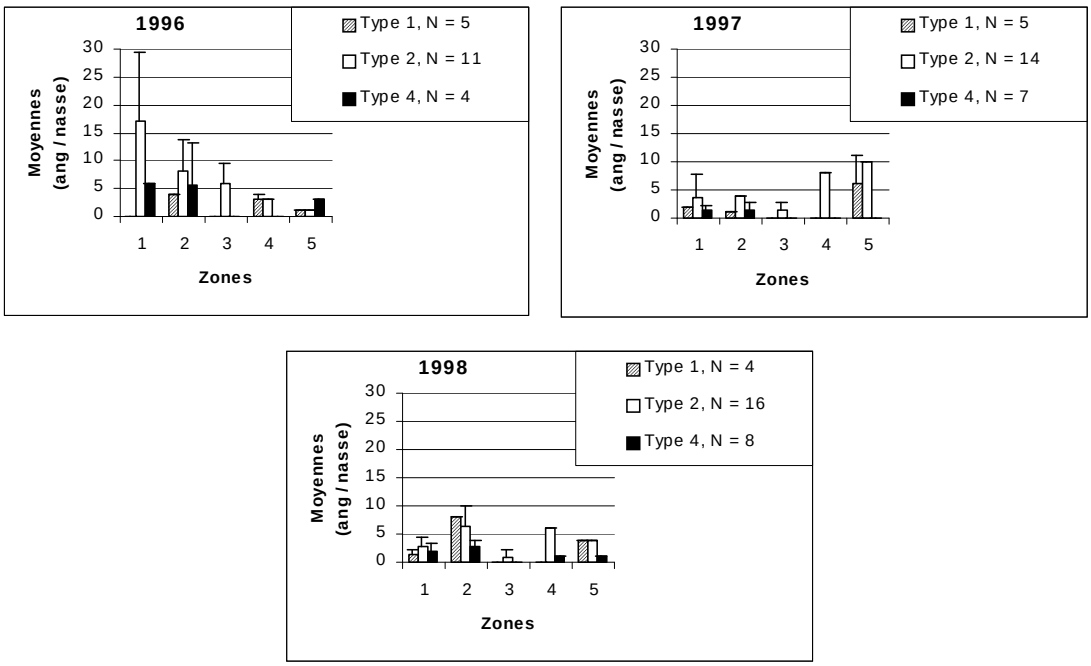


Figure IV.199 **: Abondances moyennes d'anguilles capturées par pêche électrique par type d'habitats (1, 2 et 4) et par zones (1 à 5) de 1996 à 1998.**

Aux nasses

Les résultats des captures aux nasses confirment de fortes abondances d'anguilles pour l'année 1996 localisées au sein des habitats du type 2 dans la zone 1 mais également sur l'ensemble des zones (exceptée la zone 2 où il n'y a pas eu d'échantillonnage). De 1994 à 1995, les plus fortes moyennes sont observées au sein des zones les moins accessibles mais les défauts d'échantillonnage au sein des zones 1 et 2 biaisent peut-être les interprétations.

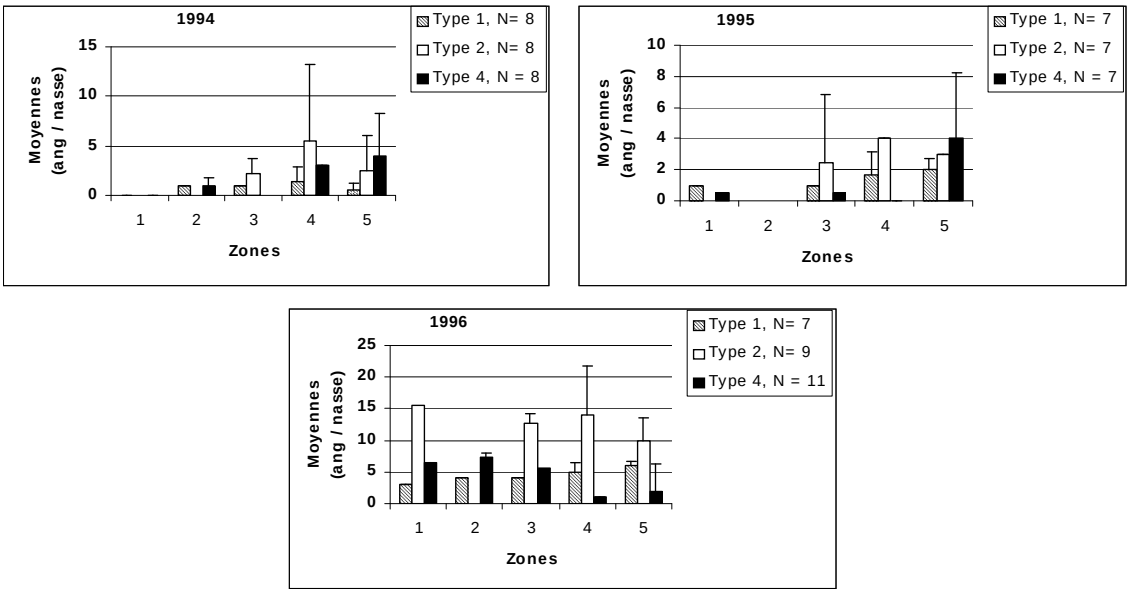


Figure IV.200 **: Abondances moyennes d'anguilles capturées aux nasses par type d'habitats (1, 2 et 4) et par zones (1 à 5) de 1994 à 1996.**

L'étude de la macro-répartition des anguilles par la stratification des habitats permet de révéler la synergie des phénomènes à l'origine des variabilités de répartition.

Tout d'abord, quel que soit le secteur ou la zone d'étude, la densité la plus forte d'anguilles est observée au sein des habitats de types 2 et 4. Dans un objectif de suivi de population d'anguilles à l'échelle du marais, il apparaît donc important de standardiser le type de site échantillonné et notamment par une différenciation entre les habitats du type 2 ou 4 et ceux du type 1 (très envasés, peu larges).

Dans un second temps, l'unité hydraulique (définie par les écluses) à laquelle appartient le site échantillonné conditionne les niveaux d'abondances observés. Ainsi, les sites de type 2 ou 4 échantillonnés à proximité de la mer permettent de visualiser des niveaux d'abondances variables entre les années. En effet, ce premier secteur peut bénéficier des recrutements annuels et montre alors une capacité d'accueil de plus de 40 anguilles par 100 m². Les sites du secteur II sont également concernés par ces recrutements mais dans une moindre mesure et plus particulièrement au sein des habitats du type 1. Il semblerait que ce phénomène corresponde à une sédentarisation des individus recrutés au sein des sites de type 1. Les sites des secteurs III à V montrent des niveaux d'abondances moyens équivalents et peu variables suivant les années. Ils correspondent à la visualisation de la population en place.

Dans un troisième temps, la structuration du réseau conditionne l'accessibilité des sites pour les anguilles. Ainsi, dans un secteur ayant bénéficié d'un recrutement, les plus fortes abondances seront observées au sein des zones en contact avec les étiers. Il apparaît ensuite une dilution des individus dans l'ensemble des habitats disponibles.

Cet essai d'extrapolation des types d'habitat pour l'étude de la macro-répartition de l'anguille au sein du marais Breton souligne l'importance de prendre en compte les facteurs structurant la population (écluses, accessibilité, type d'habitats) préalablement à toute étude d'évolution des abondances d'anguilles. Notre analyse n'a pas pu être plus précise du fait d'un échantillonnage partiel (défaut de types d'habitat dans les secteurs ou zone), il serait donc intéressant de poursuivre cette démarche dans une optique de suivi à long terme.

Dynamique de colonisation des réseaux de fossés par les juvéniles

L'année 1988, à l'échelle de 3 000 ha, se démarque des autres années de suivi (1987 à 1991) par les fortes abondances et les fortes fréquences d'occurrence des petites classes de taille (< 200 mm) au sein des 19 sites échantillonnés (*cf.* Chapitre IV.2).

De même, l'année 1996, à l'échelle d'un secteur de 300 ha situé au sein de la zone de 3 000 ha, se distingue des autres années de suivi par la forte présence des petites classes de taille pour les 20 sites, échantillonnés par pêche électrique (*cf.* Chapitre IV.2). Nous analyserons la dynamique de colonisation par les différents types de fossés du marais de ces jeunes stades d'anguilles.

Méthodes

4.1.5. Analyse à l'échelle du secteur (découpage des 3 000 ha)

Les données sont issues des captures par pêche électrique effectuées en 1988 à l'échelle des 3 000 ha au sein de 19 sites (Tableau IV.116). Les résultats sont exprimés par les abondances moyennes par classe de taille d'anguilles pour chaque secteur et par type d'habitat.

4.1.6. Analyse à l'échelle de la zone (découpage du secteur de 300 ha)

Durant l'année 1996, pour chaque type d'habitat et par zone, nous avons calculé les effectifs moyens d'anguilles capturés par pêche électrique (Tableau IV.117).

Résultats

4.1.7. Répartition du recrutement au sein des secteurs en 1988

Les abondances moyennes d'anguilles les plus élevées sont notées sur le secteur I (le plus proche de la mer) pour les types d'habitats 2 et 4 et pour des classes de taille inférieures à 120 mm (Figure IV.201). Il apparaît donc que la colonisation du milieu est réalisée par les sites les plus profonds du type primaire et secondaire.

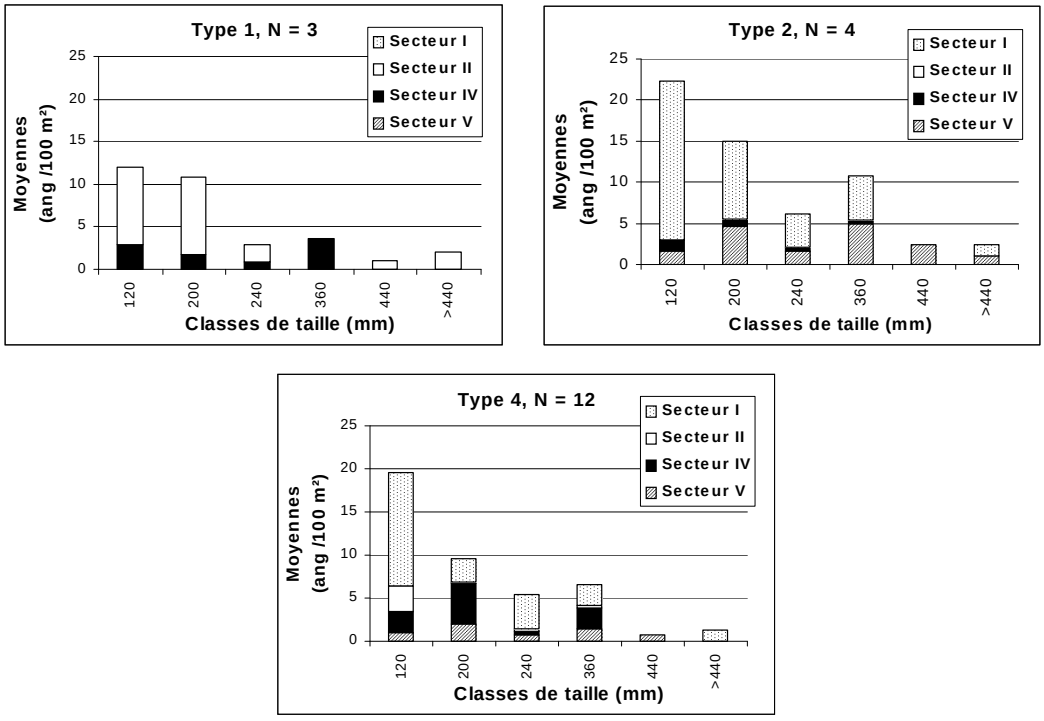


Figure IV.201 **: Contribution des secteurs aux moyennes d'anguilles par type de site (1, 2 et 4) par classes de tailles pour l'année 1988.**

Les faibles abondances de ces stades d'anguilles (< 200 mm) au sein des secteurs IV et V (les plus éloignés de l'écluse) semblent révéler une difficulté d'accessibilité à ces secteurs à partir de la première écluse. Cette hypothèse est d'autant plus vraisemblable que les plus fortes abondances des petites anguilles au sein des sites du type 1 sont notées au sein du secteur II. Ce type de site (très envasé) semble alors être un refuge pour les anguillettes. Nous pouvons également souligner que les tailles d'anguilles présentes au sein des secteurs IV et V sont alors nettement orientées vers les individus de plus grande taille de 360 à plus de 440 mm.

4.1.8. Répartition du recrutement au sein des zones du secteur II (300 ha) en 1996

L'analyse des classes de tailles (Figure IV.202) indique que de fortes abondances en 1996 sont l'effet du recrutement d'anguillettes de 200 mm, provenant probablement de la mise en place d'une passe à civelles sur l'écluse du Fresne en 1995. Ces colonisations sont observées pour la plus part au sein des sites de type 2 sur l'ensemble des zones exceptée la zone 5. Nous remarquons cependant que la zone 1 montre les plus fortes abondances des anguillettes de 120 à 200 mm tandis que les zones 2, 3 et 4 révèlent des abondances plus faibles.

Au sein des sites de type 4, seules les zones 1 et 5 semblent avoir bénéficié de ces recrutements et cela dans des proportions moindres. Enfin les sites de type 1, toujours caractérisés par la seule présence des petites gammes de taille, montre une abondance plus élevée des anguillettes au sein de la zone 2 et 4. Nous remarquons que les anguilles de plus grandes tailles (supérieures à 360 mm) sont présentes au sein des zones 1, 2 et 5 pour le type 4.

