

Article

« Le marais doux endigué de Bourgneuf-Machecoul (Pays de Loire) Premier éléments de connaissance du peuplement piscicole. Relation ichtyofaune-habitat et problèmes majeurs de gestion (Maroc) »

E. Feunteun, C. Rigaud, P. Elie et J. C. Lefevre

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 5, n° 4, 1992, p. 509-528.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705144ar>

DOI: 10.7202/705144ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Le marais doux endigué de Bourgneuf-Machecoul (Pays de Loire)

Premier éléments de connaissance du peuplement piscicole. Relation ichtyofaune-habitat et problèmes majeurs de gestion

The dyked freshwater marsh of Bourgneuf
(Loire-Atlantique, France)

Preliminary study of the fish community. Species-habitat relationship. Evidence of main management problems

E. FEUNTEUN¹, C. RIGAUD², P. ELIE², J.C. LEFEUVRE³

Reçu le 12 septembre 1990, accepté pour publication le 27 mars 1992*.

SUMMARY

The dammed up marshes of the french atlantic coast cover about 200 000 ha between River Vilaine and the « Bassin d'Arcachon ». Eighty eight % are managed with freshwater. They constitute original environments initially created for agriculture or for salt production, and they are now threatened by land abandonment within the next decade. Concurrently to aquaculture (in created or existing ponds), exploitation of the fish stocks in the ditchweb is likely to encourage a diversification of agricultural activities. Unfortunately, bibliographic analysis reveals the relative scarceness of research about sampling methods and qualitative or quantitative characteristics of these fish communities. This is quite surprising considering the importance of the ditchweb of this kind of environment outlined by several authors. In the Netherlands, BELTMANN (1984) assessed that there is a total of 400 000 km of ditches. In France, the littoral dyked marshes of the Atlantic coast could comprise 20 000 km of ditches and about 24 000 ha of open water. The present work provides for the first data on the fish community of Bourgneuf marsh.

The northern part of the marsh of Bourgneuf, 2 700 ha provided with freshwater, contains nearly every kind of landscapes found throughout the whole Breton-Vendéen marsh. The pattern of the ditch network strongly changes from a zone to another (*fig. 1*): presence of former salt pans in the western part, regular geometric shapes in the recently created polders next to the River Fal-leron, irregular ditchweb pattern in the eastern part. The average density of the ditch network is 91 m of ditches per ha, totalizing 234 km in the study area. The total surface of open water, composed of ditches and basins (former salt pans), covers 411 ha (over 15% of the study site). Diversity of ditch types

1. CEMAGREF Bx Division Aquaculture et Pêche, Laboratoire d'Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés, Université de Rennes I, 35000 Rennes, France.
2. CEMAGREF Bx, Division Aquaculture et Pêche, BP.3. 33611 Gazinet, Cedex France.
3. MNHN-CNRS UA 696. INRA, Laboratoire d'évolution des Systèmes Naturels et Modifiés, Université de Rennes I, 35000 Rennes.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 juin 1993.

occurs at fine scales (<1 000 m²), they vary according to their widths (0,3 to 7 m), depths (average, 42 cm ; SD, 20,4), thickness of silt layer (average, 43 cm ; SD, 42) and their hydrophyte vegetation cover (average, 70 % ; SD, 60 %). As a consequence of this heterogeneity, available habitats are scattered over the marsh (mosaic distribution). A nested sampling (FRONTIER, 1983) was carried out to take into account this high heterogeneity : 5 sampling areas were selected randomly. In each one, 3 to 5 ditches were chosen according to their characteristics (see above). Sampling stations were delimited by 2 stop nets (5 mm mesh) settled 30 m apart, in order to avoid fish migration. Field work was conducted using « Heron » electric fishing material (see LAMARQUE *et al.*, 1978). In each ditch-section, we carried out as many successive catches as necessary to apply the maximum likelihood weighted estimation method of CARLE and STRUB (1978). Nine to 19 stations were sampled at 5 periods, between 1987 and 1989. A total of 74 samples were collected.

The fish community was composed of 21 species (table 1) and corresponded to the bream zone of Verneaux's classification (1977). The densities and biomass were quite high (on average 315 kg/ha and 11 460 fishes/ha) but very variable (0 to 2 120 kg/ha and 0 to 39 300 fishes/ha). The catfish, *Ictalurus nebulosus* (170 kg/ha), the eel, *Anguilla anguilla* (47 kg/ha) and the tench, *Tinca tinca* (28 kg/ha), represented on average 77,5% of the standing crop, but their spatial distribution was very irregular. These estimates are assumed to be reliable considering that the data used for the calculations were provided by a sampling design which permits to respect the basic assumptions of the removal method. (i) The population size could only change because of the fishings (no migration because of the stop nets ; no recruitment/death because of the short duration of the fishing sequences). (ii) The standard sampling design permitted to reduce the variations of the catch probabilities between the successive removals. Several studies have shown that this removal method under-estimates by about 20% the true size of the fish populations (e. g. BOHLIN and SUNDSTROM, 1977 ; MAHON, 1980). But they were based on Zippin's method, and the estimator of CARLE and STRUB (1978), that we used, was shown to be more robust (COWX, 1983 ; GERDEAUX, 1987). Nevertheless, we assume that the values presented in this paper provide for an approached information on the sizes of the studied fish populations.

To assess the fish-habitat relationship, a correspondance analysis (fig. 2) was performed on the 74 samples X 17 species matrix (excluding the sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius*, which population size estimations failed because of their low catchabilities). Four groups of samples were ordinated according to their specific richness and the species they contained. Several habitat parameters were projected on F1-F2 factorial map (fig. 3). Hydrophyte cover, thickness of silt layer, water depth (fig. 3 and 4), which are directly controlled by human maintenance, appeared to be the major structuring habitat parameters for the fish community. In the deepest and less silted stations, the communities were rich (on average 11 species ; group 4, fig. 2). Predators such as pike-perch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, occurred, and cold water species were found, such as minnow, *Phoxinus phoxinus*, or chub, *Leuciscus cephalus*. When the silt layer was thicker and the water level was intermediate, the specific richness decreased (average, 6,2 species) and the community was either dominated by the catfish (group 2, fig. 2) or by the rudd, *Scardinius erythrophthalmus* (group 3, fig. 2), according to the importance of the aquatic vegetation cover. Habitats with thickest silt layers, shallowest waters and maximum aquatic vegetation cover contained the poorest communities (average 3,9 species) dominated by eel (group 1, fig. 2). There is also evidence that the diversity of the community has progressively decreased since 1987 (fig. 5). The most stenothermous species disappeared, and the importance of the catfish increased : it doubled between May 1987 and September 1989 (fig. 6). Although the eel is the species most

adapted to this environment, we emphasize the diminution of its biomass (fig. 7). These phenomena could be partly due to the climate (cold winter in 1987, important swelling in January 1988 and 2 droughts in summers 1988 and 1989). But they are mainly caused by the water management policy which is intended to favour agriculture by keeping stable water levels (evacuation of swellings) and by preventing the freshwater part from the marine influence (collective sluice gates). This does not permit an optimal breeding of the species that have to spawn on flooded meadows, neither a proper colonisation of the marsh by eelers.

Key words : Breton-Vendéen marsh, dyked marsh, coastal wetland, fish community, *Anguilla anguilla*, *Ictalurus melas*, density, biomass, spatio-temporal distribution, habitat, water management.

RÉSUMÉ

Le peuplement ichtyologique d'un marais littoral endigué, géré en eau douce, a été étudié sur une zone de 2 700 ha, située au nord du marais Breton-Vendéen (Loire-Atlantique, France). Le réseau hydraulique, qui représente près de 16% de cette surface, se compose, d'environ 91 m de linéaire de fossés par ha (en tout 234 km) et de bassins présents uniquement dans la partie d'origine salicole du marais. Les hauteurs d'eau, l'envasement et le recouvrement par la végétation aquatique dépendent de la gestion humaine et sont très variables (moyennes respectives : 42 cm ; 43 cm ; 70%). Cela se traduit par un morcellement spatial de l'habitat pour les poissons. La stratégie d'échantillonnage adoptée, qui tient compte de cette hétérogénéité, a permis de décrire un peuplement comportant 21 espèces. Dominé par les poissons-chats et par les anguilles, ce dernier est caractéristique de la zone à brèmes des cours d'eau. Les abondances sont relativement élevées (en moyenne 315 kg/ha et 11 460 poissons/ha), mais elles sont très hétérogènes. L'évolution qualitative et quantitative de la répartition spatio-temporelle est décrite à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances portant sur 74 échantillons prélevés par pêche électrique entre 1987 et 1989. Bien que l'approche de ce milieu soit complexe et les références bibliographiques relativement rares, l'analyse des premières données permet d'ores et déjà d'identifier quelques problèmes de gestion ayant des répercussions directes sur le peuplement piscicole de cette zone.

