

8

Indicateurs de colonisation et de sédentarisation

Pascal Laffaille, Christian Rigaud

Contexte et objectif

Que ce soit pour y établir les diagnostics initiaux ou pour y évaluer les retombées de mesures de gestion, des informations importantes peuvent provenir des suivis du stade jaune de l'anguille. Elles sont notamment susceptibles de renseigner *a posteriori* sur le déroulement de la phase de colonisation et de donner *a priori* des indications sur la phase d'argenture et d'avalaison¹. Elles peuvent également permettre de suivre l'évolution relative de la présence de l'espèce dans le système concerné — à l'échelle spatiale et temporelle — et de comparer cette tendance avec celles d'autres territoires. Enfin, les données collectées peuvent contribuer à identifier les dysfonctionnements majeurs au sein de chaque unité hydrographique, bassin ou sous-bassin.

La conception de ces suivis ainsi que l'analyse des données collectées doivent intégrer trois éléments importants :

- la diversité des comportements de l'anguille jaune ;
- la diversité des compartiments aquatiques colonisés ou colonisables — estuaires, fleuves, cours d'eau, plans d'eau, zones humides, etc. —, chacun ayant une influence particulière sur la dynamique locale de l'espèce et étant plus ou moins contraignant en termes d'échantillonnage et de suivi ;
- la connaissance des engins et des stratégies d'échantillonnage, avec leurs limites et leurs atouts respectifs.

L'indicateur final dans le cadre d'une gestion visant la restauration de l'espèce au niveau d'un bassin versant doit s'intéresser à l'échappement de géniteurs de qualité. Son évolution positive et durable doit être recherchée, sachant qu'elle ne peut résulter que d'actions et d'efforts coordonnés pour :

¹ Cf. chapitre 2.

- optimiser la colonisation du bassin en rapport avec la quantité de civelles qui y pénètrent ;
- améliorer l'accessibilité et la qualité des habitats ;
- augmenter de manière significative le niveau de survie tout au long de la phase de croissance ;
- maîtriser le niveau des impacts sur la phase de dévalaison des géniteurs produits.

Pour optimiser la démarche, deux domaines distincts peuvent faire l'objet d'une analyse et d'un suivi :

- l'état de l'espèce ou d'un groupe particulier de taille au sein du bassin concerné ;
- le niveau d'impact des activités humaines sur la dynamique locale de l'espèce².

Dans chacun de ces deux grands domaines, toutes les actions menées, toutes les méthodes d'observation appliquées et toutes les données collectées dans un territoire ou un bassin versant doivent donc s'inscrire dans une logique :

- partant d'un diagnostic initial (observation et confrontation avec une référence) ;
- permettant de contribuer au choix concerté d'un (ou des) objectif(s) à atteindre et d'actions de gestion adaptées ;
- et finalement permettant d'observer les retombées des décisions de gestion vis-à-vis de cet (ou ces) objectif(s), c'est-à-dire l'évolution de la situation.

Recrutement estuarien et recrutement fluvial

Pour bien identifier le recrutement total — c'est-à-dire le recrutement estuarien³ — du recrutement fluvial, lequel — pris en compte dans ce chapitre — va pouvoir coloniser le bassin versant, il est nécessaire d'identifier les zones soumises à la marée⁴.

Le flux de civelles pénétrant dans la zone estuarienne constitue le **recrutement total du bassin** (*figure 8.1*). Ce dernier dépend fortement de l'état global du stock d'anguilles européennes et des conditions océaniques de reproduction et de traversée des larves. La situation géographique d'un bassin versant dans l'aire de répartition continentale et ses principales caractéristiques — débit et qualité d'eau notamment — vont également fortement influencer sur l'ordre de grandeur de ce recrutement total⁵. Les suivis des pêcheries civellières peuvent renseigner

² Cf. chapitre 6 concernant l'impact des pêcheries continentales.

³ Cf. chapitre 7.

⁴ Cf. Introduction générale, § « Échelle d'étude : le bassin versant », p. xxx.

⁵ Cf. chapitre 2.

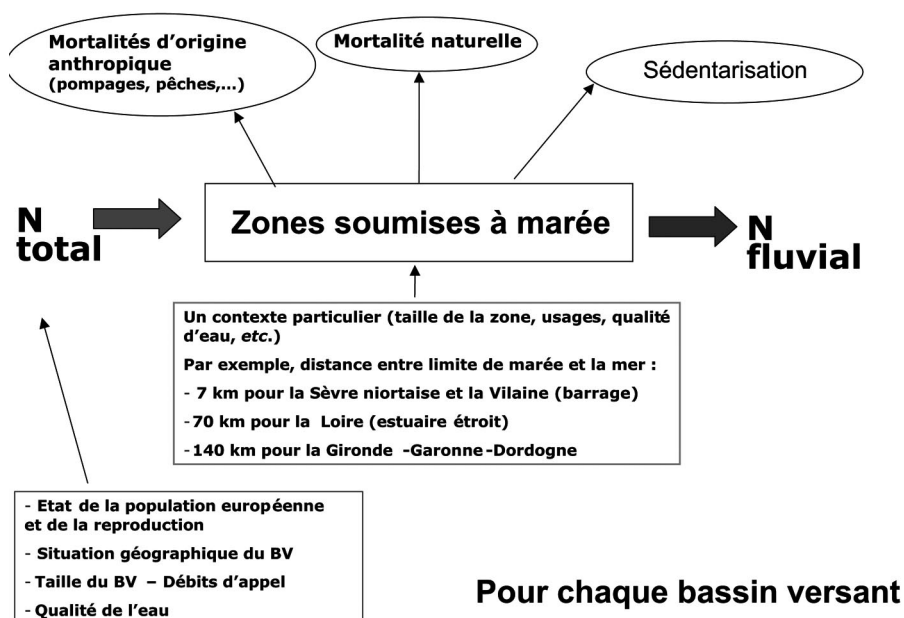


Figure 8.1. Recrutement total et fluvial en aval d'un bassin versant. Facteurs influant sur ces deux valeurs.

sur l'évolution de ce recrutement total et sur le niveau de prélèvement réalisé sur ce recrutement⁶.

Mortalité naturelle, sédentarisation de certains individus en zones soumises à marée et en zones humides littorales, prélèvements par pêche et autres mortalités d'origine humaine (pompages, etc.) vont ensuite déterminer la fraction de ce recrutement total qui va sortir de la zone d'influence de la marée dynamique, et constituer ainsi le **recrutement fluvial**. Ce recrutement fluvial pourra être estimé et/ou son évolution pourra être évaluée de différentes manières (cf. § suivantes). Une chose est sûre, les données sur la pêche civile ne reflètent en aucun cas le niveau de recrutement fluvial, car il faut au moins y ajouter la sédentarisation en aval de la pêche et la mortalité naturelle.

La limite d'influence de la marée dynamique peut être naturelle ou artificielle — présence, par exemple, d'un ouvrage bloquant l'effet de la marée. Cette remarque vaut autant pour l'axe principal d'un bassin versant que pour les affluents dont la confluence avec l'émissaire principal se situe en zone tidale. Quelle que soit la situation rencontrée, la zone soumise à la marée dynamique est peuplée d'individus n'ayant pas eu d'obstacle à franchir. Dans cette zone, les caractéristiques d'abondance et de qualité des individus observés résultent donc

⁶ Cf. chapitres 6 et 7.

uniquement du recrutement total et des pressions d'origine humaine s'exerçant sur ce stock estuarien.

Plus en amont, la distance à la limite de marée dynamique, le nombre et la transparence des obstacles à franchir ou encore la pente du cours d'eau sont autant de facteurs à l'origine de l'évolution de l'abondance de l'anguille le long d'un axe et de dispersion du stock d'individus se présentant à l'entrée de cet axe. Ce stock initial dépend lui-même de la position de l'axe au sein du bassin — distance à la zone tidale, altitude, etc. — et de son niveau d'attractivité — qualité d'eau, débit, etc..

Le contexte très différent de fonctionnement de ces deux domaines — zone(s) soumise(s) à marée, zones amont — ainsi que leurs niveaux d'hétérogénéité très dissemblables — hauteurs d'eau, distance à la mer, types de faciès, etc. — plaident donc **pour une approche différenciée de ces deux grands compartiments au sein d'un bassin versant**⁷. Pour le domaine amont, on pourra également utilement différencier les axes et milieux profonds, sur lesquels actuellement très peu de méthodes et de données sont disponibles, des autres milieux représentés, beaucoup plus accessibles pour l'échantillonnage de l'anguille.

Acquisition des données

Nécessité de travailler par classe de taille

Le terme « anguille jaune » au sein d'un bassin versant regroupe des individus d'une taille allant de 6 cm à plus d'un mètre. L'hétérogénéité de répartition et de comportement de ces différents gabarits au sein des habitats, le caractère plus ou moins sélectif des outils d'échantillonnage et d'observation, l'apparition de phénomènes d'argenture — préparation à la migration de reproduction — ainsi que le dimorphisme sexuel sont autant d'arguments qui plaident pour une analyse des données par classes de taille.

Nous pouvons suggérer l'identification de 6 groupes de taille de 15 cm, sachant que, comme pour tout découpage, les frontières proposées ne sont bien sûr pas parfaites⁸. Il permet néanmoins de ne pas faire d'erreur majeure dans l'analyse et l'interprétation des données collectées, en évitant une analyse globale peu pertinente et peu utile.

Globalement, on retiendra que les individus de **moins de 30 cm** sont des anguilles jaunes, en phase de croissance et/ou de colonisation. Cette gamme de taille est ainsi souvent observée dans les dispositifs de franchissement en aval des bassins versants. Les individus de **moins de 15 cm** sont, dans la grande majorité des cas, des anguilles entrées dans le bassin versant depuis un ou deux ans. C'est **entre**

⁷ Cf. Introduction générale.

⁸ Cf. chapitre 2.

15-30 cm — c'est-à-dire pour des individus atteignant au plus 5 ans — que la différenciation sexuelle apparaît la plupart du temps.

Au-delà de 30 cm, des prises d'argenture peuvent survenir, les fractions de population observées pouvant donc être soumises à des départs d'individus vers la mer. **Entre 30 et 45 cm**, ce sont essentiellement les mâles, susceptibles de s'argenter et de dévaler, qui seront concernés. Pour les anguilles jaunes de ce groupe de taille, le repérage des sexes nécessite un examen macroscopique et microscopique des gonades (cf. le protocole de Colombo et Grandi, 1996), ce qui implique le sacrifice d'un échantillon représentatif, celui-ci devant être optimisé afin d'en réduire l'impact. Cet élément de connaissance sur la qualité des individus peut apparaître important dans l'analyse des données sur un site⁹. **Au-dessus de 45 cm**, ce sont uniquement des femelles, en phase de croissance ou en phase d'argenture, qui pourront être observées, leur gabarit semblant notamment très lié aux hauteurs d'eau. On notera cependant que des faciès favorables pourront être dépourvus de grandes tailles si le niveau de mortalité — naturelle et origine humaine — est trop élevé, et qu'il ne permet pas la survie des individus jusqu'à ces grandes tailles.

Les outils d'échantillonnage

Trois grandes catégories d'outils permettent de collecter des données et des informations sur l'anguille au stade jaune en phase de colonisation ou de sédentarisation :

- les engins passifs (pêcheries ou démarches spécifiques) ;
- les dispositifs de franchissement sur les barrages ;
- les opérations de pêche électrique.

Chaque outil mentionné présente des atouts mais aussi des limites importantes à prendre en compte, notamment dans l'interprétation des données.

Les engins passifs

Les engins passifs concernent les nasses, les lignes de fond, les verveux, les capet-chades, etc. Au sein des régions et des milieux très divers colonisés par l'espèce, ces engins regroupent une très grande variété de types, de formes et de matériaux utilisés pour leur fabrication (Brandt, 1971 ; Luneau *et al.*, 2003).

Les engins passifs utilisent un certain nombre de comportements de l'anguille jaune en période d'activité, du printemps à l'automne. Le piégeage repose sur la recherche d'abris, de contacts ou de nourriture. Sa très forte sensibilité olfactive peut ainsi être mise à profit sachant qu'elle peut également être un obstacle, au moins temporaire, à un bon niveau de capture. L'« acclimatation » des engins neufs ou des engins venant d'une autre zone est d'ailleurs souvent recommandée, voire nécessaire avant d'observer un niveau significatif de capture dans un territoire de pêche (Mohr, 1971).

⁹ Cf. chapitre 5.

Ce sont souvent les seuls outils utilisables dans les zones profondes (axes majeurs en aval des bassins, plans d'eau, etc. – Adam, 1997), dans les zones difficiles d'accès (zones de marais endigués, notamment – Baisez 2001) ou dans des compartiments à forte conductivité (marais salés, etc. – Laffaille *et al.*, 2000a). Le niveau de capture observé pour un effort de pêche donné est censé refléter le niveau d'abondance de l'espèce dans une zone. Il en est de même pour les caractéristiques qualitatives des captures. Un certain nombre de remarques doivent cependant être formulées, car les rythmes d'activité et les comportements des individus ainsi que les caractéristiques des engins viennent compliquer cette relation entre niveaux d'abondance et qualité des captures, en faisant intervenir les notions d'accessibilité, de vulnérabilité, de sélectivité et d'efficacité développées par ailleurs¹⁰ (Baisez, 2001).

Impact des caractéristiques de l'engin utilisé

Dans toute structure de taille observée par piégeage (*figure 8.2*), Berg (1990) et Naismith et Knights (1990) soulignent l'existence, de part et d'autre de la classe de taille dominante (ou mode) :

- d'une fraction totalement dépendante de la sélectivité de l'engin utilisé (correspondant aux classes inférieures) ;
- d'une fraction dont les caractéristiques sont liées à celles du stock en place (correspondant aux classes supérieures).

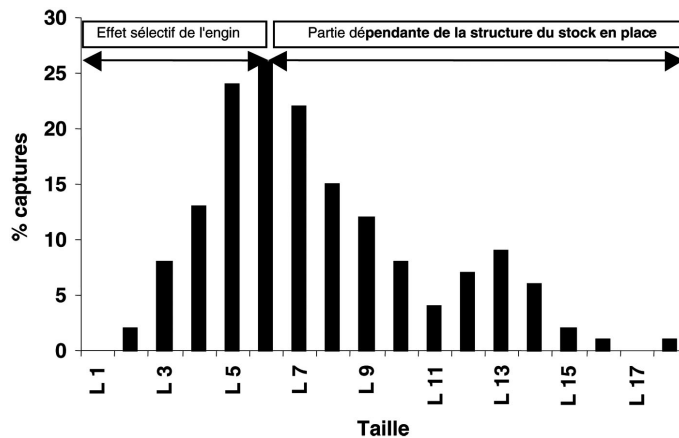


Figure 8.2. Exemple de structure de tailles observée par engin passif, avec l'effet sélectif de l'engin (partie gauche), et celle dépendante du stock en place (inspiré de Berg, 1990).

En ce qui concerne l'effet sélectif de l'engin, le maillage utilisé est l'élément primordial. Pour chaque maille, la courbe de sélectivité permet de prendre en compte trois valeurs caractéristiques (*figure 8.3*) :

- L_0 , taille en dessous de laquelle tout individu peut s'échapper ;

¹⁰ Cf. chapitre 6.

- L_{50} , taille correspondant à un échappement d'un individu sur deux rentrés dans le piège;
- L_{100} , taille au-dessus de laquelle aucun individu ne peut s'échapper du piège.

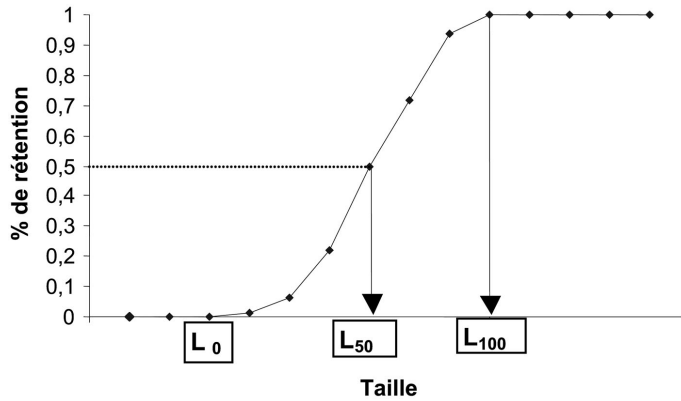


Figure 8.3. Courbe théorique de sélectivité d'un engin passif avec L_0 , L_{50} et L_{100} .

Ces trois valeurs caractéristiques évoluent de manière quasi-linéaire avec la dimension de la maille, sachant qu'une distinction doit être faite entre mailles en filet et mailles rigides — plastique ou métal. Pour l'illustrer, nous avons analysé les données disponibles sur la L_{100} , obtenues par contrôle de l'échappement lors de tests spécifiques (figure 8.4). L'écart de 60-70 mm qui apparaît entre les deux courbes est lié à la déformation possible — dans une certaine proportion — des mailles en filet, contrairement aux mailles métalliques ou plastiques.