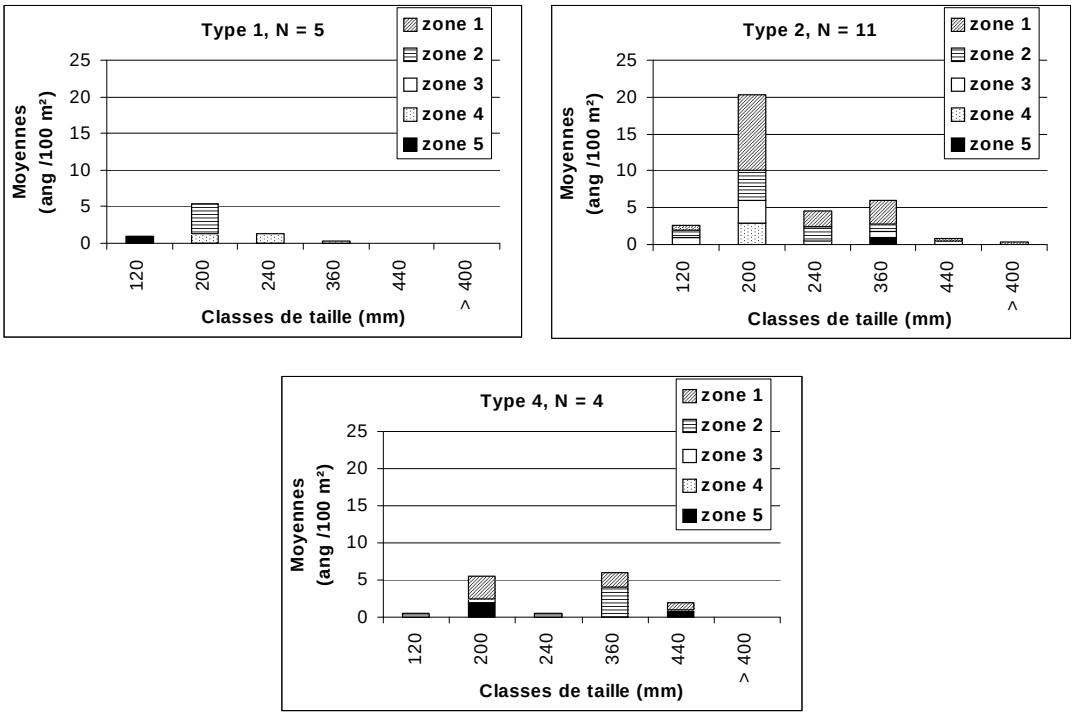


Figure IV.202 **: Contribution des zones aux moyennes d'anguilles par 100 m² (pêche électrique) par type d'habitats (1, 2 et 4) par classes de tailles pour l'année 1996.**

4.1.9. Discussion

Dans les études menées sur les bassins versants, la plupart des auteurs (Naismith & Knights, 1990 ; Barack *et al.*, 1992 ; Lobon-cervia *et al.*, 1995 ; Feunteun *et al.*, 1998 ; Lambert & Rigaud, 1999) mettent en relief l'importance majeure de la distance à la mer et des obstacles dans la répartition (densité, biomasse ou poids moyen) de l'anguille au sein des habitats. La zone d'étude de 3 000 ha, située pour l'ensemble de ces points à moins de 10 km de la mer, se soustrait de prime abord à ce facteur et nous devrions constater une répartition homogène des stades de colonisation au sein de ces milieux littoraux. Or, le recrutement constaté en 1988 par l'analyse des structures de taille révèle

que seul le secteur I en a bénéficié (*cf.* Figure IV.198). Ce secteur est situé à proximité de la première écluse tandis que les autres, plus éloignés en amont et isolés par une seconde écluse, montrent des structures de taille essentiellement orientées vers des tailles moyennes. Ces résultats confirment l'impact des vannages dans les distributions de taille d'anguilles et dans les possibilités de colonisation des réseaux de fossés même au sein d'une zone littorale.

Il apparaît que la colonisation du marais réalisée par les jeunes stades s'effectue par les types de fossés moyennement envasé (type 2) ou profonds (type 4). Ces fossés correspondent le plus souvent aux réseaux secondaires et primaires types. L'arrêt de la migration de ces stades semble correspondre à une moindre accessibilité du réseau. Les anguilles auraient alors tendance à se réfugier au sein des sites très envasés (type 1) si le niveau de densité est important.

A une échelle plus fine, au sein d'une zone ayant bénéficié d'un faible mais néanmoins notable recrutement, l'organisation hydraulique conditionne également la colonisation. En effet, les zones s'avèrent alors plus ou moins accessibles en fonction de la présence de seuils, de leur type d'organisation et de leur niveau de lien avec le réseau principal, voie d'accès des jeunes individus. En 1996, dans un contexte d'occurrence moyenne (45 %) et de faible abondance de ces jeunes stades, la zone ayant majoritairement bénéficié de ces recrutements (zone 1, *cf.* Figure IV.199) est celle dont les voies d'accès principales sont les plus nombreuses, et où le réseau a une organisation maillée. Les anguillettes se situent alors essentiellement au sein des sites moyennement envasés (type 2) et profonds (type 4). Les zones 2, 3 et 4 semblent plus difficilement colonisées par ces stades.

La zone 2 (notre zone atelier, *cf.* Figure IV.197 et II.28) montre une nette présence de ces gammes de tailles au sein des sites très envasés confirmant alors les preferunda obtenus par les nasses (*cf.* Chapitre III.3). La zone 5 révèle une carence d'anguilles de petites tailles et de faibles abondances des autres catégories révélant un problème majeur d'accessibilité. L'observation plus précise du réseau (*cf.* Figure IV.197) indique que cette zone est accessible uniquement par une seule voie et qu'elle est mal drainée.

Conclusion

Une répartition des tailles en fonction de l'éloignement aux voies d'accès avait déjà été montrée au sein des rivières par de nombreux auteurs, certains mettant en relief l'importance des obstacles dans la répartition (densité, biomasse ou poids moyen) de l'anguille au sein des habitats (Jellyman, 1977 b ; Elie & Rigaud, 1985 ; Legault, 1987 ; Feunteun *et al.*, 1992 ; 1998, *etc.*). Ce phénomène semble se reproduire ici à une échelle spatiale nettement inférieure. Ainsi, les secteurs concernés par les recrutements en 1988 à l'échelle de 3 000 ha se situent les plus proches de la mer. Ces recrutements succèdent à un hiver/printemps caractérisé par de fortes crues avec des ouvertures plus fréquentes qu'à l'accoutumée des vannes principales permettant le passage des civelles. Ces entrées, significatives mais malheureusement trop ponctuelles de civelles, ne se traduisent pas l'année suivante par une augmentation des densités d'individus de taille intermédiaire (200 – 360 mm). Ceci suggère soit une forte mortalité naturelle dans ces réseaux de fossés (pas de pêche ciblée sur ces tailles), soit une trop faible colonisation du système (marais et bassin versant correspondant) par rapport à ces capacités d'accueil, avec une dilution des individus au sein des habitats disponibles. La faible accessibilité des secteurs situés plus en amont par la présence d'écluses et leur éloignement aux étiers (Figure IV.197) se traduit par une présence quasiment nulle de ces gammes de tailles. Il faut y voir soit l'impact des ouvrages internes au marais bloquant plus ou moins la progression des

individus vers l'amont, soit la résultante d'une faible abondance initiale de ces jeunes stades (remontée vers l'amont si et seulement si forte abondance en avale). Le phénomène de colonisation semble être lié à la fois à l'accessibilité du réseau mais également aux types d'habitat. Les habitats du type 4 correspondraient alors à des axes de colonisation du marais (axes principaux). Ils seraient des voies de passage mais ne satisferaient pas les preferunda d'habitat des petites tailles d'anguilles. Au contraire, les sites de type 2 semblent répondre aux exigences de preferunda de ces gammes de taille lorsqu'elles sont bloquées sur l'axe majeur ou que les conditions de densité leur permettent. Si cette densité augmente, les individus colonisent les habitats du type 1, soulignant les relations fortes entre les occurrences et les densités.

En 1996, au sein d'un secteur plus ou moins accessible depuis l'écluse du Fresne, le type d'organisation du réseau et la connexion de ces derniers avec les étiers conditionne également la colonisation du milieu. Les réseaux maillés ayant le plus de contact avec les réseaux principaux montrent en effet une plus grande probabilité d'être colonisés. Les anguillettes seraient alors présentes dans les sites moyennement envasés (type 2). Les réseaux de fossés en poche semblent engendrer des difficultés de colonisation par ces jeunes stades. Enfin, lorsque l'entrée au sein d'une zone de type en poche est possible les anguillettes se situeraient préférentiellement au sein des sites très envasés.

Notre étude semble alors révéler un problème majeur de recrutement au sein du marais Breton par une gestion des vannages et une structuration des réseaux de fossés non adaptés à la colonisation des jeunes stades d'anguilles. Elle souligne également la nécessité d'entretien des réseaux de fossés afin de faciliter les colonisations des réseaux par ces jeunes stades mais également met en évidence l'importance du maintien d'une mosaïque d'habitats afin de permettre une sédentarisation des jeunes stades au sein des sites les plus envasés, des tailles moyennes au sein des sites moyennement envasés et enfin des plus grandes anguilles dans les sites les plus profonds.

Conclusion

Cette dernière partie de notre travail a consisté à mettre en relief les retombées de nos connaissances acquises au sein de notre zone atelier en termes de stratégies d'estimation ou de suivis des abondances aux différentes échelles d'habitat. Nous avons ainsi démontré l'importance de la période d'intervention pour l'obtention des caractéristiques de la fraction de population. En effet, la période printanière caractérisée par une forte activité des individus permet l'obtention d'indices d'abondance de l'anguille par les méthodes de déplétion mais également par le système de capture-recapture. Tandis que la période estivale, (conditions physico-chimiques difficiles pour les anguilles), aboutit à une répartition des individus par type d'habitat (établissement de gîtes) entraînant la nécessité d'une stratégie d'estimation stratifiée par habitat.

A l'échelle du marais Breton, la stratification par habitat apporte des éléments intéressants en termes de stratégie de répartition de la fraction de population. Dans un premier temps, cette démarche permet une diminution de la variabilité des indices d'abondances d'anguilles entre les sites et pourrait être à l'origine d'une réduction de la pression d'échantillonnage. Dans un second temps, la stratification révèle une variation de la répartition des individus densité-dépendante. Ainsi, durant les périodes de faibles abondances, les juvéniles semblent se disperser au sein de l'ensemble des fossés de la zone tandis que durant les périodes de fortes abondances une stratification des tailles par type de fossés est observée.

A l'échelle de la macro-réapartition de l'anguille, l'accessibilité des sites pour l'anguille, par la nécessité de franchissement des obstacles et de la connexion des sites aux réseaux principaux, conditionne la capacité d'accueil du réseau de fossés. Les analyses aboutissent à un constat d'un déficit de colonisation du marais par les jeunes stades d'anguilles, du fait d'une gestion non raisonnée des vannages principaux et d'une mauvaise connectivité des fossés entre eux. L'étude de la macro-répartition des anguilles souligne également l'intérêt de maintenir une mosaïque d'habitats dans l'optique d'une valorisation de l'espèce pour l'ensemble des stades continentaux (anguilettes, anguilles jaunes et argentées).

Concernant la mise en place d'un suivi de l'évolution de la fraction de population d'anguilles, la prise en compte de la fragmentation du milieu est essentielle. Les échantillons doivent être considérés selon leur appartenance à un secteur hydraulique et leur niveau de connexion avec le réseau principal. Une standardisation des points de mesures (secteurs, zones, types d'habitats) permettra une comparaison inter annuelle des moyennes d'abondances obtenues. Cette démarche sera adaptée pour visualiser les impacts des mesures de gestion des vannages ou la mise en place de passes.

Chapitre V : Conclusion

Apports de notre travail sur la connaissance des méthodes de suivi

L'étude de la répartition de l'anguille au sein du marais a nécessité la mise au point d'un certain nombre de techniques de suivi des individus.

Marquage individuel

Nous avons choisi et valider une méthode de marquage individuel des anguilles par des marques magnétiques. Ces petits implants (PIT-Tags) se révèlent efficaces dans les opérations de suivi en termes de croissance, de suivi de déplacements et d'estimation de fraction de population. Un protocole de marquage a alors été mis au point et paraît être transposable à d'autres espèces. Pour le marquage, 2 à 3 minutes par anguille sont alors nécessaires. Le choix du site d'insertion dépend des besoins de l'étude (orientation de la marque, préférences de l'opérateur, *etc*.). Dans notre cas, l'insertion dorsale sous cutanée a été choisie. Le temps en bac de stabulation dépendra de l'étude envisagée et de la marge d'erreur souhaitée. Un délai d'une vingtaine de jours est nécessaire afin d'aboutir à une cicatrisation complète. Enfin, nos résultats soulignent l'importance de l'expérience de l'opérateur dans le succès du marquage.

Détections automatisées

Dans un second temps, un système de détection automatisée des marques positionné au sein du marais a permis d'obtenir des informations sur les rythmes de déplacements des anguilles. Cet appareil novateur a été élaboré de manière à être complètement autonome, transportable et efficace dans la détection des marques individuelles. Il n'y a pas de donnée erronée avec cet appareil pourvu que les marques magnétiques soient insérées dans le sens de la longueur de l'animal. L'analyse des interférences possibles entre deux systèmes de détection a montré qu'une distance d'au moins 1,5 mètres doit être respectée entre les systèmes. Ce point sera particulièrement important à conserver en mémoire lors de l'installation de ce type de boucles dans les systèmes de franchissement de barrage où l'espace est réduit. Il a d'ailleurs été à l'origine d'une mise en garde de notre part à l'intention d'une autre équipe (O. Croze, Cemagref Toulouse) étudiant les transits des poissons marqués à travers des passes à poissons équipées de boucles. L'ensemble des problèmes rencontrés et des transformations apportées au système lors de notre étude ont été transmis au constructeur (Francis Scientific Instrument) et sont désormais modifier sur les nouveaux détecteurs automatisés.

Méthodes d'échantillonnages

La connaissance plus fine des techniques d'échantillonnage utilisées (limites, biais), du comportement de déplacement de l'anguille en fonction de sa taille, et enfin des facteurs de répartition à l'échelle des secteurs ont permis d'aboutir à une caractérisation des captures d'anguilles par groupe de taille.