Mots clés : marais littoral endigué, marais Breton-Vendéen, peuplement piscicole, *Anguilla anguilla*, *Ictalurus melas*, densités, biomasses, répartition spatio-temporelle, habitat, gestion hydraulique.

1 - INTRODUCTION

Les marais endigués de la façade atlantique française constituent un ensemble original où se mêlent des formes d'origine naturelle et humaine (GUILLOUX, 1927 ; BAUDET *et al.*, 1987). Ils sont maintenus en eau grâce à la gestion saisonnière d'un réseau dense de canaux de drainage et de vannages.

Ces marais, bien que gagnés sur la mer, sont en majorité soumis à l'eau douce (environ 200 000 ha entre la Vilaine et la Gironde) ; ils regroupent des

zones initialement vouées à l'agriculture ou à la saliculture. Ces origines multiples entraînent la coexistence de structures très diverses, même au sein d'une région de faible superficie.

Les peuplements et populations piscicoles de ces marais endigués n'ont, jusqu'à présent, fait l'objet que d'assez rares études. Certains travaux se contentent de présenter des listes faunistiques (MAILLARD, 1970 ; MAILLARD ; et GRUET, 1972, en Brière), ou la répartition spatio-temporelle des espèces en fonction notamment de la gestion des vannages (ELIE et MANNESSIEZ, 1980 ; MARCHAND, et RIGAUD, 1984, pour la Brière et le nord de la basse Loire ; PENVERN, 1986, pour le marais de Moeze-Brouage). Ce dernier auteur donne également le niveau d'abondance et des éléments de dynamique de population pour quatre espèces (l'anguille, le gardon, la perche-soleil et la tanche).

Ce relatif désintérêt pour l'ichtyocénose des marais, qui se traduit notamment par l'absence de méthode d'inventaire quantitatif adapté, est assez paradoxal en regard de l'importance du réseau hydraulique signalée par divers auteurs. Par exemple BELTMAN (1984) estime à 400 000 km la longueur totale des canaux et fossés de drainage de la Hollande ; les marais de l'ouest de la France pourraient contenir 20 000 km de fossés et près de 24000 ha d'eau (FEUNTEUN *et al.*, 1989 ; GIRAUD, 1985), soit environ 8 % du réseau hydrographique français qui comporte 250 000 km de fleuves et rivières (ANONYME, 1986).

La présente étude, commencée en 1987 dans le nord du marais Breton-Vendéen, a permis une première approche du problème ichtyologique. Elle englobe de nécessaires mises au point méthodologiques (échantillonnage) et l'acquisition de données qualitatives et quantitatives sur le peuplement piscicole ainsi que sur sa répartition spatio-temporelle. Enfin, quelques relations liant l'ichtyofaune à certaines caractéristiques écologiques des stations sont précisées.

2 - MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude

2.1.1 Le milieu

L'étude a été conduite dans une partie dulçaquicole de 2 700 ha située au nord du marais endigué de Bourgneuf-Machecoul (Loire-Atlantique, France) et au nord du Falleron qui est le principal exutoire du site. On différencie trois grands ensembles morphologiques résultant surtout de la fonction originelle des aménagements (pâtures, production salicoles, cultures) (FEUNTEUN *et al.*, 1989). Par ordre chronologique d'apparition et grossièrement d'est en ouest, on observe (*fig. 1*) :

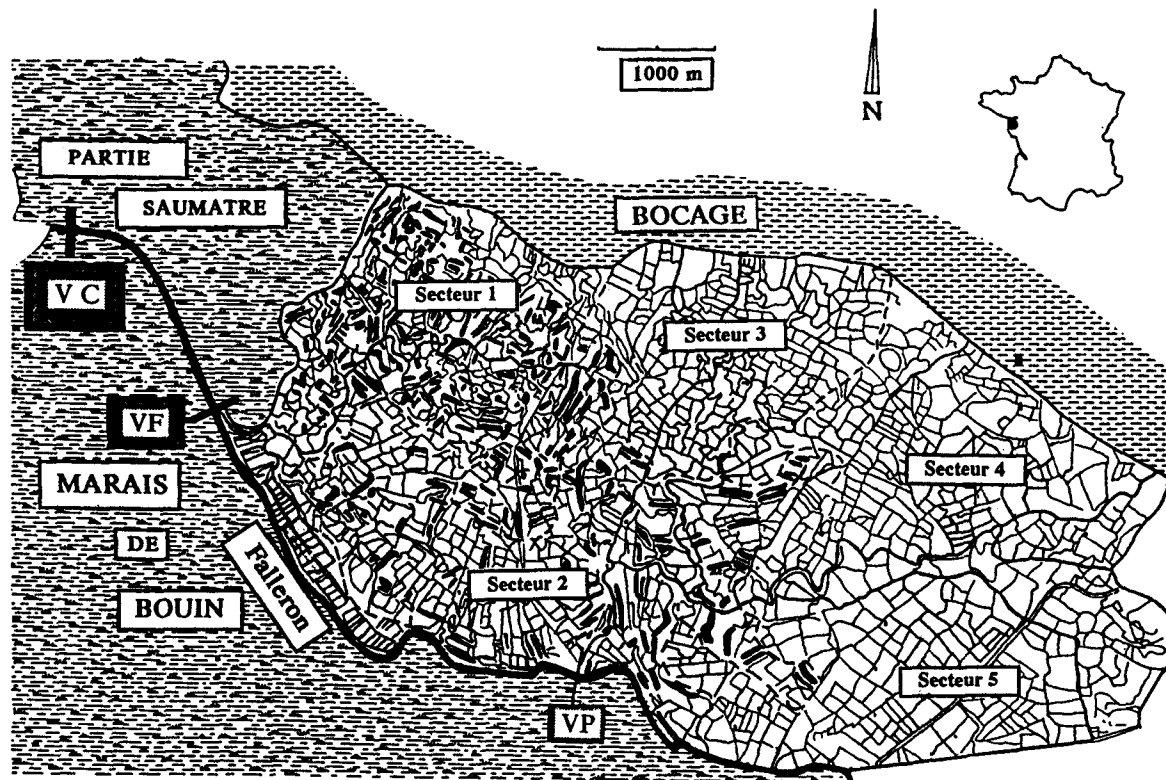


Figure 1

Périmètre d'étude : partie dulçaquicole au nord du Marais Breton-Vendéen. Définition de trois zones (polders, ex-salicole et agricole) selon la densité et la physionomie des différentes structures hydrauliques (voir texte). Situation des 5 secteurs d'inventaires. V : principaux vannages ; (C : Collet ; F : Fresne ; P : Port la Roche).

Study area : fresh water part in the north of the Breton-Vendéen marsh. Definition of three zones (polders, former salt production zone, land marshes) according to the density and the physiognomy of the different water bodies (see text). Situation of the 5 surveyed sectors. V : main collective watergates ; (C : Collet, F : Fresne ; P : Port la Roche).

- les marais agricoles : absence de bassin, réseau de fossés drainant des parcelles agricoles de 0,5 à 8 ha. Ces prés bas dont l'altitude varie de 0 à 2 m NGF sont exposés à des périodes de submersion plus ou moins prolongées (surface totale 1365 ha, surface en eau 23 ha) ;
- la zone ex-salicole : présence de bassins de 0,4 ha en moyenne, et d'un réseau de fossés sinueux ; les parcelles culminent à 3-4 m NGF (surface totale, 1 240 ha ; surface en eau 140 ha dont 30 ha en fossés) ;
- les polders récemment aménagés (XIX^e siècle) le long du Falleron : degré d'aménagement élevé avec un réseau hydraulique dense en peigne ; l'altitude est basse : 0 à 1 m-NGF (surface totale, 95 ha ; surface en eau, 7 ha).