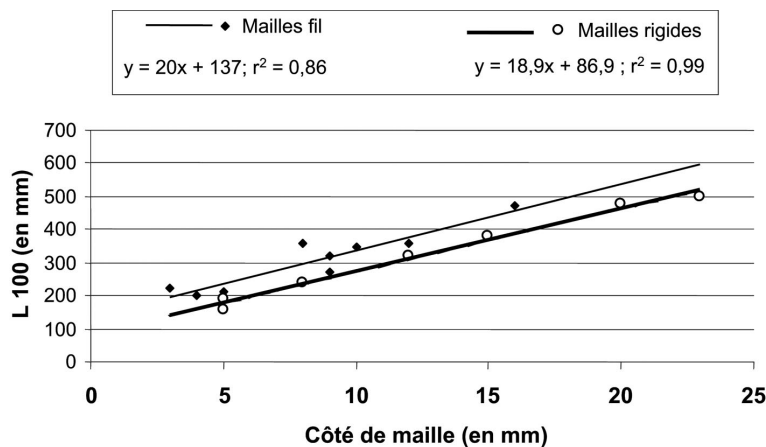


Figure 8.4. Relations entre la L_{100} et la dimension des mailles rigides (Ximenes, 1986 ; Baisez, 2001) ou en filet (Adam, 1997 ; Naismith et Knights, 1990).

Si pour les nasses, le maillage est unique, Ximenes (1986) signale que la plupart des engins en filet ont des maillages différents de la paradière jusqu'au cul de nasse, chacun des compartiments de l'engin ayant donc une sélectivité particulière.

Elle visualise, notamment sur certaines lagunes méditerranéennes, l'impact cumulé de cette hétérogénéité de maillage sur les structures de taille observées. Dans un tel contexte, on commet donc une erreur en ne prenant en compte que la plus petite maille — échappement dès le filet-guide d'individus de taille supérieure à la L_{100} du plus petit maillage de l'engin. En toute logique, lors des analyses, il serait donc cohérent de ne retenir que les tailles supérieures à la L_{100} du maillage le plus grand de l'engin. Lorsque cela est possible, **il est donc recommandé de privilégier les engins à maillage unique pour réaliser des observations standardisées.**

Un autre point sur la sélectivité des engins ressort des suivis de Mohr (1971). Il signale en effet que les nasses à anguilles doivent être les plus longues possible afin d'augmenter la distance entre les entonnoirs — empêches, anchons, etc. — successifs. En effet, si l'anguille a toujours le contact avec le premier entonnoir lorsqu'elle rencontre le second, elle a la faculté de reculer et de ressortir du piège. Cet auteur évoque donc une sélectivité non plus à gauche des structures de taille, mais à droite. Ainsi, tout individu de taille supérieure à la distance entre les deux premiers entonnoirs a la possibilité de s'échapper du piège. Malheureusement, contrairement à la sélectivité des mailles, l'impact de ce paramètre de l'engin sur le niveau d'échappement n'a jamais fait l'objet, à notre connaissance, de tests spécifiques.

Enfin Chisnall et West (1996) soulèvent la difficulté de comparer les CPUE obtenues avec des engins différents. Ainsi, dans le cadre de comparaisons entre captures aux nasses et verveux, ils proposent de pondérer les CPUE observées avec les verveux, *fyke-nets* ou capetchades par la longueur de leurs paradières qui interceptent l'anguille à des distances souvent très importantes de la structure de piégeage, contrairement à la nasse. Cette modalité d'analyse et de traitement des résultats n'est pas cependant très satisfaisante, et on gardera plutôt en mémoire le fait de ne comparer entre elles que des données issues d'engins totalement similaires, à savoir d'analyser l'évolution dans le temps des caractéristiques des captures de chaque type d'engin sans chercher à les comparer.

Impact du comportement des individus

La grande variabilité temporelle des captures aux engins passifs a été très souvent mentionnée. Ainsi, les périodes de faible clarté lunaire sont reconnues comme étant les plus favorables à l'activité de l'anguille jaune en période non hivernale (Morh, 1971 ; Corsi et Ardizzone, 1985), pour des températures supérieures à 12-13 °C (Baras *et al.*, 1998).

Des données recueillies mensuellement pendant deux ans, sur une zone fermée, sur un stock constant et dans les mêmes conditions lunaires, ont permis de montrer clairement la relation étroite (*figure 8.5*) existant entre les variations de

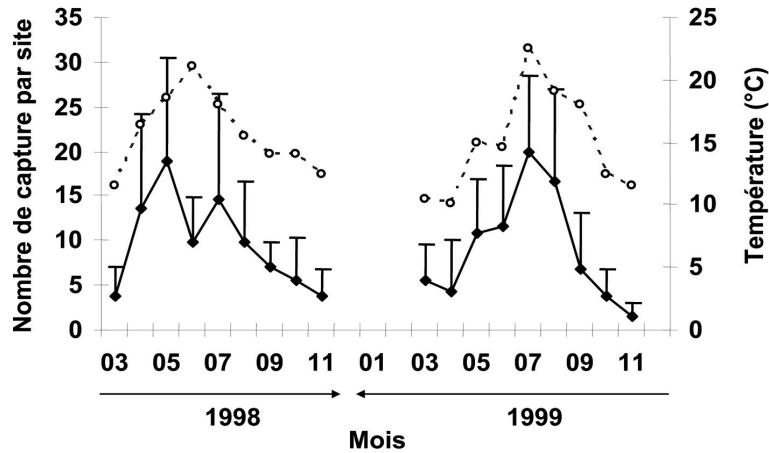


Figure 8.5. Pêche aux nasses. Évolution des captures moyennes (◆) par site avec les écarts types associés et de la température moyenne de l'eau (○) lors des 18 campagnes en 1998 et 1999 (adapté selon Baisez, 2001).

température et les niveaux de capture aux nasses (Baisez, 2001). Il apparaît que le niveau d'activité et l'ampleur des déplacements des individus sont à l'origine de cette forte relation, plus que le nombre d'individus réellement présent sur place. En effet, plus l'intensité et l'ampleur des déplacements augmentent, plus la probabilité de rencontre avec un engin fixe augmente. Le même constat avait été fait par Ximenes (1986) en lagunes.

Dans les deux cas, avec des stations fixes de pêche, il apparaissait également un épuisement des captures au bout de quelques jours, sauf si un événement environnemental — mouvement d'eau, orage, etc. — venait provoquer une redistribution des individus au sein des habitats.

Baisez (2001) met aussi en évidence deux autres points intéressants. D'une part, la possibilité d'observer une baisse des captures, alors que les conditions de température sont *a priori* optimales (exemple de juin 1998 sur la figure 8.5). Dans ce cas, d'autres facteurs, comme la très faible teneur en oxygène dissous des milieux en période estivale, sont incriminés. D'autre part, la comparaison des données recueillies au même moment et sur les mêmes sites par pêche électrique et par nasses (figure 8.6, page suivante) met en relief une sélectivité des engins passifs non liée à la maille des engins — les tailles présentées dans la figure sont supérieures à la L_{100} de l'engin. En effet, cette sélectivité est très vraisemblablement liée à la taille des territoires prospectés par les divers gabarits. Les petits individus à rayon d'action faible apparaissent ainsi sous-représentés dans les premiers jours de capture. *A contrario*, les grands individus, à plus grand rayon de prospection à l'échelle de l'habitat, présentent une forte probabilité de rencontre avec l'engin, et sont donc surreprésentés lors des premiers relevés.

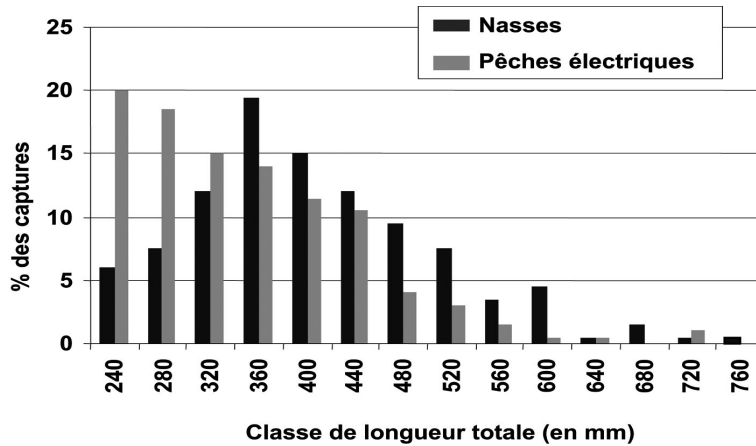


Figure 8.6. Structures de taille observées sur un même site et aux mêmes périodes par suivis aux nasses (maille de 5 mm, $L_{100} = 200$ mm) et par pêche électrique (adapté selon Baisez, 2001).

Chisnall et West (1996) s'interrogeaient d'ailleurs sur les faibles niveaux de capture des petites tailles d'anguilles, malgré l'utilisation de petits maillages permettant leur piégeage, et évoquaient déjà un problème de comportement. L'observation sur une longue période — une semaine ou plus — permet parfois d'atténuer ce problème. Plus sûrement, l'application d'une procédure de marquage-recapture sur plusieurs semaines permet de redresser cette déformation de la structure de taille liée au comportement des individus. Knights *et al.* (1996) rapportent ce type de démarche sur des milieux de petites dimensions, avec des taux de recapture variant entre 5 et 18 %. En revanche, ils signalent des taux très faibles de recapture — moins de 1 % — enregistrés en partie estuarienne et fluviale, taux ne permettant pas de redresser de manière fiable le signal obtenu.

Impact de la stratégie et du savoir-faire de l'opérateur

Souvent oublié à tort dans la liste des facteurs influant fortement sur la qualité des signaux collectés, l'opérateur apporte un niveau supplémentaire de variabilité en appliquant une stratégie et un savoir-faire dans l'utilisation d'un engin donné. N'avons-nous pas une conduite différente des véhicules, alors que nous possédons tous le même permis? Ainsi, le positionnement de l'engin, la durée entre deux relèves, le déplacement plus ou moins fréquent des engins, l'utilisation ou non d'appât et le type d'appât utilisé vont fortement influencer sur le rendement de la pêche et les structures de taille capturées.

Bilan sur les engins passifs

Au bilan, si à la diversité des engins utilisés, avec leurs retombées en termes de déformation des abondances des différentes tailles d'individus observées par rapport au stock en place, on rajoute l'impact de la stratégie du pêcheur qui utilise l'engin, on aboutit à une **grande difficulté d'être à même de comparer des signaux collectés avec des engins différents et dans des territoires différents.**

Seule l'évolution relative du signal collecté dans un territoire donné avec un engin donné et une stratégie donnée peut permettre de mettre à jour une tendance en termes d'indices d'abondance et de structures de taille observées. C'est le cas notamment dans les suivis annuels de pêcheries — analyse par métier ou engin, et par compartiment¹¹.

Les dispositifs de franchissement

Contrairement aux pays d'Europe du Nord (Rigaud *et al.*, 1988), la mise en place de dispositifs de franchissement spécifiques à l'anguille est encore très peu développée en France, en Espagne ou au Portugal.

Sélectivité des dispositifs

Même si elle peut emprunter les passes classiques, notamment celles à ralentisseurs de type Denil (Baras *et al.*, 1994) ou des ascenseurs (Legault, 1992), ses faibles capacités de saut ou de nage contre des courants violents pénalisent l'anguille pour une utilisation optimale de ces dispositifs, notamment pour les classes de petites tailles (*figure 8.7*).

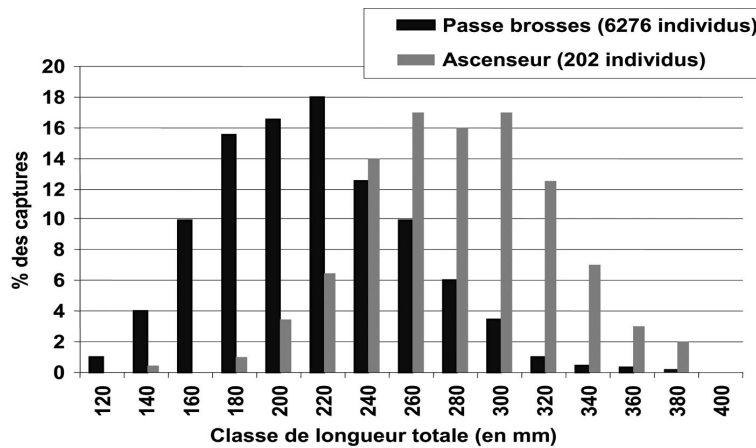


Figure 8.7. Structures de taille des anguilles en franchissement sur une passe de type brosses et dans l'ascenseur à poissons sur le site de Tuilières (Dordogne), sur la même période (adapté selon Legault, 1992).

Encore rares au regard du nombre d'obstacles répertoriés, les passes spécifiques peuvent donc permettre d'améliorer très sensiblement le franchissement de nombreux types de barrage si celles-ci sont correctement entretenues dans le temps. Le principe est d'offrir aux migrants des rampes humides garnies d'un substrat permettant l'escalade de l'anguille. Les matériaux de garnissage sont très variés (Rigaud *et al.*, 1988), naturels (torsades de paille ou de brindilles, fagots, blocs, etc.) ou artificiels (brosses, grillages, plots béton, etc.).

¹¹ Cf. chapitre 6.

Legault (1992) a initié un travail sur les **facteurs de sélectivité** de ces rampes, confirmant l'influence de la nature du substrat déjà mise en relief par Moriarty (1986b) et de la pente de la rampe (15 à 30 recommandés). Ce type d'analyse s'est poursuivi en diversifiant les substrats étudiés, les pentes ainsi que l'inclinaison latérale de la rampe (Voetgle et Larinier, 2000). Il en ressort l'influence majeure de ces différents facteurs sur la sélectivité du dispositif. La structure de taille des migrants qui évolue fortement avec la distance à la limite tidale, doit aussi être prise en compte pour définir un dispositif optimal sur un site donné (Legault *et al.*, 2004). Se rajoutent à ces facteurs, le positionnement du dispositif par rapport à l'obstacle et les caractéristiques du courant d'appel, qui vont se traduire par une attractivité plus ou moins forte de la passe par rapport au flux de migrants.

L'influence de tous ces éléments, qui peuvent jouer tant sur l'efficacité du dispositif — nombre de passages et stock en attente — que sur sa sélectivité vis-à-vis des tailles des anguilles en franchissement, doit amener à ne considérer les données collectées que comme **des indices sur l'évolution relative du flux migrant sur un site donné**. En revanche, la représentativité de ces passages vis-à-vis du flux total parvenant à franchir l'obstacle — autres voies de passage possibles — et au stock migrant potentiel se présentant au pied du barrage ne peut être estimée qu'au cas par cas et au prix de démarches comme la mise en place d'opérations de marquage-recapture, de suivis en zone aval ou de plusieurs passes pièges successives (Baras *et al.* 1994; Legault *et al.*, 2004; Briand *et al.*, 2005; Laffaille *et al.*, 2007).

Suivis des dispositifs

Sur les sites équipés de passes, spécifiques ou non, des suivis peuvent être utilement mis en œuvre. Il est donc important d'homogénéiser les protocoles et les méthodes utilisés et d'intégrer le caractère très fugace à l'échelle de l'année des passages les plus significatifs d'anguilles — concentration des passages sur environ deux mois, cf. Laffaille *et al.*, 2000b, par exemple. Ces suivis doivent permettre de quantifier les passages (nombre minimum d'individus colonisant l'amont de l'obstacle) avec leur évolution dans le temps (année, mois, semaine), de préciser les facteurs influant le plus sur l'intensité des franchissements (température, appels d'eau, etc.) et de caractériser les individus migrants (taille, poids, état sanitaire, embonpoint, etc.).

Pour les passes multispécifiques, des opérations ponctuelles de suivi et d'estimation des flux en transit sont toujours réalisables par piégeage et marquage-recapture (Baras *et al.*, 1994), mais les dispositifs vidéo enregistrant les passages s'avèrent être une aide très précieuse (Castignolles, 1995), bien qu'actuellement non totalement au point, notamment pour les plus petits individus. Des exemples montrent en effet que le comportement particulier de l'anguille — progression sur le bord et au fond — peut être à l'origine de difficultés de détection par ces systèmes vidéo qui nécessitent par conséquent des aménagements adaptés (Carry et Delpeyroux, 2003).

Pour les rampes spécifiques, le dénombrement des passages peut être effectué de différentes manières :

- utilisation des compteurs à résistivité, qui sont progressivement mis au point et opérationnels sur quelques sites bien spécifiques (Pallo et Travade, 2001). Moyennant une phase de calage, ils peuvent permettre d'estimer, avec un niveau de fiabilité encore à définir, l'intensité des passages ;
- piégeage et pesée — poids égoutté —, le dénombrement total étant rarement réalisable, surtout en période de forte intensité migratoire (Legault, 1994).

Dans les deux cas, il est absolument indispensable de procéder à une **observation biologique régulière** pour collecter des données sur la taille, le poids et l'état sanitaire des migrants ayant emprunté la rampe. Elle doit être *a minima* hebdomadaire et s'adapter à l'intensité des passages, les pics de migration devant bien sûr faire l'objet d'un suivi plus serré que les périodes de faible activité migratrice¹². Elle prendra la forme de l'examen d'un échantillon lorsque le niveau de passages sera trop important¹³.