Classes de tailles de 80 à 160 mm

L'absence des tailles situées entre 80 et 120 mm dans les captures à l'aide de bosselles est justifiée par la limite minimum de sélectivité (L0) localisée à 150 mm pour des mailles de 5 mm. Seule la pêche électrique est alors concernée lors de l'étude de ces tailles. Les pourcentages donnés par la pêche électrique ne suivent cependant pas un modèle général de population type (abondance maximale de ces gammes de taille). Cette tendance peut s'expliquer par l'absence de cette catégorie de taille du fait de l'éloignement du site d'étude vis à vis des voies d'arrivées des civelles et la présence en aval d'obstacle à la migration.

Classes de taille de 160 à 200 mm

Les anguilles de tailles situées entre 160 et 200 mm sont supérieures à la taille de rétention nulle de la nasse (L0 = 150 mm) mais en deçà de la taille de rétention maximum (L100 = 200 mm). Cependant, un phénomène d'émulation entre les individus piégés peut exister (Ximenes, 1975) et explique sans doute une rétention abusive mais non optimale de ces gammes de taille dans les nasses. Malgré ce biais d'échantillonnage, les années de recrutement sont visibles par une plus grande représentation de ces gammes de tailles. La capture par pêche électrique de ces gammes de taille semble également non optimale en raison de la difficulté d'attraction et de récupération de ces petits individus au travers de la végétation aquatique. Malgré les biais, la pêche électrique semble malgré tout la technique la plus adaptée à l'étude du recrutement via le repérage de jeunes stades.

Classes de tailles 200 à 280 mm

Cette catégorie de taille est située au-dessus de la limite de rétention maximale est pourtant sous représentée dans les captures à l'aide de nasses. Ce phénomène serait lié à un déplacement moindre de ces individus engendrant leur plus faible capturabilité par un engin passif. De plus, nous émettons l'hypothèse d'un moindre comportement de recherche d'abris de ces types d'individus.

Ces gammes de taille correspondent aux captures maximales en pêche électrique. La grande quantité de ces individus dans les fossés l'explique pour une part. Le moindre évitement de l'anode pourrait également être évoqué. Cette limite de taille a également été révélée par Willemsen (1990) qui établit une distinction entre les captures par pêche électrique des anguilles supérieures et inférieures à 280 mm. de même, Breteler *et al.* (1990) révèlent une efficience de la première prise en distinguant les anguilles supérieures à 280 mm.

Classes de taille de 280 à 360 mm

Les captures à l'aide de nasses révèlent une abondance similaire à celle de la pêche électrique. Malgré un déplacement faible au sein des réseaux, leur comportement de recherche d'abris serait plus favorable à leur capture par les nasses. Cette catégorie est bien représentée dans les captures par pêche électrique. Certains auteurs ajoutent que la pêche électrique est sélective car elle capture un plus grand pourcentage de tailles moyennes d'anguilles que la population par classe ne le suggère (Berg, 1989). Cette catégorie de tailles d'anguilles semble donner la meilleure image de la population en place quel que soit l'engin d'échantillonnage utilisé. Dans le but d'obtenir une évaluation du stock

dans les milieux continentaux, l'analyse ciblée sur cette catégorie de taille semble donc être une formule à privilégier.

Classes de taille de 360 à 440 mm

Nous constatons une à deux fois moins de captures de ces individus par pêche électrique comparativement aux bosselles. Ce constat suggérant une sous-estimation des effectifs de 360 à 440 mm par pêche électrique est cependant controversé par les taux faibles de capture d'individus non marqués en 1999 à l'aide des nasses. Les forts taux de recapture ne seraient pas alors la résultante d'un plus fort comportement de 'homing' de ces individus mais d'une plus forte mobilité. Ce comportement entraîne une majoration de leur effectif lors des captures à l'aide de nasses, par leur addition 'abusive' à un site donné. La pêche électrique observant une portion de fossé de l'ordre de 100 m² à un moment donné, intègre quant à elle leur répartition et leur abondance au sein de l'ensemble du système.

Classes supérieures à 440 mm

Ces classes de taille sont quasiment absentes des échantillonnages par pêche électrique. Ces résultats proviennent du faible nombre de ces individus dans le milieu et donc de la faible probabilité de les intercepter dans un secteur unitaire de 100 m², mais également d'un phénomène d'évitement de l'anode d'autant plus marqué que la conductivité et la profondeur d'eau sont fortes. Au contraire les nasses, profitant de la plus grande mobilité de ces individus, permettent une capture quasiment totale de cette gamme de taille sur un secteur d'une surface de 1,24 ha et à l'aide de dix couples de nasses à raison de 4 jours de capture du mois de mars au mois de novembre 1998.

En conclusion, les différences de structures de taille visualisées par les différentes techniques d'échantillonnage sont très liées aux variabilités de comportement (déplacements) des divers groupes de taille. Ce constat souligne l'intérêt d'intégrer cette notion lors d'une estimation de stock (analyse et interprétation par groupe de taille).

Classes de taille	Pêche électrique	Bosselles
80-160	Peu accessible	< L0
160-200	Difficultés de capture	L0 < T < L100
200-280	**Bonne capturabilité**	Faible capturabilité
280-360	**Bonne capturabilité**	**Bonne capturabilité**
360-440	Sous représentée	Accessible
> 440	Absente	Sur-représentée (mobilité)

Tableau V.121 : ***Estimation de la validité des captures par groupe de taille d'anguilles en fonction des techniques d'échantillonnage utilisées.***

Caractérisation des habitats

L'étude de l'anguille dans les réseaux de marais doit prendre en compte l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques des milieux aquatiques présents ainsi que la variabilité temporelle de ces caractéristiques (effets saisonniers, colmatage régulier et significatif, curages plus ou moins fréquents).

A l'échelle de l'arc de fossé, différents descripteurs auraient été retenus pour décrire l'état physique des habitats, leurs caractéristiques végétales ainsi que leur qualité physico-chimique. Nous avons alors défini un protocole de caractérisation suivant la méthode des transects développée par Platts *et al*. (1983) en prenant en compte les caractéristiques morphométriques des sites (largeurs, hauteurs d'eau et de vase, pentes). Le compartiment végétal a été abordé par des prélèvements standardisés aboutissant à des mesures semi-quantitatives et quantitatives (diversité spécifique, bio-volume, *etc*.) inspirées des méthodes de Gaston (1995). Cette démarche permettant la définition des habitats de marais a notamment été extrapolée en vue d'une étude des fonctions biologiques des fossés de marais doux (Botto *et al*., 1999).

En ce qui concerne les analyses des relations anguilles – habitats, ce procédé a permis de révéler l'importance des niveaux d'envasement dans la répartition différentielle des groupes de taille d'anguilles. Les sites s'expriment alors en quatre types suivant leur niveau d'envasement. Nous avons constaté que ces caractérisations en type sont très liées aux fonctions hydrauliques des fossés (ordres) caractérisées par des fréquences différentes de curage. Ce niveau d'envasement est également issu du niveau d'atterrissement propre à chaque site, dépendant de l'orientation du vent, du volume de débris végétaux, de l'effondrement des berges par les ragondins, *etc*. La stratégie consistant uniquement en un choix des sites en fonction de leur ordre hydraulique comporte donc des biais que nous pouvons aisément éviter par des mesures des niveaux d'envasement.

Fonctionnement du marais pour l'anguille

De fortes fréquences d'occurrence se traduisant par des indices d'abondances relativement élevés ont été observées sur l'ensemble du marais. Malgré cette forte présence, l'anguille se répartit de manière très hétérogène au sein des différents habitats disponibles. Cette distribution est variable dans le temps et dans l'espace.

La colonisation du marais par l'anguille s'effectue au printemps au gré des ouvertures des vannages et des phénomènes de crues. La présence des petites classes de taille (recrutement) se distingue alors au sein des zones les plus proches de la mer où l'accessibilité est favorisée par un faible nombre d'écluses. Au sein d'un secteur hydraulique donné, la variabilité de présence de ces jeunes individus semble être également liée à la plus ou moins grande accessibilité depuis les émissaires principaux, ceci étant sous la dépendance de la structuration du réseau (poche, maillée). Lorsque la colonisation n'est plus possible (présence de seuil, d'écluses fermées, *etc*.) les anguilles de petites tailles avanceraient dans le chevelu vers les sites les plus envasés à mesure de l'augmentation de leur abondance.

Au sein d'une zone isolée hydrographiquement, un rythme saisonnier de déplacement et de comportement des anguilles en fonction de leur taille a été constaté. Durant les phases printanières (mars à mai), les petites tailles sont les plus actives (colonisation). La croissance mensuelle est alors de l'ordre de 8 mm. Dès cette phase printanière, une stratification de la répartition des individus en

fonction de leur taille est observée. Les petits individus (< 280 mm) semblent se propager sur l'ensemble des fossés mais constituent l'essentiel de la fraction de population des sites confinés, étroits, envasés et ayant de forts recouvrements en hélophytes sur les berges, sites que nous avons qualifiés de type 1. Il correspond aux fossés tertiaires colmatés dont la périodicité des curages est de l'ordre de 20 ans voire plus. Les anguilles de grande taille (> 440 mm) sont essentiellement présentes dans les fossés les plus profonds, peu envasés. Ces fossés correspondent sur notre zone atelier aux fossés secondaires récemment curés (inférieur à 5 ans). Ce type d'habitat à niveau d'envasement faible à modéré est souvent rencontré dans les réseaux primaires à secondaires (entretien par la collectivité). Nous supposons d'ailleurs un déplacement des anguilles de plus grande taille au sein de ces émissaires principaux, en raison d'un preferunda de profondeur d'eau mais également en vue d'une migration génésique. Ces émissaires constituent alors les voies de dévalaison. Les déplacements des anguilles de plus de 440 mm semblent être plus fréquents et de plus grande ampleur que ceux des petites anguilles. Enfin, les anguilles de taille moyenne, les plus abondantes au sein du réseau, se répartissent de manière plus homogène. Leur présence est fréquente dans les sites moyennement (type 2 et 3) à peu envasés (type 4) et plus ponctuellement au sein des sites très envasés (type 1) révélant par-là une bascule des preferunda de sites pour des tailles de l'ordre de 280 mm. La majorité des déplacements de l'ensemble des individus durant les phases printanières est alors notée après le coucher du soleil et avant le lever du jour.

Durant la phase estivale (juin à août), le marais subit un confinement par la fermeture des vannages et l'absence de crues. Les niveaux d'eau baissent, la température s'élève (20°C et plus) et les taux d'oxygène dissous au petit matin sont très faibles du fait de la consommation par le sédiment, de la sénescence des algues filamenteuses et du développement des hydrophytes flottants réduisant considérablement les échanges d'oxygène de surface. Cette situation engendre une modification du comportement des anguilles. Elles se stabilisent alors sur un site selon des preferunda de taille. Un fort comportement de 'homing' (capture systématique à un même site qualifié de gîte) s'établit alors. Cependant, cet attachement à un site n'est pas synonyme d'un petit domaine vital ('home range'). Durant cette période, deux types de déplacement sont alors décelables, les déplacements de plus fortes amplitudes de l'ordre de 200 à 300 m (correspondant au domaine vital) sont notées après le coucher du soleil et avant le lever du jour tandis que des déplacements locaux (proches de leur site de résidence) sont effectués en période diurne. Nous avons constaté une diminution de la croissance entre la période printanière et estivale (mai-juin) pouvant être à l'origine d'une strie d'arrêt croissance dans les otolithes. Ce phénomène résulterait d'un changement de comportement induisant une perte énergétique voire un arrêt de l'alimentation durant ces périodes critiques (faibles taux d'oxygène nocturnes) tandis que l'établissement des gîtes estivaux aboutirait aux plus forts taux de croissance mensuelle (de l'ordre de 12 à 15 mm).

La phase automnale (septembre à novembre), souvent synonyme de retour des pluies déconfine le marais. Les anguilles de grandes tailles montrent alors de nouveau une forte activité. Deux hypothèses peuvent être avancées. D'une part, ces déplacements automnaux correspondraient à une approche de la saison de dévalaison (Adam, 1997). Ils peuvent également provenir d'une plus grande sensibilité à la température de ces individus de grande taille. L'approche de la saison froide créerait alors une recherche d'abri hivernal.

Enfin, la phase hivernale (décembre à février), caractérisée par des températures faibles de l'ordre de 6°C, provoque une très nette diminution d'activité de déplacement. Les anguilles s'envasent au sein de sites larges et à niveau de vase relativement important (type 3). Durant cette période, la croissance est très ralentie (1 mm par mois).

Suivi de population par des indices pertinents

Le point de départ de notre analyse était la recherche des stratégies optimales pour obtenir deux indicateurs sur la fraction locale de population d'anguille dans les marais. Le premier consiste à visualiser un niveau de recrutement de l'anguille dans ces milieux, l'observation aux ouvrages (passes) en période printanière et estivale pouvant ne pas rendre compte de la totalité des entrées (passages en hiver début printemps lors des crues). Le second vise à obtenir un signal sur l'état de la fraction de population en place dans les réseaux.

Dans les deux cas, il apparaît que d'importantes contraintes quant à l'échantillonnage à mettre en œuvre sont à prendre en compte. L'organisation spatiale avec un effet secteur, (obstacles à la migration et type d'organisation des réseaux de fossés) et un effet site (hauteur d'eau, de vase, *etc*.) des milieux aquatiques présents sur le territoire constitue le premier élément à considérer.

Les contraintes techniques (temps passé, limites des différents engins, objectifs de recherche) constituent le deuxième élément de choix. Enfin, la période d'intervention devra être raisonnée. Derrière l'ensemble de ces considérations (sites, engins, dates) se profilent bien sûr les types de comportements de l'anguille au sein de ces zones et vis à vis des engins utilisés, évoqués précédemment.