Le réseau hydraulique est complexe et relativement dense avec 91 m linéaires de fossés/ha, soit 234 km au total pour la zone d'étude. L'ensemble du plan d'eau formé par les bassins et par les fossés recouvre 411 ha, soit 15,2 % de la zone étudiée. Dans le marais, le circuit hydraulique s'organise comme suit :

- chevelu de fossés privés dont l'entretien est à la charge des propriétaires (largeur 0,3 à 6,2 m) ;
- fossés d'écoulement faisant la transition entre le chevelu et les canaux principaux (largeur 3 à 4,5 m) ;
- canaux principaux (largeur 4 à 7 m) se jetant dans le Falleron (10 à 50 m de large).

Les deux dernières catégories de canaux sont entretenues par les syndicats de marais. Les hauteurs d'eau, l'envasement et l'encombrement végétal dépendent de la fréquence des curages et sont extrêmement variables (moyenne et écart type respectifs : $42 \pm 20,4$ cm ; pour une cote de 1,9 m NGF ancien, 43 ± 42 cm ; et 70 ± 60 cm au mois de juillet 1987). Cela se traduit par un morcellement spatial extrêmement hétérogène des habitats (caractérisés par ces trois paramètres), répartis en mosaïque et non pas de façon globalement concentrique, comme en milieu lacustre, ou transversale, comme en rivière.

2.1.2 La gestion hydraulique

Depuis le déclin de la saliculture et avec la volonté de plus en plus marquée de maîtriser la gestion hydraulique de l'ensemble, certaines modifications, voire bouleversements, sont intervenus (BAUDET *et al.*, 1987). Depuis le XVIII^e siècle, la mise en place progressive de vannages collectifs a en effet permis, plus ou moins brutalement, le passage à la gestion en eau douce de 80 % du marais de Bourgneuf. Cette gestion est avant tout destinée à favoriser les pratiques agricoles. Ceci suppose :

- d'empêcher toute intrusion d'eau marine dans la partie dulçaquicole ;
- de maintenir une cote stable de 1,95 m NGF ancien en réduisant le plus possible les périodes de submersion des prés bas (évacuation rapide et brutale des crues).

Actuellement, le vannage du Fresne marque la séparation entre les parties dulçaquicole et saumâtre du marais.

2.2 Stratégie d'échantillonnage

Nous avons adopté un échantillonnage par degré (FRONTIER, 1983) qui consiste à effectuer des prélèvements aléatoires dans des unités écologiques définies au préalable (voir la présentation du site d'étude). Ceci présente le double avantage de fournir un plan d'échantillonnage représentatif de la population et de pallier la disproportion d'échelle entre la taille de la zone d'étude (2 700 ha) et celle de la station pour laquelle le dispositif de mesure se révèle approprié (70 à 250 m²) (SCHERRER, 1984). Dans ce cadre, nous avons sélectionné au hasard 5 secteurs (voir *fig. 1*). Deux sont situés dans la partie ex-salicole, et 3 dans la partie agricole. Chaque secteur comporte 3 à 5 fossés choisis en fonction des paramètres suivants : hauteur d'eau, hauteur de vase, largeur et recouvrement végétal. Entre 1987 et 1989, 5 campagnes d'échantillonnage exhaustif ont été réalisées dans les fossés ainsi sélectionnés (mai 1987 : 12 stations ; août 1987 : 9 stations ; juin 1988 : 19 stations ; mai 1989 : 16 stations ; septembre 1989 : 18 stations). En tout, 74 prélèvements ont été effectués.

2.3 Technique d'échantillonnage

Les stations étaient délimitées par des filets droits (maille 5 mm) distants de 30 à 50 m, les pêches électriques étaient effectuées à l'aide d'un matériel « Héron » (voir LAMARQUE *et al.*, 1978). Une anode circulaire de 50 cm de diamètre était manœuvrée depuis un Zodiac. Les poissons attirés étaient capturés par une seconde personne à l'aide d'une épuisette. Le bateau était dirigé depuis les rives par deux personnes, grâce à des cordages.

Pour assurer un effort de pêche raisonnablement constant au cours d'une séquence d'épuisement et entre les différentes stations, le même équipement et la même méthode ont été appliqués durant toute l'étude, et une même équipe de pêche réalisait entièrement l'échantillonnage dans une station. Un courant continu de 7-10 A et 250-300 V était appliqué pendant 30 secondes tous les 3 m le long de chaque berge, et également au milieu du fossé quand la largeur était supérieure à 4 m. Dans chaque station, il n'était effectué que 2 pêches consécutives lorsque les effectifs des espèces capturées durant la première étaient plus élevés que ceux de la seconde ($C_1 > C_2$). Si ce n'était pas le cas, une troisième pêche, voire une quatrième, étaient faites.

2.4 Estimation des effectifs et traitement des données

L'échantillon étant défini comme l'entité ichtyofaune-habitat caractérisant la station, nous avons : (i) identifié, mesuré et pesé les poissons capturés à chaque passage ; (ii) mesuré un certain nombre de paramètres écologiques décrivant les stations, notamment le recouvrement végétal des différentes strates de végétation aquatique, la hauteur de vase et la hauteur d'eau. Les effectifs et les probabilités de capture ont été estimés par espèce et par station avec la méthode de CARLE et STRUB (1978) grâce au programme informatique proposé par GERDEAUX (1987). En raison de faibles efficacités de captures, les poissons juvéniles de moins de 30 mm ont été exclus de cette étude, et seules les captures totales ont été indiquées pour les épinoches et les épinochettes.

Les effectifs estimés dans chaque station ont été exprimés en densité (ind/ha) et les biomasses (kg/ha) ont été estimées en multipliant ces effectifs par les poids moyens des poissons de chaque espèce. Seules les valeurs moyennes sont fournies dans cet article. Une analyse factorielle des correspondances (AFC) (BENZECRI, 1979), a été réalisée sur la matrice espèces/stations grâce au logiciel MacMul mis au point par THIOULOUSE (1989). Les relations ichtyofaune-habitat ont été mises en évidence en projetant les barycentres de certains paramètres du milieu sur le plan factoriel F1-F2 (variables supplémentaires).

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Caractéristiques de l'habitat

On constate une importante hétérogénéité spatiale des caractéristiques de l'habitat dans les stations prospectées. Les fossés sont étroits (moyenne 3 m), leur largeur varie de 2 m à 8 m. L'eau est douce à oligo-haline (0,5 à 3 mg NaCl L⁻¹) et les conductivités sont comprises entre 378 et 980 $\mu\text{S. cm}^{-1}$. Les profondeurs sont faibles, en moyenne 42 cm, mais les valeurs extrêmes sont 10 cm et 150 cm. Les hauteurs de vase sont en moyenne élevées (43 cm) mais elles se situent entre 10 cm et 110 cm. Les recouvrements en végétation aquatique sont également très hétérogènes quelle que soit la strate étudiée. La strate « hélrophyte » est essentiellement composée de *Phragmites communis* et de *Typha angustifolia*. La strate « hydrophytes flottants » est constituée principalement par des *Lemna sp.*, des *Hydrocharis morsus-ranae* et par des *Azolla sp.* Enfin, la strate « hydrophytes fixés » comprend surtout des *Ceratophyllum* et des *Potamogeton pectinatus* ou *P. crispus* selon les zones.

3.2 Caractéristiques générales du peuplement

3.2.1 Cortège faunistique

Le cortège ichtyofaunistique comporte 21 espèces dont 2 sont amphihaliennes (tab. 1) : l'éperlan qui est potamotoque, et l'anguille qui est thalassotoque. Les 19 autres espèces sont dulçaquicoles, mais seules 11 d'entre elles se reproduisent de façon certaine dans le marais et peuvent donc être considérées comme sédentaires.