La manière de procéder au prélèvement de l'échantillon sur les captures totales d'une période donnée est une question importante à considérer ; surtout dans les sites situés en parties aval des bassins versants, avec présence de petits gabarits, où l'échantillonnage au hasard, souvent réalisé avec du matériel aux mailles mal adaptées, est à proscrire. On préférera à ce dernier un tri sur grilles plastiques et sous courant d'eau permettant de séparer rapidement deux ou trois lots. Ainsi, si l'on se réfère à la relation entre la L_{100} d'une maille rigide et la dimension de cette maille, on observe que :

- une grille de mailles de 5 mm permettra d'isoler assez efficacement la majorité des individus de taille inférieure à 20 cm ;
- une grille de mailles de 10 mm permettra de séparer les individus de taille comprise entre 20 et 30 cm et les gabarits plus gros.

Ces trieurs successifs peuvent être notamment fabriqués avec des tuyaux PVC emboîtables les uns dans les autres. Cette procédure de tri préalable permet surtout de ne pas sous-estimer la présence des petits gabarits dans les passages. Ce tri étant réalisé, une pesée (ou un dénombrement global) et l'examen individuel (taille, poids, état sanitaire) d'au moins 50 individus pour chaque lot, seront effectués.

Ces données doivent permettre, sur un site et un dispositif donné, et en standardisant la procédure d'observation, de suivre l'évolution interannuelle des caractéristiques des passages — nombre, tailles, état sanitaire — qui traduisent l'évolution du niveau de colonisation continental de l'espèce dans le territoire concerné (Legault *et al.*, 2004). La comparaison entre sites est en revanche beaucoup plus délicate, en raison des problèmes de sélectivité et d'efficacité des

¹² On pourra consulter dans le chapitre 2 les connaissances acquises sur les facteurs qui semblent être à l'origine des augmentations significatives d'intensité de passage.

¹³ Cf. chapitre 3.

dispositifs évoqués précédemment. En gardant toujours à l'esprit ces éléments, des mises en perspective peuvent cependant être réalisées, mais toujours en ramenant le nombre de passages observés à la surface du bassin versant situé en amont de l'obstacle, c'est-à-dire en nombre d'individus par km² de bassin versant drainé.

La pêche électrique

Comme toute technique d'observation, la pêche électrique présente un certain nombre d'atouts, notamment la rapidité de collecte de l'information, mais aussi des limites — coût important, sélectivité, imprécision, risques pour les opérateurs, etc. —, de niveau variable selon les méthodes utilisées et les milieux prospectés.

Principe général et types de courant utilisés

La capture du poisson au moyen de l'électricité repose sur un certain nombre de réactions induites par les courants polarisés, dont la plus importante est l'électrotaxie (Lamarque, 1976). Placé dans un champ de courant continu, le poisson s'oriente, puis nage vers l'anode — pôle positif immergé et manié ou non par un opérateur — lorsque le gradient de potentiel ($V \cdot cm^{-1}$) dépasse une certaine valeur — **seuil de taxie anodique**. Ce phénomène a lieu à une certaine distance de l'électrode dans une zone de densité de courant assez faible. En se rapprochant de l'anode, le gradient de potentiel augmente, et lorsqu'il dépasse le **seuil de narcose ou de tétanie**, le poisson se raidit et cesse toute activité de nage. Une méthode efficace de pêche reposera donc sur zone de tétanie aussi réduite que possible autour de l'anode, de façon à permettre une nage forcée du poisson vers cette électrode et un repérage, puis une capture par l'opérateur. Lamarque (1976) souligne d'ailleurs que ce facteur d'efficacité est très important pour l'anguille. En effet, alors que pour la majorité des autres espèces, l'individu tétanisé se rapproche de l'anode sur l'élan de sa nage en zone d'électrotaxie, l'anguille en tétanie se courbe et s'immobilise totalement.

Sans conteste, c'est le courant continu constant qui se révèle le plus efficace, avec une zone de tétanie très réduite. À l'opposé, le courant alternatif crée une superposition des zones de tétanie et d'électrotaxie, qui se solde par des efficacités de pêche très faibles si les opérateurs ne se sont pas efficacement entraînés à repérer et capturer les anguilles qui s'immobilisent. Entre ces deux extrêmes, différents types de courant peuvent être utilisés, avec, par ordre décroissant d'efficacité, le courant continu redressé triphasé double alternance (taux d'ondulation de 4 %) ou mono-alternance (taux d'ondulation de 17 %), le courant avec impulsions rectangulaires 400 Hz et rapport 10 %, et enfin le courant avec impulsions rectangulaires 100 Hz et rapport 10 % (Lamarque, 1976). Le choix résulte le plus souvent d'un compromis entre les caractéristiques du milieu échantillonné — notamment la conductivité de l'eau et l'accessibilité de la zone de capture — et la maniabilité du matériel.

Capturabilité de l'anguille en pêche électrique

De manière générale, le niveau de capturabilité des poissons au moyen du courant électrique est un sujet qui fait l'objet de nombreux débats (cf., par exemple, Zalewski et Cowx, 1990 ; Bohlin et Cowx, 1990).

Pour être capturé et comptabilisé, un individu doit être :

- accessible, c'est-à-dire présent dans le territoire travaillé ;
- attiré et/ou immobilisé par le champ électrique — influence de la stratégie de prospection, de la nature du courant utilisé, de la hauteur d'eau, de la conductivité de l'eau, de la température de l'eau, de la saison, de la taille, de l'espèce, etc. — ;
- détecté par l'opérateur — influence de la turbidité, de la densité d'abris et de végétation, de la hauteur d'eau, de la vitesse du courant, de l'attention de l'opérateur, etc. — ;
- capturé dans l'épuisette, sans échappement ultérieur — influence de l'expérience de l'opérateur, de la forme de l'épuisette, des mailles utilisées, etc.

Au regard de tous ces éléments qui vont déterminer l'efficacité globale de l'opération de pêche, on comprend bien que **chaque opération de pêche** — une station, une équipe de pêche, une date, des conditions environnementales particulières, etc. — **est particulière**.

En termes d'accessibilité de l'anguille, Lambert (1997), en analysant les données générales du réseau hydrobiologique et piscicole du Conseil supérieur de la pêche en France, met en évidence une variation saisonnière de l'occurrence — pourcentage des stations où l'anguille apparaît. Cette évolution (*figure 8.8*), surprenante pour un engin actif, ressemble fortement à celle visualisée avec les engins passifs, qui apparaissait très liée au niveau d'activité de l'anguille — influence de la température et de l'oxygénation de l'eau.

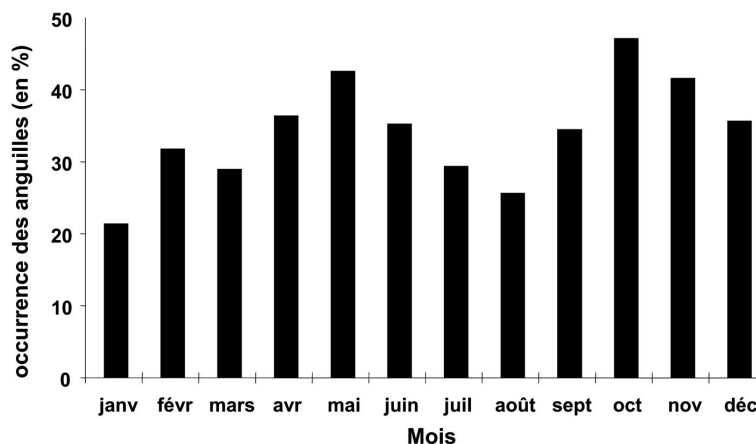


Figure 8.8. Évolution saisonnière de l'occurrence de l'anguille au cours des opérations menées dans le cadre du réseau hydrobiologique et piscicole de l'Onema (adapté de Lambert, 1997).

L'équipe de pêche va également avoir une influence sur l'efficacité de la pêche, en raison de sa plus ou moins grande expérience et/ou cohésion mais aussi de son attention plus ou moins portée sur la recherche de l'anguille — et non sur d'autres espèces, comme les Salmonidés. En effet, l'anguille n'a pas une réaction optimale face à la stimulation électrique; de plus, elle est souvent au gîte — et par conséquent fortement liée au substrat et à l'abri — pendant la journée. Il est donc nécessaire d'insister plus longuement que pour beaucoup d'autres poissons — les Salmonidés, par exemple — pour provoquer son apparition dans le champ de l'électrode. La vitesse de prospection d'une station va donc fortement influencer sur l'efficacité de l'opération. Un minimum de 30 secondes de pêche semble alors nécessaire pour chaque micro-habitat échantillonné afin d'espérer attirer, immobiliser ou détecter une anguille présente (Laffaille *et al.*, 2005b). De même, la prospection des parties très peu profondes et/ou très végétalisées des stations de pêche est indispensable pour obtenir une bonne efficacité, notamment sur les petits individus, car ce sont leurs micro-habitats préférentiels (Laffaille *et al.*, 2003).

D'autre part, pour une opération donnée, toutes les espèces et tous les gabarits au sein de chaque espèce ne présenteront pas les mêmes caractéristiques de capturabilité par pêche électrique. Plusieurs auteurs (Bohlin et Sundström, 1977; Philippart, 1979; Mahon, 1980) ont donc très tôt recommandé **d'analyser les données par unité biologique — espèce, gabarits au sein d'une espèce**. À ce propos, pour l'anguille, même si les résultats obtenus par différents auteurs sont assez disparates, il semble ressortir une plus faible capturabilité des petites tailles.

Lambert *et al.* (1994), dans le Marais breton, observent ainsi des probabilités de capture non significativement différentes selon les gabarits, mais avec des performances sur les individus de moins de 10 cm généralement inférieures à celles enregistrées pour les autres gabarits (*figure 8.9*, page suivante).

Arahamian (1986), lors d'opérations menées sur des rivières anglaise et galloise, observe une augmentation sensible et significative de la probabilité de capture avec l'âge des anguilles, et donc leur gabarit (*tableau 8.1*, ci-contre). En tenant compte de la croissance moyenne observée dans ces rivières (2 cm par an environ) par Arahamian (2000), l'augmentation significative de la probabilité de capture semble ici intervenir aux alentours de 25-30 cm. Naismith et Knights (1990) sont en accord avec cette observation et concluent à une piètre efficacité de pêche à l'électricité pour des individus inférieurs à 30 cm dans les opérations non ciblées et standardisées pour l'anguille.

En outre, même en travaillant par espèce ou par groupe de tailles, la majorité des études révèlent une baisse de la probabilité de capture lors des passages successifs, ce qui aboutit à une sous-estimation du stock présent réellement de l'ordre de 15 à 25 % (Mahon, 1980; Bohlin et Cowx, 1990). Cette chute serait liée, selon toute vraisemblance, au stress dû aux chocs électriques successifs (Cross et Stott,

1975) et/ou à l'existence d'une inégalité de sensibilité à l'électricité au sein de la population initiale, notamment parce que les individus les plus sensibles et les plus capturables sont retirés lors du premier passage (Bohlin et Cowx, 1990). Pour l'anguille, Naismith et Knights (1990) identifient un nombre important d'interventions dans lesquelles le deuxième passage se solde par plus de captures que le premier. Cette observation ne peut cependant être généralisée puisque Lambert *et al.* (1994), en Marais breton, en canaux peu profonds, mais envasés et avec une forte abondance végétale, observent en moyenne un premier passage qui représente 57 % (± 17) des captures effectuées sur trois passages, les deux premiers passages se soldant par la capture de 84,3 % ($\pm 10,5$) de ce total. De même, Callaghan et McCarthy (1992), dans une rivière irlandaise et avec également un protocole sur trois passages, observent un premier passage qui représente en moyenne 58 % des captures totales d'anguilles sur chaque station — variation entre 44 et 80 % selon les stations.

On retrouve donc ici ce qui était annoncé plus haut, à savoir le caractère particulier de chaque opération — un milieu, une date, une équipe, une stratégie — qui débouche sur une plus ou moins grande efficacité de l'opération de pêche.

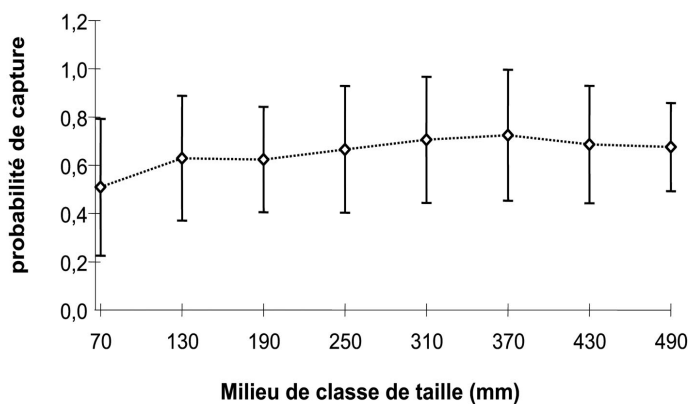


Figure 8.9. Probabilités de capture des anguilles lors de 28 inventaires (trois passages) en Marais breton (adapté selon Lambert *et al.*, 1994).

Tableau 8.1. Évolution de la probabilité de capture de l'anguille en pêche électrique en fonction de l'âge (Aprahamian, 1986).

Groupe d'âge	Probabilité de capture
0 à 4 ans	0,36 ($\pm 0,13$)
5 à 9 ans	0,39 ($\pm 0,10$)
10 à 14 ans	0,54 ($\pm 0,10$)
14 ans et plus	0,59 ($\pm 0,19$)

Différentes modalités d'usage de l'outil

Le terme de pêche électrique englobe toute une diversité d'usage de l'outil. Steinmetz (1990) observe ainsi, au terme d'une enquête réalisée auprès de 32 correspondants nationaux à la FAO, que tous les pays pratiquent la pêche à pied, les trois-quarts utilisent également l'électricité dans le cadre de prospections en bateau et seulement 15 % mettent en pratique des échantillonnages par chaluts électrifiés. Nous n'évoquerons pas ici cette dernière méthode très particulière, uniquement applicable en milieux profonds, à fonds plats et sans accroches — branches, blocs, etc.

Qu'elle soit pratiquée à pied ou à partir d'un bateau, la pêche électrique peut être mise en œuvre selon différentes modalités de prospection des stations, qui vont aussi avoir des répercussions sur la nature du signal collecté et sur les méthodes d'analyse de ce signal. On retrouve ainsi fréquemment les stratégies de pêches suivantes :

- passages successifs avec retrait sur station isolée par filets ; sondage (un passage) par station ou par ambiance (herbier, zone rivulaire, etc.)
- ou par faciès (rapide, plat courant, etc.) ;
- pêche par bandes le long de la rive ;
- pêche par points avec effort standardisé.

En ce qui concerne le matériel d'isolement des stations (filets) et de prélèvement des individus (épuisettes), le maillage utilisé a bien entendu un gros impact sur la structure de taille observée. On se référera à la relation entre côté de maille et L_{100} décrite dans le paragraphe des engins passifs pour connaître les limites du matériel utilisé dans chaque opération.

Conséquences des caractéristiques des outils d'échantillonnages

Estimation actuellement impossible du stock en place dans un bassin versant

La synthèse des connaissances sur le stade jaune de l'anguille¹⁴ et des caractéristiques des outils d'échantillonnage a permis de constater la grande diversité des facteurs influant de manière emboîtée sur :

- les caractéristiques (densité et structure de taille, notamment) de la fraction de population d'anguilles présente dans un site et un habitat donné (caractéristiques de l'axe concerné, du tronçon concerné sur l'axe, du faciès échantillonné au sein du tronçon, etc.) ;
- les caractéristiques de cette fraction de population observée au travers d'un outil et d'une stratégie d'échantillonnage (notions de sélectivité, d'efficacité, etc.) qui en déforme l'image.

Ces **nombreuses sources de variabilité** dans le signal observé ne doivent surtout pas être considérées comme des éléments de blocage de tout suivi ou estimation des

¹⁴ Cf. chapitre 2.

individus présents. Il faut tout simplement les garder en mémoire, et les intégrer dans la conception non seulement de méthodes ou de stratégies de surveillance, mais aussi d'analyses des résultats observés de ce stade dans un bassin versant.

Ainsi, **l'impossibilité actuelle d'estimer le stock en place à l'échelle d'un bassin versant doit être actée**, en raison de :

- l'absence quasi-totale de données d'abondance sur l'anguille jaune dans les milieux profonds ;
- la grande difficulté d'attribuer à un compartiment peu profond un signal donné — abondance, structure de taille, etc. — ;
- l'incertitude quant au facteur pertinent de pondération du signal moyen recueilli dans chaque compartiment peu profond — prise en compte des linéaires respectifs? des surfaces respectives? etc.

Le constat réalisé d'existence de **fortes contraintes spatiales et techniques pour la comparaison des abondances observées** débouche à l'évidence sur une très grande difficulté de comparer des signaux collectés sur l'anguille jaune avec des engins différents et dans des stations à faciès différents. L'analyse devient plus fiable si l'on se restreint à des faciès comparables, échantillonnés de manière similaire — mêmes outils, même utilisation. C'est bien sûr le cas de stations sur lesquelles l'équipe de suivi revient régulièrement avec la même procédure et à la même période. C'est aussi le cas des suivis réalisés sur des faciès identiques avec les mêmes procédures de travail — zones peu profondes en pied d'obstacle, prospection en rives, etc.