Indice de recrutement

Pour obtenir le niveau de recrutement de l'anguille dans les marais, la prise en compte de la stratification de l'espace est indispensable et la technique d'échantillonnage doit être adaptée. Nous devons alors intégrer préalablement à tout prélèvement l'éloignement à la mer par les écluses et l'organisation des fossés présents. Etant donné les tailles d'anguilles étudiées (inférieures à 200 mm), la pêche électrique est la seule technique utilisable. Un premier élément de réponse est donc établi par le choix d'une échelle (sectorisation) et d'une technique d'échantillonnage (pêche électrique).

Les analyses de distributions ont souligné le caractère agrégatif de ces individus de petites tailles. La probabilité de visualiser de manière pertinente la qualité d'un recrutement est donc liée au nombre de sites inventoriés. Les inventaires par passages uniques demandent moins de temps que les échantillonnages classiques et peuvent permettre une investigation sur un plus grand nombre de sites (Feunteun, 1994). Nous avons démontré à ce propos que 69 à 82 % des anguilles sont capturées lors de ce premier passage. La solution du sondage unique peut donc permettre de valider la présence de jeunes individus dans une zone.

Les obstacles à la migration tels que les vannages, les seuils ou le type d'organisation des fossés sont indispensables à prendre en compte. Dans le but de visualiser le déroulement du recrutement, un échantillonnage au sein du secteur le plus proche de la mer sur un nombre important de sites du type 4 (secondaires) semble intéressant. La surveillance de l'occurrence uniquement sur le réseau collectif s'avère suffisante pour identifier dans quel contexte de recrutement nous nous situons. La quantification de ce recrutement réclame par contre une étude plus fine. Elle peut être réalisée durant les mois automnaux (phase durant laquelle les individus stabulent à un site donné) sur les gammes de tailles de 200 à 280 mm (recrutement de l'année), mieux échantillonnées par pêche électrique. Les sites échantillonnés peuvent alors faire l'objet d'une estimation par le succès de capture et une extrapolation peut être effectuée au prorata des types de sites présents au sein de

la zone étudiée. Cette étude peut également être effectuée durant les mois printaniers (mai) avec une répartition à priori plus homogène des individus au sein du réseau mais très dépendante de la durée de colonisation du réseau (arrivées de civelles en février-mars).

Etude de la fraction de population

Le choix des échelles d'observation est certainement l'un des plus difficiles à effectuer lors de l'établissement du plan d'échantillonnage. L'absence de critère certain ajouté à la carence de modèle concernant les échelles espace-temps font que la plupart des études sont réalisées avec une vision intuitive du chercheur ou de l'équipe d'intervention. Les études de fraction de population sont donc la résultante des connaissances de l'opérateur, de son expérience antérieure et des hypothèses de travail. Ce fait ne facilite pas notamment la comparaison entre les sites et les années.

Devant la grande variabilité de répartition des classes de taille d'anguilles, la nécessité de procéder à un échantillonnage stratifié et raisonné semble incontournable. Smogor *et al.* (1995) soulignent cependant la difficulté de mettre en place un modèle permettant d'évaluer la densité des individus en tenant compte de l'hétérogénéité de l'habitat.

L'échantillonnage stratifié est une technique qui consiste à subdiviser une population hétérogène en sous population ou 'strates' plus homogènes, mutuellement exclusives et collectivement exhaustives. La population hétérogène d'effectif N est ainsi découpée en *k* strates plus homogènes d'effectifs N_h de telle sorte que $N = N_1 + N_2 + N_3 + N_h + \ldots + N_k$. Un échantillon indépendant est par la suite prélevé au sein de chacune des strates en appliquant un plan d'échantillonnage au choix de l'écologiste (Scherrer in Frontier, 1983).

Les critères de division en strates sont très nombreux, mais peuvent être regroupés dans notre cas en deux catégories. Le premier niveau se situe à un niveau macroscopique avec un 'découpage' raisonné du paysage. Cette division de l'espace doit répondre à des facteurs stratificateurs ayant trait au mode d'occupation de l'espace par les organismes étudiés (Frontier, 1983). Dans notre cas, il a été élaboré en fonction des éloignements à la mer par les écluses puis au sein d'un secteur hydrographique par les types d'organisation des surfaces en eau. Le second niveau de la stratification revient à subdiviser chaque strate précédente sur la base de la connaissance des relations entre des descripteurs principaux des sites et les divers groupes de taille de la population étudiée. Dans notre cas, les sites très envasés constitueront la base d'échantillonnage des anguilles inférieures à 280 mm, les sites moyennement envasé (entre 40 et 60 cm) présentant des largeurs moyennes (3,5 mètres) étudieront les classes de 280 à 360. Enfin, les fossés peu envasés (inférieurs à 50 cm) permettront d'obtenir la fraction des anguilles de grande taille. Cette dernière est mal échantillonnée par pêche électrique, une campagne de marquage recapture par les nasses en phase printanière est alors recommandée.

Cette stratification de la répartition des tailles d'anguilles entraîne bien sûr une multiplication du nombre de sites (quatre types différents) au sein de chaque unité hydraulique. Si cette démarche est envisageable à petite échelle (quatre sites pour 30 ha) elle engendre un nombre considérable d'échantillons à l'échelle du Marais breton d'une surface de 36 000 ha. Nous émettons donc l'hypothèse d'une estimation au sein de zones témoins susceptibles de représenter l'ensemble du marais, zones qui seraient suivies de manière régulière. Par exemple, le choix d'une zone à

proximité des vannages et d'une autre plus en amont permettrait d'atténuer les effets des distances aux voies d'arrivée de civelles.

Ce choix spatial étant réalisé, le choix de la fréquence et des dates des prélèvements est un nouvel élément stratificateur à prendre en compte. Ce choix doit intégrer les variations saisonnières, lunaires et nycthémérales de l'occupation de l'espace par les individus à échantillonner. Notre étude a permis de démontrer une variabilité de comportement et d'intensité de déplacement en fonction de la saison. Ainsi, les individus seraient très faiblement actifs lorsque les températures sont inférieures à 13°C.

La conception du protocole d'échantillonnages réalisé en période printanière à l'aide des nasses doit bien sûr intégrer ces seuils de température. Ainsi, un échantillonnage avec une forte pression de marquage en avril – mai et une campagne de recapture en juin permettrait de profiter du fort déplacement des individus durant ces périodes. Ce choix de saison éviterait les biais d'estimation dus à une plus forte probabilité de capture des anguilles marquées en période estivale par une fidélisation des individus à un site donné. Cependant, ces estimations ne concernent que les individus de taille supérieure à 250 mm et auraient tendance à surestimer les individus de grande taille.

Pour les estimations à l'aide des pêches électriques, de la même façon que pour l'obtention des indices de recrutement deux options semblent intéressantes à tester. La fin de la période estivale permet un échantillonnage d'une répartition stabilisée des individus dans les milieux. La phase printanière (mai) révèle une répartition plus homogène due aux déplacements importants des individus au sein des réseaux. Quoi qu'il en soit, la période de juin retenue jusqu'à présent est à écarter. Elle correspond selon les années à un contexte printanier ou à un contexte estival avec bien entendu des niveaux de variabilité de répartition très différents.

Questionnement sur la gestion des milieux

Il apparaît dans un premier temps, une importance toute particulière à accorder à la gestion des écluses et des systèmes de vannages. Les ouvertures de ces ouvrages en période hivernale, printanière et estivale sont susceptibles de permettre directement l'entrée des anguilles de petites tailles (recrutement). Leur ouverture en période automnale et hivernale contribue bien sûr aux sorties des individus géniteurs potentiels. L'évacuation fréquente des crues lors de ces périodes est garante d'une existence de nombreuses 'fenêtres' de sorties.

Le problème de la colonisation est plus délicat et l'étude plus approfondie des mécanismes de migration serait à même de permettre d'optimiser la gestion et / ou l'aménagement des obstacles principaux. L'entrée significative de jeunes individus suppose d'une part un attrait (lâcher d'eau) et une possibilité de franchissement (passe ou manœuvre). Le premier aspect plaide pour un allongement des périodes de lâchers en fin de printemps début d'été. Des évacuations moins brutales et massives lors des épisodes pluvieux mais non exceptionnels (crues) permettraient de disposer d'un volume potentiel d'attrait sur une plus longue durée.

En ce qui concerne la poursuite de la colonisation au sein du marais, le nombre et l'état des connexions avec le canal principal participe à favoriser le phénomène pour un secteur donné. De

manière directe, cette prise en compte dans l'aménagement du réseau peut contribuer à l'augmentation des capacités d'accueil du marais vis à vis de l'anguille.

Enfin, concernant les fossés eux-mêmes, les sites les plus favorables à l'anguille sont ceux où la profondeur d'eau est importante avec un faible envasement. Ce constat plaide de prime abord pour un curage régulier des fossés. Cependant l'observation plus précise des résultats de preferunda souligne que ce type de fossés est surtout favorable aux anguilles de grandes tailles (supérieures à 440 mm). Les petites tailles trouvent plutôt refuge dans des sites envasés, dépourvus d'anguilles de grand gabarit (faible compétition). Une gestion raisonnée doit donc être entreprise avec un curage régulier des fossés permettrait alors de respecter une mosaïque d'habitats favorables à l'accueil des anguilles de petite taille et à leur sédentarisation, puis à la présence d'habitats adaptés aux plus grandes tailles. Ce constat ou plutôt cette préconisation rejoint d'ailleurs celle faite par divers groupes de travail ayant commencé à examiner les relations entre les actions de curage et les fonctions hydrobiologiques des fossés (Newbold *et al*., 1989 ; Botto *et al*., 1999)

A

Achord, S., Matthews, G.M., Johnson, O.W. & Marsh, D.M. (1996). Use of Passive Integrated Transponder (PIT) Tags to Monitor Migration Timing of Snake River Chinook Salmon Smolts. North American Journal of Fisheries Management 16: 302-313.

Acou A., E. Feunteun & Lambert, P. (1999). Recueil de références bibliographiques européennes concernant l'anguille (*Anguilla anguilla* L.) sur la période 1994-1998. GRISAM**:** 73.

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 envitonementaux et anthropiques. Cemagref de Bordeaux.: 353.

Adam G. & Elie P. (1994). Mise en évidence des déplacements d'anguilles sédentaires (*Anguilla anguilla L.*) en relation avec le cycle lunaire dans le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 123-132.

Aker, V.E. & Koops H. (1973). Untersuchungen ûber Aalbestande inder Deutschen Bucht. Archive fûr Fischereivissenschaft 24: 19-39.

Anderson R. O. & Gutreuter, S.J. (1983). Chapter 15. Length, Weight, and association structural indices., Fisheries techniques. Nielsen L. A. & D. L. Johnson ed. American Fisheries Society. 283-300 p.

Andreev N. N. (1966). Chapter 5. Stationnary nets (traps). S. Monson, Wiener Bindery Ldt., Jerusalem : 120-396.

Anonyme (1976). First report of the working group on stocks of the european eel. Charlottenlund; Denmark: 32.

Aprahamian, M.W. (1988). Age structure of eel (*Anguilla anguilla*, L.) population in the rivers Severn (England) and Dee (Wales). Aquaculture and Fisheries Management 19: 365-376.

Arnason A. N. & Schwarz, C.J. (1995). POPAN4 : enhancements to a system for the analysis of mark-recapture data from open populations. J. Appl. Statistics 22: 785-800.

Auttunes C. & Weber, M. (1996). Abundance and distribution of eel (Anguilla anguilla) in the Rio Minho. International Revue des Gesamten Hydrobiologie 75(6) : 795.

B

Bachiel T. & Welcomme, R.L. (1980). Guidelines for sampling fish in inland waters. Eifac Technical Paper 33: 55-70.

Badia, J., Faivre, R., M. H. Charron, P. Prouzet, J. Dumas & Cuende, F.X. (1996). Estimation de probabilité par le modèle linéralisé. Application au saumon (*Salmo salar* L.). J. Ferraris, D. Pelletier, M. J. Rochet. Nantes, France, ORSTOM Ed.**:** 65-69.

Badia J., F. Spitz & Valet, G. (1991). Estimate of the size of a hunted population. Ecological Modelling 55: 113-122.

Badia J. & Maublanc, M.L. (1983). Etude de la survie des mouflons du Caroux-Espinouse. Tiret à part, INRA Centre de recherche de Toulouse: 8 pages.

Bagliniere, J.L. (1998). Habitat. Rennes, France, INRA**:** 20 pages.

Bailey, N.J.J. (1951). Onestimating the size of mobile populations from recapture data. Biometrics 38: 293-306.

Bain M. B., J. T. Finn & Booke, H. E. (1988). Streamflow regulation and fish community structure. Ecology 69 (2): 382-392.

Baisez, A. (1997). Outils et méthodes d'échantillonnage d'une fraction de population d'anguille (Anguilla anguilla, L. 1758), dans un marais littoral (Domaine de Certes, bassin d'Arcachon). Bordeaux, cemagref**:** 72 pages + Annexes.

Baisez, A., C. Rigaud & Feunteun, E. (2000). Hétérogénéité de répartition de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) observée par pêche électrique dans un marais endigué de la côte atlantique française (Marais breton). Cybium sous presse.

Barak, N.A.E. & Masson, C.F. (1992). Population density, growth and diet of eels, *Anguilla anguilla* L., in two rivers in eastern England. Aquaculture and Fisheries Managment 23: 59-70.

Baras, E., B., Salmon & Philippart, J. C. (1994). Evaluation de l'efficacité d'une méthode d'échantillonnage par nasse des anguilles jaunes (*Anguilla anguilla L*) en migration dans la meuse. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 7-16.

Baras, E. & Jeandrain, D. (1998 a). Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* with biotelemetry transmitters. Hydrobiologia in press: 1-5.

Baras, E., D. Jeandrain, B. Serouge & Philippart, J. C. (1998 b). Seasonal variations in time and space utilisation by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. Hydrobiologia. 371/372**:** 187-198.

Bayley, P. B. (1992). Quasi-likelihood estimation of marked fish recapture. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2077-2085.

Begon, M. (1979). Investigating animal abundance : capture-recapture for biologists. 97 p.

Berg, R. (1989). The assessment of size-class proportions and fisheries mortality of eel using various catching equipment. Porto, Portugal, EIFAC; Working group on eel.**:** 1-16.