L'examen des occurrences (tab. 1) montre que 8 espèces sont constantes (occ. > 50 %), une espèce est commune (25 < occ. < 50), 5 espèces sont occasionnelles (12 < occ. < 25), et 6 espèces sont rares (occ. < 12 %). L'espèce la plus fréquente est l'anguille qui est présente dans 95 % des échantillons. Viennent ensuite le poisson-chat, la perche-soleil et la brème. Cette dominance du peuplement par ce groupe faunistique (hormis l'anguille) permet de rattacher le marais à la zone à brèmes de la biotypologie des cours

d'eau (VERNEAUX, 1977). La présence d'espèces caractéristiques de la zone à barbeaux (ablette, chevaine), ainsi que de la zone à truites (loche et vairon), souligne l'influence des bassins versants alimentant le marais. Les 2 espèces piscivores sont occasionnelles ou rares (sandre et perche).

Tableau 1 Liste des espèces inventoriées, occurrences (%), biomasses et densités (moyenne des estimations dans les 74 prélèvements et écarts types entre parenthèses).

Table 1 List of sampled species occurrence (%), biomass and densities (average of the abundance estimates from the 74 samples and standard deviation in brackets).

Nom français	Nom latin	Occurrences (%)	Biomasses (Kg/ha)	Densités (Ind/ha)
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	95	47,0 (52,7)	1 572 (1 911)
Poisson-chat (PCH)*	<i>Ictalurus melas</i>	81	169,1 (288,9)	3 148 (4 382)
Perche soleil (PES)*	<i>Lepomis gibbosus</i>	74	12,9 (22,5)	1 127 (2 513)
Tanche (TAN)*	<i>Tinca tinca</i>	73	28,2 (51,4)	304 (507)
Épinoche (EPI)*	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	70	1,6 (3,6)	2 611 (5 297)
Rotengle (ROT)*	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	69	4,5 (13,8)	557 (1 106)
Brèmes (BRB)*	<i>Blicca bjoerkna</i>	59	18,2 (35,9)	1 084 (2 068)
2 espèces	<i>Abramis brama</i>			
Carpe (CCO)*	<i>Cyprinus carpio</i>	51	24,9 (66,8)	257 (590)
Gardon (GAR)	<i>Rutilus rutilus</i>	30	2,9 (8,0)	102 (361)
Ablette (ABL)	<i>Alburnus alburnus</i>	24	0,2 (0,7)	132 (536)
Perche franche (PER)	<i>Perca fluviatilis</i>	24	1,9 (6,9)	42 (102)
Chevaine (CHE)	<i>Leuciscus cephalus</i>	23	0,7 (2,4)	53 (152)
Sandre (SAN)*	<i>Stizostedion lucioperca</i>	20	0,6 (2,2)	244 (989)
Épinochette (EPT)*	<i>Pungitius pungitius</i>	19	0,07 (0,4)	138 (707)
Vairon (VAI)	<i>Phoxinus phoxinus</i>	11	0,07 (0,4)	20 (85)
Carassin (CAS)	<i>Carassius carassius</i>	11	2,2 (12,9)	41 (198)
Loche franche (LOF)	<i>Nemacheilus barbatus</i>	8	0,03 (0,13)	24 (92)
Grémille (GRE)	<i>Gymnocephalus cernua</i>	3	0,03 (0,15)	3 (20)
Brochet (BRO)	<i>Esox lucius</i>	1	0,01 (0,1)	1 (11)
Eperlan (EPE)	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	0,001 (0,006)	0,5 (4)

Les espèces sont classées par ordre d'occurrence décroissante. Les occurrences (ni/N) ont été calculées sur l'ensemble des 74 échantillons prélevés entre 1987 et 1989.

* espèces dont la reproduction en marais est certaine.

The species are listed in decreasing occurrence order. The occurrences (ni/N) were calculated from the 74 samples collected between 1987 and 1989.

* species for which breeding in the marsh has been observed.

3.2.2 Abondances

Dans les stations inventoriées, la densité moyenne estimée est de 11 460 poissons par ha d'eau (0 à 39 300 pour les extrêmes). Cinq espèces représentent à elles seules plus de 95 % des effectifs : le poisson-chat occupe le premier rang (2 611 ind/ha), les épinoches sont au deuxième rang

(moyenne des effectifs capturés = 3 050 ind/ha), l'anguille est au troisième rang (1 572 ind/ha), la perche-soleil (1 127 ind/ha) et les brèmes (1 084 ind/ha) occupent les rangs suivants.

La biomasse moyenne estimée est de 315 kg/ha d'eau (entre 0 et 2 120 kg/ha). Six espèces représentent plus de 95 % de l'ichtyomasse totale : le poisson-chat occupe le premier rang avec près de 169 kg/ha, puis viennent l'anguille (47 kg/ha), la tanche (28 kg/ha), la carpe (25 kg/ha), les brèmes (18 kg/ha) et la perche-soleil (13 kg/ha). Chacune des autres espèces est représentée par moins de 5 kg/ha.

Les écarts types des abondances (*tab. 1*) sont toujours plus forts que les valeurs moyennes ce qui témoigne de la distribution spatio-temporelle extrêmement hétérogène des poissons dans le marais.

3.3 Variations spatio-temporelles

Les 74 échantillons ont été prélevés au cours de 5 campagnes de pêche dans 9 à 19 stations. Ils donnent des informations sur la distribution spatiale du peuplement de poissons et leurs habitats, ainsi que sur les évolutions inter-annuelles. Ceci apparaît sur l'analyse factorielle des correspondances (*fig. 2 et 3*) qui porte sur les densités estimées des espèces dans les 74 échantillons. Les gastérostéidés, dont l'estimation des abondances était impossible, ont été exclus.

Le premier axe (21 % de l'inertie du nuage) ordonne les stations en fonction de leur richesse spécifique. Le second et le troisième axe (respectivement 18 et 15 % de l'inertie du nuage) permettent de définir les stations en fonction des espèces dominantes.

3.3.1 Variations spatiales

a) Principaux groupes d'espèces

L'interprétation des trois premiers axes de l'AFC permet d'identifier quatre groupes d'échantillons (*fig. 2*) :

– le groupe 1 (carrés) comporte 17 échantillons paucispécifiques (moyenne = 3,9 ; SD = 2,4) aux effectifs nettement dominés par les anguilles : 75 % des effectifs en moyenne (40 à 100 %) ;

– le groupe 2 (points) réunit 12 échantillons prélevés en 1988 et 1989, qui se caractérisent par une richesse spécifique moyenne de 6,2 espèces (SD = 2,2), et par une nette dominance des poissons-chats qui représentent en moyenne 76 % des effectifs (60 à 96 %) ;

– le groupe 3 (triangles) rassemble 6 échantillons dont la richesse spécifique est également moyenne (moyenne = 6,2 ; SD = 2,2), mais où les effectifs des rotengles sont importants (50 % en moyenne, 32 à 78 %) ;

– le groupe 4 (losanges) comporte 4 échantillons prélevés en 1987 qui se caractérisent par une richesse spécifique élevée (moyenne = 11,2 ; SD = 0,6), et une abondance de sandres 0⁺ (2 600 à 5 000 par ha) ; en outre, on y note aussi la présence de vairons, de perches et de chevaines qui sont des espèces plus rhéophiles.