En plus de ce problème méthodologique, l'investissement en termes de coût humain et financier que représenterait l'accès à ce type d'information dans tous les bassins de l'aire de répartition ne paraît raisonnablement pas mobilisable sur une longue durée. Or, c'est bien cette échelle de temps qu'il s'agit d'intégrer pour suivre la restauration d'une espèce comme l'anguille dans un bassin versant.

Intérêt du suivi de l'évolution relative des signaux observés

Seule l'évolution relative du signal collecté dans un territoire donné avec un engin donné et une stratégie donnée peut permettre de mettre à jour une tendance en termes d'indices d'abondance et/ou de structures de taille observées. C'est le cas notamment dans les suivis annuels de pêcheries — analyse par métier ou engin et par compartiment¹⁵ — ou dans les réseaux pérennes de suivi par pêche électrique ou encore des dispositifs de franchissement.

L'analyse station par station (ou compartiment par compartiment), **de l'évolution d'un signal recueilli** sur une période donnée et avec une procédure inchangée et standardisée (date, outil, stratégie) apparaît très intéressante pour visualiser l'évolution relative de la situation de l'espèce dans un bassin, un sous-bassin, un compartiment donné (cf. § suivants). Cette approche peut, dans un deuxième

¹⁵ Cf. chapitre 6.

temps, faire l'objet d'une analyse spatiale — repérage des zones du bassin évoluant de manière similaire. Cette procédure d'analyse n'est en tout cas pas limitée par la forte variabilité observée entre les stations et par l'absence de données sur l'abondance dans les axes profonds.

Les méthodes d'estimation d'un stock présent dans une station d'échantillonnage

Ces différentes méthodes d'échantillonnage et leurs postulats d'application peuvent être utilisés soit dans le cadre d'opérations courtes de pêche électrique (quelques heures), soit lors de suivis avec engins passifs sur des durées beaucoup plus longues (plusieurs jours, voire des semaines)¹⁶. Elles permettent d'obtenir des descripteurs de l'abondance absolue ou relative dans le temps et dans l'espace, ou simplement des indications sur la présence de l'espèce à une période et dans une zone déterminées.

Procédures de marquage-recapture

Cette technique d'estimation a été initiée par Petersen (1896 *in* Kendall, 1999). Elle repose sur la capture et le marquage d'individus, avec remise dans le milieu entre les opérations. La proportion d'individus marqués par rapport aux individus capturés dans les pêches ultérieures permet d'estimer l'effectif le plus probable de la population initiale.

Cette technique repose sur un certain nombre de postulats à respecter, dont ne sont présentés ici que les principaux concernant l'anguille :

- stock constant sur la période de travail — pas d'émigration ou d'immigration, pas de mortalité, pas de naissance — ;
- pas de perte de marque sur la période de travail et marques bien visibles ;
- pas de modification du taux de survie et du comportement suite au marquage ;
- répartition homogène des individus marqués et non marqués au sein de la population à estimer ;
- capturabilité identique des individus marqués et non marqués. L'hypothèse d'équiprobabilité de capture entre les individus marqués et non marqués n'a jamais réellement fait l'objet de vérification. Pourtant, selon toute vraisemblance, cette probabilité doit être plus faible pour les individus capturés, manipulés, marqués et relâchés dans le milieu, à cause notamment du stress impliqué.

Toutes ces procédures de marquage-recapture peuvent être menées soit par pêche électrique, soit lors d'opérations de pêche avec engins passifs sur des secteurs

¹⁶ On se reportera également au chapitre 6 qui aborde également sous un autre angle les modèles de capture-recapture et de manière plus générale l'utilisation des données d'anguilles jaunes provenant des pêcheries.

fermés. Dans ce dernier cas, Moriarty (1986a) constate des taux de recapture variant entre 5,5 et 18,5 % dans le cadre de suivis menés dans des milieux restreints et très peuplés. Ce niveau de taux de recapture permet de déboucher sur des estimations *a priori* fiables du stock en place.

On devra cependant prendre en compte le caractère territorial de l'anguille jaune (Laffaille *et al.*, 2005a), qui peut venir fortement compromettre l'hypothèse de répartition homogène des marqués au sein du territoire, nécessaire à l'utilisation de cette méthode (Rigaud, données non publiées.). Deux cas de figure se présentent alors :

- soit on dispose de la surface d'influence de chaque engin, et la remise à l'eau des poissons marqués sur le site même de capture ne posera pas de problème majeur. Le stock estimé devra alors être rapporté au cumul des surfaces correspondant aux divers engins utilisés ;
- soit on ne dispose pas de cette information, et on devra relâcher les individus marqués de la manière la plus aléatoire et dispersée que possible afin d'optimiser la répartition homogène de ces individus au sein de leurs congénères non marqués. Dans ce cas, le stock pourra être rapporté à la surface de l'ensemble du territoire étudié.

Naismith et Knights (1990) soulèvent également le problème des très faibles taux de recapture (0,1-0,2 %) observés dans des milieux ouverts et vastes — exemple des estuaires ou des zones fluviales —, taux qui ne permettent pas d'aboutir à des estimations fiables.

Les méthodes de calcul du stock le plus probable varient selon les procédures de recapture.

Cas de deux passages

Dans une population d'effectif inconnu N , on capture et on marque M individus que l'on relâche dans le milieu. Une seconde campagne d'échantillonnage aboutit à la capture de R individus dont m marqués.

Selon Petersen (1896 *in* Kendall, 1999), le nombre d'individu estimé est alors :

$$N_{\text{est}} = \frac{Mm}{R}.$$

L'intervalle de confiance est égal à :

$$t \cdot \sqrt{\frac{M^2(m+1)(m-R)}{(R+1)^2(R+2)}},$$

avec $t = 1,96$ pour $\alpha = 0,05$ et $t = 2,58$ pour $\alpha = 0,01$.

Pour des valeurs de m inférieures ou proches de 10, Bailey (1951) recommande un ajustement qui réduit le biais de l'estimation, avec :

$$N_{\text{est}} = \frac{M(m+1)}{(R+1)}.$$

Cas avec plusieurs passages ou phases de capture

À chaque échantillonnage (ou passage) i , on a un stock potentiel marqué M_i (stock marqué initialement réduit des recaptures sur les passages précédents) et on observe m_i marqués parmi R_i captures.

Au terme des différents passages, on aboutit à l'estimateur de Schnabel modifié par Chapman (1952) :

$$N_{\text{est}} = \frac{\sum (M_i \cdot m_i)}{\sum m_i}.$$

Pour les faibles valeurs de $\sum m_i$, on préférera la formule moins biaisée suivante :

$$N_{\text{est}} = \frac{\sum (M_i \cdot m_i)}{1 + \sum m_i}.$$

Cette méthode peut être utile lorsque les recaptures sont faibles; elle permet en effet de regrouper des informations issues de plusieurs périodes ou passages, et donc de réduire les biais d'estimation.

Autres cas de figure

D'autres méthodes de traitement des données, méthodes de plus en plus complexes, ont été élaborées sur ce principe, mais en cherchant à s'adapter à des contextes variés de travail — périodes longues d'observation avec stock non constant, intégration de nouveaux marqués en cours de campagne, etc. On consultera alors avec intérêt la revue de ces méthodes réalisée par Rochard (1992).

Épuisement de stock

La technique consiste, sur une station donnée isolée, à pratiquer des pêches successives en retirant à chaque passage — c'est-à-dire sans remise — les animaux capturés. Cette technique d'épuisement progressif est à la base de nombreuses méthodes d'estimation du stock en place le plus probable (Cowx, 1983; Gerdeaux, 1957). On comprend que cette estimation sera d'autant plus robuste que les captures successives iront en diminuant de manière régulière.

Élément important à prendre en compte dans cette procédure, la probabilité de capture est égale au rapport entre le nombre d'individus capturés et le nombre disponible dans la station prise en compte — c'est-à-dire l'effectif inconnu recherché. Elle peut être calculée pour chaque passage ou sur l'ensemble de l'opération, mais seulement *a posteriori*.

Comme pour les méthodes par marquage-recapture, un certain nombre de postulats doivent être respectés pour pouvoir effectuer ces estimations :

- le stock à estimer doit être constant sur la période de travail — pas d'entrée ni de sortie du système — ;
- tous les poissons doivent avoir la même probabilité d'être capturés; cette probabilité de capture doit être constante d'un échantillonnage à l'autre;

- il doit y avoir une totale indépendance des probabilités individuelles de capture. Si le premier postulat peut être respecté, notamment par isolement physique des stations de pêche, les autres sont beaucoup plus problématiques.

Différentes méthodes d'analyse des données pour estimer le stock en place le plus probable sont disponibles, et souvent les postulats ne sont pas ou peu respectés.

Méthodes d'estimation par régression (Leslie, 1939 et De Lury, 1947 in Seber et Le Cren, 1967)

Cette méthode repose sur l'existence d'une relation linéaire entre le cumul des captures réalisées avant le i^e passage (en abscisses) et les captures du i^e passage (C_i en ordonné). L'intersection de cette droite avec l'axe des abscisses permet de déterminer le stock le plus probable présent dans la station. Laurent et Lamarque (1975 in Rochard, 1992) ont analysé de manière précise l'application de cette méthode dans le cas des peuplements piscicoles. Dans le cas de deux pêches successives, une seule droite passe bien sûr par les deux points de coordonnées $(0, C_1)$ et $(C_1 + C_2, C_2)$ (figure 8.10).

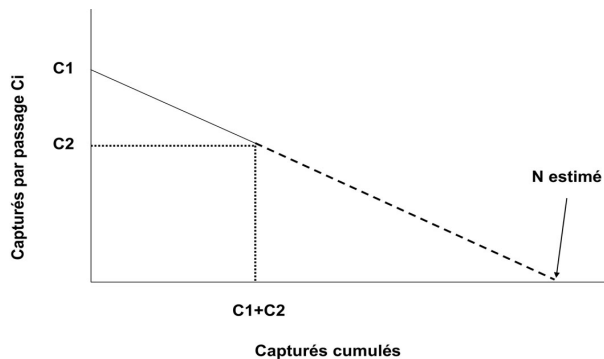


Figure 8.10. Estimation « graphique » de l'effectif estimé d'un stock selon les captures cumulées (en abscisse) et les captures par passage (en ordonnée).

Il faut cependant respecter deux postulats pour qu'une estimation puisse être réalisée :

$$C_1 > C_2 \text{ et } \frac{C_1^2(C_1 - C_2)^2}{C_2^2(C_1 + C_2)} > 16.$$

Dans le cas contraire, on peut uniquement annoncer que le stock en place est supérieur — et souvent très largement supérieur — à la somme des captures des deux passages.

Lorsque le calcul peut être effectué, on a :

$$N_{\text{est}} = \frac{C_1^2}{(C_1 - C_2)}.$$

L'intervalle de confiance est alors égal à :

$$t \cdot \frac{C_1 C_2 \sqrt{C_1 + C_2}}{(C_1 - C_2)^2},$$

avec $t = 1,96$ pour $\alpha = 0,05$, et $t = 2,58$ pour $\alpha = 0,01$.

Si les deux conditions permettant ce calcul ne sont pas remplies au terme des deux premiers passages, on doit effectuer des passages supplémentaires afin de pouvoir déboucher sur une estimation fiable.

Dans ce cas, la phase de calcul se complique légèrement puisqu'il faut avoir recours à une régression linéaire simple pour déterminer la droite qui va permettre d'aboutir au N le plus probable. Pour que cette estimation soit affectée d'un intervalle de confiance d'amplitude raisonnable, il faut que la régression soit robuste et qu'elle présente un r^2 minimum de 0,99 pour 3 pêches, 0,94 pour 4 pêches, 0,77 pour 5 pêches et 0,64 pour 6 pêches. Au vu de ces contraintes statistiques très fortes, Laurent et Lamarque (1978 *in* Rochard, 1992) concluent sur la difficulté d'emploi de cette méthode pour plus de deux passages et pour des captures, lors du deuxième échantillonnage, non significativement plus faibles que lors du premier échantillonnage.

Méthodes par recherche du maximum de vraisemblance

Le principe général s'appuie sur l'analyse de l'événement E qui correspond à la succession des captures observées sur k passages sur une station avec $E = \{ C_1, C_2, C_3, \dots, C_k \}$ lors d'une opération. La probabilité d'observer cet événement $p(E)$ est égale au produit des probabilités d'observer les $C_1, C_2, C_3, \dots, C_k$ qui le constituent. Ces probabilités élémentaires dépendent de N (stock initial en place) et de p , probabilité de capture de l'espèce supposée constante lors de l'ensemble des passages. L'événement E observé pendant l'opération est considéré comme l'événement présentant la probabilité la plus élevée d'apparaître. Tous les calculs mis en œuvre vont donc consister à définir les valeurs des paramètres (N et p) qui correspondent à la valeur maximale de $p(E)$, d'où l'appellation de ces méthodes. Différentes procédures de calcul existent.

Méthodes de Moran et de Zippin

Zippin (1956 et 1958) a repris la procédure de Moran (1951) en proposant quelques modifications dans la stratégie de calcul permettant d'estimer N et p . La probabilité de capture p étant supposée constante au cours du temps, ils ont ainsi défini la probabilité de voir apparaître C_i (nombre de captures au i^{e} passage) comme étant égale à un tirage de C_i individus présentant une probabilité de capture de p parmi $(N - n_i)$ individus, n_i étant la somme des captures avant le i^{e} passage.

Ils posent alors $P_{(C_i)} = p^{C_i} \cdot (1 - p)^{N - n_i - C_i}$, avec deux inconnues p et N .

Higgins (1985) a édité un programme en basic permettant de calculer le couple (N, p) maximisant cette probabilité et l'erreur standard associée.

Méthode de Carle et Strub

Carle et Strub (1978) conservent l'hypothèse d'une probabilité de capture constante, mais donnent la possibilité aux opérateurs d'orienter la recherche du p en fonction de connaissances acquises antérieurement sur le niveau de capturabilité d'une espèce, d'un groupe de taille, etc. Ces auteurs intègrent ainsi dans les équations de Moran (1951) et Zippin (1956 et 1958), une fonction beta à deux paramètres (α , β) affectant à chaque valeur possible de p un poids particulier. À la diversité des couples (α , β) pouvant être retenus, correspond une grande variété de poids attribués à chaque valeur de p — répartition uniforme, gaussienne, gamme de valeurs privilégiée par rapport à une autre, etc. À partir de cette conception théorique générale, ils ont surtout développé le cas où $\alpha = \beta = 1$, qui correspond à un poids identique affecté à tous les niveaux de capturabilité. C'est cette hypothèse que Gerdeaux (1987) a reprise dans le cadre d'une mise à disposition d'un programme de calcul sous ordinateur.

Comparée à la méthode de Moran (1951) et Zippin (1956 et 1958), celle de Carle et Strub (1978) débouche sur des biais et des variances plus faibles pour des probabilités de capture $> 0,3$. Elle permet également de donner une estimation dans des cas de successions de captures où les autres méthodes sont inopérantes — effectif supérieur en deuxième pêche, par exemple. Même si elle repose sur l'hypothèse toujours fragile d'une constance de la probabilité de capture, la procédure de Carle et Strub (1978) apparaît donc actuellement plus robuste que les méthodes qui l'ont précédée. Elle peut également être aisément intégrée comme macro-fonction dans un tableur.

Méthode de Schnute

Cette méthode est la seule actuellement à ne pas retenir de manière systématique l'hypothèse d'une probabilité de capture constante au cours du temps. Schnute (1983) propose en effet de tester et de comparer trois hypothèses et de retenir celle qui correspond au mieux aux données observées pour déboucher sur l'estimation du stock en place affecté d'un intervalle de confiance. Ces trois principales variantes de cette méthode sont :

- le modèle classique avec une probabilité de capture constante tout au long des passages ;
- le modèle associant une probabilité au premier passage et une autre plus faible et constante pour les autres passages ;
- le modèle retenant une décroissance monotone de la probabilité de capture à mesure des passages.

Lambert *et al.* (1994) ont testé cette méthode sur 29 opérations de trois passages dirigées sur l'anguille. Dans cette analyse, les auteurs ont d'ailleurs créé une autre variante avec une probabilité constante sur deux passages, puis une probabilité plus faible sur le troisième passage. Leur analyse a permis de constater :

- le rejet dans la quasi-totalité des cas de la décroissance monotone ;
- que la probabilité constante est retenue dans 82 % des cas ;

- que la variante avec une probabilité forte sur le premier passage a été retenue sur quatre stations;
- que celle avec une probabilité forte et constante sur les deux premiers passages est retenue sur une seule station.

Malgré tout son intérêt, aucune diffusion de ce type d'outil de calcul et d'analyse n'a encore eu lieu. Ce type de méthode a été également utilisé par Truong et Prouzet (2001) pour estimer la population de saumons qui remontent l'estuaire de l'Adour, à partir des captures effectuées par des pêcheries professionnelles au filet maillant, réparties de manière séquentielle sur cet estuaire.