Bergersen, R. & Klemetsen, A. (1988). Freshwater Eel *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway, with Emphasis on Occurence, Food, Age,and Downstream Migration. Nordic J. Freshwater Res. 64: 54-66.

Bergman, P. K., F. Haw, H. L. Blankenship & Buckley, M. (1992). Perspectives on Design, Use, and Misuse of Fish Tags. Fisheries 17, N° 4: 20-25.

Bertrand, G. (1991). La nature en géographie un paradigme d'interface. 2-16 p.

Beumer, J. P. (1979). Feeding and movement of *Anguilla australis* and *A. reinhardtii* in Macleods Morass, Victoria, Australia. J. Fish Biol. 14: 573-592.

Blach J., Bauchot, M. L. & Saldanha, L. (1973). Anguillidae. In Hureau & Monod, T. Check-list of the fishes of the North-eastern Atlantic and on the Mediterraean : 220-222.

Blanc L., Chessel, D. & Dolédec, S. (1998). Etude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux de relevés faunistiques totalement appariés. Bull. Fr. Pêche Piscic. 348: 1-22.

Blaxster, J.H.S. & Dickson, W. (1959). Observations on the swimming speeds of fish. J. Cons. Int. Explor. Mer. 24: 472-479.

Bohlin T. & Cowx, I. G. (1990). Chapter 22. Implications of unequal probability of capture by electric fiching on the estimation of population size., Cowx I. G. 145-155 p.

Bovee, K. D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the instream flow increment methodology. U. S. Fish and Wilflife Service, Instream Flow Information. FWS/OBS. Paper 12: 26-82.

Bozeman, E.L., G. S., Helfman & Richardson, T. (1985). Population Size and Home Range of American Eels in a Georgia Tidal Creek. Transactions of the American Fisheries Society 114: 821-825.
Brandt, A. V., a. (1971). An account of the variatious kinds of traps employed for the capture of eels. Rome: 69-79.

Brandt, A. V., b. (1971). Eel fishing methods-an introduction. Rome: 16-25.

Brännäs, E., H. Lundqvist, E. Prentice, M. Schmitz, K. Brännäs & Wiklund, B.S. (1994). Use of Passive Integrated Transponder (PIT) in a Fish identification and Monitoring System for Fish Behavioral Studies. Transactions of the American Fisheries Society 123: 395-401.

Breteler J. G. P. K., A. J. P., Raat & Grimm, M.P. (1990). Efficiency and selectivity in fishing with electricity. Developments in Electric Fishing. E.I.G. Cowx**:** 219-229.

Briand, F. (1998). Arzal sort de l'imp"passe". Eau libre 24: 38-43.

Brothers, E. B. (1987). Methodological approach to the examination of the otoliths in aging studies. In : The age and growth of fish. S.R.C.a.H.G. E. (Eds), Lowa State University Press, USA. 319-330.

Brownie, C., J. E. Hines, J. D. Nichols, K.H.P. & Hestbeck, J.B. (1993). Capture-recapture studies for multiple strata including non Markovian transitions. Biometrics 49: 1173-1187.

Bruslé, J. (1989). L'anguille et anguilliculture. Aquaculture. G. Barnabe, Lavoisier**:** 803-836.

Bruslé, J. (1990). L'anguille européenné (*Anguilla anguilla*), une espéce jugée commune jusqu'à la dernière décénnie, mérite-t-elle d'acquérir aujourd'hui le statut d'espéce menacée ? Bull. Soc. Zool. Fr. 114((3)) : 61-73.

Bruslé, J. (1994). L'anguille européenne *Anguilla anguilla*, un poisson sensible aux stress environementaux et vulnérable à diverses atteintes pathogènes. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 237-260.

Bruyère, F. (1993). Suivi de la reconstitution par alevinage naturel d'un stock d'anguilles en marais littoral saumâtre. Bordeaux, ENSAT. Cemagerf. 77 pp + annexes.

Burel, F., J. Baudry, P. Clergeau, P. Constant & Eybert, M. C. (1992). Approche spatiale des phénomènes écologiques : échelles et hiérarchies. Bull. Eco. 23 (1-2): 93-101.

Burkhardt, R. W. & Gutreuter, S. (1995). Improving electrifishing catch consistency by standardizing power. North American Journal of Fisheries Management 15: 375-381.

Burnet, A.M.R. (1969). The growth of New Zealand freshwater eels in three Canterbury streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 3: 376-384.

C

Cantrelle, I. (1984). Les populations de civelles d'*Anguilla anguilla* L. en migration dans l'estuaire de la gironde. Vie Milieu 34 (2-3): 109-116.

Cantrelle, I. (1984). Le marquage par coloration appliqué à l'étude des migrations des civelles (*Anguilla anguilla*, Pisces, Anguillidae). Cybium 8 (3): 69-78.

Capra, H., P. Breil & Souchon, Y. (1995). A new tool to interpret magnitude and duration of fish habitat variations. Regulated rivers: research & management 10: 281-289.

Carl, F. L. & Strub, M.R. (1978). A new lethod for estimating population size from removal data. Biometrics 34: 621-630.

Carss, D.N. (1993). Grey heron, Ardez cinerea L., predation at cage fish farms in Argyll, western Scotland. Aquaculture and Fisheries Managment 24: 29-45.

Carss, D.N., D. A Elston., K. C. Nelson & Kruuk, H. (1999). Spatial and temporal trends in unexpoited yellow eel stocks in two shallow lakes and associated streams. J. Fish Biol. 55: 636-654.

Castelnaud, G., D. Guerault, Y. Desaunay & Elie, P. (1994). Production et abondance de la civelle enFrance au début des années 90. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 263-287.

Castelnaud G. & Babin, D. (1987). La pêche professionnelle aux filets et aux engins dans les eaux continentales françaises. Première partie : Les bassins Seine, Loire-allier, Vilaine., Cemagref APBX.189.

Cellot B., Dole-Olivier M. J., Bornette G. et Pautou, G.,. (1994). Temporal and spatial environmental variability in the upper Rhone River and floodplain. Freshwater Biology 31: 311-325.

Cemagref, Ed. (1996). Norspa-Baie de Bourgneuf-Restauration du réseau secondaire du marais doux., Cemagref. 90 pages.

Chadwick, E.M.P. (1976). Ecological fish production in a small Precambrian shield lake. Environmental Biology of Fishes 1 (1): 13-60.

Chancerel F. (1994). Note technique. La répartition de l'anguille en France. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 289-296.

Chapman M. R. & Kramer, D.L. (2000). Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. Environmental Biology of Fishes 57: 11-24.

Chen Y. & Harvey, H. H. (1999). Spatial structuring of length-at-age of the benthivorous white sucker (*Catostomus commersoni*) in relation to environmental variables. Aquat. Living Resour. 12(6) : 351-362.

Chessel, D. & Mercier, P. (1993). Biométrie et environnement. Couplage de triplets statistiques et liaisons espèces-environnement., Masson. 15-45 p.

Chick J. H., F. Jordan, J. P. Smith & McIvor, C.C. (1992). A comparison of four enclosure traps and methods used to sample fishes in aquatic macrophytes. Journal of Freshwater Ecology 7: 353-361.

Chick J. H., S. Coyne & Trexler, J.C. (1999). Effectivneness of airboat electrofishing for samling fishes in shallow, vegeted habitat. North American Journal of Fisheries Management 19: 957-967.

Chick, J.H. & Mclvor, C. C. (1994). Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes: viewing a littoral zone as a landscape. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2873-2882.

Chisnall, B.L. & Kalish, J. M. (1993). Age validation and movement 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. (1996). Habitat associations of juvenile shortfinned eels (*Anguilla australis*) in shallow lake Waahi, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 30: 233-237.

Chmielewski A., R. Cuinat, W. Dembinski & Lamarque, P. (1973). Investigation of the method for comparing the efficiency of electrical fishing machines. Polskie Archiwum Hydrobiologii 20 (2): 319-340.

Clément, O. (1991). Typologie aquacole des marais salants de la côte atlantique., Cemagref-DICOVA. 232 p.

Conover, W.J. & Iman, R.L. (1981). Rank transformation as a Bridge between parametric and nonparametric statistics. The American Statistician 35(3) : 124-129.

Cormack, R. M. (1968). The statistics of capture-recapture methods. Océanogr. Mar. Biol. Ann Rev. H. Barnes, George Allen & Unwin Ltd.**:** 455-506.

Cormack, R.M. (1964). Estimates of survival from the sighting of marked animals. Biometrika 51: 429-438.

Corsi, F. & Ardizzone G. D. (1985). Some environmental conditions affecting yellow eels catchability. Oebalia XI-2: 561-571.

Costa J. L., C. A. Assis, P. R. Almeida, F. M. Moreira & Costa, M.J. (1992). On the food of the European eel, Anguilla anguilla (L.) in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal. J. Fish Biol. 41: 841-850.

Couillard, C.M., P. V., Hodson & Castongay, M. (1997). Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, Anguilla rostrata, from the st Lawrence river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1916-1927.

Cowx, I.G., M. Fisher, K.A. & Broughton, N.M. (1986). The use of angler's catches to monitor fish populations in large water bodies, with particular reference to the river Derwent, Derbyshire, England. Aquaculture and Fisheries Managment 17: 95-103.

Coyne-Bellier, M. (1984). Etude hydraulique du bassin versant du Falleron. Rappport de synthèse du Bureau d'Ingénieurs Conseils Coyne-Bellier, Paris.**:** 44.

Crivelli, A. (1981). Les peuplements de poissons de la Carmargue. La terre la vie 35: 617-671.

Crivelli, A. (1998). L'anguille dans le bassin Rhone-Méditerranée-Corse : une synthése bibliographique. Station Biologique de la Tour du Vallat : 72.

Croix N. (1986). Agriculture et société agricole dans la bair de Bourgneuf. Les Cahiers Nantais 27: 57-77.

D

Daget, J. (1971). L'échantillonnage des peuplements de poissons d'eau douce., Masson & cie. 85 pages.

De Leo G. A. & Gatto, M. (1993). Modeling and managing european eels of the valli di Comacchio lagoons. Statistica Applicata 8: 7.

De Leo G. A. & Gatto, M. (1993). Population dynamics and management of european eel in the Valli di Comacchio lagoons. Sixth Interdiscip. Conf. on Natural ressource modellling ans analysis. Summaries.

De Leo G. A. & Gatto, M. (1995). A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 (7): 1351-1367.

Deelder, C. L. (1970). Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus). Food and Agriculture Organization of the Unites Nations, Rome**:** p. var.

Deelder, C. L. (1984). Exposé synoptique des données biologiques sur l'anguille, Anguilla anguilla (LInnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis 80: 73 pages.

Deelder, C.L. (1973). Exposé synoptique des données biologiques sur l'anguille Anguilla anguilla (Linaeus)1758. FAO Fish Synopsis 80: 1-78.

DeLury, D. B. (1951). On the planning of experiments for the estimation of fish populations. J. Fish Res. Bd. Canada 8 (4): 281-307.

DeLury, D. B. (1958). The estimation of population size by a marking and recapture procedure. J. Fish Res. Bd. Canada 15 (1): 19-25.

Dufour S. & Fontaine, Y. (1985). La migration de reproduction de l'anguille européenne : un rôle probable de la pression hydraustatique dans la simulation de la fonction gonadotrope. Bulletin de la société zoologique de France 110: 291-299.

Dutil, J.D., A. Giroux, A. Kemp, G. Lavoie & Dallaire, J. P. (1988). Tidal influence on movements and on daily cycle of activity of American eels. Transactions of the American Fisheries Society 117: 488-494.

E

Elie, P., R. Lecompte-Finiger, I. Cantrelle & Charlon, N. (1982). Définition des limites des stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla* L. (Poisson téléostéen anguilliforme). Vie Milieu 32 (3): 149-157.
Elie P. & Rigaud, C. (1984). Etude de la population d'anguilles de l'estuaire et du bassin versant de la Vilaine : Pêcherie biologie, écologie. Examen particulier de l'impact du barrage d'Arzal sur la migration anadrome. R. Cemagref.**:** 174.

Elie P. & Rigaud, C. (1985). Les connaissances française sur l'espèce *Anguilla anguilla* L. 1758. Rapport interministériel (Agriculture, Mer, Environement).: 216 pages.

Elie P. & Rochard, E. (1994). Migration des civelles d'anguilles (Anguilla anguilla L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractérisation des individus. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 81-98.

Elie P, E. Rochard & Babin, D. (1994). Acquisition de données de captures par pêche en vue de la gestion de populations de poissons, contraintes et méthodes en fonction des objectifs : exemple de l'anguille. Colloque franco-québécois sur l'intégration des technologies modernes à la gestion des poissons dulcicoles et amphihalins, Québec,, CAN, 19 juin 1992, [Publications:94/0406]**:** 29-42.

F

Fahrig, L. (1992). Relatice importance of spatial and temporal scales in a patvhy environment. Theor. Popl. Biol. 41: 300-314.

Fernandez-Delgado, C., J. A. Hernando, M. Herrera & Bellido, M. (1989). Age and growth of yellow eel, Anguilla anguilla, in the estuary of the Guadalquivir river (South West Spain). J. Fish Biol. 34(4) : 561-570.

Feunteun, E., C. Rigaud, P. Elie & Lefeuvre, J. C. (1992). Les marais doux endigué de Bourgneuf-Machecoul (Pays de Loire). Premiers éléments de connaissance du peuplement piscicole. Relation ichtyofaune-habitat et problèmes majeurs de gestion. Revue Française des Sciences de l'Eau 5(4): 509-528.

Feunteun, E., Rigaud C., Elie P. & Lefeuvre, J. C. (1999). Les peuplements piscicoles des marais littoraux endigués atlantiques : un patrimoine à gerer? Le cas du marais de Bourgneuf machacoul (Loire -Atlantique, France). Bull. Fr. Pêche Piscic.352 : 63-80.

