

CROISSANCE DE JUVÉNILES D'ESTURGEONS EUROPÉENS *ACIPENSER STURIO* (ACIPENSERIDAE) SAUVAGES ET ISSUS D'ALEVINAGE, DURANT LEUR SÉJOUR DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE (FRANCE)

par

Aude LOCHET (1), Patrick LAMBERT (1), Mario LEPAGE (1) & Éric ROCHARD (1)

RÉSUMÉ. - Afin de restaurer la dernière population d'esturgeon européen *Acipenser sturio*, il a été décidé de remédier temporairement à la faiblesse de ses effectifs par des alevinages de soutien. Un premier a été pratiqué en 1995 à partir d'un couple de géniteurs sauvages. Neuf mille alevins issus d'une reproduction artificielle ont été déversés en eau douce (Garonne, Dordogne) à proximité de zones de frayères historiques, après marquage par immersion dans une solution de chlorhydrate d'oxytétracycline (OTC) pour 7000 d'entre eux. L'objectif de ce travail est d'évaluer l'intégration de la cohorte alevinée aux dernières cohortes naturelles recensées (1988 et 1994). Pour cela, une comparaison de la croissance en taille et en poids a été menée entre les individus de la cohorte 1995 et ceux des deux cohortes sauvages. Ces poissons ont été échantillonnés au chalut dans l'estuaire de la Gironde, à l'occasion de campagnes mensuelles. Leur longueur totale et leur poids ont été mesurés ; l'âge et l'origine (sauvage ou alevinage) des esturgeons ont été estimés à partir d'un prélèvement du premier rayon de la nageoire pectorale. Les comparaisons ont pu être établies sur quatre saisons : le printemps des trois premières années de vie des individus ainsi que le second été. Les individus des trois cohortes ne présentent pas de différence significative concernant le poids et l'embonpoint. Néanmoins, certains individus de la cohorte 1995 sont particulièrement chétifs, notamment lors du second été où le poids relatif médian pour les individus de cette cohorte est de 63%. Lors de leur premier printemps, les individus de la cohorte 1995 sont significativement plus longs que ceux des cohortes 1988 et 1994. Pour les autres saisons, aucune différence de taille significative n'est détectée. De plus, les deux cohortes naturelles présentent une courbe de croissance de type 3 (modèle de Schnute) tandis que celle de la cohorte 1995 est de type 4. Les individus de la cohorte 1995 semblent donc avoir expérimenté, au cours de leurs premiers mois de vie, des conditions plus favorables que celles des cohortes naturelles. Ce premier bilan, qui nécessite d'être complété, illustre une adaptation au milieu naturel comparable entre les individus de la cohorte 1995 et ceux des cohortes naturelles, une fois les premiers mois de vie passés.

ABSTRACT. - Growth comparison between wild and hatchery-reared juvenile European sturgeons *Acipenser sturio* (Acipenseridae) during their stay in the Gironde estuary (France).

In order to restore the last European sturgeon population, it was decided to temporarily solve its weak numbers thanks to restocking programs. A first one was carried out in 1995, after the catch of a couple of wild parents. 9000 hatchery-reared fry were released near historically known freshwater spawning areas (in the Garonne and the Dordogne rivers). 7000 of them were marked by oxytetracycline hydrochloride (OTC) immersion before release. The aim of this study was to assess the integration of the hatchery-reared cohort into the two last wild cohorts known (born in 1988 and 1994). A growth comparison (length and weight) was made between the 1995-cohort individuals and the two wild cohort individuals. Sturgeons were trawled monthly in the Gironde estuary. Total length and weight were measured; sturgeon age and origin (wild or hatchery-reared) were estimated from the first pectoral fin ray section. Comparisons are made for four seasons: their first three springs and their second summer. There is no significant difference in weight and plumpness (illustrated by the relative weight) between the three cohorts. However, some 1995-sturgeons are very weak: the median relative weight is 63% during the second summer. During their first spring, 1995-cohort sturgeons are significantly larger than wild sturgeons. No significant difference is observed for the other seasons. Also, growth curves, established thanks to the Schnute model, of the wild cohorts belong to type 3, whereas the growth curve of 1995-cohort belongs to type 4. Thus, 1995-cohort sturgeons seem to have known better environmental conditions than wild cohorts during their first months of life. These first results, which need to be completed, show a comparable adaptation to the environment between hatchery-reared and wild sturgeons, after the first months of life.

Key words. - Acipenseridae - *Acipenser sturio* - France - Gironde estuary - Restocking program - Growth - Schnute model.

L'esturgeon européen *Acipenser sturio* Linné, 1758 est une espèce menacée d'extinction dans le milieu naturel (Castelnaud *et al.*, 1991 ; Lepage et Rochard, 1995), dont les effectifs ont connu une forte diminution depuis la première moitié du XX^e siècle (Roule, 1922 ; Magnin, 1962 ; Castel-

naud *et al.*, 1991). Cette espèce migratrice amphihaline potamoïque est intégralement protégée en France depuis 1982 (Rochard *et al.*, 1997b) et en Europe depuis 1998 (convention de Washington, directive faune flore habitat, convention de Berne). Elle n'est plus actuellement représentée que par la

(1) CEMAGREF, Unité Ressources aquatiques continentales, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas cedex, FRANCE.
[aude.lochet@bordeaux.cemagref.fr]

Tableau I. - Caractéristiques et nombre (N) d'*Acipenser sturio* déversés. [Characteristics and number (N) of the stocked *Acipenser sturio*.]

Date de lâcher	Poids moyen	N total	N en Garonne	N en Dordogne	N total
Juin 1995	20 mg	2 000	1 000	1 000	2000
Août 1995	1 g	5 000	2 500	2 500	5000
Octobre 1995	6,5 g	2 000	1 000	1 000	2000

seule population qui se reproduit dans le bassin versant Gironde-Dordogne-Garonne (Rochard *et al.*, 1997b). Les dernières reproductions naturelles de cette population résiduelle, recensées en 1988 et 1994, sont considérées comme insuffisantes pour assurer la pérennité de l'espèce d'où la mise en place d'un programme de restauration. Ce programme intègre le soutien des effectifs de la population par alevinage, pour relancer sa dynamique (Élie, 1997). Un premier alevinage a pu être pratiqué en 1995.