Passages uniques

Les passages uniques concernent essentiellement les sondages et les indices ponctuels d'abondances. Dans de nombreux contextes, une procédure d'épuisement par passages successifs ne peut être mise en œuvre. C'est le cas notamment des milieux profonds et/ou vastes — estuaires, fleuves, grands plans d'eau, annexes hydrauliques, etc.

Un choix de stratégie de suivi peut également consister, dans un temps imparti, à échantillonner de manière rapide de nombreux points ou sites choisis aléatoirement plutôt que de collecter des informations plus précises sur un nombre limité de stations. Blondel *et al.* (1970) et Copp (1990) insistent notamment sur le caractère statistiquement plus robuste de ce type de stratégie de collecte.

Ces différentes méthodes de prospection correspondent donc à cette procédure de passage unique sur un site, une ambiance, un faciès ou un point par deux grands types de prospection :

- prospection exhaustive de l'ensemble d'une station ou de tout ou partie des ambiances ou faciès la constituant — zones rivulaires, blocs, herbiers, radiers, etc. — ;
- échantillonnage par points, avec application sur chacun d'eux d'un effort de pêche standardisé, surtout en termes de temps et de surface.

Passage unique et exhaustif sur une station ou une ambiance

Même si dans le cas de certains suivis, le pourcentage moyen prélevé au premier passage lors de procédures à passages multiples est apparu *a posteriori* significatif (Callaghan et Mc Carthy, 1992 ; Lambert *et al.*, 1994 ; Laffaille *et al.*, 2005b), une variabilité non négligeable a également été relevée entre les sites échantillonnés. D'autre part, Naismith et Knighths (1990) révélaient dans leur territoire d'étude un nombre important de seconds passages se soldant par des captures supérieures aux premiers. Aucune généralité quant à l'efficacité d'un passage unique ne peut donc être formulée, cette procédure ne permettant pas en tout cas de visualiser un éventuel problème d'efficacité lié à un facteur quelconque — intensité du courant, température de l'eau, équipe de pêche, etc.

Dans le cas d'un choix initial de prospection exhaustive d'une station, on notera que le gain de temps de l'exécution d'un seul passage par rapport à une stratégie sur deux ou plusieurs passages n'est pas très significatif, en raison notamment du temps important — et non proportionnel au nombre de passages — de mise en place initiale du chantier de pêche et de mesure, ainsi que de celui pris par le rangement final. En cas de prospection exhaustive d'une station, le double passage peut donc très souvent se justifier. Le cas des ambiances constituant cette station est plus délicat puisque le premier passage provoque inévitablement un dérangement des poissons et leur réorganisation au sein des habitats; le second passage, à l'échelle d'une ambiance non isolée, n'a alors plus vraiment de signification, ce qui rend les résultats très difficiles à interpréter, notamment en termes de comparaisons spatiale ou temporelle.

Pêche par points

Les méthodes de pêche par point visent soit un gain de temps sur une station, soit la collecte d'un grand nombre d'observations. Dans les deux cas, une standardisation de l'effort de pêche déployé et de la surface du « point » est indispensable (Laffaille *et al.*, 2005b).

Prospection par points d'une station

L'objectif est d'obtenir un indice d'abondance proportionnel à l'abondance réelle dans une station, avec une procédure synonyme de gain de temps. Dans des milieux peu profonds (moins de 60 cm) et peu larges (moins de 7 m), Laffaille *et al.* (2005b) ont mesuré la pertinence d'une méthode de prospection par points — 1 m² de surface d'échantillonnage par point, 30 secondes de pêche minimum, un point pour 5 m² de rivière environ — de 35 stations. Pour l'anguille, une très bonne relation est apparue entre l'indice d'abondance issu des points échantillonnés et la densité estimée par deux passages successifs et exhaustifs sur ces stations. De plus, les structures de taille observées par les deux méthodes ne diffèrent pas de manière significative. On ne dispose malheureusement pas de ce type de calage définitif dans d'autres types de milieux, mais ce travail est en cours par cette équipe, en association avec des structures techniques locales.

Indices ponctuels d'abondance

Les indices ponctuels d'abondance visent la collecte de données à l'échelle du point (ou micro-habitat). Dans ce cas, les données recueillies doivent concerner les captures effectuées ainsi que la description du point échantillonné et de son environnement plus ou moins proche (Brosse *et al.*, 2001). Cette procédure est très intéressante dans l'analyse des relations espèces-tailles-stades par rapport aux habitats disponibles (Copp, 1990; Persat et Copp, 1990) dans des milieux divers. Elle est également la seule procédure pouvant être mise en œuvre, réellement efficace et permettant des comparaisons intra et intersites dans certains milieux profonds et vastes (Nelva *et al.*, 1979).

Il n'y a dans cette procédure aucun moyen d'estimer l'efficacité et/ou la sélectivité de l'acte de pêche sur un point donné. Les caractéristiques des outils de pêche électrique et le niveau de réaction de l'anguille ainsi que son comportement benthique que nous avons présentés dans des paragraphes précédents laissent penser que, pour cette espèce, les points correspondant à des hauteurs d'eau de plus de 1,50 m n'ont que peu de signification vis-à-vis de sa présence et de son niveau de présence. En revanche, la prospection par points en zones rivulaires peut permettre de collecter des signaux ou des indices de présence pertinents, dont on peut suivre l'évolution dans le temps sur une zone donnée ou que l'on peut comparer avec des indices collectés de manière identique sur d'autres rives. Il apparaît donc que cette technique d'indices ponctuels d'abondance dans les grands cours d'eau ou les vastes milieux profonds n'est pas une stratégie permettant d'accéder à l'abondance de l'espèce et des divers groupes de taille dans ces compartiments du bassin versant. Cette procédure permet en revanche, en zones rivulaires de ces milieux profonds, de collecter des indices d'abondance des différentes classes de tailles présentes intéressants à analyser (Feunteun *et al.*, 2000).

Bilan sur les méthodes d'estimation d'un stock

Au bilan, la pêche par points reste la méthode la plus efficace pour collecter rapidement un signal sur le stock d'anguilles en place dans une station donnée. Comme toute technique, elle présente des limites d'efficacité et une sélectivité certaine, autant de caractéristiques à intégrer dans l'analyse des données recueillies et/ou dans la conception des réseaux de suivi.

Ainsi, en milieux profonds — hauteur d'eau supérieure à 1,50-2 m —, il apparaît clairement que seuls des prospections par points peuvent être recueillis en zones rivulaires et qu'aucune abondance globale dans ce type de milieu ne peut être estimée, même par marquage-recapture.

En milieux peu profonds, le respect de certaines procédures devrait permettre d'estimer les stocks les plus probables dans les stations travaillées, par épuisement ou par marque-recapture, et ainsi de disposer d'un élément de comparaison entre divers sites d'un bassin versant et de différents systèmes — comparaison de densité d'individus exprimés par unité de surface.

Si pour une station donnée, on standardise la stratégie de prospection — outil et méthode — et la saison d'intervention, le suivi de l'évolution de l'abondance observée ou estimée apparaît pertinente et utile. En revanche, en intersites, seule la comparaison de résultats d'estimation du stock obtenus dans des stations du même type, avec une stratégie de prospection identique et à une période assez similaire, est concevable. Au-delà, les comparaisons intersites d'informations quantitatives recueillies à des périodes différentes, avec des techniques différentes et dans des milieux très dissemblables, apparaissent très hasardeuses. Seule une analyse d'occurrence de l'espèce et des divers groupes de taille semble pouvoir être pertinente à cette échelle d'observation (Lasne et Laffaille, sous presse).

Analyse des résultats

Approches en termes d'abondance ou de biomasse

Par rapport à une cible pristine

Le règlement européen instituant des mesures de reconstitution du stock d'anguilles européennes¹⁷ a pour objectif (art. 2, al. 4) de « réduire la mortalité anthropique afin d'assurer avec une grande probabilité un taux d'échappement vers la mer d'au moins 40 % de la biomasse d'anguilles argentées correspondant à la meilleure estimation possible du taux d'échappement qui aurait été observé si le stock n'avait subi aucune influence anthropique ».

Un exemple chiffré et théorique de cette approche est donné en annexe 13¹⁸. Il est donné à titre illustratif, car cette cible, déclinée en référence à la production pristine d'anguilles argentées issue d'un fort niveau de recrutement total en civelles plusieurs années auparavant, doit donc être considérée comme un **objectif à long terme** pouvant consister concrètement à **revenir aux niveaux de recrutements des années 1960-1970 et à s'y maintenir** (ICES, 2006).

Difficile d'emploi à court et moyen termes, elle doit cependant être gardée en mémoire, car elle nous rappelle que malgré les forts recrutements et les fortes biomasses en place dans les années soixante le non-respect d'un échappement d'argentées de bonne qualité en rapport avec les niveaux de recrutement de l'époque a certainement contribué au déclin rapide constaté par la suite.

Le retour à ces niveaux de recrutement dans plusieurs décennies, si le ou les plans de restauration portent leurs fruits, devra donc être accompagné d'une plus forte maîtrise des impacts continentaux d'origine humaine pour bien respecter cette règle d'échappement suffisant de géniteurs de qualité, indispensable au maintien d'une bonne dynamique de l'espèce.

Par rapport à des données historiques

Pour fixer une cible à atteindre, une seconde option est possible, qui consiste à faire référence à des **observations historiques**, notamment sur le stade jaune. En effet, au vu des faibles abondances observées actuellement et de la grande difficulté de déterminer la production pristine d'un bassin et d'y faire référence, on peut imaginer, au moins dans les premières années, se fixer un objectif de retour progressif aux niveaux de biomasse ou d'abondance en anguilles jaunes observées dans la période 1960-1970, ou au moins 1970-1985. Les plans de gestion projetés actuellement sont d'ailleurs censés comporter ces niveaux historiques de référence. Ces données historiques pourront concerner soit des **niveaux**

¹⁷ Règlement (CE) n° 1100/2007 du Conseil du 18 septembre 2007, *Journal officiel de l'Union européenne*, annexe 2 de l'étude Indicang, <http://www.ifremer.fr/indicang>.

¹⁸ Rigaud C., Laffaille P. *Cible par rapport à un stock pristine*, annexe 13 de l'étude Indicang, <http://www.ifremer.fr/indicang>.

d'abondance observés, soit des éléments sur l'occurrence de l'espèce au sein du bassin versant, soit enfin des éléments sur leur qualité, notamment en termes de sex-ratio, celui-ci étant très lié à la densité des individus. En cas d'absence totale d'information sur un bassin, on pourra extrapoler à partir de certaines données issues d'un bassin proche et assez comparable.

On remarquera que cette situation historique doit être bien différenciée de la situation pristine évoquée précédemment. En effet, ces références historiques sont issues de contextes caractérisés par la présence parfois non négligeable de pressions d'origine humaine. Cela étant, au moins dans un premier temps, ces références historiques peuvent permettre de fixer des **objectifs parlants pour les acteurs** — référence à des situations que certains acteurs ont connues. Au vu de l'état actuel de l'espèce, le retour à ces niveaux d'abondance ou de biomasse moins anciens, associé à un contexte optimal de dévalaison — maîtrise des mortalités lors de la phase de migration de retour vers la mer —, serait déjà à coup sûr le révélateur d'une **embellie très significative en termes d'échappement de géniteurs**.

Dans cet esprit, pour l'anguille jaune, il convient de souligner l'intérêt et l'importance :

- des données issues de pêches électriques ou de comptages aux obstacles mis en œuvre dans cette période ;
- des séries longues sur les pêcheries permettant non pas d'annoncer des abondances, mais fournissant des niveaux repères de CPUE pour évaluer la tendance des abondances correspondantes. Dans le domaine de suivi des pêcheries, on se reportera utilement au rapport spécifique sur les descripteurs halieutiques¹⁹.

En effet, pour l'anguille jaune, la **démarche de recherche de références** historiques dans un bassin versant sera **différente selon le compartiment considéré**.

Dans les **zones soumises à marée**, accessibles sans franchissement d'obstacle, le niveau d'abondance est étroitement corrélé au recrutement total en civelles à l'entrée de l'estuaire et aux pressions d'origine humaine exercées sur cette fraction du stock du bassin versant. Dans les zones soumises à marée et exploitées, ce sont les CPUE des années 1960-1970, associées à un type d'engin et d'usage, qui pourront constituer la meilleure cible historique locale à prendre en compte dans le cadre du plan de restauration.

Dans les zones tidales de la côte Atlantique, la prise en compte de ces différents éléments devrait déboucher, dans la grande majorité des cas, sur une cible consistant à voir réapparaître des CPUE dix fois supérieures aux CPUE observées actuellement, avec dans le même temps l'observation d'une présence significative des mâles dans ces zones aval — au minimum avec un sex-ratio de 1:1, soit environ 1/3 de mâles parmi les individus différenciés de la classe 30-45 cm.

¹⁹ Cf. chapitre 6 pour des compléments d'information sur les indicateurs issus des pêcheries.

Dans le **reste du bassin versant**, nous avons vu que la répartition des individus dépendait de très nombreux facteurs — distance à la limite tidale, attractivité de chaque axe, nombre et transparence des ouvrages, pente, recrutement fluvial à l'entrée de l'axe, etc. Dans ce contexte, le repérage d'une valeur historique de référence apparaît très difficile à envisager de manière globale. Si des données existent sur la période 1970-1985 sur certaines stations, elles pourront constituer la cible à voir réapparaître sur ces mêmes sites au moyen de la même stratégie d'observation et à la même saison, mais il y a peu de chance que le nombre de stations soit très important.

C'est plutôt l'amélioration continue et significative des niveaux d'occurrence des individus de moins de 30 cm dans le bassin versant, gamme de taille qui révèle bien l'intensité de la colonisation dans un bassin versant²⁰, qui devrait être retenue comme première cible pour les 15-20 ans à venir. La recherche de témoignages ou d'écrits doit ainsi permettre dans chaque bassin de **repérer les limites historiques amont de présence de ces jeunes individus**. La localisation d'anciennes pêcheries, liées le plus souvent à des actes administratifs, peut également s'avérer utile. Pour un bassin de grande dimension comme la Loire, les témoignages collectés actuellement placent cette limite historique amont des individus de moins de 30 cm aux alentours de 500 à 600 km de la limite de marée dynamique.

Dans les stations où cette gamme de taille est déjà présente, à l'instar de ce qui a été proposé sur la zone tidale, **un facteur 10 d'amélioration des densités actuelles** semble pouvoir constituer une première cible cohérente, en gardant bien sûr les mêmes protocoles d'observation.

L'atteinte de ces objectifs ne peut bien entendu s'envisager qu'au terme de plusieurs décennies d'actions raisonnées et coordonnées, visant dans un premier temps à valoriser au mieux le faible recrutement actuel, puis à valoriser les recrutements de plus en plus importants qui pourraient réapparaître.

Les **dispositifs spécifiques de franchissement** pourraient également constituer des sources intéressantes de données historiques sur l'intensité des migrations, mais, dans les bassins atlantiques, leur implantation est généralement très récente — dix ans maximum. Quant à la mise en œuvre de suivis standardisés et fiables pour l'anguille de ces dispositifs spécifiques ou de passes multispécifiques, elle est encore plus récente et pas assez développée.

Les données issues des passes ne peuvent donc en aucun cas servir de référence historique, mais doivent plutôt être considérées comme des révélateurs du signal initial observé au tout début de la mise en œuvre du plan local de gestion. C'est donc plutôt son **évolution relative sur les prochaines années et décennies** qu'il sera intéressant d'observer et d'analyser.

²⁰ Cf. chapitre 2.

Au bilan, ces **éléments historiques** sur les limites amont de présence de l'espèce ou ses niveaux d'abondance peuvent permettre de fixer un **premier niveau de cible à atteindre**, en partant d'une situation que l'on sait très dégradée. Leur utilisation aura d'ailleurs pour effet de faire prendre conscience très concrètement, et avec des **repères parlants pour les acteurs locaux**, des efforts à accomplir pour rétablir la situation. Leur atteinte ne peut s'envisager avant plusieurs décennies, ce qui laisse du temps pour préciser les cibles optimales constituées par la référence à la situation pristine et affiner les techniques d'évaluation.

Par rapport à l'évolution relative des niveaux d'abondance observés

Les connaissances acquises sur la répartition des gabarits au sein des habitats, sur l'efficacité des pêches au regard des différentes gammes de taille et contextes d'observation (hauteurs d'eau, notamment) révèlent l'impossibilité de comparer les signaux collectés (niveaux de capture, gammes de taille) dans des stations très différentes et au moyen de stratégies d'échantillonnage très hétérogènes. En revanche, **l'analyse station par station** (ou groupe de stations par groupe de stations sur des territoires homogènes) **de l'évolution d'un signal d'abondance recueilli** sur une période donnée et avec une procédure inchangée (date, outil, stratégie) apparaît très intéressante pour visualiser l'évolution relative de la situation de l'espèce.