Feunteun, E. (1987). Contribution à l'étude du peuplement ichtyologique du marais de Bourgneuf en Retz. Rapport de DEA Biologie des ¨Populations et Eco-éthologie. Univ-Rennes 1. Cemagref Bordeaux.: 53 pages.

Feunteun, E. (1994). Le peuplement piscicole du marais littoral endigué de Bourgneuf-Machecoul (France Loire-Atlantique). Approche méthodologique pour une analyse quantitative de la distribution spatiale du peuplement piscicole et de la dynamique de certaines de ces populations. Thèse de l'Université de Rennes/Cemagref : 236 pages + annexes.

Feunteun, E., A. Acou, J. Guillouët, Laffaille P. & Legault, A. (1998). Spatial distribution of an eel population (Anguilla anguilla L.) in a small coastal catchments of northern Brittany (France). Consequences hydraulic works. Bull. Fr. Pêche Piscic. 349: 129-139.

Feunteun E., A. Acou, P. Laffaille & Legault, A. (2000). The European eel: prediction of spawner escapement from continental population parameters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 1627-1635.

Feunteun E. & Marion, L. (1994). Assessment of grey heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. Hydrobiologia 279/280: 327-344.

Fontaine, Y. A. (1994). L'argenture de l'anguille : métamorphose, anticipation, adaptation. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 171-185.

Ford, T.E.,& Mercer, E. (1986). Density, size distribution and home range of American eels, *Anguilla rostrata* , in a Massachusetts salt marshes. Environmental Biology of Fishes 17((4)) : 309-314.

Foucher, E. (1996). Migration : un système expert simple pour l'estimation des flux de migration entre zones. Application au listao (*Katsuwonus pelamis*) dans l'océan atlantique tropical est. J. Ferraris, D. Pelletier, M. J. Rochet. Nantes, France, ORSTOM Ed.**:** 187-190.

Fowler G. M. & Stobo, W.T. (1999). Effects of release parameters on recovery rates of tagged groundfish species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1732-1751.

Fox, A.M. (19?). Macrophytes. The Rivers Handbook . P. Calow, G. E. Petts**:** 216-233.

Franquet, E., Dolédec, S. & Chessel, D. (1995). Using multivariate analyses for separating spatial and temporal effects within species-environment relaionships. Hydrobiologia 300-301: 425-431.

Freeman B. J., H. S. Greening & Oliver, J.D. (1984). Comparison of three methods for sampling fishes and macroinvertebrated in a vegeted freshwater wetland. Journal of Freshwater Ecology 2: 603-606.

Freeman, M. C (1999). Transferability of habitat suitability criteria : response to comment. North American Journal of Fisheries Management 19: 626-628.

Freeman M. C., M.K.C., J. C. Barrett, D. E. Facey, M. G. Flood, J. Hill, D. J. Stouder & G. D. Grossman (1988). Fish assemblage stability in a southern Appalachian Stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1949-1958.

Frenette B. & M. D. Bryant (1996). Evaluation of Visible Implant Tags Applied to Wild Coastal Cuttthroat Trout and Dolly Varden in Margaret Lake, Southeast Alaska;. North American Journal of Fisheries Management 16: 926-930.

Frissell, C.A., W. J. Liss, C. E. Warren & Hurley, M. D. (1986). A hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a watershed Context. Environmental Management 10((2)) : 199-214.

Frontier, S. (1983). Stratégie d'échantillonnage en écologie., Masson. 494 p.

Frontier, S. (1983). Choix et contraintes de léchantillonnage écologique. Masson. Paris**:** 15-62.

Fulton, T. W. (1901). The rate of growth of the cod, haddock, whiting and Norway pout. 19 th Ann. Rep. Fish. Board Scoltand. Part III: 154-228.

Fustec E. & Frochot, B. (1996). Les fonctions et valeurs des zones humides. rapport inédit: 134 pages.

G

Gascuel, D. (1985). Contribution à l'étude écologique des estuaires du littoral atlantique français : la faune accompagnatrice de la civelle. Thèse de Docteur Ingénieur. Rennes 1 : 282 + annexes.

Gascuel, D. & Fontenelle, G. (1994). Approche conceptuelle de la modélisation de la dynamique du stock d'anguilles dans le bassin versant: intêret et adaptation du modèle de rendement par recrue. Bull. Fr. Pêche Piscic. 332: 43-56.

Gascuel D., E. Feunteun & Fontenelle, G. (1995). Seasonal dynamics of estuarine migration in glass eels (*Anguilla anguilla*). Aquat. Living Resour. 8(2): 123-133.

Gaston, N. (1995). Ecologie et quantification des hydrophytes d'une zone expérimentale du marais de Bourgneuf-Machecoul (44). Bordeaux, Université de Bordeaux 1, Cemagref de Bordeaux**:** 205 pages.

Gerkins, S. D. (1953). Evidence for the concept of home range theory and territory in stream fishes. Ecology 34: 347-365.

Germain, L. (1927). La distribution géographique des anguilles. Bull. Soc. Océa. Fr. 35: 678-682.

Giraud, F. (1992). Modèlisation hydraulogique d'une zone humide agricole : perspective pour l'étude du transport d'azote et de phosphore dans le réseau hydraulique. Cas du marais de Moëze, Charente-Maritime. Thèse de l'Université des Sciences, Rennes I. : 224.

Glova G. J., D. J. Jellyman & Bonnett, M. L. (1998). Factors associated with the distribution and habitat of eels (Anguilla spp.) in three New Zealand lowland streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 32: 255-269.

Groupe National Anguille (1998). Compte rendu.

Groupe National Anguille (1984). Rapport thématique**:** 219 pages

Groupe National Anguille (1994). Rapport thèmatique 'Anguille'.

Gunning, G.E. & Shoop, C. R. (1962). Restricted movements of the american eels *Anguilla rostrata* (Le sueur) in freshwater streams xith comments on groxth rate. Tulane studies in Zoology 9: 265-272.

H

Hagen, N. T. (1996). Tagging sea urchins: a new technique for individual identification. Aquaculture 139: 271-284.

Haines, G. B. & Modde, T. (1996). Evaluation of marking techniques to estimate population size and first-year survival of Colorado Squawfish. North American Journal of Fisheries Management 16: 905-912.

Halsband, E. (1971). Fishing for eels by means of electicity. EIFAC. Technical Paper. Consultation on eel fishing gears and techniques. Rome.14 : 57-68.

Hamel, C. & Bhereur, P. (1982). Méthode d'interprétation de l'évolution spatiale et temporelle des hydrophytes vasculaires. Studies on Aquatic Vascular Plant: 294-303.

Haralstad O., L. A. Vollestad & Jonsson, B. (1985). Descent of European silver eels, Anguilla abnguilla L., in a Norwegian watercourse. J. Fish Biol. 26: 37-41.

Harvey W. D. & Campbell, D.L. (1989). Retention of passive integrated transpondeur tags in largemouth bass brood fish. Prog-Fish. Culture 51(3) : 164-166.

Haury, J. & Baglinière, J. L. (1990). Relation entre la population de truites communes (*Salmo trutta*), les macrophytes et les paramètres du milieu sur un ruisseau. Bull. Fr. Pêche Piscic. 318: 118-131.

Haury, J., Baglinière, J.L., Cassou, A.I. & Maisse, G. (1995). Analysis of spatial and temporal organization in a salmonid brook in relation to physical factors and macrophytic vegetation. Hydrobiologia 300-301: 269-277.

Haury, J. (1982). Quelques méthodes d'étude de la végétation macrophytique en écosystème dulçaquicole courant. Application au réseau hydraulique du Scorff (Bretagne)., Sciences agronomiques de Rennes**:** 17.

Haury, J. (1985). Etude ecologique des macrophytes du Scorff (Bretagne -sud). Thèse de l'Université de Rennes I : 237.

Haury J. (1991). Organisation et dynamique de la végétation d'une zone humide, aménagement et utilisation agricole pendant la période 1961-1989. Bull. Ecol. t. 22(1) : 179-186.

Haury J. (1993). Les associations macrophytiques vasculaires en tant que descripteurs des caractéristiques d'habitat des cours d'eau à saumons : exemple du Scorff. Bailleul, France. 22**:** 31-54.

Haury, J. & Baglinière, J.L. (1996). Les macrophytes, facteurs strucutrant de l'habitat piscicole en rivière a salmonidae. Etude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-Sud). Cybium 20(3) : 95-111.

Haury, J., J. Pages, F. Gaury & Rivière, J.M. (1990). Utilisation de l'analyse factorielle multiple dans l'étude d'une zone humide soumise à un aménagement hydraulique. Bulletin Société Scientifique de Bretagne 61(1-4) : 39-56.

Hegedis, A., Nickcevic M., Mickovic, B., Damjanovic, I. & Andjus, R. K. (1996). A survey of european eel *Anguilla anguilla* (L. 1758) habitats in running waters along the south Adriatic coast of Montenegro. Publicaciones Especiales, Instituto Espanol de Oceanografia. Oviedo, Spain. 21**:** 211-219.

Heland, M., P. Gaudin & A. Bardonnet (1995). Mise en place des premiers comportements et utilisation de l'habitat après l'émergence chez les salmonidés d'eau courante. Bull. Fr. Pêche Piscic. 337/338/339: 191-197.

Helfman, G.S., D. L. Stoneburner, E. L. Bozeman, P. A. Cristian, R. Whalen (1983). Ultrasonic telemetry of american eel movements in a tidal creek. Transactions of the American Fisheries Society 112 (2): 105-110.

Heral, M., J. Hussenot & Maillard, Y. (1975). Les réservoirs à poissons de la presqu'île guérandaise. Aspects hydrobiologiques et techniques aqquacole. Penn ar bed 10(83) : 220-233.

Hickley, P. & Starki, A. (1985). Cost effective sampling of fish populations in large water bodies. J. Fish Biol. 27(A) : 151-161.

Hubert, W. A. (1983). Chapter 6. Passive Capture Techniques., Fisheries techniques. Nielsen L. A. & D. L. Johnson ed. American Fisheries Society. 95-122 p.

Hugueny, B. (1990). Richesse des peuplements de poissons dans le Niandan (haut niger, Afrique) en fonction de la taille de la rivière et de la diversité du milieu. Rev. Hydrobiol. Trop. 23 (4): 351-364.

Hussein, S. A. (1981). The population density, growth and food of eels Anguilla anguilla L. in some tributaries of the river Tweed. Proceedings of the 2nd British Freshwater Fisheries conference, O-hara, K. & Dickson Barr, C., Kent : Janssen Services**:** 120-128.

Hutagalung, R.A., P; Lim, A. Belaud & Lagarrigue, T. (1997). Effets globaux d'une agglomération sur la typologie ichtyenne d'un fleuve: cas de la Garonne à Toulouse. Annls Limnol. 33(4) : 263-279.

I

Ibbotson, A., P. Armitage, W. Beaumont, M. Ladle & Welton, S. (1994). Spatial and temporal distribution of fish in a small lowland stream. Fisheries Management and Ecology 1: 143-156.

J

Jego, S. (1991). L'exploitation des ressources aquatiques en marais littoral endigué : exemple de la partie nord du marais Breton-vendéen. Dess Aménagement et activités littoraux et maritimes. Cemagref Bordeaux, Université de Rennes I. : 75 + annexes.

Jellyman, D. J. (1977). Summer upstream migration of the juvenile freshwater eels in New Zeland. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 11(1): 61-71.

Jellyman, D.J., G. J. Gova & Todd, P. R. (1996). Movements of shotfinned eels, *Anguilla australis*, in lake Ellesmere, New Zealand: results from mark-recapture studies and sonic tracking. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 30: 371-381.

Jenkins, W. E. & Smith, T. I. J. (1990). Use of PIT Tags to Identify Striped Bass and Red Drum Brood Stocks. American Fisheries Society Symposium 7: 341-345.

Johnson D. L. & Nielsen, L.A. (1983). Chapter 1. Sampling consideration., Fisheries techniques. Nielsen L. A. & D. L. Johnson ed. American Fisheries Society. 95-122 p.

Junge, C. O. & Libosvarsky, J. (1965). Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zoologicke Listy 14: 171-178.

K

Knights B. & Naismith, I.A. (1990). Studies of fyke netting, electrofishing and other sampling methods and techniques for estimating populations of eels, *Anguilla anguilla* L. Aquaculture and Fisheries Managment 21(3) : 357-363.

Koehn, J.D., O'Connor, N.A. & Jackson, P.D. (1994). Seasonal and Size-Related Variation in Microhabitat Use by a Southern Victorian Stream Fish Assemblage. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 45: 1353-1366.

Koper N. & Brooks, R.J. (1998). Population size estimators and unequal catchability in painted turtles. Bull. Soc. Zool. 76: 458-465.

Kushlan, J. A. (1981). Sampling characteristics for enclosure fish traps. Transactions of the American Fisheries Society 110: 175-180.

L

LaBar, G.W. & Facey, D. E. (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. Hernando casal & Delgado, C.F. (1987). Local movements and population sizes of Europeans eels, anguilla anguilla, in a small lake in southwestern Spain. Environmental Biology of Fishes 19 (2): 111-117.

Labourg P. J., G. Lasserre & Chambolle, P. (1980). Historique, évolution et avenir des zones aquacoles endiguées du bassin d'Arcachon. Montpellier, France, Secretaire d'état à l'environement, avec le G. I. D. A., O. N. C. et C. T. G. R. E. F.**:** 189-199.

Labourg, P.J. (1976). Les réservoirs à poissons du bassin d'Arcachon et l'élevage extensif de poissons eurhyhalins (muges, anguilles, bars, daurades). La pisciculture française 45: 35-52.

Laffaille, P. (2001). Relations entre l'ichtyofaune et les marais salés macrotidaux: l'exemple de la baie du Mont Saint-Michel. Cybium (sous presse).

Laffaille P., S. Brosse, E. Feunteun, A. Baisez & Lefeuvre, J.C. (1998). Role of fish communities in particulate organic matter fluxes between salt marshes and coastal marine waters in the Mont Saint-Michel Bay. Hydrobiologia 373/374: 121-133.