Cette pratique d'alevinage, couramment utilisée chez les espèces menacées (Cowx, 1994), a été mise en œuvre sur plusieurs espèces de poissons migrateurs : le bar rayé *Morone saxatilis* Walbaum, 1792 (Robitaille *et al.*, 1991), le saumon atlantique *Salmo salar* Linnaeus, 1758 (voir Aprahamian *et al.*, 2003, pour une synthèse), l'aloise savoureuse *Alosa sapidissima* Wilson, 1811 (Olney et Hoenig, 2001 ; Hendricks *et al.*, 2002), parmi d'autres. Plusieurs espèces d'esturgeons migrateurs comme le bélouga *Huso huso* Linnaeus, 1758, l'esturgeon étoilé *Acipenser stellatus* Pallas, 1771 et l'esturgeon russe *Acipenser gueldenstaedti* Brandt & Ratzeberg, 1833 ont également fait l'objet d'alevinages massifs notamment dans le bassin de la mer Caspienne (Barannikova, 1987 ; Secor *et al.*, 2000 ; Chebanov et Billard, 2001). Les alevinages concernant les esturgeons migrateurs nord-américains comme l'esturgeon blanc *Acipenser transmontanus* Richardson, 1836 ou l'esturgeon atlantique *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815 ont jusqu'à présent concerné des effectifs plus limités et n'ont été que partiellement analysés (Smith, 1992 ; Doroshov *et al.*, 1993 ; St-Pierre, 1999 ; Waldman, 2000).

Les critiques principales faites à ces programmes concernent les risques génétiques que peuvent faire courir ces pratiques aux populations concernées (Brown *et al.*, 2000) et la concurrence entre poissons alevinés et sauvages (Hilborn, 1992) ; les pratiques actuelles tentent d'en tenir compte (Aprahamian *et al.*, 2003).

Cependant, on s'est rarement donné les moyens d'apprécier objectivement l'efficacité de ces pratiques, même si dans certains cas (essentiellement pour des Salmonidés) on dispose d'estimations des taux de survie à différents moments clés (Côté et Pomerleau, 1985) ou des pourcentages de retour des poissons au stade adulte (Aprahamian *et al.*, 2003). La compréhension de la variabilité de ces résultats nécessite d'examiner les pratiques et d'identifier en quoi les poissons alevinés se distinguent des poissons sauvages. Chez les Salmonidés, il a été montré que ces deux groupes peuvent présenter

des écarts quant à l'utilisation du milieu, se traduisant, par exemple, par des différences dans leur croissance (Hansen, 1987) ou dans leurs cinétiques de migration (Hansen *et al.*, 1984 ; Hansen et Jonsson, 1986, 1991 ; Jonsson *et al.*, 1994).

Dans cette étude qui concerne le premier alevinage réalisé en *A. sturio*, nous avons choisi de tester si les individus alevinés en 1995 étaient comparables durant leur phase estuarienne aux individus des cohortes naturelles de 1988 et 1994. La croissance en longueur, en poids et l'embonpoint, qui reflètent les disponibilités trophiques (Beamesderfer, 1993) et la capacité d'utilisation de ces ressources par les poissons (Blackwell *et al.*, 2000), ont été retenus pour les comparaisons.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les poissons déversés en milieu naturel en 1995 sont issus d'une reproduction artificielle, à partir d'un mâle (Lt 1,70 m ; 24 kg) et d'une femelle (Lt 1,95 m ; 46 kg ; diamètre des ovocytes 2,7-3,1 mm) capturés dans l'estuaire (voir Williot, 1997 et Williot *et al.*, 2000 pour plus de détails). Neuf mille individus issus de cette reproduction artificielle ont été déversés en Garonne et en Dordogne, en trois épisodes (Tab. I) (Brun et Rouault, 1997b).

Les alevins de 20 mg ont été déversés en milieu naturel sans marquage préalable, faute d'une technique et d'un savoir-faire adaptés. Les individus de plus de 20 mg, soit 77% des effectifs, ont été marqués avant déversement. La technique utilisée est une immersion sans choc osmotique dans une suspension tamponnée de chlorhydrate d'oxytétracycline (OTC : C22H24N2O9.HCl) : 6 minutes à une concentration de 7,5 g/l pour les animaux de 1 g et 7 minutes à 8 g/l pour ceux de 6,5 g. Les traitements ont été effectués dans des enceintes en matière plastique de 30 l munies d'un système d'aération, la température étant maintenue à 17°C (Brun et Rouault, 1997a). Le traitement a perturbé le comportement des esturgeons dont le poids moyen était de 1 g et on a pu observer quelques mortalités sur les plus petits individus (poids inférieur à 700 mg). Pour ceux de 6 g, la concentration en OTC utilisée n'a pas eu de conséquence létale. Seule une très légère apathie a pu être observée sur quelques animaux (Brun, comm. pers.).

La marque chimique ainsi produite est identifiable sur les coupes du premier rayon des nageoires pectorales sous forme d'une strie jaune fluorescente (Meunier, 1974) (Fig. 1).

	1 ^e année				2 ^e année				3 ^e année			
	Eté	Aut.	Hiver	Print.	Eté	Aut.	Hiver	Print.	Eté	Aut.	Hiver	Print.
1988	0	3	6	9	13	14	2	9	11	5	6	17
1994	0	0	20	8	7	16	25	27	8	0	3	1
1995	0	0	1	4	3	0	2	6	2	2	0	7

Tableau II. - Effectifs capturés par saison, lors des trois premières années de vie des individus, pour les 3 cohortes (en gras, figurent les saisons retenues pour l'analyse). [Number of fishes caught per season, during their three first years of life, for each cohort (seasons in bold are those selected for analyses).]