Cette analyse, menée pour l'ensemble des classes de taille ou **par groupes de taille** avec les mêmes stratégies d'observation, s'adapte à la forte variabilité des efficacités de pêche selon les méthodes et les contextes. Pour une telle analyse, on ne retiendra que les stations où les méthodes de pêche ou d'observation n'ont pas varié d'une fois sur l'autre. Pour exemple, nous utiliserons l'analyse effectuée dans le bassin de la Loire. Elle a consisté à s'intéresser à l'évolution par station ou groupe de stations des signaux de chaque groupe de taille de 15 cm²¹. La capture maximale sur une série de saisons de suivi est affectée du coefficient 100 et les captures des autres années sont déclinées en rapport avec cette base de référence (% par rapport au maximum observé ou % MO).

Pour un groupe de taille donné, si chaque nouvelle année de suivi se traduit par un nouveau score maximal, la tendance observée sera clairement à la hausse pour ce groupe sur cette station. Nous le voyons sur l'exemple des marais de Brière — situés au nord de l'estuaire de la Loire —, ce type d'analyse permet aussi de visualiser une nette amélioration de la situation suite à la mise en place d'un dispositif de franchissement sur l'ouvrage aval (*figure 8.11*, page suivante). Mais nous ne sommes pas encore au niveau de saturation du milieu.

Si au contraire la référence maximale correspond à la première ou aux premières années de suivi, la tendance à la dégradation sera clairement mise en évidence. Par exemple, dans le sous-bassin versant de la Maine (Loir-Sarthe-Mayenne), la

²¹ Cf. § « Nécessité de travailler par classe de taille », p. xxx.

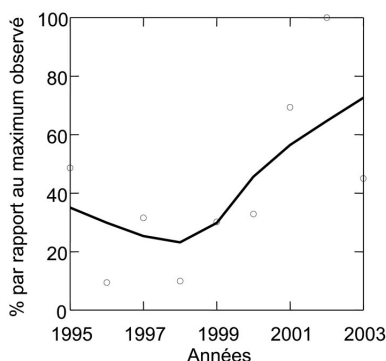


Figure 8.11. Évolution des indices d'abondances relatives, toutes tailles confondues, dans le sous-bassin versant de la Brière entre 1995 et 2003, suite à la mise en place d'une passe spécifique sur l'ouvrage aval (données RHP de l'Onema ; analyse Laffaille et Lasne, université de Rennes 1 ; source : Laffaille, Lasne, Steinbach, Vigneron, 2004, Cogepomi Loire).

tendance générale est à la diminution, et nous sommes actuellement à 30 % des densités maximales observées depuis 1995 (*figure 8.12*). Or, en 1995, nous étions déjà au creux de la vague en Europe !

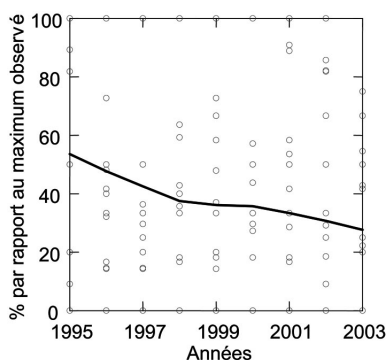


Figure 8.12. Évolution des indices d'abondances relatives, toutes tailles confondues, dans le sous-bassin versant de la Maine (Loir-Sarthe-Mayenne) entre 1995 et 2003 (données RHP de l'Onema ; analyse Laffaille et Lasne, université de Rennes 1 ; source : Laffaille, Lasne, Steinbach, Vigneron, 2004, Cogepomi Loire).

On pourra également identifier des situations de stabilité avec des oscillations des niveaux de capture sur une station prenant en compte les variations interannuelles. C'est le cas par exemple en Loire moyenne (*figure 8.13*, page suivante), où l'indice d'abondance se stabilise à environ 50 % des valeurs maximales observées durant la période 1995-2003.

L'analyse peut dans un deuxième temps, s'intéresser à la répartition spatiale des tendances stationnelles observées, en identifiant les compartiments ou sous-bassins présentant une absence d'évolution, une amélioration ou une dégradation de la situation (*figure 8.14*, page suivante).

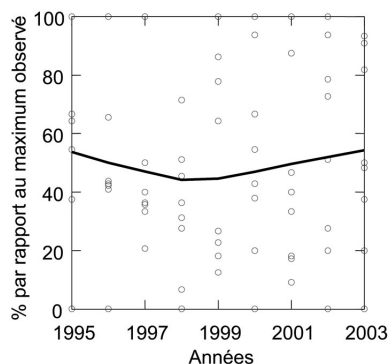


Figure 8.13. Évolution des indices d'abondances relatives, toutes tailles confondues, dans le sous-bassin versant de la Loire moyenne entre 1995 et 2003 (données RHP de l'Onema ; analyse Laffaille et Lasne, université de Rennes 1 ; source : Laffaille, Lasne, Steinbach, Vigneron, 2004, Cogepomi Loire).

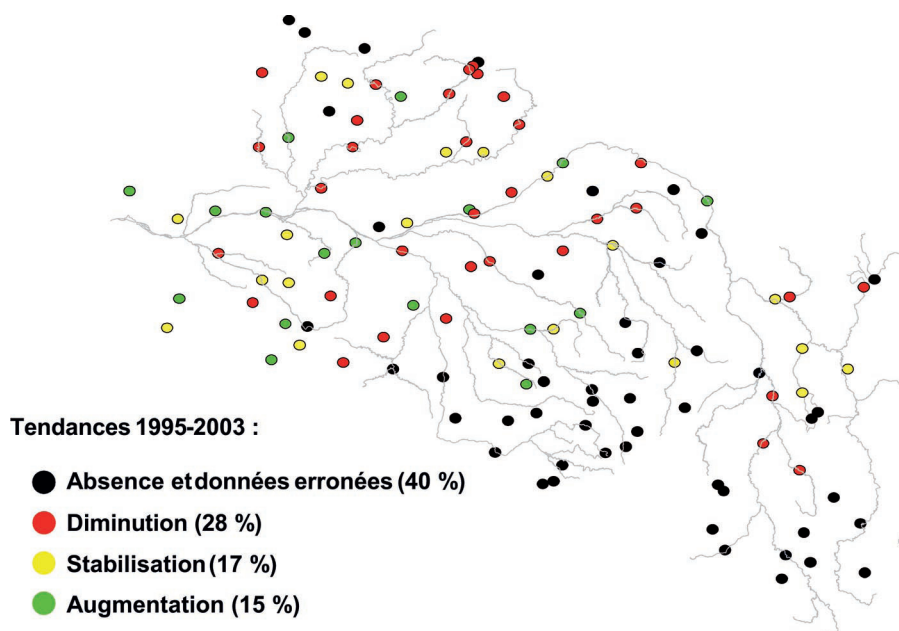


Figure 8.14. Répartition des tendances observées au sein du bassin de la Loire, toutes classes de taille, entre 1995 et 2003 (données RHP de l'Onema ; analyse Laffaille et Lasne, université de Rennes 1 ; source : Laffaille, Lasne, Steinbach, Vigneron, 2004, Cogepomi Loire).

Ainsi, à l'échelle de la Loire, seules 30 % des stations suivies entre 1995 et 2003 montrent une augmentation ou une stabilisation des densités. Elles se situent principalement au niveau des côtiers vendéens, Sèvre niortaise, Sèvre nantaise, Loire aval et Loire moyenne; mais seul le sous-bassin de la Loire aval montre une augmentation générale des densités. Tous les autres secteurs indiquent que les densités ont diminué (30 % des stations) ou que l'anguille a pratiquement disparu (40 % des stations) : Maine (Loir, Sarthe et Mayenne), Vienne, Creuse, Cher, Indre, Loire amont et Allier.

Dans le cas d'une absence totale d'un réseau de pêches électriques, un **réseau par pêche électrique dédié à l'anguille** pourra être mis en place pour pouvoir visualiser l'évolution relative de l'abondance des différents groupes de taille.

À l'exception des tout petits bassins versants, l'objectif ne peut consister à rechercher un signal représentatif de la situation de l'ensemble du stock d'un bassin versant. Nous proposons plutôt de retenir les bases simples suivantes :

- répartir des stations dans les différents sous-bassins ou zones du territoire concerné avec la présence des différentes classes de distance à la limite de marée dynamique;
- retenir des stations avec des caractéristiques permettant d'optimiser l'efficacité des pêches (largeur maximale de 6 à 7 m, profondeur maxi 1 m, mais préférentiellement < 60 cm) en évitant les pieds d'ouvrage (phénomènes potentiels d'accumulation);
- appliquer une méthode standardisée qui sera reproduite lors de tous les passages annuels sur les stations, pérenne sur chaque station, mais sans rechercher absolument à obtenir des densités, des indices d'abondance étant suffisants²² (Laffaille *et al.*, 2005a);
- travailler si possible en septembre, avant la chute de température et les premiers coups d'eau, de manière à collecter des informations sur les futures argentées et travailler avec des niveaux d'efficacité corrects²³. Le choix de cette période d'intervention n'est pas toujours possible. Ainsi, dans les zones de marais littoraux endigués, le confinement estival du système — augmentation de la conductivité de l'eau, couverture de lentilles, etc. — rend généralement très problématique toute intervention après la fin juin.

Un retour tous les 2-3 ans apparaît suffisant pour évaluer une tendance d'évolution qui, dans tous les cas, se jouera sur une longue durée. Cette fréquence permet d'ailleurs de mettre en place sur un territoire trois groupes de stations travaillées alternativement une année sur trois, en augmentant le nombre de sites d'observation pour un même effort de suivi annuel.

L'analyse des données pourra alors s'effectuer de la même manière que celle évoquée précédemment, avec la possibilité de comparer les résultats des indices

²² Cf. § « Passages uniques », p. xxx.

²³ Cf. chapitre 2.

d'abondance entre stations qui auront cette fois des profils comparables en termes de faciès et qui auront été travaillés de la même façon.

On peut également envisager d'utiliser un **réseau de suivi par engins passifs**, notamment dans les milieux profonds. Il faut cependant bien prendre en compte²⁴ (Baisez, 2001) :

- la sélectivité des engins, liée pour partie aux caractéristiques physiques de l'engin, c'est-à-dire à la maille de l'engin donnant la taille minimale de capture — la L_{100} est environ de 270 mm pour des mailles de 10 cm — et à l'écartement entre les différents entonnoirs donnant la taille maximale de capture, et pour une autre part au comportement des différents gabarits — plus grande mobilité des grands individus et donc plus grande capturabilité — ;
- l'évolution temporelle très marquée des niveaux de capture — cycle lunaire, mouvements d'eau, orage, évolution de la température, etc. — impliquant d'utiliser toujours les mêmes périodes d'échantillonnages ;
- la forte hétérogénéité de répartition des individus, avec une influence notable de la stratégie de pose des engins.

Pour obtenir des indices d'abondance comparables d'un site à l'autre et d'une année sur l'autre, il est donc très difficile de s'appuyer sur des courtes périodes de capture — 1 à 2 semaines — et sur un nombre limité de sites. Le suivi sur une saison des résultats obtenus par une pêcherie déployée dans un compartiment du bassin, en prenant soin de recueillir périodiquement des données de structure de taille venant compléter les données sur les niveaux de capture, peut en revanche permettre de disposer d'un indice et d'une structure de taille fiables pour un compartiment donné d'un bassin.

Bilans sur les cibles en abondance ou en biomasse

Dans tous les cas, les efforts devront être poursuivis sur des échelles de temps de l'ordre de **plusieurs décennies** pour atteindre ces cibles ; **cette dimension doit être bien intégrée** dans les réflexions, les stratégies et les plans d'action à mettre en œuvre.

La référence à la situation pristine — années d'abondance en civelles et absence de mortalités d'origine humaine — apparaît très complexe à appliquer. **La recherche par compartiment et par stade des niveaux d'abondance des années 1960-1970, ou au moins 1970-1985, semble plus pragmatique et à même de fixer de manière concertée des objectifs connus de tous.** On prendra bien soin évidemment de ne prendre comme valeurs de référence que des observations réalisées dans un contexte non perturbé par des obstacles importants et non pourvus de dispositifs efficaces de franchissement. Ces éléments physiques brouillaient en effet de manière très significative les signaux observés plus en amont.

²⁴ Cf. § « Les engins passifs », p. xxx.

Cette phase initiale de définition des cibles est importante à réaliser, mais elle nécessite assez souvent des démarches particulières qui peuvent s'avérer longues. Cette phase ne doit pas bloquer la définition rapide d'actions en vue d'une restauration de l'espèce. Des méthodes simples permettent en effet de visualiser l'évolution des signaux d'abondance au cours du temps, et au vu des très faibles abondances actuelles, **une évolution significative, positive et constante de ces signaux sur au moins les dix prochaines années** constituerait déjà un premier objectif à atteindre. La recherche sur des niveaux historiques par compartiment pouvant contribuer à définir les cibles finales pertinentes pourra alors être menée en parallèle.

Enfin, on remarquera que l'utilisation des données d'abondance et de biomasse peut également permettre de porter des diagnostics, notamment sur le niveau de transparence des obstacles sur un axe. L'observation de l'évolution des signaux d'abondance de certaines classes de taille recueillis en conditions standardisées le long d'un axe peut, dans ce contexte, être très utile. Dans ce cas, **c'est moins la référence à une valeur cible que l'évolution spatiale et temporelle du signal** qui sera utilisée pour le diagnostic.

Observation de l'occurrence de l'espèce ou de groupes de taille

Les cibles exprimées en abondance ou en biomasse que nous venons d'évoquer respectent bien l'esprit du projet du règlement européen souhaitant identifier des objectifs quantifiés et précis à atteindre.

Ces cibles quantifiées nécessitent cependant le calage d'un certain nombre de méthodes et d'indicateurs, ainsi que la collecte d'un nombre significatif de données à l'échelle de chaque bassin, et ce, dans des délais brefs pour pouvoir arrêter rapidement des plans de gestion. De plus, dans tous les cas, la méconnaissance actuelle de la répartition des effectifs au sein des compartiments d'un bassin versant, notamment des zones profondes, compromet fortement tout calcul à l'échelle de l'ensemble de la phase continentale de croissance, et par conséquent à l'échelle du bassin versant.

Il est donc très vraisemblable qu'à court terme, dans un souci d'efficacité et d'intervention rapide, les gestionnaires soient amenés à mettre en place un plan d'actions associant :

- l'acquisition des données nécessaires à la description de l'état de la ressource et des pressions, avec l'utilisation de méthodes permettant d'identifier les plus gros points noirs locaux à traiter en priorité ;
- la mise en œuvre d'un certain nombre d'actions prenant en compte de manière équilibrée les divers usages provoquant des mortalités directes sur l'espèce ou perturbant plus ou moins la qualité de l'eau et de ses habitats.

D'autre part, à partir du diagnostic initial quant à l'état de la ressource et/ou des pressions qu'elle subit, le suivi de l'évolution relative de la situation peut être très utile pour visualiser le niveau d'effort déployé pour améliorer le statut local

de l'espèce et/ou les premières retombées de cette démarche. Dans cet esprit, l'observation de l'occurrence de l'espèce ou de certains groupes de taille apparaît utile pour visualiser l'état actuel de la ressource et les tendances d'évolution de la situation.

Le fait de constater l'absence de l'espèce dans des zones historiquement colonisées ou l'absence des petits individus très impliqués dans la colonisation du bassin versant à très peu de distance de l'estuaire constitue en effet un tissu de premiers indices suffisamment explicites et sans équivoques qui nous permettent de nous soustraire de la nécessité, au moins dans les premiers temps, de quantifier des abondances ou des biomasses. De même, le fait de voir réapparaître, préférentiellement par migration naturelle, l'espèce dans des zones amont d'un bassin versant d'où elle avait disparu ou revoir la zone active de colonisation caractérisée par la présence des individus de moins de 15 cm et de 15-30 cm s'étendre de nouveau vers l'amont révélera de manière intéressante une gestion allant dans le bon sens.

Ce type d'observation simple peut être d'une grande utilité, au moins au cours des premières années. Il doit cependant, lui aussi, être associé à la définition d'une cible à atteindre connue de tous et fixée dès le début du processus.

Principe

Différentes études mettent en relief que l'évolution de l'abondance des jeunes individus à partir de la limite de marée dynamique serait majoritairement liée à l'intensité du recrutement fluvial (Smogor *et al.*, 1995 ; Ibbotson *et al.*, 2002) : plus le recrutement fluvial est important, plus la diminution significative de l'abondance de ces jeunes stades se fait sentir loin en amont de la zone d'influence de la marée. Le repérage de cette zone de forte diminution, voire de disparition de ces jeunes pourrait donc être un moyen de mesurer indirectement une évolution du niveau de colonisation du bassin. Dans un second temps, la colonisation semble être aussi densité dépendante, c'est-à-dire que les jeunes anguilles récemment arrivées dans un bassin colonisent les zones en amont lorsque les zones en aval sont occupées (Feunteun *et al.*, 2003). Ainsi, en synthétisant à la fois le stock en place dans les zones aval et le recrutement fluvial, nous pouvons utiliser la limite amont de répartition de ces petits individus comme indicateur de l'occupation de l'espace (*figure 8.15*, page suivante).