Lalancette, L.M. (1982). Construction d'une trappe éllipsoide pour la capture des ménés et des meuniers. Bull. Fr. Pêche Piscic. 286: 268-276.

Lambert P. (1994). Synthèse des concepts de modélisation du phénomène de migration des civelles d'*Anguilla anguilla* (L., 1758) en estuaire. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 99-110.

Lambert P. & Rigaud, C. (1999). Recherche d'éléments de gestion de la population d'anguilles sur la base des données produites par la RHP. Rapport d'étude N°49, Cemagref Bordeaux**:** 63.

Lambert, P., E., Feunteun & Rigaud, C. (1994). Etude de l'anguille en marais d'eau douce. Premère analyse des probabilités de capture observées lors des inventaires par pêche electrique. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 111-121.

Lane, J. P. (1978). Eels and their utilization. Mar. Fish. Review 40: 1-20.

Larimore, R.W., & Garrels D. D. (1985). Assessing habitats used by warmwater stream fishes. Fisheries 10((2)) : 10-16.

Larinier, M. & Dartiguelongue, J. (1989). La circulation des poissons migrateurs : le transit à travers les turbines des installations hydrauéléctriques. Bull. Fr. Pêche Piscic. 312-313: 1-90.

Larsen, K. (1972). Studies on the biology of danish stream fishes. III On seasonal fluctuations in the stack density of the yellow eel in shallow stream biotopes, and their causes. Meddelelser Fra Danmark Fiskeri, OG Havundersogelser 7(2): 23-46.

Laurec, A. (1976). Combinaison d'une relation stock-recrutement avec un modèle décrivant la phase recrutée : des modèles structuraux aux modèles globaux. FAo Circ. Pêches 701: 111-130.

Laurec, A. & Le Guen, J.C. (1981). Dynamique des populations marines exploitées., Rapport scientifique et technique-CNEXO.118 pages.

Laurent, M. & Calvet, F. (1977). Utilisation des poissons comme indicateurs de qualités des eaux, comparaison avec la méthode des indices biotiques. Ann. Hydrobiol. 8: 67-77.

Le Guen, J. C. (1976). Utilisation des otolithes pour la lecture de l'âge des scianidés intertropicaux. Marques saisonnières et journalières. Cah. ORSTOM Ser. Oceanogr. 14(4) : 331-338.

Lebreton, J.D., D. Chessel, Prodon, R. & Yoccoz, N. (1988). L'analyse des relations espèce-milieu par l'analyse canonique des correspondances. Acta Oecologica Oecol. Gener. 9 (2): 137-151.

Lebreton, J.D., R. Sabatier, G. Banco & Bacou, A.M. (1991). Principal component and correspondence analyses with respect to intrumental variables : an overview of their role in studies of structure-activity and species-environment relationships., J. Devillers and W. Karcher eds. 85-114 p.

Lecompte-Finiger, R. (1990). Métamorphose de l'anguille jaune en anguille argentée *Anguilla anguilla* L. et sa migration catadrome. Année Biologique 29: 183-194.

Lecompte-Finiger, R. (1994). Contribution de l'otolithométrie à l'étude de la dynamique de la migration larvaire de l'anguille européenne *Anguilla anguilla.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 17-31.

Lecompte-Finiger R. (1985). L'âge de l'anguille européenne (Anguilla anguilla L.,1758) : état actuel des connaissances et recherches nouvelles en Méditerranée. Sonderdruck aus Zeischrift fûr angewandte. Hydrobiologie 1(4) : 178-192.

Lee, T.W. & Lasserre, G. (1979). Analyse de la structure et estimation de stock d'une population d'anguilles d'un réservoir à poisson du bassin d'Arcachon. Bulletin d'écologie 10(2) : 139-145 .

Lefeuvre J. C. (1985). Introduction des actes du colloques sur les zones humides du marais aquitain. Colloque Zones humides, Teich, France, Septembre 1985.

Lefeuvre, J.C. (1992). Les zones humides : espaces multifonctionnels et multiusages à conserver. Un modèle pour la diversification de l'agricole. In : Protection et gestion de la faune sauvage en milieu rural et forestier. Coll. Intern. Bordeaux, Sept. 92. Suppl au N° 21 de "forestier": 151-176.

Leftwich, K.N., P. L. Angermeier & Dolloff, C. A. (1997). Factors Influencing Behavior and Transferability of Habitat Models for Benthic Stream Fish. Transactions of the American Fisheries Society 126(5) : 725-734.

Legault A. (1986). Distribution du peuplement d'anguille (Anguilla anguilla L.) à l'échelle d'un bassin versant : étude de la sèvre Niortaise. Vie et milieu 36(4) : 261-265.

Legault, A. (1987). L'anguille dans le bassin de la sévre niortaise. Biologie, écologie, exploitation. Rennes, Ecoles Nationales Supérieure Agronomique de Rennes.

Legault, A. (1992). Etude de quelques facteurs de séléctivité de passes à anguille. Bull. Fr. Pêche Piscic. 325: 83-91.

Legault, A. (1996). Colonisation dynamics of catchment area by Eel. Characterization of migrating populations in a free access river. Rennes, Bureau Expert Circulation du Poisson. Fish-Pass.

Legault A. (1994). Etude préliminaire du recrutement fuvial de l'anguille. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 33-41.

Legault, A. & Feunteun, E., (1992). Etude de la migration estivale des anguilles au barrage de Golfesh sur la Garonne. rappport MIGADO: 26.

Legendre P. & Fortin, M.J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. Vegetatio 80: 107-138.

Lévêque, C. (1995). L'habitat: être au bon endroit au bon moment ? Bull. Fr. Pêche Piscic. 337/338/339: 9-20.

Libovarsky, J. (1990). Notes on electric fishings mainly on the probability of capture. In : Developments in electric fisheries. B.s. publication (Eds), Oxford. Cambridge, Fishing news boobs G. Cowx, 140-144.

Lobon-Cervià, C. G..Utrilla. & Rincon, P. A. (1995). Variations 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.

Lobon-cervia, J., Bernat, Y. & Rincon, P.A. (1990). Effects of eels (*Anguilla anguilla* L.) removals from selected sites of a stream on its subsequent densities. Hydrobiologia 206(3) : 207-216.

Loste C. & Dusserre, K. (1996). La pêche sur les étangs de Bages-Sigean. Rapport CELPRALMAR**:** Montpellier : 100 + annexes.

M

Maillard, Y. (1975). La surpêche de la civelle en Loire-Atlantique et spécialemnt aux portes de la Birère. Bull. Ecol. 6(3) : 287-291.

Malavoi, J.R. (1989). Typologie des facies d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau a haute énergie. Bull. Fr. Pêche Piscic. 315: 189-210.

Mann, H. (1965). Uber das rückkehrvermogen verpflantzer Fluss-Aala. Archive für Fishereiwissenschalft 15: 177-185.

Martoja R., M. Truchet & Bouquegneau, J.M. (1982). Une néphropathie provoquée par le Cd chez l'Anguilla adaptée à l'eau de mer. C. R. Academie Sciences, Paris 295: 369-374.

Massé, J. & Rigaud, C. (1998). L'anguille et les marais littoraux. J. Hussenot, V. Buchet. France, Ifremer**:** 279 Pages.

Massé J. & Rigaud, C. (1996). L'anguille et les marais littoraux atlantiques. Rochefort sur mer (France): 14 pp.

McCleave, J. D. (1980). Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers. J. Fish Biol. 16: 445-452.

McCleave, J. D. & Arnold, G.P. (1999). Movements of Yellow-and silver-phase European eels (Anguilla anguilla L.) tracked in the western North Sea. ICES Journal of marine science 56: 510-536.

McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1992). Generalized linear models., Chapman & Hall. 510 p.

McCullagh P. & Nelder, J.A. (1989). Generalized linear models. In : 2 Ed. Chapman and Hall (Eds), New York, USA., 511.

McMahon T. E., S. R. Dalbey, S. C. Ireland, J. P. Magee & Byorth, P. A. (1996). Management briefs. Field evaluation of visible implant tag retention by Brook Trout, Cuthroat Trout, Rainbow Trout, and Arctic Grayling. North American Journal of Fisheries Management 16: 921-925.

Merle, V. (1994). Le marais nord breton vendéen : bilan des connaissances et méthodes d'analyse du réseau hydrographique.**:** 139.

Merle, V. (2000). Les usages, facteurs de structuration et de ynamique des milieux aquatiques. Cas du marais de Bourgneuf (Loire-Atlantique). Thèse : 280.

Miller, R.J. (1989). Catchability of American lobsters (*Homarus americanus*) and Rock Crabs (*Cancer irroratus*) by traps. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1652-1657.

Mohr, H. (1971). The effect of some behavior patterns on the catching techniques for eels. Rome: 27-30.

Montegut, J. (1987). Tome 1 : Le milieu aquatique (60 p.). Tome 2 : Clé de détermination (60 p.), Tome 3 Planches et index (44 p.). Acta éd (Association de Coordination Technique Agricole), Paris.

Moore A. , I. C. Russell & Potter, E. C. E. (1990). The effects of intraperitoneally implant dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile atlantic salmon, *Salmo salar* L. J. Fish Biol. 37: 713-721.

Moreau, A. (1996). Etude sur les plantes aquatiques du marais breton -Vendéen. Mise au point d'un protocole de quantification des hydrophytes flottantes. Bordeaux, Cemagref.

Moriarty C. (1986). Riverine migration of young Eels *Anguilla anguilla*. Fisheries research 4: 43-58.

Moriarty, C. (1996). The decline in cateches of European elver 1980-1992. Ecology of Freshwater Fish 5(3) : 148-152.

Moriarty, C. & W. Dekker (1997). Management of the European Eel. 2 nd Reppport EC Concerted Action Air A94-1939, Dublin. 15**:** 110.

Moyle, P.B. & Baltz, D.M. (1985). Microhabitat Use by an Assemblage of california Stream Fishes: Developing criteria for Instream Flow Determinations. Transactions of the American Fisheries Society 114: 695-704.

Muus B. J. & Dalhström, P. (1968). Guide des poissons d'eau douce et pêche., Delachaux & Niestlé- Neuchatel/suisse. p.

N

Nagiec M. & Bahnsawy, M.H. (1990). Age of growth of female eels, *Anguilla anguilla*, in a Polish lake, Jeziorak Lake, Mazurian Lake district, Poland. Aquaculture and Fisheries Managment 21: 459-470.

Naismith, A.I., B. Knights (1988). Migration of elvers eels and juvenil European Eels, *Anguilla anguilla*, in the river Severn and Avon. Oviedo, Rome: 16 pp.

Naismith A. I. & Knights, B. (1990 a). Modelling of unexploited and exploited populations of eels, Anguilla anguilla (L.), in the thames estuary. J. Fish Biol. 37: 975-986.

Naismith A. I. & Knights, B. (1990 b). Studies of sampling methods and of techniques for estimating populations of Eels, Anguilla anguilla L. Aquaculture and Fisheries Managment 21: 357-367.

Naismith, I.A. & Knigths, B. (1993). The distribution, density,and growth of the European eel, Anguilla anguilla, in the freshwater ctachment of the river Thames. J. Fish Biol. 42: 217-226.

Nelva A., H., Persat & Chessel, D. (1979). Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. C. R. Acad. Sci., Paris 289(D) : 1295-1298.

Neveu, A. (1981 a). Density and microdistribution of the various fish species in Lower Nivelle, a small coastal river in Pyrenees Atlantiques. Bull. Fr. Pêche Piscic. 280: 86-102.

Neveu, A. (1981 b). Les rythmes alimentaires en milieu naturel. M. Fontaine. Paris, France **:** 339-354.

Newbold C., J. Honnor & Buckley, K. (1989). Nature conservation and the management of drainage channels. Nature Conservancy Council Ass. Drainage Authorities : 108 pages.

Nielsen J. (1983). Review on Eel marking and Tagging.: 12pp.

Novotny D. W. & Priegel, G.R. (1974). Electrofishing boats : improved designs and operational guidelines to increase the effictiveness of boom shokers., Wisconsin Department of Natural Resources Technical, Bulletin 73

Nyman L. (1972). Somme effects of the temperature on eel (Anguilla) behavior. Rep. Inst. Freshwater. Res Drottningholm 52: 90-102.

O

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: 618-646.

Oliveira, K., J. D. McCleave & Wippelhauser, G.S. (2001). Regional variation and the effect of lake : river area on sex distribution of American eels. J. Fish Biol. 58: 943-952.

Ombredane, D., J. Haury, P. M. Chapon (1995). Heterogeneity and typologie of fish habitat in the main stream of a Breton coastal river (Elorn-Finistère, France). Hydrobiologia 300/301: 259-268.

Onorato D. P., Angus R. A. & Marion, K. R. (1998). Comparison of a small-mesh seine and a blachpack electroshocker for evaluating fish populations in a North-Central Alabama stream. North American Journal of Fisheries Management 18: 361-373.

P

Panfili, J., & Ximénès, M. C. (1994). Evaluation de l'âge et de la croissance de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) en milieu continental: méthodologie, validation, application en méditerranée et comparaisons en europe. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335: 43-66.

Parent, S. (1991). Dictionnaire des sciences de l'environnemnt., Rageot. 748 pages.

Parker S. J. (1995). Homing ability and home range of yellow-phase american eels in a tidally dominated estuary. J. Mar. Biol. Ass. U. K. 75: 127-140.

Parker S. J. & J. D. McCleave (1997). Selective tidal stream transport by american eels during homing movements and estuarine migration. Journal Mar. Biol. Ass. U. K. 77: 871-889.

Parsley, M.J., L. G. Beckman, G. T. McCabe, Jr. (1993). Spawning and Rearing Habitat Use by White Sturgeons in the Colombia River Downstream from McNary Dam. Transactions of the American Fisheries Society 122: 217-227.

Patriarche M. H. (1968). Rate of escape of fish from trap nets. Transactions of the American Fisheries Society 97: 59-61.

Pavlov D. S., Nezdolii V. K., Ostrovskii M. P. & Fomin V. K. (1998). Homing in the grayling *Thymallus thymalllus* in the basin of the upper Volga. J. Ichthyol. 38 (7): 552-553.