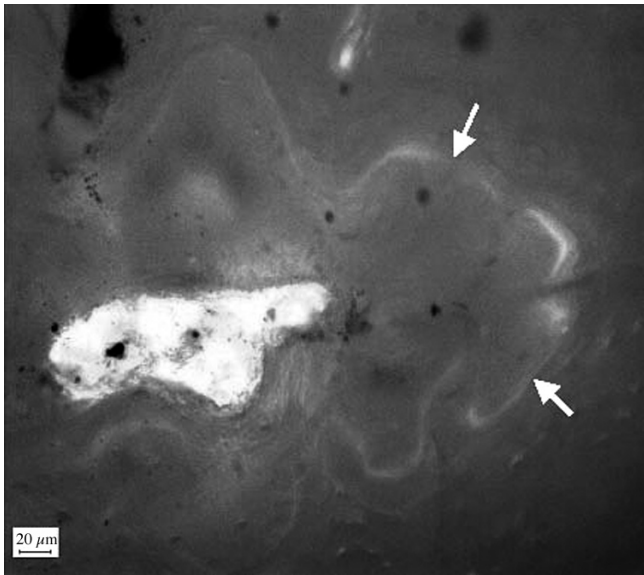


Figure 1. - Marque d'OTC (flèches blanches) observée sur une coupe transversale du premier rayon osseux de nageoire pectorale d'un *A. sturio* de la cohorte 1995 (Lt 52 cm - 600 g). [OTC mark (white arrows) on a pectoral fin ray transversal section of a *A. sturio* in 1995 (Lt 52 cm - 600 g).]

Données collectées

Les poissons ont été échantillonnés au chalut dans l'estuaire de la Gironde, à l'occasion de campagnes mensuelles couvrant l'ensemble des habitats estuariens de l'espèce (Rochard *et al.*, 2001). Sur chaque esturgeon échantillonné, une fine tranche du premier rayon osseux de la nageoire pectorale a été prélevée de façon à estimer l'année de naissance et donc d'affecter chaque individu à sa cohorte (Rochard et Jatteau, 1991). Avant remise à l'eau, chaque esturgeon a été muni d'une marque individuelle externe de type spaghetti fixée en boucle (Hall Print) ; sa longueur totale (Lt) et son poids (W) ont été mesurés (voir Castelnaud *et al.*, 1991 pour plus de précisions sur la méthode de marquage). L'embonpoint de chaque individu est estimé par son poids relatif $Wr = (W/Ws) \times 100$, avec W le poids individuel observé et Ws le poids standard des individus de même classe de taille (Blackwell, 2000). Le poids standard est calculé par une régression sur quantile (Murphy *et al.*, 1990), à partir du 3^e quartile des valeurs de poids attendues pour chaque classe de taille pour les cohortes 1988, 1994 et 1995. On considère ici la variabilité des trois cohortes comme reflétant celle de la population. Le poids relatif est utilisé depuis le début des années 1980 pour comparer l'embonpoint de poissons issus de sites ou de périodes différents. Plus per-

formant que les indices traditionnels : coefficient de Fulton (K) ou indice de condition relative de Le Cren (Kn) (voir Blackwell *et al.*, 2000 pour une analyse exhaustive de ces aspects), il a permis dans le cas de l'esturgeon blanc *Acipenser transmontanus*, par exemple, de distinguer les individus issus de secteurs moins riches en nourriture que d'autres (Beamesderfer, 1993).

Analyses statistiques

Le nombre de poissons capturés sur l'ensemble de la période d'échantillonnage (1989-2001) est faible, surtout en ce qui concerne la cohorte 1995 (n = 35). Nous avons donc limité les comparaisons aux trois premières années de vie des individus, période la plus riche en capture. Les comparaisons ont été réalisées par saison (3 mois), sachant que l'été est la première saison de la vie des esturgeons (Magnin, 1962). On a retenu quatre saisons pour lesquelles les effectifs de la cohorte 1995 sont supérieurs ou égaux à 3 : le printemps de la première année, l'été et le printemps de la deuxième année et le printemps de la troisième année. Compte tenu de la faiblesse des effectifs, les comparaisons ont été effectuées à l'aide du test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov (Scherrer, 1984 ; Siegel et Castellan, 1988) (Tab. II). Les résultats sont présentés sous forme de "boîtes à moustaches" dont les extrémités représentent le 1er et le 3^e quartiles. La valeur médiane est également indiquée.

Les courbes de croissance en taille ont été établies pour chaque cohorte à l'aide du modèle généralisé de Schnute (Schnute, 1981), modèle qui requiert moins d'hypothèses préalables sur la forme des courbes que celui de Von Bertalanffy. Les courbes de croissance de Schnute sont définies par les paramètres t1 et t2 (respectivement l'âge du plus jeune individu et du plus âgé), fixés par le biologiste, et les quatre paramètres a, b, y1 et y2, avec a et b des constantes liées au taux de croissance, y1 la taille à t1 et y2 la taille à t2. Schnute (1981) propose de choisir entre un modèle à 2 paramètres (a = 0 et b = 0), à 3 paramètres (a = 0 ou b = 0) ou à 4 paramètres (a ≠ 0 et b ≠ 0) à partir d'une simple analyse de variance. Schnute (1981) a enfin défini 8 types de modèle de croissance différents en fonction des valeurs du couple a et b.

RÉSULTATS

Sur les 35 individus de la cohorte 1995 capturés en estuai-

re, seulement 14 présentaient une trace de marquage soit 40%.

Comparaison des paramètres poids, embonpoint et taille

Sur les quatre saisons considérées, les individus des trois cohortes ne présentent de différence significative ni concernant le poids (Fig. 2), ni concernant l'embonpoint (Fig. 3). Il faut toutefois noter la plus forte dispersion des valeurs d'embonpoint de la cohorte 1995 lors du 1er printemps et du 2ème été. De plus, la valeur médiane d'embonpoint passe, entre ces deux saisons, de 103% à 63%. Aux printemps 2 et 3, l'embonpoint médian avoisine 100% pour les trois cohortes ; les individus présentent donc un embonpoint standard par rapport à l'ensemble de nos observations.