Ainsi, les limites de présence de l'espèce au sein d'un bassin versant résultent encore en grande partie de phénomènes de colonisation plus ou moins récents selon l'âge des individus. L'hypothèse forte de l'existence d'une relation robuste, au moins chez les jeunes individus, entre l'ampleur spatiale de la colonisation, l'intensité du recrutement fluvial et du stock en place permet de relier ces limites de présence avec des niveaux de colonisation passés et actuels.

Smogor *et al.* (1995), pour l'anguille américaine, et Ibbotson *et al.* (2002), pour l'anguille européenne, suggèrent que la colonisation des habitats continentaux se déroule selon un simple modèle de dispersion. Ces auteurs indiquent que

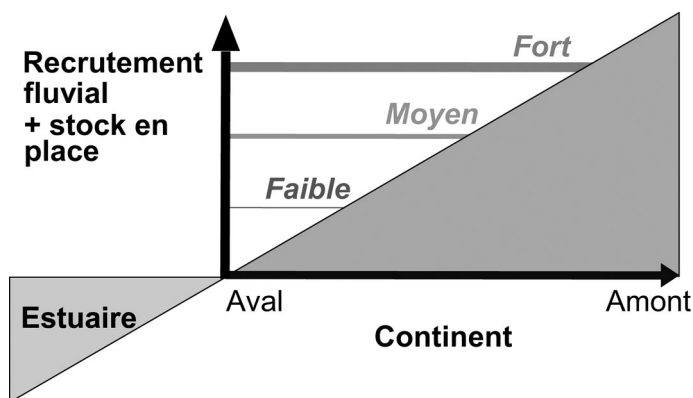


Figure 8.15. Répartition théorique des petites anguilles (< 300 mm) sous le phénomène de recrutement dépendance et de densité dépendance, en fonction de trois scénarios de recrutement fluvial et de stock en place (fort, moyen, faible) (inspiré de Lasne et Laffaille, sous presse).

l'abondance des anguilles diminue le long du gradient longitudinal en fonction d'un modèle exponentiel négatif. Toutefois, devant les difficultés d'obtenir des données standardisées, justes et précises pour l'anguille dans l'ensemble du bassin versant, ces méthodes sont peu utilisables dans le contexte de la conservation, notamment pour les populations d'anguilles dans des milieux lenticques ou dans les grands systèmes (Naismith et Knights, 1990; Jellyman et Graynoth, 2005). De récents travaux en biologie de la conservation ont suggéré que les données de présence et d'absence (Vojta, 2005; Lasne *et al.*, 2007), associées aux modèles logistiques (Oberdorff *et al.*, 2001; Pont *et al.*, 2005), sont appropriées dans l'analyse des tendances de la répartition des espèces et des comparaisons intra et inter-bassins. Cette approche a été utilisée avec succès pour les espèces migratrices par Eikaas et MacIntosh (2006), mais son application pour l'anguille est rare (Broad *et al.*, 2001; Lasne et Laffaille, sous presse). Le raisonnement sur l'occurrence permet ainsi de valoriser les résultats obtenus avec une très grande diversité de méthodes d'observation et dans une grande variété d'habitats. Ne nécessitant pas des estimations précises d'abondance, il peut notamment s'appuyer sur des opérations moins contraignantes en termes de matériel, d'isolement de secteurs et de passages multiples. Un minimum de standardisation est tout de même souhaitable.

Si l'observation de l'espèce ou d'un groupe de taille sur un site donné permet à coup sûr d'attester de sa présence, à l'inverse sa non-observation lors d'une opération ne permet pas d'affirmer avec certitude son absence sur le site, sa rareté pouvant par exemple la rendre peu capturable. Pour ce type d'analyse, il est donc hautement préférable de se baser sur un grand nombre d'observations, ce qui, statistiquement, est de toute façon plus robuste (Laffaille *et al.*, 2005a). Le non-repérage répété de l'espèce ou d'un groupe de taille dans une zone du bassin permet en effet d'étayer plus solidement les hypothèses, puis les conclusions tirées.

Cette analyse basée sur la présence et l'absence prend tout son sens en amont de la (ou des) limite(s) de marée dynamique (LMD) dans un bassin versant. La distance à cette (ou ces) limite(s) sera tout simplement utilisée pour examiner la tendance de répartition le long d'un axe ou dans un bassin. Dans le cadre de cette démarche, on s'attachera ainsi à bien identifier sur chaque axe du bassin la limite d'influence de la marée dynamique, celle-ci pouvant être naturelle ou artificielle (barrage). Cette limite est importante, car, d'une part, elle permet d'identifier la zone soumise à marée au sein du bassin, et, d'autre part, d'établir les points de référence à partir desquels le niveau de présence de l'espèce va évoluer vers l'amont sous l'influence de différents facteurs — distance, pente, ouvrages, etc. Quel que soit l'objet considéré, chaque point échantillonné est repéré par sa distance à la LMD et par la présence (valeur 1) ou non (valeur 0) de l'espèce ou des individus d'un groupe de taille donné. Un traitement logistique est ainsi appliqué sous environnement quelconque — Excelstar®, Statlab®, R, etc. Il permet d'identifier la courbe logistique la mieux adaptée au jeu de données, et ainsi de repérer un point théorique remarquable correspondant à la probabilité 0,5. La distance de la LMD à laquelle cette probabilité apparaît sera prise en compte pour comparaison avec une valeur de référence absolue ou historique (*figure 8.16*). Des suivis sur plusieurs années nous permettront d'évaluer l'évolution de ce front de colonisation et d'estimer si le recrutement fluvial associé au stock en place augmente ou diminue. Des comparaisons avec d'autres bassins versants nous permettront d'évaluer quelles sont les tendances de chacun des bassins versants européens.

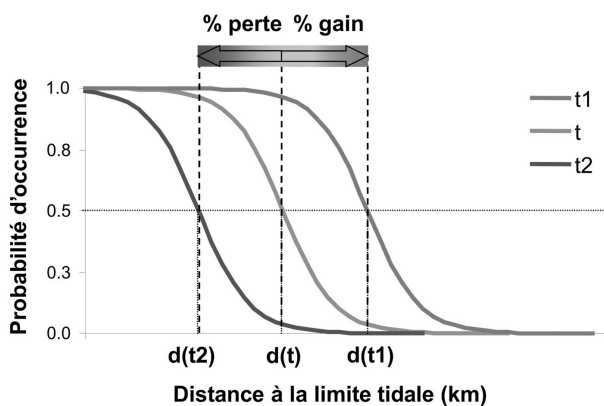


Figure 8.16. Principe de l'analyse d'occurrence par un modèle logistique (inspiré de Lasne et Laffaille, sous presse).

Analyse de données existantes au sein d'un bassin

La présence des anguilles jaunes en amont des limites de marée dynamique dans un bassin résulte surtout de :

- l'intensité actuelle et passée — 20 ans, voire plus — du recrutement fluvial ;
- de la plus ou moins grande transparence migratoire des axes.

Détermination des grandes zones au sein des bassins et territoires

Un premier diagnostic important est à effectuer en mobilisant toutes les données disponibles « récentes » (dernière décennie) sur un bassin ou un territoire (ensemble de petits bassins ou de sous-bassins versants) et en prenant en compte toutes les tailles. On pourra donc utiliser les résultats de pêches électriques, quel que soit leur objectif (réseau multispécifique, réseau DCE, pêches anguille, etc.), de suivis de passes, de données issues de pêcheries professionnelles ou sportives, etc.

La collecte de données historiques de présence de l'espèce doit également contribuer à l'identification d'objectifs concrets à atteindre en termes de réapparition de l'espèce dans des zones d'où elle a disparu.

Cema doit permettre d'identifier la situation actuelle de l'anguille, avec notamment quatre grandes zones (figures 8.14, 8.15 et 8.17) :

- la **zone active**, avec la présence avérée d'anguilles de moins de 300 mm ;
- la **zone colonisée**, avec la présence avérée d'anguilles de tous les gabarits ;
- la **zone potentiellement recolonisable**, avec une absence actuelle d'anguilles, mais une capacité d'accueil significative et une possibilité de restaurer une libre circulation à des coûts raisonnables au regard de la densité d'individus espérée ;
- la **zone classée non colonisable** (ou inaccessible), située en amont de limites fixées de manière pragmatique — altitude supérieure à 1 000 m, ouvrages ou succession d'ouvrages ne pouvant être aménagés à la montée comme à la descente pour des coûts raisonnables au regard de la densité d'individus espérée, etc.

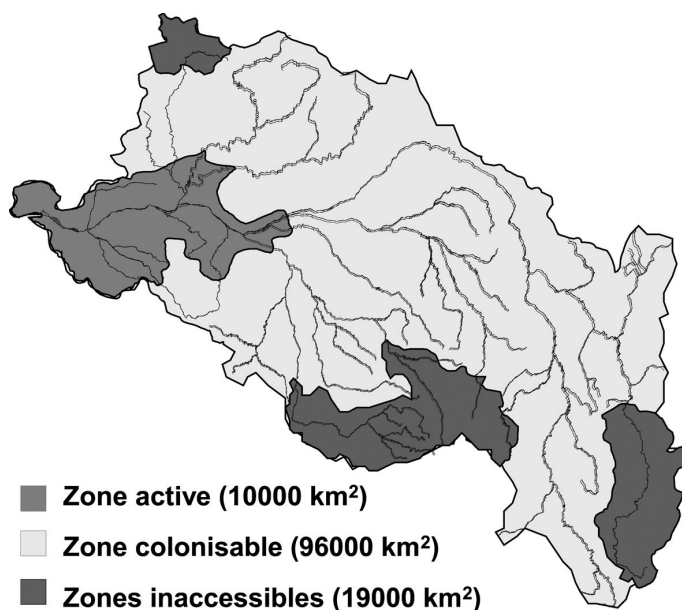


Figure 8.17. Zones active, colonisable et inaccessible en Loire.

À condition que le nombre de points d'observation soit significatif au regard de la taille du bassin versant — un ratio minimum d'une station pour 500 km² de bassin versant peut être retenu —, cette analyse spatiale doit également permettre d'identifier des **différences significatives entre sous-bassins versants** d'un même hydrosystème, pouvant être notamment reliées à des problèmes d'accessibilité. Par exemple, sur la Loire, l'effet délétère d'une forte concentration d'obstacles à la montaison dans le sous-bassin versant de la Maine, comparativement au reste du bassin versant, s'observe très facilement (*figure 8.18*, ci-contre). Le peu de recrutement peut être expliqué par une densité très élevée d'obstacles (Lasne et Laffaille, sous presse).

Analyse par classe de tailles

Après cette analyse générale toutes tailles confondues, il apparaît pertinent et utile de réaliser la même démarche par groupe de taille. Au vu des connaissances biologiques de l'espèce²⁵, on attachera une importance particulière à l'examen de la présence des individus de moins de 30 cm. Cette gamme de taille correspond à des individus entrés assez récemment dans le bassin — moins de 5-6 étés en zone continentale —, avec une proportion significative de comportements de colonisation et quasiment pas de prises d'argenture ou de comportements de dévalaison.

La zone de présence dans un bassin versant de cette classe de taille sera dénommée zone active. Elle correspond donc à une partie de l'hydrosystème où les fractions de population en place sont encore renouvelées par l'arrivée naturelle de jeunes individus et où il existe donc un potentiel de migrants (*figures 8.15, 8.17 et 8.18*). Les limites amont de la zone active peuvent correspondre à des obstacles majeurs ou à une limite naturelle liée à une abondance de migrants insuffisante pour provoquer une remontée plus en amont. À titre d'exemple, nous pouvons l'illustrer la remontée vers l'amont de la zone active qui pourrait apparaître dans le cas d'une amélioration progressive de l'intensité du recrutement fluvial (*figure 8.15*).

En reprenant l'exemple précédent, illustré cette fois par les probabilités de présence en fonction d'un modèle logistique, l'effet délétère d'une forte concentration d'obstacles à la montaison dans le sous-bassin versant de la Maine, comparativement au reste du bassin versant, s'observe facilement pour les anguilles d'une taille < 300 mm (*figure 8.19*, p. 44), mais de moins en moins avec l'augmentation des tailles des anguilles prises en compte (Lasne et Laffaille, sous presse).

Le rendu d'une telle démarche peut donc prendre la forme, soit d'une carte de répartition des différentes zones, soit d'une courbe logistique associée à l'ensemble des groupes de taille ou aux individus de moins de 30 cm. En utilisant une courbe logistique pour les individus de moins de 30 cm, la zone active représente alors le front de colonisation.

²⁵ Cf. chapitre 2.

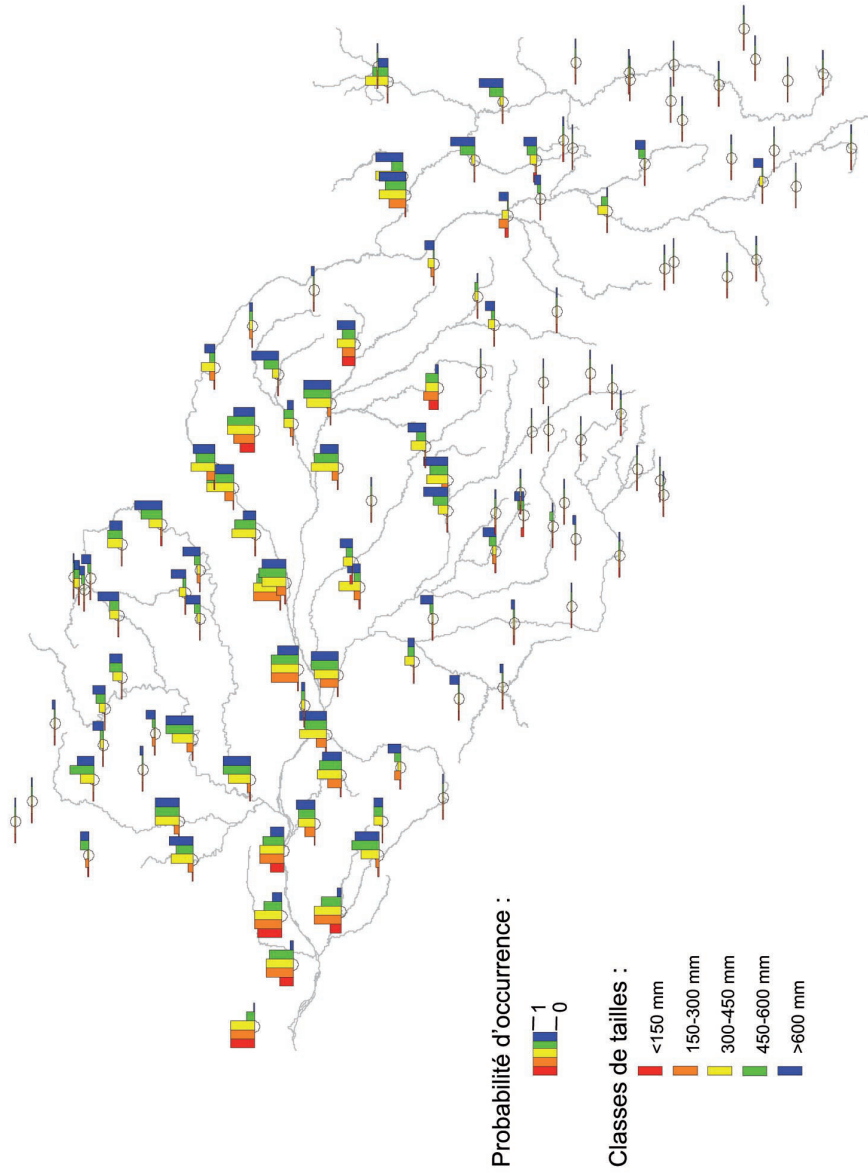


Figure 8. 18. Analyse des occurrences moyennes entre 1995 et 2003 (données RHP de l'Onema) des différents groupes de taille dans le bassin de la Loire (Lasne et Laffaille, université de rennes 1, 2006).

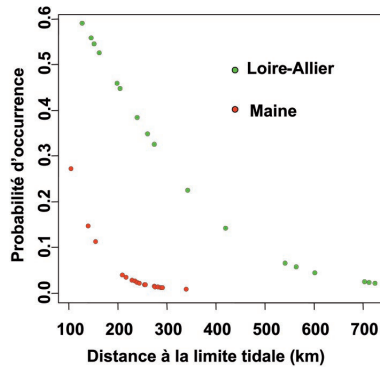


Figure 8.19. Probabilités de présence des anguilles de tailles < 300 mm dans les deux sous-bassins Loire-Allier et Maine, estimées à partir des données RHP de l’Onema (adapté selon Lasne et Laffaille, sous presse).

Intérêt de l’observation des évolutions temporelles

Il est également important de prendre en compte l’analyse de l’évolution temporelle. Pour l’illustrer, nous pouvons prendre en considération les individus de moins de 30 cm dans le bassin versant de la Gironde sur les périodes 1990-1996 et 1997-2003 (figure 8.20).

Entre les deux périodes, on remarquera une évolution du signal enregistré sur l’axe Garonne, très vraisemblablement liée à la mise en place en 2002 d’un dispositif spécifique de franchissement à Golfech. On notera également que la distance à la LMD correspondant à la probabilité 0,5 ($D_{0,5}$) varie selon les périodes et les axes entre 110 et 150 km, ce qui apparaît faible au regard des observations historiques sur ces gabarits.