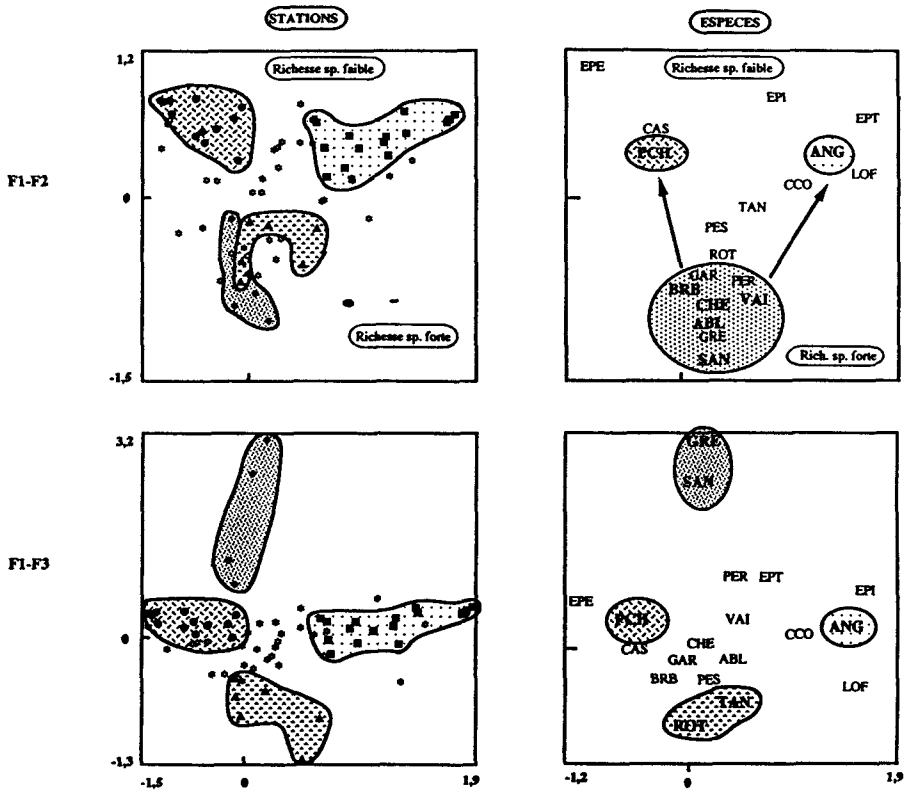
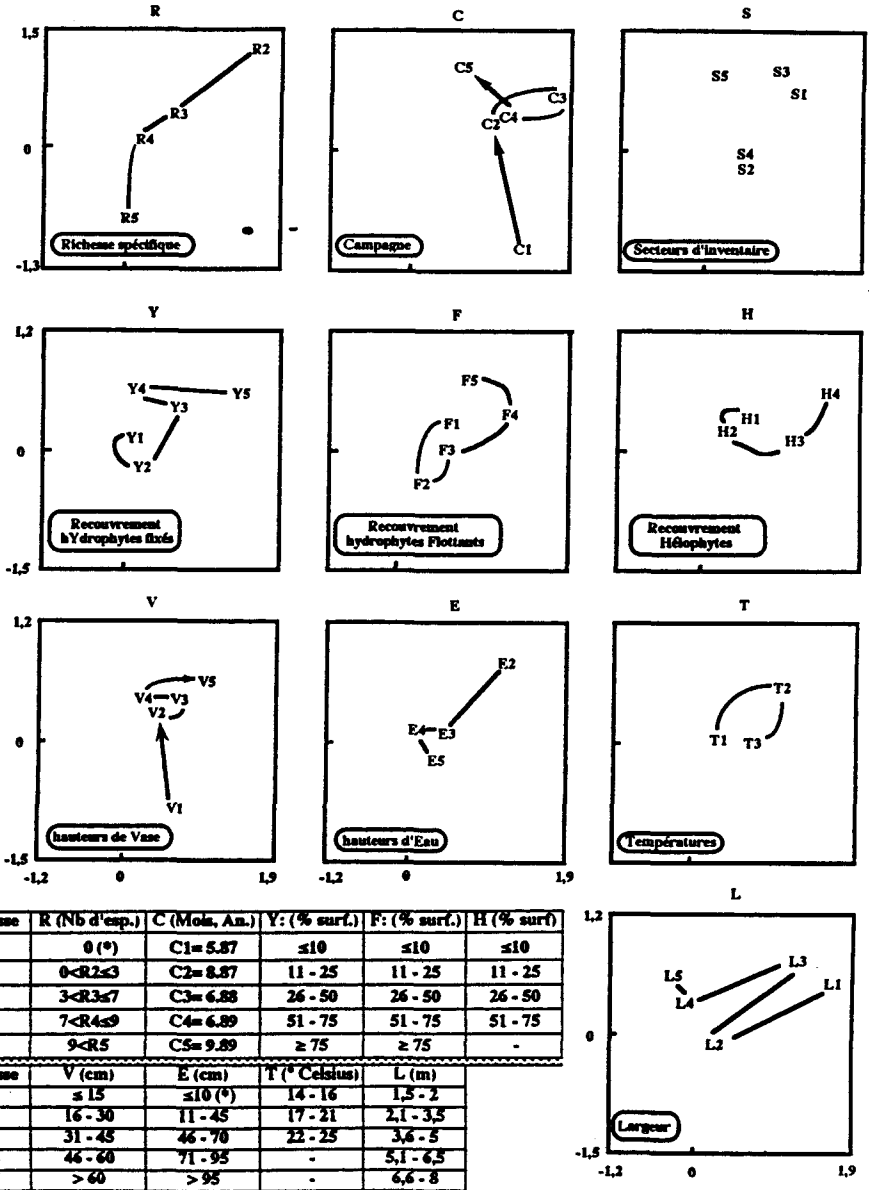


Figure 2 Analyse factorielle des correspondances réalisée sur les estimations de densité de chaque espèce (hormis les gastérostéidés qui figurent en variable supplémentaire) dans 74 échantillons. Quatre groupes ont été identifiés en fonction des espèces dominantes, et des richesses spécifiques des stations, d'après les projections sur le plan F1-F2 et F1-F3 (voir texte).

Correspondance analysis performed with density estimates of each species (except the gasterosteids) in 74 samples. Four groups of samples were identified according to their dominant species and to the specific richness, from the projections on F1-F2 and F1-F3 factorial map.

- : Group 1. Dominant species, Eel ; mean specific richness, 3,9 ; SD, 2,4.
- : Group 2. Dominant species, Catfish ; mean specific richness, 6,2 ; SD, 2,2.
- ▲ : Group 3. Dominant species, Rudd. Mean specific richness, 6,2, SD, 0,6.
- ◆ : Group 4. Dominant species Pike perch. Mean specific richness, 11,2 ; SD, 0,6.
- ☆ : No typical characteristics of the communities.

Les autres échantillons (étoiles) sont atypiques et ne contribuent que très peu à l'étirement des axes (4 échantillons, vides ou occupés par des gastérostéidés, et 29 échantillons dont l'assemblage d'espèces n'est dominé par aucune de celles citées précédemment).



(*) Classes situées à l'origine des axes (absence de poissons).

Figure 3 Projection des barycentres de quelques variables biotiques et abiotiques sur le plan factoriel F1-F2.

Projection of the barycentres of a few abiotic and biotic variables on F1-F2 factorial map.

b) Relations ichtyofaune-habitat

Il n'y a pas de relation claire entre la structure des assemblages d'espèces et la typologie des secteurs, (forme des structures hydrauliques, voir *fig. 1* et *fig. 3 S*) ou la largeur, *L* (*fig. 3L*). En revanche, on observe une opposition entre les secteurs riches (S2 et S4) et les secteurs pauvres, qui abritent tantôt les communautés à anguilles (S 1 et S3), ou tantôt dominés par les poissons-chats (SS) (*fig. 3*). Il existe une relation entre la richesse spécifique des échantillons, la hauteur d'eau et la hauteur de vase : les peuplements s'appauvrissent à mesure que l'envasement augmente et que la hauteur d'eau diminue (*fig. 3, E et V*). De même, la couverture végétale a un rôle structurant sur les communautés pisciaires du marais. Les richesses spécifiques les plus fortes sont en général trouvées dans les stations où des recouvrements en hydrophytes de classe 2 (11 à 25 %) sont observés (*fig. 3, Y et F*), tandis que les stations où la couverture est faible (classe 1) abritent des communautés moins riches. Les richesses spécifiques les plus faibles sont observées dans les stations où la couverture végétale est la plus importante, (fort recouvrement en hydrophytes fixés et en héliophytes) (*fig. 3Y, H et F*).

Nous avons montré que l'AFC réalisée sur la matrice station-espèces a permis d'ordonner les stations en quatre groupes (*fig. 2*). Ces derniers diffèrent aussi selon les paramètres présentés dans la figure 4 :

- les communautés du groupe 1 se trouvent essentiellement dans des stations de faible hauteur d'eau (classe 2) et à fort recouvrement en hydrophytes fixés ; des hauteurs de vase moyennes à fortes sont observées (classe 2 à 5). Ce type d'habitat semble convenir particulièrement aux anguilles ;

- les communautés du groupe 2 sont présentes dans des stations de toutes profondeurs et de tous recouvrements en hydrophytes fixés (histogrammes plats) ; en revanche, les stations à fort envasement (classe 5) sont relativement rares, les forts recouvrements en hydrophytes flottants (classe 5) et les faibles recouvrements en héliophytes (classes 1 et 2) sont fréquents ;

- les communautés du groupe 3 sont essentiellement présentes dans les stations envasées, et encombrées par les héliophytes (classe 2 et 3) ainsi que par les hydrophytes (classe 5) mais de profondeur moyenne (classe 3) ;

- les communautés du groupe 4 se rencontrent exclusivement dans les stations les plus profondes (classe 3 à 5), faiblement envasées (classe 1 et 2), et peu encombrées par la végétation aquatique (classes 1 à 3). Ce type de milieu est le seul qui accueille le sandre.