Peterson N. P. & Cederholm, C.J. (1984). A comparaison of the removland mark-recapture methods of population estimation for coho salmon in small streams. North American Journal of Fisheries Management 4: 99-102.

Philippart, J.C. (1975). Dynamique des populations de poissons d'eau douce non exploitées. 291-394 p.

Piégay H. & Maridet L. (1994). Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles. Bull. Fr. Pêche Piscic. 333: 125-147.

Plafkin J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross & Hughes, R. M. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates anf fish. U. S. Environmental Protection Agency, Report 440/4-98/001. Washington D. C.**:** 122 Pages + annexes.

Platts, W.S., W. F. Megahan & Minshall, G.W. (1983). Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. U. S. Forest Service General Technical Report INT-38.

Pouilly, M. & Souchon, Y. (1995). Méthode des microhabitats: validation et perspectives. Bull. Fr. Pêche Piscic. 337/338/339: 329-336.

Pouilly, M., S. Valentin, H. Capra, V. Ginot & Souchon, Y. (1995). Note technique : Méthode des microhabitats: principes et protocole d'application. Bull. Fr. Pêche Piscic. 336: 41-54.

Prenda, J., P. D. Armitage & Grayston, A. (1997). Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. J. Fish Biol. 51: 64-79.

Prentice, E.F., T. A. Flagg & McCutcheon, C. S. (1990 a). Electronics Tags. Feasability of Using Implantable Passive Integrated Transponder (PIT) Tags in Salmonids. American Fisheries Society Symposium 7: 317-322.

Prentice, E.F., C. S. McCutcheon, C. S. McCutcheon & Brastow, D. F. (1990 b). PIT-Tag Monitoring Systems for Hydroelectric Dams and Fish Hatcheries. Fisheries Society Symposium 7: 323-334.

Prodon, R. & Lebreton, J.D. (1994). Analyses multivariées des relations espèces-milieu : structure et interprétation écologique. Vie Milieu 44 (1): 69-91.

Pugh L. L. & Schramm, H. L. Jr (1998). Comparaison of electrofishing and hoopnetting in lotic habitats of the lower Mississippi river. North American Journal of Fisheries Management 18: 619-656.

Q

Quartarado N. & Bell, J.D. (1992). Effect of intra peritoneal passive implant transpondeur (PIT) tags on the growth and survival of juvenile snapper, Pagrus auratus (Bloch and Schneider). Aquaculture and Fisheries Managment 23(5) : 543-548.

R

Ramade, F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement., Ediscience Internationnal. 822 pages p.

Rasmussen, G. (1983). Recent investigations on the population dynamics of eels (Anguilla anguilla L.) in some danish streams Brit.:

Rasmussen G. & Therkildsen, B. (1979). Food, growth, and production of Anguilla anguilla L. in a small Danish stream. Rappp. P. V. CIUM 174: 32-40.

Reynolds, C. S. (199?). Algae. The Rivers Handbook . P. Calow, G. E. Petts**:** 195-215.
Reynolds J. B. (1983). Chapter 8. Electrofishing., Fisheries techniques. Nielsen L. A. & D. L. Johnson ed. American Fisheries Society. 147-163 p.

Ricker, W. E. (1980). Calcul et intérprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Bull. Can. Sci. Lal. aq. Ottawa: 409 pages.

Ricker, W. E. (1980). Calculs et interprétations des statistiques des populations de poissons., Bull. FIsh. Res. Board Can.**:** 409.

Roback, S. (1994). Stocking of young eels and spring dowstream migration of small eel Anguilla anguilla (W< 300 g) in the river Sapina Basin (great mazurian lake district - Poland). Bull. Sea Fisheries Inst. 2 (132)**:** 1-11.

Roche, B. (1988). Bilan des premiers inventaires ichtyologiques du réseau hydraugraphique de la Corse. Remarques sur les espèces d'eau courante. Bull. Ecol. 19: 235-245.

Rogers, A. (1966). Studies of biology of the eels (Anguilla anguilla L.) with an appraisal of its feeding relations with salmon paa (Salmo salar L.) and trout (Salmo trutta L.). Reop. Samon Res Trust Ireland 5: 41-65.

Rossi, R., M. Bianchini, A. Carrieri & Franzoi, P. (1987). Observations on movements of yellow eels, Anguilla anguilla L., after displacement from coastal waters to sea. J. Fish Biol. 31: 155-164.

Rossier O., E. Castella & Lachavanne, J.B. (1996). Influence of submerged aquatic vegetation on size class distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in the littoral zone of lake Geneva (Switzerland). Aquatic Sciences 58((1)) : 1-14.

Roussel, J. M. (1998). Utilisation de l'espace par la truite commune (*Slamo trutta* L.) au cours du nycthémère. Un exemple du role fonctionel de l'habitat en ruisseau.**:** 186.

Ruiz, J. F. (1994). Les étangs palavasiens, un complexe lagunaire dégradé. Approche de l'évolution de la pêcherie et réflexion pour une restauration du milieu. Cepralmar Montpellier**:** 59.

Rushton S. P., P. W. W. Lurz, R. Fuller & Garson, P.J. (1997). Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale : a combined GIS and population dynamics approach. J. Appl. Ecology. 34: 1137-1154.

S

Sadler, K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the european eel, *Anguilla anguilla* L. J. Fish Biol. 15: 499-507.

Sajaloli, B. (1993). Les zones humides du Laonnois (Aisne) : Fonctionnement, usages et gestion. Thèse de Géographie de l'Université de Parais I, Paris. : 629 pages.

Scherrer, B. (1984). Biostatistique., Ed. Gaetan Morin. 849 p.

Schmidt, J. (1922). The breeding place of the eels. Phil. Trans. R. Soc. 211: 179-208.

Schmidt, J. (1924). The breeding place of the eels. Rep. Smithson Instn.: 279-316.

Schnabel, Z. E. (1938). The estimation of the total fish population of a lake. Am. Math. Monthly. 45: 348-352.

Schumaker, N. H. (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. Ecology 77 (4): 1210-1225.

Schwarz C. J. & Arnason, A. N. (1996). A general methodology for the analysis of Capture-recapture experiments in open populations. Biometrics 52: 860-873.

Schwarz C. J. & Arnason, A.N. (1996). A general methodology for the analysis of Capture-recapture experiments in open population. Biometrics 52: 860-873.

Sempeski, P. & Gaudin, P. (1995). Etablissement de courbes de préférences d'habitat pour les frayères et les jeunes stades d'ombre commun (*Thymallus thymallus*, L.). Bull. Fr. Pêche Piscic. 337/338/339: 277-282.
Sharkey, P.J. (1971). The use of electricity in the exploitation of eel stocks. EIFAC. Technical Paper. Consultation on eel fishing gears and techniques. Rome.14 : 173-178.

Sheaves, M.J. (1995). Effect of design modifications and soak time variations on antillean-z fish trap performance in a tropical estuary. Bulletin of marine science 56 (2): 475-489.

Sheldon A. L. (1968). species diversity and longitudinal succession in stream fishes. Ecology 49(2) : 193-197.

Sheldon, A.L., & Meffe, G. K. (1995). Path analysis of collective properties and habitat relationships of fish assemblages in coastal plain streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 23-33.

Simonson T. D., J. Lyons & Kanehl, P.D. (1994). Guidelines for evaluating fish habitat in Wisconsin streams. U. S. Forest Service General Technical Report NC-164.

Sinha V. R. & Jones, J.W. (1975). The European freshwater eel. Liverpool University Press: 167 pages.

Skinner J & Zalewski, S. (1995). Fonction et valeurs des zones humides méditerranéennes. MedWet-Tour du Valat. J.C. eds. 2**:** 78 pages.

Sloane, R.D. (1984). Distribution, abundance, growth and food of freshwater eels (*Anguilla* spp.) in the Douglas river, Tasmania. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 35: 325-339.

Sloane, R.D. (1984). Preliminary observations of migrating adult freshwater eels (Anguilla australis australis Richardson) in Tasmania. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 35: 471-476.

Smogor, R.A., P. L. Angermeier & Gaylord, C. K. (1995). Distrbution and abundance of american eels in Virginia Streams : tests of null models across spatial scales. Transactions of the American Fisheries Society 124 (6): 789-803.

Sokal R. & Rohlf F. J. (1981). Biometry- The principals and practice of statistics in biological research, ED W. H. Freeman and Co., New York**:** 859.

Souchon, Y. & Gaudin, P. (1992). Modélisation de l'utilisation spatio-temporelle de l'habitat par les poissons: Exemples de la truite, de l'ombre commun et du barbeau fluviatile. Lyon, Cemagref.

Souchon, Y. (1992). Etat d'avancement des recherches sur l'habitat des poissons en france. Montréal: 14 pp + annexes.

Souchon, Y. (1994). Etat d'avancement des recherches sur la modélisation de l'habitat des poissons des cours d'eau en france. Bull. Fr. Pêche Piscic. 332: 57-71.

Souchon Y., Trocherie F., Fragnoud E. & Lacombe C. (1989). Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. Revue Française des Sciences de l'Eau 2 (4): 807-830.

Spiegel, M. R. (1972). Théorie et applications de la statistique., Ediscience. 358 p.

Sternin V. G., I. V. Nikonorov & Bumeister, Y.K. (1976). Chapter 9. Effect of the ellectric field of current on fish., Keter Publishing house Jerusalem Ldt. 150-166 p.

Sternin V. G., I. V. Nikonorov & Bumeister, Y.K. (1976). Chapter 10. Effect of various factors in the behavior of the fish in an electric field of current., Keter Publishing house Jerusalem Ldt. 167-190 p.

Sternin V. G., I. V. Nikonorov & Bumeister, Y.K. (1976). Chapter 13. Electrical fishing gear and its operation., Keter Publishing house Jerusalem Ldt. 218-259 p.

Sullivan, C. (1956). The importance of size grouping in population estimates employing electric shockers. Progrssive Fish-culturist 18: 188-190.

Sundberg, P. (1985). A model for the relationship between catch and soak time in baited fish traps. Océanogr.Trop. 20((1)) : 19-24.

Swales S. (1987). The use of small wire-mesh traps in sampling juvenile salmonids. Aquaculture and Fisheries Management 18: 187-195.

T

Tesch F. W. (1967). Homing of eels (*Anguilla anguilla*) in the southern north sea. Marine Biology 1: 2-9.

Tesch, F.W. (1977). Post-Larval Ecology and Behaviour. The Eel. Biology and management of anguillid eels., Chapman &Halled**:** 133-220.

Tesch F. W. (1991). Anguillidae. The freshwater fishes of Europe. H. Hoestlandt, AULA-Verlag Wiesbaden**:** 388-437.

Tesch, F.W. (1998). Age and growth rates of the North Atlantic eel larvae (Anguilla spp.), based on published length data. Helgoländer Meerresunters. 52: 75-83.

Tzeng W. N., Cheng P. W. & Lin F. Y. (1995). Relative abundance, sex ratio and population structure of the japanese eel Anguilla japonica in the Tanshui river system of nothern Taiwan. J. Fish Biol. 46: 183-201.

V

Vadas, R.L. R. & D. J. Orth (1993). A New Technique for Estimating the Abundance and habitat use of Stream Fishes. Journal of Freshwater Ecology 8 (4): 305-317.

Van de Wijdeven F. (1990). L'anguiliculture intensive enFrance. Etat et perspectives. Dipll. DDI Sciences Halieutiques-Ensar Rennes: 172 pages.

Van Veen T. & Andersson, M. (1982). Threshold for synchronization of locomotor activity to visible radiation in the eel *Anguilla anguilla*. OIKOS 38(1) : 21-26.

Vincent R. (1971). River electrofishing and fish population estimates. prog Fish Cult 33: 82-87.
Virtala M., S. Kuikka & E. Arjas (1998). Stochastic virtual population analysis. ICES Journal of marine science 55: 892-904.

Vollestad L. A. (1985). Activity and growth of female yellow eels Anguilla anguilla (L.) from brackish water, Norway. Repport: 21 pages.

Vollestad L. A. & Jonsson, B. (1988). A 13-Year study of the population dynamics and growth of the European eel Anguilla anguilla in a nowegian river :evidence for density-dependent mortality, and developement of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology 57: 983-997.

Vollestad L. A., R. lecompte-Finiger & Steinaetz, B. (1987). Age determination of Anguilla anguilla and related species. EIFAC/FAO, Eels working group, Bristol, April 1987: 15 pages.

Vollestad, L.A. (1986). Temperature-dependant cativity of brackish water yellows eels, *Anguilla anguilla* L. Aquaculture and Fisheries Managment 17: 201-205.

W

Walsh P. J., G. D. Foster & Moon, T. W. (1983). The effects of the temperature on metabolism of the american eel Anguilla rostrata (Le sueur) : commpensation in the summer and torpor in the winter. Physiol. Zool. 56: 532-540.

Wang L., T. D. Simonson & Lyons, J. (1996). Accuracy and precision of selected stream habitat estimates. North American Journal of Fisheries Management 16: 340-347.

Wasson, J. G. (1989). Eléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes : 1. revue critique de quelques approches existantes. Bull. Ecol. t. 20((2)) : 109-127.

Willemsen, J. (1990). Chapter 12. The electrified trawl as an alternative type of fishing gear to eel traps., Cowx I. G. 70-78 p.

X

Ximenes, M. C. (1996). L'anguille méditerranéenne française : aspects écobiologiques et halieutiques. C. Montpellier**:** 166.

Z

Zalensky M (1985). The estimate of fish density and biomass in rivers on the basis of relationships between the specimen size and efficeiency of electrofishing. Fisheries research 3: 147-155.

References internet

http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm

http://www.onefish.org Biblio poissons.

http://ouragan.ifremer.fr/ASFA/recherch4.htm

http://www.mnhn.fr/base/bibliga.html

http://form.inist.fr/public/fre/conslt.htm

http://www.ird.fr/fr/inst/infotheque/horizon