Lors de leur premier printemps, les individus de la cohorte 1995 sont significativement plus longs que ceux des cohortes 1988 et 1994 (1998 vs 1995 : p = 0,01 ; 1994 vs 1995 : p < 0,001) (Fig. 4). Pour les autres saisons, on ne détecte pas de différence significative de taille entre les cohortes.

Les courbes de croissance

Les courbes de croissance en taille obtenues sont des courbes à trois paramètres pour les cohortes 1995 et 1988 et à quatre paramètres pour la cohorte 1994. Selon les types de Schnute (1981), la courbe est de type 3 pour les cohortes 1988 et 1994 (Fig. 5, 6) et de type 4 pour la cohorte 1995 (Fig. 7). Tous deux permettent de déterminer un âge théorique à la taille 0 et ne connaissent pas d'asymptote mais seul le type 3 présente un point d'inflexion.

Les équations des courbes de croissance sont :
pour la cohorte 1988 :

$$Y_t = (1046,79t - 3105,5)^{0,418}$$

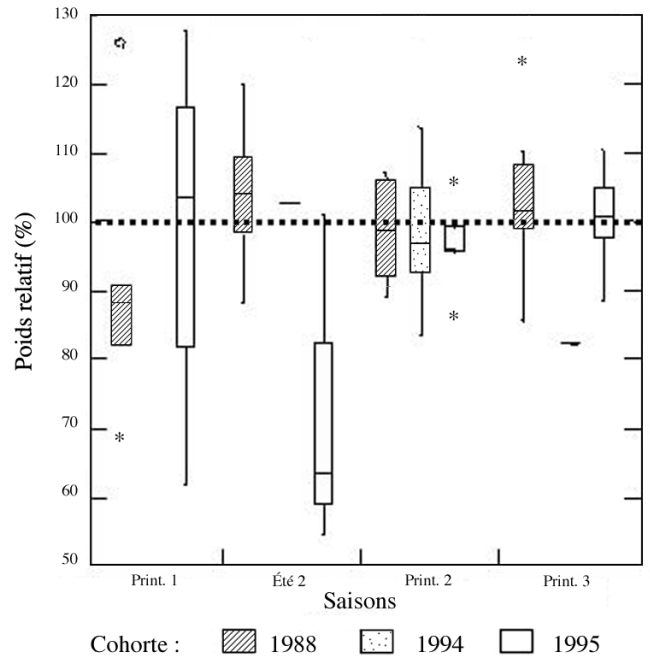


Figure 3. - Poids relatif (%) ou embonpoint des individus, par saison et par cohorte. [Relative weight (%) or plumpness, per season and per cohort.]

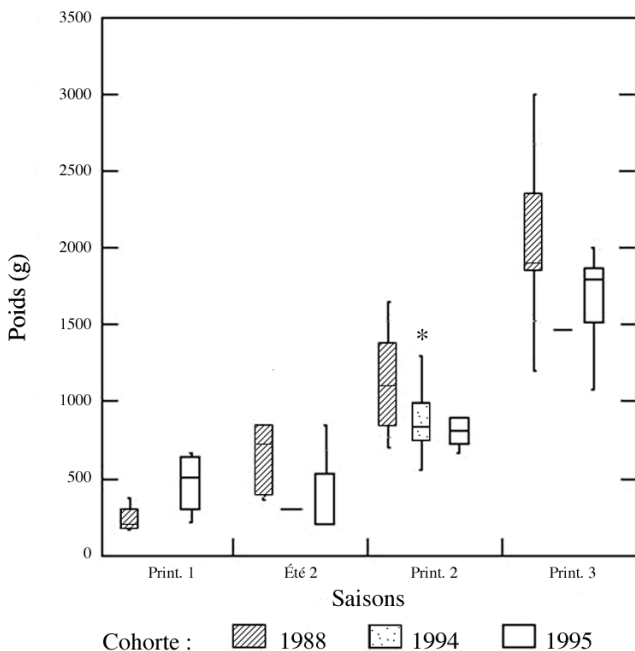


Figure 2. - Poids en g des individus, par saison et par cohorte. [Weight in grams, per season and per cohort.]

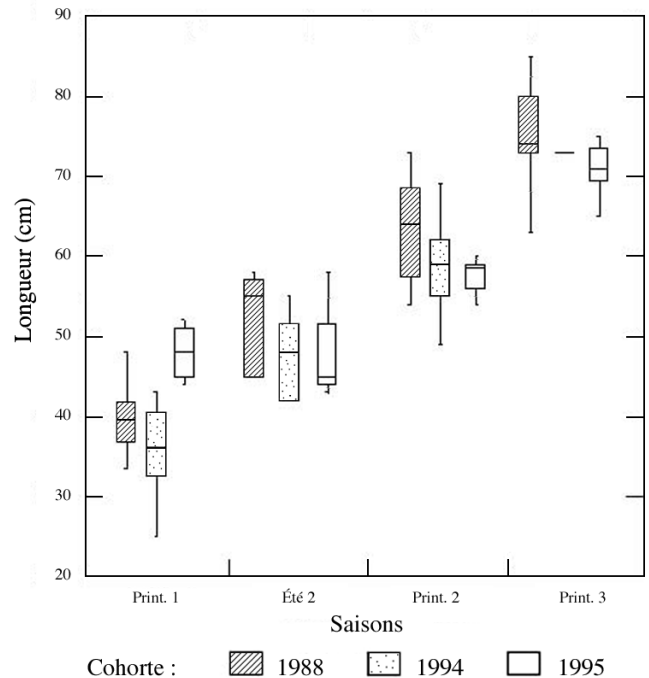


Figure 4. - Longueur en cm des individus, par saison et par cohorte. [Length in cm, per season and per cohort.]