On retrouve, dans chacun des 4 groupes définis ci-dessus, des stations localisées dans les différents ensembles typologiques. Le marais offre à l'ichtyofaune une mosaïque d'habitats dont les qualités et les caractéristiques dépendent de l'état d'entretien, qui apparaît comme étant le facteur structurant majeur.

3.3.2 Variations temporelles

Les variations temporelles apparaissent clairement sur le plan factoriel F1-F2 (*fig. 2, 3 R et 3C*) avec des changements de richesse spécifique et de structure du peuplement au cours des campagnes successives. Ces changements doivent être considérés sur une base interannuelle car les paramètres saisonniers, tels que la température, n'interviennent aucunement dans l'explication de l'inertie du nuage de points produits par l'AFC (*fig. 3 T*).

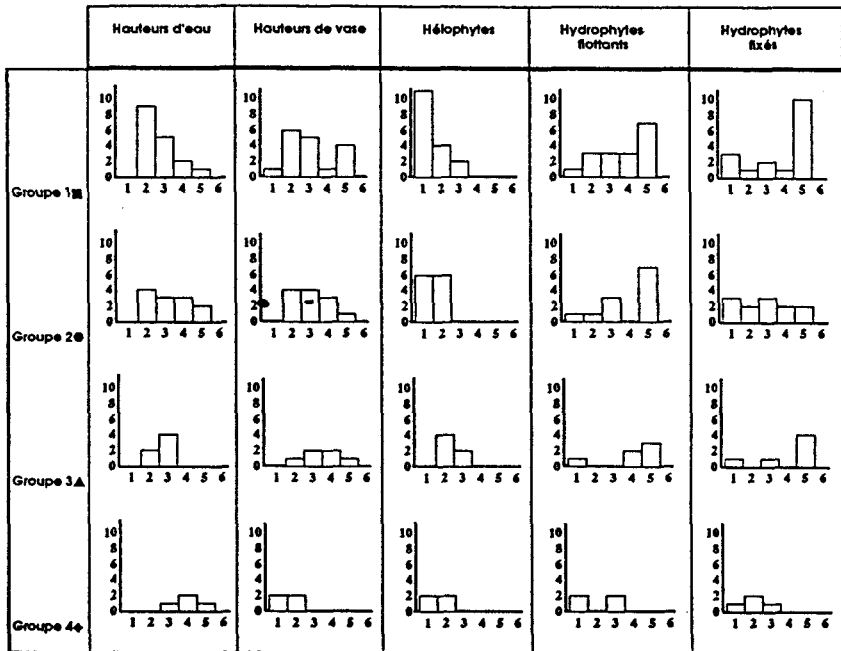


Figure 4 Caractéristiques des principaux paramètres structurants du peuplement dans les quatre groupes de stations ordonnés par l'AFC.
Characteristics of the main parameters in the four groups of stations ordinated by the Correspondance Analysis.

a) Variation de la richesse spécifique

La richesse spécifique totale du peuplement n'a pas cessé de diminuer au fil des campagnes, avec 21 espèces en mai 1987 et seulement 14 en septembre 1989 (fig. 5). Parallèlement, les richesses spécifiques moyennes des stations ont également chuté, passant de 9,5 espèces (sans compter l'épinoche et l'épinochette) en mai 87 à 4,4 espèces en septembre 1989. Cette chute de la richesse spécifique moyenne correspond à la disparition des espèces les plus rhéophiles (vairon, loche, chevaine), caractéristiques des zones à barbeau et à truites, mais aussi à celle de la perche, de la grémille et de l'éperlan. Ces espèces, hormis l'éperlan, ont probablement été victimes des sécheresses des étés 1988 et 1989.

b) Variations de la structure du peuplement

La figure 6 montre l'évolution des densités spécifiques entre mai 1987 et septembre 1989. En mai 1987, le peuplement est équilibré, avec sept espèces dont les densités dépassent chacune 1 000 ind./ha. Mais cette situation se dégrade dès le mois d'août, avec l'apparition et l'accentuation progressive d'un déséquilibre en faveur du poisson-chat dont les effectifs approchent 4 500 ind./ha en septembre 1989, alors que ceux des autres espèces n'atteignent pas 700 ind./ha. Par ailleurs, il est important de souligner que les poissons exclusivement ichtyophages (sandre et perche) ont quasiment disparu du marais, ce qui contribue à accentuer le déséquilibre du peuplement.

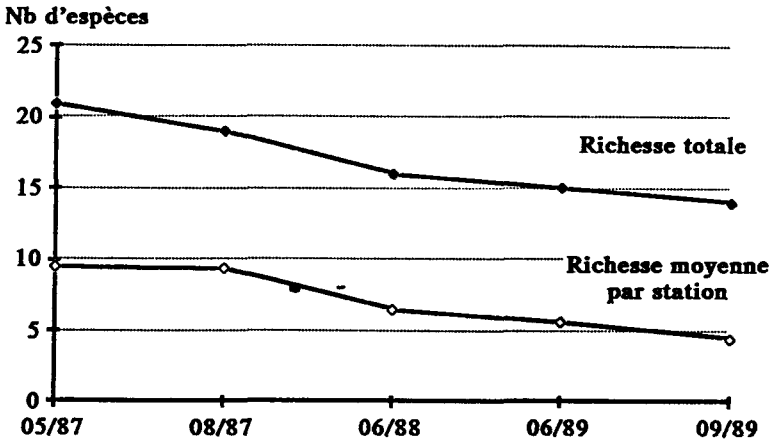


Figure 5 Variations inter-campagnes de la richesse spécifique totale et moyenne du peuplement.

Changes in the specific richness of the community between 1987 and 1989.

3.4 Problèmes de gestion hydraulique

3.4.1 Colonisation du marais par les anguilles

En 1987-88, de part et d'autre du vannage du Fresne, on trouve en moyenne de l'ordre de 3 400 anguilles (240 kg/ha) dans la partie saumâtre, mais seulement 1 500 (70 kg/ha) dans la partie douce (FEUNTEUN *et al.*, 1989).

La figure 7 montre l'évolution de quelques paramètres de la population d'anguilles. Il apparaît que la biomasse, la densité et le poids moyen individuel ne changent pas significativement entre juin et août 1987. En juin 1988, on observe une chute simultanée et significative (test t de Student, $P < 0,05$) du poids individuel et de la biomasse, tandis que la densité reste stable. A partir de juin 1989, s'amorce une chute de la densité qui atteint une valeur minimale en septembre 1989, tandis que la biomasse et le poids moyen individuel restent stables. D'un tel phénomène, on peut donner l'interprétation suivante : en 1987, le poids moyen individuel des anguilles est élevé (> 40 g/ind) ce qui témoignerait de l'absence ou de la faiblesse du recrutement les années précédentes en raison de la fermeture hivernale réglementaire des vannages. En janvier 1988, les crues décennales ont été évacuées massivement ; les vannages collectifs sont par conséquent restés ouverts une dizaine d'heures par jour pendant un mois (au cours du flot et du jusant jusqu'à l'équilibre des niveaux entre l'aval et l'amont du vannage du Fresne). Les civelles pouvaient alors franchir l'obstacle ce qui s'est traduit par un recrutement important révélé par la baisse du poids spécifique de la population en juin 1988, la diminution simultanée des biomasses correspondant au départ des anguilles argentées en migration génésique. Au cours de l'hiver 1988-89, les vannages ont rarement été ouverts, ce qui pourrait avoir causé la chute des densités en 1989 (absence de recrutement, mortalité, et départ des anguilles argentées). La biomasse et le poids moyen individuel restent alors statistiquement stables sans doute en raison de la croissance individuelle des anguilles.