pour la cohorte 1994 :

$$Y_t = \left[1,28 \cdot 10^6 (e^{0,0283(t-5)} - 1) \right]^{0,3015}$$

pour la cohorte 1995 :

$$Y_t = (3,708 + 0,0255t)^{2,813}$$

DISCUSSION

Malgré des échantillonnages comparables en couverture et en fréquence pour les trois cohortes, les résultats de cette

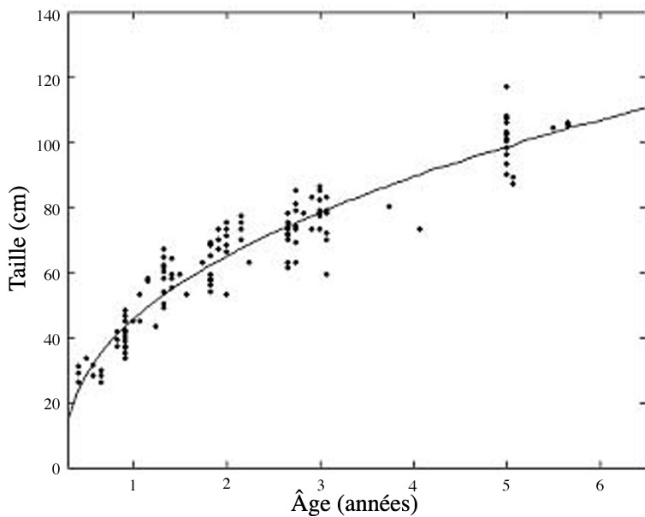


Figure 5. - Courbe de croissance établie pour la cohorte 1988 (n = 132). [Schnute's growth curve of cohort 1988 (n = 132).]

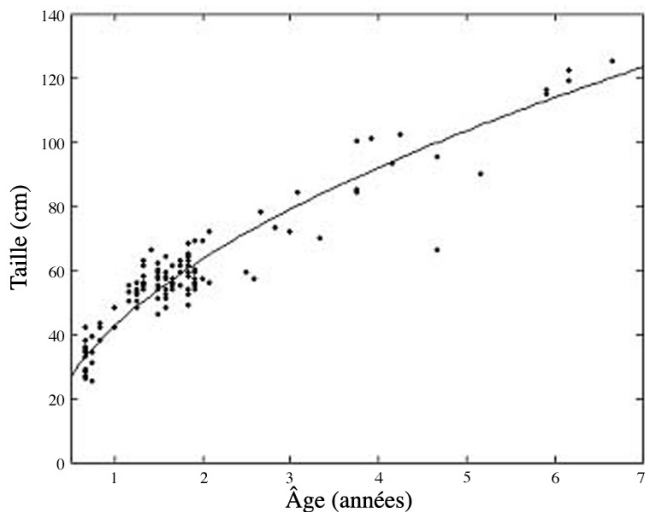


Figure 6. - Courbe de croissance établie pour la cohorte 1994 (n = 133). [Schnute's growth curve of cohort 1994 (n = 133).]

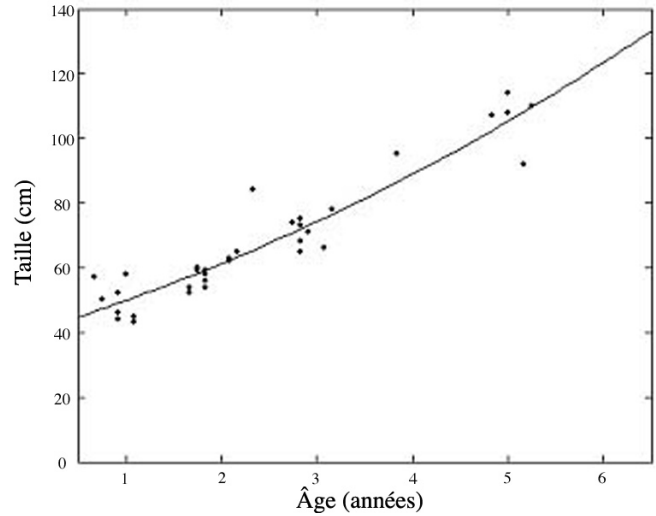


Figure 7. - Courbe de croissance établie pour la cohorte 1995 (n = 35). [Schnute's growth curve of cohort 1995 (n = 35).]

étude restent limités par la faiblesse des effectifs capturés. La rareté de l'espèce ainsi que la vaste superficie de l'estuaire de la Gironde (635 km² à marée haute, d'après Allen, 1972) expliquent ces faibles effectifs.

L'estimation des effectifs par marquage-recapture fait état à l'âge de deux ans de 6800 individus pour la cohorte 1988 (Rochard, comm. pers.) et de 2000 pour la cohorte 1994 (Rochard *et al.*, 1997a). Des études génétiques ont montré que les individus nés en 1994 sont issus d'un seul couple de géniteurs (Ludwig, sous presse). Pour la cohorte 1995, l'estimation du stock à l'âge de deux ans en estuaire se situe autour de seulement 300 individus (Rochard *et al.*, 1997a). Ce faible effectif est cohérent avec les effectifs alevinés, ce qui soutient l'hypothèse de l'absence d'une reproduction naturelle réussie cette année-là, bien qu'on ne puisse totalement l'exclure. On considèrera donc que l'ensemble des individus de la cohorte 95 sont issus de l'alevinage, même ceux ne présentant pas de trace de marquage.

Dans leur travail sur le bar rayé *Morone saxatilis*, Reinert *et al.* (1998) considèrent qu'il est vain d'espérer un marquage détectable à long terme sur tous les individus et recommandent, quand cela est possible, d'utiliser des doubles marquages chimique-physique. Dans notre cas, plusieurs hypothèses peuvent toutefois être avancées pour expliquer l'absence de trace de marquage sur certains esturgeons. 1) Le pourcentage d'individus présentant effectivement une trace de marquage parmi les poissons déversés n'a pas été vérifié au moment du lâcher des individus. On peut donc imaginer que dès le départ, seule une fraction des poissons présentait une marque détectable. 2) Il a été montré dans quelques cas (ex. Lorson et Mudrak, 1987 avec des larves d'aloses savoureuses *Alosa sapidissima* et Dabrowski et Tsukamoto, 1986 avec *Coregonus peled* Gmelin, 1789) que la trace du marquage à l'OTC

pouvait s'atténuer au cours du temps, y compris dans les otolithes. Les structures osseuses étant beaucoup plus sujettes au remaniement que les otolithes, on peut effectivement imaginer la disparition progressive de la trace du marquage dans les rayons osseux des esturgeons par remaniement. Toutefois, la proportion d'individus marqués dans notre échantillon ne montre pas de diminution avec le temps.

La plus grande taille des individus de la cohorte 1995, lors de leur premier printemps, implique une croissance plus rapide au cours de leurs premiers mois de vie. Par ailleurs, en se fondant sur l'interprétation écologique des types de croissance proposée par Schnute (1981), les individus de la cohorte 1995 (modèle de croissance de type 4) présentent, pour la période d'étude considérée, une croissance accélérée et illimitée, caractéristique du stade larvaire. En revanche, les individus des cohortes 1988 et 1994 (modèle de croissance de type 3) présentent, pour la période considérée, une phase initiale de croissance ralentie suivie d'une phase de croissance accélérée. Un tel modèle est obtenu, selon cet auteur, lorsque les jeunes individus ont des difficultés à se nourrir jusqu'à une taille seuil. Les deux types de modèles impliquent donc une croissance différente entre la cohorte 1995 et les cohortes naturelles, qui soutient l'hypothèse que la cohorte alevinée a expérimenté, dans les premiers mois de vie, des conditions meilleures que celles rencontrées par les deux cohortes naturelles.

Différents facteurs peuvent être invoqués pour expliquer cette forte croissance. 1) Outre le marquage des tissus osseux, l'OTC a des propriétés antibiotiques pouvant induire une meilleure métabolisation des aliments. Même si aucune marque n'a été détectée sur les esturgeons de la cohorte 1995 capturés au premier printemps, on ne peut pas exclure que l'OTC ait favorisé leur croissance pendant les premiers mois de vie. Il est vrai que la littérature mentionne également des effets toxiques (Bumguardner et King, 1996) ou immunodéprimants de l'OTC pouvant alors altérer la survie ou la croissance des individus. Cependant, il semble que cela ne soit pas le cas pour les individus marqués en 1995 puisque nous n'avons pas constaté d'effets néfastes de l'OTC sur les sterlets *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758 utilisés à titre de modèle pour la mise au point de la technique de marquage des *A. sturio* (Brun, comm. pers). 2) De plus, les conditions en écloserie sont souvent favorables à la croissance. Les individus y ont séjourné 1, 7 ou 17 semaines suivant les lots. Ils ont été maintenus dans des conditions de température stables, alimentés régulièrement en aliments vivants, nauplii d'*Artemia salina* et des larves de chironomes, ou artificiels (Williot, 1997). 3) On peut également penser que cette plus forte croissance serait liée aux caractéristiques génétiques des individus de cette cohorte, tous étant issus d'un seul couple de géniteurs. 4) Aux caractéristiques propres des cohortes s'ajoutent des variations naturelles de croissance induites par l'environ-

nement régional (Lebreton et Beamish, 2000). Il semble possible que lorsque les individus de la cohorte 1995 étaient en fleuve, les conditions environnementales étaient plus favorables que lors du séjour dans ce même secteur des deux autres cohortes. Cependant, même si les paramètres tels que la température de l'eau ou le débit présentent des variations, il est difficile de les interpréter. Il n'est donc pas aisé de mettre en évidence les variables environnementales les plus pertinentes. Pour Gascuel *et al.* (1992), la phase d'accélération de croissance observée sur le thon à nageoires jaunes *Thunnus albacares* Bonnaterre, 1788 est à relier, entre autres, à la disponibilité trophique du milieu. Il reste actuellement des interrogations concernant le régime alimentaire des esturgeons en eau douce, d'où l'impossibilité de tester l'hypothèse de la disponibilité trophique.

En ce qui concerne l'embonpoint, les individus de la cohorte 1995 ne se distinguent pas des individus des cohortes naturelles, traduisant ainsi une capacité comparable à utiliser les ressources du milieu (Blackwell *et al.*, 2000). D'autres espèces d'esturgeon ont montré des capacités d'adaptation rapides à un changement de milieu. C'est le cas des esturgeons sibériens *Acipenser baerii* Brandt, 1869 introduits accidentellement dans l'estuaire de la Gironde en 1999 (Brosse *et al.*, données non publiées) qui se sont rapidement adaptés à une nourriture naturelle et ont montré une croissance équivalente à ceux qui sont demeurés en pisciculture. De la même façon, les jeunes *A. oxyrinchus*, déversés dans les affluents de la baie de Chesapeake (St-Pierre, 1999), ont montré une croissance rapide en milieu naturel après toutefois plusieurs mois en pisciculture. De plus, une première étude comparée du régime alimentaire n'a pas mis en évidence de différence significative entre les esturgeons de la cohorte 1995 et ceux de la cohorte 1994 (Lochet, 2002). Il faut toutefois noter l'hétérogénéité d'embonpoint plus importante pour les individus de la cohorte 1995 au printemps 1 et à l'été 2. Cette hétérogénéité pourrait être un artefact lié à la faiblesse des effectifs capturés pour ces deux saisons (respectivement 4 et 3 individus). Néanmoins, les individus de la cohorte 1995 capturés à l'été 2 présentent un embonpoint faible.

Ainsi, l'étude comparée de la croissance en longueur et en poids met en évidence une adaptation au milieu naturel comparable entre la cohorte alevinée en 1995 et les cohortes naturelles de 1988 et 1994, une fois les premiers mois de vie passés. Face à la faible probabilité d'une reproduction naturelle en 1995, nous avons considéré que les poissons de la cohorte 1995 étaient tous issus de l'alevinage. Une analyse génétique est en cours pour confirmer si les individus de la cohorte 1995 échantillonnés sont tous issus de la même fratrie et donc, issus de l'alevinage.