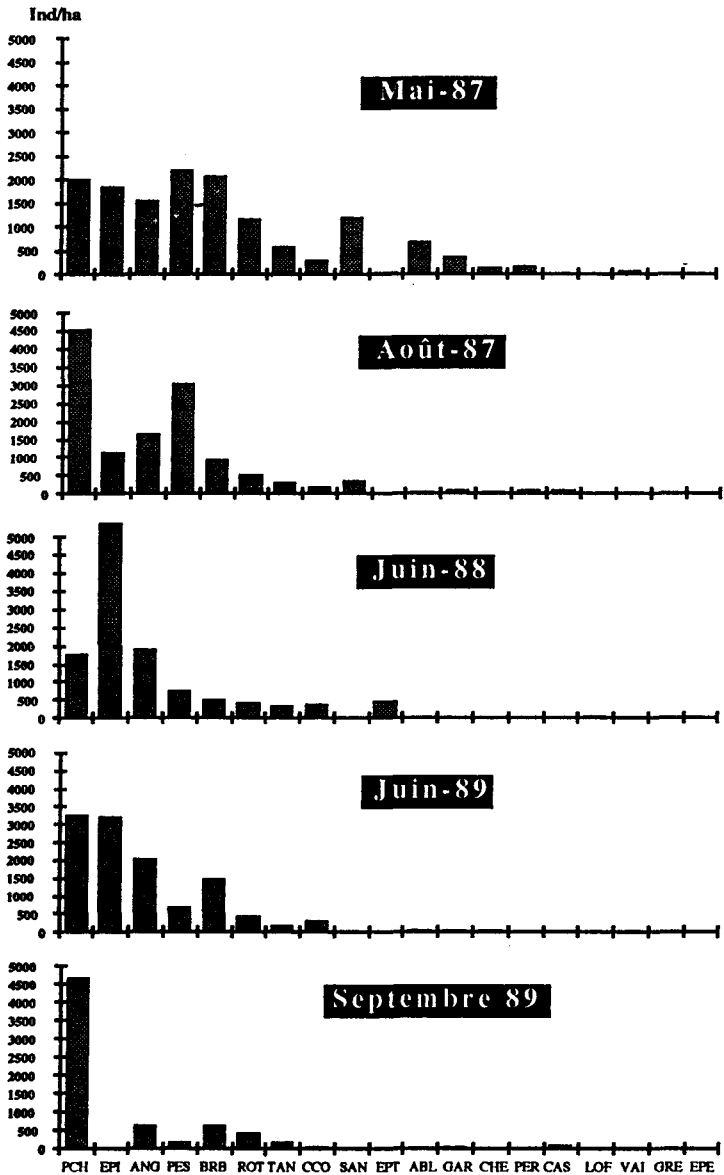


Figure 6 Variations inter-campagnes de la structure du peuplement ichthyologique et des densités spécifiques.

Changes in the structure of the community and the specific densities between 1987 and 1989.

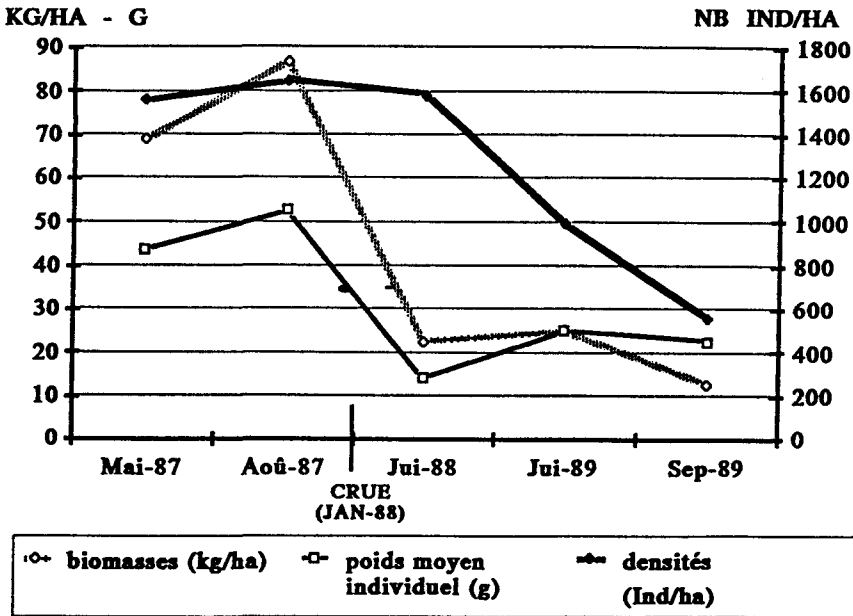


Figure 7 Evolution temporelle des abondances moyennes d'anguilles et du poids individuel moyen au cours de la période d'étude pour les 9 stations échantillonnées à chacune des 5 campagnes.

Evolution of the Eel abundances and of the individual average weight for the 9 stations monitored at each of the 5 sampling periods.

Ces résultats semblent montrer que le recrutement des civelles dans le marais est loin d'être optimal en raison de la gestion inappropriée des vannages collectifs. Bien entendu, cette dernière n'est sans doute pas la seule cause du déclin de la population d'anguilles, ce phénomène étant constaté dans toute son aire de répartition, ainsi que dans celle de l'espèce américaine *Anguilla rostrata* (BRUSLE, 1989). Les causes de cette raréfaction de l'espèce dans les eaux continentales sont multiples, l'apparition d'un nématode parasite récemment introduit en Europe (*Anguillicola crassus*) constitue une menace sérieuse (DE CHARLEROY, 1990).

3.4.2 Gestion des niveaux d'eau

Dans un souci de favoriser les intérêts agricoles, le marais dulçaquicole est maintenu à la cote constante de 1,95 m NGF ancien. Ceci se traduit, notamment, par une durée réduite de submersion des zones de plus faible altitude. Ainsi, les prés bas ont perdu leur rôle initial de frayère pour beaucoup d'espèces dont la reproduction se trouve défavorisée. C'est probablement la raison des relativement faibles effectifs de carpes dans le marais et de la quasi disparition du brochet depuis une vingtaine d'année (FEUNTEUN *et al.*, 1989).

En outre, l'écrêtement des crues provoque de très grosses mortalités en raison de l'évacuation de très nombreux poissons vers la baie de Bourgneuf.

Par exemple, nous avons constaté en janvier 1989 le dépôt d'importantes quantités de poissons-chats morts sur les rivages de la baie. De gros sandres et des carpes ont également été trouvés dans les laisses de mer.

4 - DISCUSSION

Le peuplement ichtyologique du marais endigué est caractéristique des milieux limniques et il se rattache à la zone des brèmes de la typologie de VERNEAUX (1977). Cependant, à certaines époques, la présence d'espèces plus rhéophiles, comme le vairon, la loche franche ou le chevaine, témoigne des apports des bassins versants alimentant le marais. Les abondances moyennes, toutes espèces confondues, sont relativement élevées : 315 kg soit 11 450 poissons par hectare, et sont comparables à celles obtenues dans des étangs gérés de façon extensive. Ces estimations sont fiables dans la mesure où elles ont été calculées à partir de données fournies par une technique d'inventaire qui permet de respecter les conditions d'application des méthodes de calcul d'effectifs par épuisement des stocks. En effet (i) la taille des populations ne pouvait varier qu'à cause de l'échantillonnage (pas de migration grâce aux filets ; pas de recrutement-mortalité grâce à la faible durée de l'échantillonnage) ; (ii) la standardisation de l'effort de pêche permet de réduire les variations de probabilité de capture d'un passage à l'autre. De nombreuses publications indiquent que cette méthode d'épuisement des stocks sous-estime le plus souvent de 20 % environ la taille réelle des populations (voir par exemple BOHLIN et UNDESTROM, 1977 ; MAHON, 1980). Mais ces auteurs ont utilisé la formule de ZIPPIN (1956) pour étayer leurs propos alors que la formule de CARLE et STRUB (1978), que nous avons utilisée, produit des biais négatifs moins importants et est plus robuste parce qu'elle supporte des conditions d'application moins sévères (COWX, 1983 ; GERDEAUX, 1987). Certes, la question n'est pas tranchée, et les valeurs présentées ici restent encore à préciser, mais elles fournissent néanmoins un ordre de grandeur de la taille des populations étudiées.