D'autres alevinages (numériquement plus importants) demeurent nécessaires pour relancer la dynamique de cette population d'où l'importance de l'analyse de ce premier essai

qui demande à être complété : le retour effectif des individus alevinés dans le bassin versant doit être évalué et analysé. L'imprégnation du bassin versant aura-t-elle été suffisante pour que les individus y retournent se reproduire, retour que l'on peut attendre vers 2004-2005 ? St-Pierre (1999) craint que les jeunes *A. oxyrinchus* déversés à Lt 330 mm et W 145 g dans les affluents de la baie de Chesapeake n'aient pas été relâchés suffisamment tôt dans l'environnement naturel pour avoir mémorisé les informations leur permettant de revenir plus tard (voir Cury, 1994 et Baras, 1996 pour une présentation plus complète du phénomène d'imprégnation). Les individus de la cohorte 1995 ont colonisé la zone aval de l'estuaire plus tardivement (au 3ème printemps) que les individus des cohortes 1994 (au 2ème hiver) et 1988 (1er printemps) (Lochet, 2002). Cette cinétique de dévalaison plus tardive aura-t-elle un impact sur le retour des individus alevinés ?

RÉFÉRENCES

- ALLEN G.P., 1972. - Étude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. 314 p. Thèse de Doctorat ès Sciences Naturelles, Univ. Bordeaux I.
- APRAHAMIAN M.W., MARTIN SMITH K., MCGINNITY P., MCKELVEY S. & J. TAYLOR, 2003. - Restocking of Salmonids - Opportunities and limitations. *Fish. Res.*, 62: 211-227.
- BARANNIKOVA I.A., 1987. - Review of sturgeon farming in the Soviet Union. *J. Ichthyol.*, (c): 62-71.
- BARAS E., 1996. - Commentaire à l'hypothèse de l'éternel retour de Cury (1994) : proposition d'un mécanisme fonctionnel dynamique. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 681-684.
- BEAMESDERFER R.C., 1993. - A standard weight (Ws) equation for white sturgeon. *Calif. Fish Game*, 79: 63-69.
- BLACKWELL B.G., BROWN M.L. & D.W. WILLIS, 2000. - Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Rev. Fish. Sci.*, 8: 1-44.
- BROWN B.L., GUNTER T.P., WATERS J.M. & J.M. EPIFANIO, 2000. - Evaluating genetic diversity associated with propagation-assisted restoration of American shad. *Conserv. Biol.*, 14: 294-303.
- BRUN J.R., PELARD M. & P. WILLIOT, 1998. - Utilisation de deux méthodes pour marquer les cohortes d'esturgeons. In: Fisheries Management in the Danube River Basin (Rauta M., Bacalbasa-Dobrovici N., Vasilescu G. & L. Oprea, eds), pp. 56-57. Galati (Roumanie).
- BRUN R. & T. ROUAULT, 1997a. - Définition des conditions minimales pour le lâcher des juvéniles. In: Restauration de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* (Élie P., coord.), pp. 95-108. Contrat Life rapport final du programme d'exécution, Étude Cemagref Bordeaux n°24.
- BRUN R. & T. ROUAULT, 1997b. - Définition des modalités de lâchers des juvéniles dans le milieu naturel. In: Restauration de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* (Élie P., coord.), pp. 111-117. Contrat Life rapport final du programme d'exécution, Étude Cemagref Bordeaux n°24.
- BUMGUARDNER B.W. & T.L. KING, 1996. - Toxicity of oxytetracycline and calcein to juvenile striped bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 125: 143-145.
- CASTELNAUD G., ROCHARD É., JATTEAU P. & M. LEPAGE, 1991. - Données actuelles sur la biologie d'*Acipenser sturio* dans l'estuaire de la Gironde. In: *Acipenser* (Williot P., ed.), pp. 251-275. Bordeaux: Cemagref publication.
- CHEBANOV M.S. & R. BILLARD, 2001. - The culture of sturgeons in Russia: Production of juveniles for stocking and meat for human consumption. *Aquat. Living Resour.*, 14: 375-381.
- CÔTÉ Y. & C. POMERLEAU, 1985. - Survie et dispersion d'alevins de saumon atlantique (*Salmo salar*) ensemencés en milieu naturel. *Nat. Can.*, 112: 549-557.
- COWX I.G., 1994. - Stocking strategies. *Fish. Manag. Ecol.*, 1: 15-30.
- CURY P., 1994. - Obstinate nature: an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behavior and biodiversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 1664-1673.
- DABROWSKI M. & K. TSUKAMOTO, 1986. - Tetracycline tagging in coregonid embryos and larvae. *J. Fish Biol.*, 29: 691-698.
- DOROSHOV S.I., CLARK Jr W.H., LUTES P.B., SWALLOW R.L., BEER K.E., MCGUIRE A.B. & M.D. COCHRAN, 1993. - Artificial propagation of the white sturgeon, *Acipenser transmontanus* Richardson. *Aquaculture*, 32: 93-104.
- ÉLIE P., 1997. - Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. 381 p. Contrat Life rapport final du programme d'exécution. Cemagref de Bordeaux.
- GASCUEL D., FONTENEAU A. & C. CAPISANO, 1992. - Modélisation d'une croissance en deux stances chez l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique Est. *Aquat. Living Resour.*, 5: 155-172.
- HANSEN L.P., 1987. - Growth, migration and survival of lake reared juvenile anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Fauna Norveg.*, Ser. A, 8: 39-34.
- HANSEN L.P. & B. JONSSON, 1986. - Salmon ranching experiments in the River Imsa: Effects of day and night release and of sea-water adaptation on recapture-rates of adults. *Inst. Freshw. Res., Drottningholm*, report 63: 48-51.
- HANSEN L.P. & B. JONSSON, 1991. - Evidence of a genetic component in the seasonal return pattern of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *J. Fish Biol.*, 38: 251-258.
- HANSEN L.P., JONSSON B. & K.B. DOVING, 1984. - Migration of wild and hatchery reared smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., through lakes. *J. Fish Biol.*, 25: 617-623.
- HENDRICKS M.L., HOOPES R.L., ARNOLD D.A. & M.L. KAUFMANN, 2002. - Homing of hatchery-reared American Shad to the Leligh River, a tributary to the Delaware River. *North Am. J. Fish. Manag.*, 22: 243-248.
- HILBORN R., 1992. - Hatcheries and the future of salmon in the Northwest. *Fisheries*, 17: 5-8.
- JONSSON N., HANSEN L.P. & B. JONSSON, 1994. - Juvenile experience influences timing of adult river ascent in Atlantic salmon. *Anim. Behav.*, 48: 740-742.
- LEBRETON G.T.O. & F.W.H. BEAMISH, 2000. - Suitability of lake sturgeon growth rings in chronology development. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 129: 1018-1030.
- LEPAGE M. & É. ROCHARD, 1995. - Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (Acipenseridae). *Environ. Biol. Fish.*, 43: 28.
- LOCHET A., 2002. - Identification de poissons issus d'alevinage et comparaison à des poissons sauvages de même espèce : cas de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* L. dans l'estuaire de la Gironde, 30 p. Mém. DEA Ecol., Univ. Clermont-Ferrand.

- LORSON R.D. & V.A. MUDRAK, 1987. - Use of tetracycline to mark otoliths of American shad fry. *North Am. J. Fish. Manag.*, 7: 453-455.
- MAGNIN E., 1962. - Recherches sur la systématique et la biologie des Acipenséridés. *Ann. Sta. Centr. Hydrobiol. Appl.*, 9: 7-242.
- MEUNIER F., 1974. - La technique de marquage vital des tissus squelettiques des poissons. *Bull. Fr. Piscic.*, 255: 51-57.
- MURPHY B.R., BROWN M.L. & T.A. SPRINGER, 1990. - Evaluation of the relative weight (Wr) index, with new applications to walleye. *North Am. J. Fish. Manag.*, 10: 85-97.
- OLNEY J.E. & J.M. HOENIG, 2001. - Managing a fishery under moratorium: assessment opportunities for Virginia's stocks of American shad. *Fisheries*, 26: 6-12.
- REINERT T.R., WALLIN J., GRIFFIN M.C., CONROY M.J. & M.J. VAN DEN AVYLE, 1998. - Long-term retention and detection of oxytetracycline marks applied to hatchery-reared larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 539-543.
- ROBITAILLE J., PORTELANCE B. & G. OUELLETTE, 1991. - Évaluation des possibilités de soutenir par des ensemencements la récolte de certains poissons du Saint-Laurent. In: Colloque sur l'Ensemencement. Conseil de l'Aquaculture et des Pêches du Québec, pp. 45-59. Sainte-Foy, Québec, Canada.
- ROCHARD É. & P. JATTEAU, 1991. - Amélioration de la méthode de détermination de l'âge de l'esturgeon *Acipenser sturio* et premières applications. In: *Acipenser* (Williot P., ed.), pp. 193-208. Bordeaux: Cemagref publication.
- ROCHARD É., LEPAGE M., GAZEAU C. & P. LAMBERT, 1997a. - Tableau de bord de la population. Estimation de l'abondance des différentes classes d'âge. In: *Restauration de l'Esturgeon européen Acipenser sturio* (Élie P., coord.), pp. 351-374. Contrat Life rapport final du programme d'exécution, Étude Cemagref Bordeaux n°24.
- ROCHARD E., LEPAGE M. & L. MEAUZÉ, 1997b. - Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquat. Living Resour.*, 10: 101-109.
- ROCHARD E., LEPAGE M., DUMONT P., TREMBLAY S. & C. GAZEAU, 2001. - Downstream migration of juvenile European Sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde estuary. *Estuaries*, 24: 108-115.
- ROULE L., 1922. - Étude sur l'esturgeon du Golfe de Gascogne et du bassin Girondin. *Off. Sci. Tech. Pêches Marit., Notes Mém.*, 20: 12.
- SCHERRER B., 1984. - Biostatistiques. 850 p. Montréal-Paris-Casablanca: Gaetan Morin, édit.
- SCHNUTE J., 1981. - A versatile growth model with statistically stable parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1128-1140.
- SECOR D.H., AREFJEV V., NIKOLAEV A. & A. SHAROV, 2000. - Restoration of sturgeons: Lessons from the Caspian Sea sturgeon ranching program. *Fish Fisheries*, 1: 215-230.
- SIEGEL S. & N.J. CASTELLAN, 1988. - Non parametric statistics for the behavioral sciences (2nd edit.), 399 p. McGraw-Hill, Inc.
- SMITH T.I.J., 1992. Recommendations concerning the culture and stocking of Atlantic sturgeon. Report from the Atlantic sturgeon Aquaculture and Stocking Committee. 20 p.
- ST-PIERRE R.A., 1999. - Restoration of Atlantic sturgeon in the Northeastern USA with special emphasis culture and restocking. *J. Appl. Ichthyol.*, 15: 180-182.
- WALDMAN J.R., 2000. - Restoring *Acipenser sturio* L., 1758 in Europe: Lessons from the *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815 experience in North America. *Bol. Inst. Esp. Oceanog.*, 16: 237-244.
- WILLIOT P., 1997. - Production d'alevins. In: *Restauration de l'Esturgeon européen Acipenser sturio* (Élie P., coord.), pp. 69-91. Contrat Life rapport final du programme d'exécution, Étude Cemagref Bordeaux n° 24.
- WILLIOT P., BRUN R., PELARD M. & D. MERCIER, 2000. - Unusual induced maturation and spawning in an incidentally caught pair of adults of the critically endangered European sturgeon *Acipenser sturio* L. *J. Appl. Ichthyol.*, 16: 279-281.