Les biotypologies comme celles de VERNEAUX (1977) sont très utiles pour décrire, à l'échelle des bassins versants, les relations liant les caractéristiques écologiques des hydrosystèmes aux communautés de poissons. Cependant, elles ne sont pas assez précises pour des milieux comme les marais endigués, qui sont moins vastes et relativement plus homogènes que les bassins versants. Dans ce cas, il convient d'avoir une approche plus fine afin de définir l'hétérogénéité et l'organisation spatiale des habitats ou des assemblages d'espèces, et d'identifier les paramètres structurant les peuplements. La présente étude montre que les 21 espèces inventoriées se répartissent principalement en fonction de l'envasement, de la hauteur d'eau et du recouvrement en végétation hydrophyte, paramètres qui sont directement contrôlés par l'action humaine (entretien des canaux et gestion des vannages). Dans les stations les moins envasées et où la hauteur d'eau est la plus forte, le peuplement est riche (11 espèces en moyenne) et comporte les deux espèces exclu-

sivement ichtyophages (sandre et perche), ainsi que des espèces plus rhéophiles comme le vairon et le chevesne. Dans les stations où l'envasement est moyen et la hauteur d'eau relativement importante, la richesse spécifique diminue (6,2 espèces en moyenne), le peuplement est dominé par le poisson-chat ou par le rotengle selon que le recouvrement végétal est faible ou fort. Un envasement encore plus important, une lame d'eau très faible, et un recouvrement en hydrophytes fixés maximal, réduisent encore la richesse spécifique (3,9 espèces en moyenne). Le peuplement est alors dominé par l'anguille, qui est l'espèce s'adaptant le mieux à de telles conditions d'habitat (occurrence = 95 %).

La qualité du peuplement s'est très nettement dégradée entre 1987 et 1989, avec notamment une diminution de la richesse spécifique, des abondances d'anguilles, de carpes et de tanches, et une augmentation des effectifs de poissons-chats devenus largement dominants. Cette situation pourrait être partiellement due aux conditions climatiques exceptionnelles de ces dernières années (températures hivernales très basses en 1987, crues importantes en hiver 1988, puis deux étés consécutifs de sécheresse). Cependant le climat ne permet pas seul d'expliquer la diminution d'effectifs d'un certain nombre d'espèces particulièrement adaptées à ce type de contraintes. C'est le cas notamment de la carpe et de l'anguille, qui souffrent de la gestion hydraulique peu compatible avec le bon déroulement de leur cycle biologique, par assèchement des frayères pour la première, et par entrave à la migration anadrome au niveau des vannages collectifs pour la seconde. Seule une gestion des niveaux d'eau, revue chaque année en fonction des conditions climatiques, peut permettre d'optimiser le peuplement de poissons.

Cette étude fournit les premiers résultats sur les relations peuplements piscicoles-habitats des marais endigués de la façade atlantique française, dont les réseaux de fossés étaient considérés, jusqu'ici, comme des systèmes de drainage peu appropriés à la vie piscicole. Ce travail a mis en évidence certaines particularités de la dynamique de l'ichtyocénose de ces systèmes qui se révèlent extrêmement fragiles en raison de la gestion de l'eau essentiellement destinée à favoriser les intérêts agricoles.

Notre objectif désormais, est de tester ces hypothèses et de quantifier les relations poissons-habitats-activités humaines. Pour cela, les échantillonnages par pêche électriques sont poursuivis, des essais de gestion hydraulique appropriés sont entrepris (gestion des vannages mais aussi curage des fossés) et des aménagements de frayères spécialement adaptées aux poissons ichtyophages (sandre et brochet) sont envisagés.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier vivement J. LEDUCHAT, M.C. EYBERT et F. BUREL, ainsi que l'un des réviseurs du manuscrit, pour les conseils pertinents qu'ils nous ont donnés afin d'améliorer la qualité de cet article.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANONYME, 1986. Etat de l'environnement en France en 1986. *Publications du ministère de L'Environnement*. 197 p.
- BAUDET J., GRUET Y., MAILLARD Y., 1987. Les remaniements historiques du régime des eaux d'un marais littoral : le marais Breton-Vendéen. *Norois*, 34 (134-135) : 11-12.
- BELTMAN B., 1984. Management of ditches : the effect of ditches on the water coenoses. *Verh. Internat. Limnol.*, 22 : 2022-2028.
- BENZECRI, J.P. et col. 1973. L'analyse des données. Tome I : *La Taxinomie*. Tome II : *L'analyse des correspondances Dunod Paris*. 615 + 619 p.
- BOHLIN T., SUNDSTRÖM B., 1977. Influence of unequal catchability on population estimates using the Lincoln index and the removal method applied to electro-fishing. *Oikos*. 28 : 123-129.
- BRUSLE J. 1989. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) une espèce jugée commune jusqu'à la dernière décennie, mérite-t-elle aujourd'hui le statut d'espèce menacée. *Bull. Soc. Zool. Franç.*, 114 (3) : 61-73.
- CARLE F.L., STRUB M.R., 1978. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics*, 34 : 621-630.
- COWX I.G. 1983. Review of the methods for estimating fish population size from survey removal data. *Fish Mgmt*. 14 (2) : 67-82.
- DE CHARLEROY D., GRISEZ L., THOMAS K., BELPAIRE C., OLLEVIER F. (1990) The live cycle of *Anguillicola crassus*. *Dis. Aquat. Org.*, 8 (2) : 77-84.
- ELIE P., MANNESSIEZ J., 1980. Importance de la pêche de l'anguille et de la civelle en Brière. Aspects économiques et biologiques. *Université de Rennes I. Laboratoire de Zoologie et d'Ecophysiologie*. 145 p.
- FEUNTEUN E., MARION L., ELIE P., RIGAUD C., 1989. Prédation des hérons cendrés sur l'ichtyofaune des marais de l'ouest. étude du peuplement ichthyologique du marais de Bourgneuf en Retz ; impact de la colonie de Grand-Lieu. *Rapport SRETIE N° 86120 CEMAGREF Bx, Université de Rennes I*. 112 p.
- FRONTIER S. 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson 455 p.
- GERDEAUX D. 1987. Revue des méthodes d'estimation de l'effectif d'une population par pêches successives avec retrait. Programme d'estimation d'effectifs par la méthode de Carle et Strub. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 304 : 13-21
- GIRAUD F. 1985. Approche du fonctionnement hydraulique du marais agricole de Moeze Brouage (Charente maritime, France). *Action Concertée de Recherche sur les Marais de l'Ouest : Muséum National d'Histoire Naturelle-Université de Rennes I*, 63p.
- LAMARQUE P., ARRIGNON J., GOSSET C. 1978. Comparaison des appareils de pêche à l'électricité EPMC et Héron. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 270 : 223-236
- MAHON R., 1980. Accuracy of catch-effort methods for estimating density and biomass in streams. *Env. Biol. Fish.*, 5(4) : 343-360.
- MAILLARD Y., 1972. Poissons et problèmes du Brivet. *Penn ar Bed*, 71 : 386-399
- MAILLARD Y., GRUET Y. 1972. Introduction à l'hydro-écologie des marais saumâtres du bassin du Brivet (Loire-Atlantique). *C.R. Actes Congrès Nat Soc. Sav. Nantes*, 3 : 121-153.
- MARCHAND J., RIGAUD C., 1984. Etude de la faune circulante entre la Loire et les zones humides. *CSEEL-Université de Nantes*, 120 p.
- PENVERN M. 1986. Caractérisation et répartition spatio-temporelle des peuplements ichthyologiques du marais de Moeze (Charente-Maritime). *DEA université de Rennes I- CEMAGREF Bx*. 39 p.
- SCHERRER B. 1984. Biostatistiques. *Ed. Univ. de Lavah Québec*. 850 p.
- THIOULOUSE J. 1989. Statistical analysis and graphical display of multivariate data on the Macintosh. *Computer applications in the Biosciences*, 5 : 287-292.
- VERNEAUX J. 1977. Biotypologie de l'écosystème « eaux courantes ». Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 284 D : 77-79.
- ZIPPIN C., 1956. An evaluation of the removal method for estimating animal populations. *Biometrics*, 12 : 183-189.