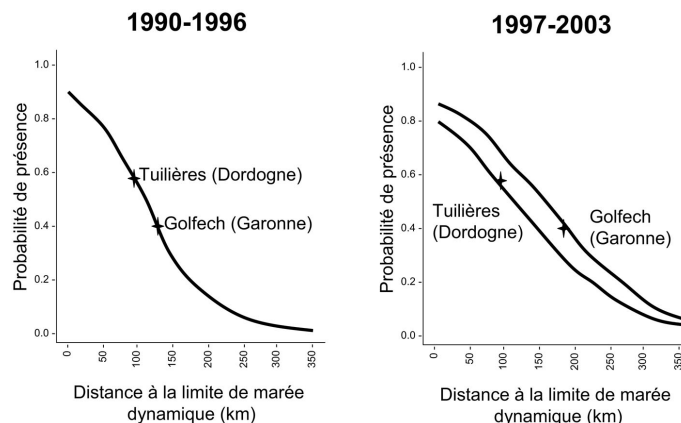


Figure 8.20. Probabilité de présence des anguilles de moins de 30 cm dans les deux sous-bassins Garonne et Dordogne, estimée à partir des données RHP de l’Onema (Cemagref et Onema, 2006).

Dans le cadre du suivi de la restauration espérée de l'espèce dans ce bassin, on s'attachera particulièrement au suivi de l'évolution vers l'amont de la $D_{0,5}$ des individus de moins de 30 cm, ce qui représente le front de colonisation. L'analyse en cours des données historiques devrait permettre de fixer un objectif à atteindre, mais il semble qu'un gain d'un minimum de 100 km puisse d'ores et déjà être défini.

Intérêt des comparaisons inter-bassins

Par la comparaison du front de colonisation, nous pouvons facilement effectuer des comparaisons intra-bassin en limitant au maximum les biais. Par exemple, sur la Loire, des échantillonnages spécifiques régulièrement répartis entre 0 et 130 km de la zone de marée dynamique montrent que les anguilles < 300 mm ont une probabilité de présence de 0,5 ($D_{0,5}$) à 90 km de la limite de marée dynamique. Ce suivi aboutit au constat que l'on a actuellement une chance sur deux d'observer des individus de moins de 30 cm à 90 km de la LMD sur l'axe Loire. Sur l'Aulne (Bretagne Ouest), la probabilité d'observer ces jeunes individus colonisateurs chute dès le kilomètre 40. Cette différence révèle un effet délétère sur la pénétration amont des anguilles des nombreux barrages qui jalonnent l'Aulne, contrairement à l'axe Loire qui en est dépourvu dans plus de la moitié inférieure de son cours. De même, la probabilité d'occurrence des anguillettes est égale à 1 dans les secteurs aval de la Loire, alors qu'elle est inférieure sur l'Aulne, ce qui traduit une sous-saturation dans la partie aval de ce bassin versant et un recrutement fluvial faible (*figure 8.21*).

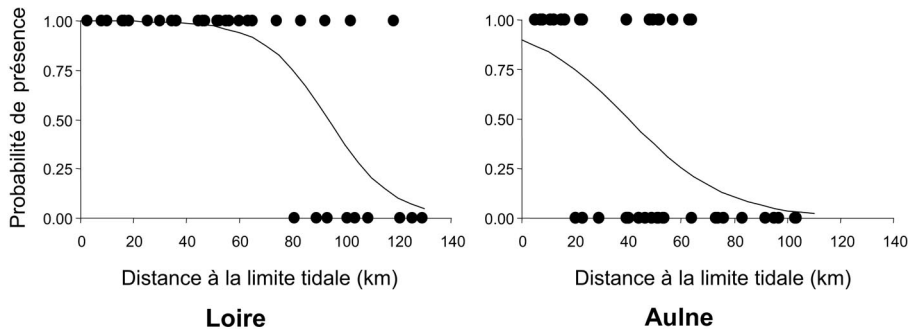


Figure 8.21. Probabilité d'occurrence des anguilles de moins de 300 mm en Loire et sur L'Aulne (Laffaille et Lasne, université de Rennes 1, données non publiées).

On remarquera également que sur la Loire, sans obstacle à la migration, la quasi-disparition des individus de moins de 30 cm à 120-130 km de la LMD est un constat tout à fait anormal. Ainsi qu'il a été exposé dans la synthèse des connaissances²⁶, sur cet axe, des observations d'individus de moins 10-20 cm en fortes concentrations étaient encore signalées à Orléans à près de 300 km de la LMD

²⁶ Cf. chapitre 2.

il y a encore 25-30 ans. Ce constat plaide donc pour l'existence d'un recrutement fluvial très insuffisant se soldant par une faible pénétration des jeunes individus au sein du bassin versant.

Perspectives en termes de gestion

Ainsi, dans l'analyse du front de colonisation, deux paramètres à mesurer sont essentiels ; ils représentent les deux cibles :

- la $D_{0,5}$, qui correspond à la distance à la limite tidale pour laquelle nous avons une probabilité de 0,5 d'observer des anguilles de moins de 30 cm, est un indice de colonisation et d'accessibilité ;
- la probabilité d'occurrence en aval — la valeur de l'ordonnée à l'origine de l'abscisse —, qui est une mesure de la « saturation » des zones aval, est un indice du recrutement fluvial et du stock en place en aval.

La surveillance du front de colonisation et des deux paramètres associés, une année sur trois environ, doit permettre de visualiser assez simplement les retombées d'une gestion en termes d'intensité du recrutement fluvial et de stock en place. Il reste à préciser, dans chaque bassin, les limites cibles qu'il serait souhaitable d'atteindre.

Au vu des données historiques disponibles actuellement et des premiers résultats d'un modèle prédictif évaluant le front de colonisation en Loire en l'absence d'obstacle (Laffaille et Lasne, données non publiées), il semble qu'une $D_{0,5}$ à 150 km de la LMD pour les moins de 15 cm et à 300 km pour les moins de 30 cm et qu'une probabilité d'occurrence de 1 en aval peuvent constituer des cibles dont l'atteinte nécessitera déjà de gros efforts de gestion du flux colonisateur et des obstacles à la migration.

Toutes ces informations sur un axe doivent être considérées à la fois comme des éléments de diagnostic — situation anormale avec une $D_{0,5}$ trop proche de la LMD et une $D_{0,5}$ en aval $\neq 1$ au regard des données historiques de présence de ce groupe de taille — et comme des points initiaux de référence permettant de juger, dans les années et décennies à venir, de l'efficacité des mesures de gestion sur l'abondance de l'espèce.

Intérêt et besoin de démarches spécifiques sur les petits gabarits

Dans certaines zones, voire dans l'ensemble d'un bassin versant, les données de pêches électriques classiques et non spécifiques peuvent totalement manquer. C'est souvent le cas sur les grands axes fluviaux difficiles d'accès ou le long de petits tributaires qui forment un ensemble de territoires de gestion, comme c'est le cas en Bretagne. Dans un tel contexte, il est indispensable et important de pouvoir initier la mise en place d'un réseau de suivis, notamment sur les petits gabarits pour toutes les raisons évoquées précédemment.

D'autre part, on peut constater le caractère sélectif des informations disponibles, notamment sur les individus de moins de 30 cm, et encore plus pour les moins de 15 cm — en moyenne moins de deux étés continentaux —, alors que la dynamique de ces groupes permet de visualiser rapidement les effets des mesures de gestion sur la phase de colonisation de l'espèce en aval du bassin.

C'est ainsi que sur le bassin versant de la Gironde-Garonne-Dordogne l'analyse des 1 403 opérations de pêche électrique non spécifiques (réseau RHP et autres) réalisées en 26 ans sur le bassin versant (1977-2003) par l'Onema révèle une sélectivité importante vis-à-vis des individus de moins de 15 cm (figure 8.22), malgré la présence de plus de la moitié des opérations dans la partie aval du bassin.

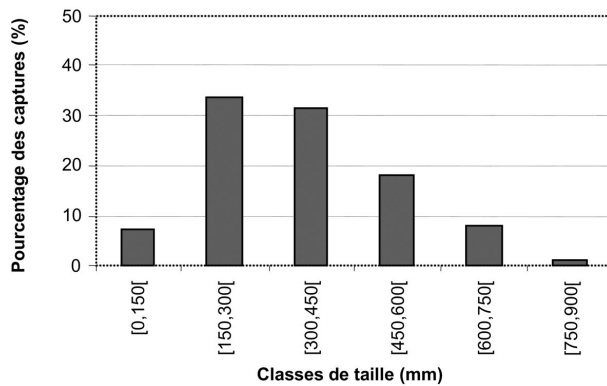


Figure 8.22. Structure de taille des captures d'anguilles réalisées lors de l'ensemble des pêches du CSP sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne de 1977 à 2003.

Plusieurs facteurs peuvent être à l'origine de ce constat établi à partir de pêches non spécifiques, réalisées dans des contextes très variés²⁷, notamment de hauteurs d'eau :

- moindre sensibilité de ces petites tailles au courant électrique ;
- plus grande difficulté de repérage ;
- matériel mal adapté — maillage des épuisettes et filets — ;
- prospection non systématique de l'ensemble des habitats, y compris les moins profonds ;
- prospection trop rapide ;
- etc.

Quelle que soit la motivation, des **opérations spécifiques doivent être menées**, en retenant comme principe le fait de **travailler en milieux peu profonds** — moins de 60 cm. En effet, si les anguilles de moins de 30 cm sont présentes dans un secteur, elles sont représentées dans ces milieux peu profonds, qui s'avèrent même des habitats recherchés par ces groupes de taille (Laffaille *et al.*, 2003),

²⁷ Cf. § « Acquisition de données », p. xxx.

notamment les zones rivulaires et les zones soumises à courant et présentant des abris (*figure 8.23*).

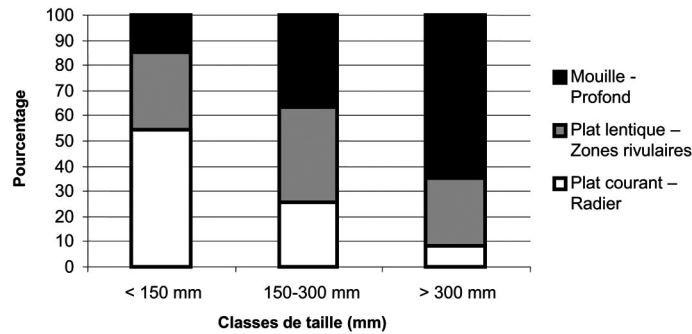


Figure 8.23. Prévalence d'individus en fonction de la taille et du faciès pêché (Cemagref, 2006).

D'autre part, ces zones peu profondes permettent la réalisation de pêches efficaces. C'est ce qui a été observé lors de passages successifs sur de tels faciès en pied d'ouvrages (*figure 8.24*).

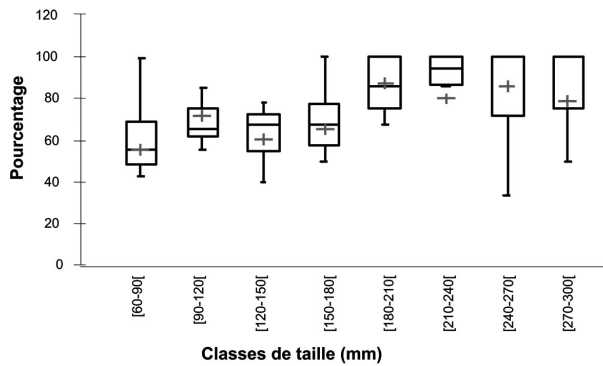


Figure 8.24. Moyenne et quartile des efficacités de pêche, observées par classes de taille en 2006 lors d'opérations spécifiques en milieux peu profonds en pied de barrages (Cemagref, 2006).

Étant donné la répartition particulière des anguilles au sein des habitats, la nécessité de travailler avec des épuisettes à petit maillage (1-2 mm), l'importance de la stratégie de prospection — tous les faciès peu profonds avec progression lente —, nous avons vu que la quasi-totalité des opérations classiques de pêche électrique apportent des informations très biaisées sur le niveau de présence des plus petites classes de taille d'anguilles. De même, sur les bassins atlantiques, les mailles des engins passifs utilisés ne permettent pas de les visualiser. Seuls les dispositifs spécifiques de franchissement seraient susceptibles d'apporter une information, mais ils sont encore très peu présents au sein des bassins, et en tout cas rarement le long d'un même axe sur des ouvrages successifs.

En outre, de nombreuses méthodes d'échantillonnage existent (cf., par exemple, Brosse *et al.*, 2001); la plus commune est la pêche électrique (Lambert *et al.*, 1994; Feunteun *et al.*, 1998), associée à des mesures d'estimations de stocks par passages successifs sans remise à l'eau (Cowx, 1983). Toutefois, ces dernières sont biaisées, imprécises (Zalewski, 1985; Cowx, 1983) et sont fortement consommatrices en termes de temps et d'hommes (Lobon-Cervia et Utrilla 1993; Prévost et Baglinière, 1995). Différentes stratégies de suivis spécifiques de ces jeunes individus de moins de 30 cm sont envisageables sur un territoire ou le long d'un axe.

Par exemple, une méthodologie spécifique a été développée pour les zones à Salmonidés (Laffaille *et al.*, 2005b), permettant, tout en diminuant les coûts et les efforts, d'obtenir des données standardisées avec une forte probabilité de capture pour les plus petits stades. Nous avons alors modifié la technique d'échantillonnage par point d'abondance (EPA – Nelva *et al.*, 1979) et nous l'avons adaptée à la capture des anguilles dans les rivières de petits calibres et de faibles profondeurs. En effet, outre sa rapidité d'exécution et son faible coût, cette méthodologie d'échantillonnage nous semble plus efficace, car la multiplication de nombreux petits échantillons — comme les EPA — permet des estimations de stocks beaucoup plus précises et plus robustes qu'un petit nombre de grands échantillons (Blondel *et al.*, 1970; Copp, 1990). Cette technique d'échantillonnage a été validée par comparaison avec une méthodologie standard en utilisant l'estimateur de Carle et Strub (1978). Elle s'est montrée très prédictive pour des densités < 150 individus $\cdot 100 \text{ m}^{-2}$, quel que soit le bassin versant pris en compte, pour des habitats de type radier, plat et plat-courant (*figure 8.25*).

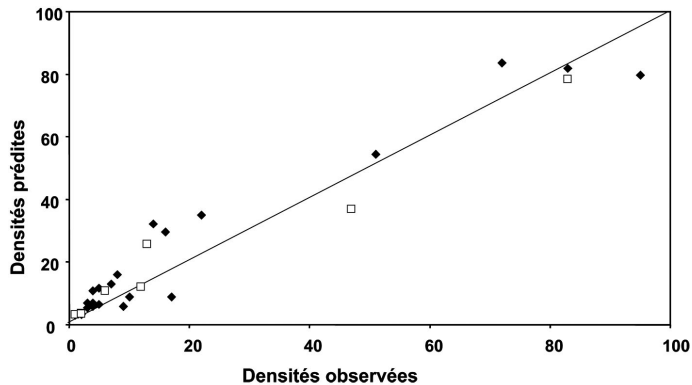


Figure 8.25. Densités d'anguille prédites (en nombre pour 100 m^2) dans le bassin versant du Frémur par le modèle linéaire établi dans le bassin versant de la Vilaine en fonction des densités estimées par la méthode de Carle et Strub (1978) (Laffaille *et al.*, données non publiées).

En outre, cette méthodologie a été adaptée pour des milieux différents. Ainsi, sur la Loire, des échantillonnages ponctuels d'abondance (EPA) sont réalisés par l'université de Rennes 1 dans les zones rivulaires peu profondes de 50 bras

morts, régulièrement répartis entre 0 et 130 km de la limite de marée dynamique (figures 8.21 et 8.26).

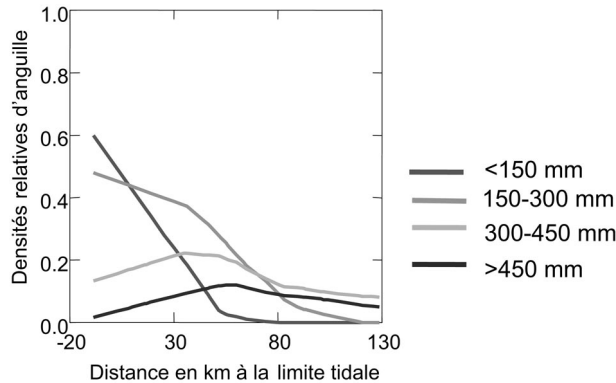


Figure 8.26. Densités relatives d'anguille de différents calibres en fonction de la distance à la limite de marée dynamique en Loire (Lasne et Laffaille, université de Rennes 1).

La même logique de travail a été développée le long des axes Garonne et Dordogne sans obstacle sur les 100 premiers kilomètres à partir des LMD. Un réseau d'observation (Migado, Cemagref, CSP) a été mis en place au pied des premiers ouvrages — zone de concentration des plus petites anguilles — se présentant sur une trentaine de petits tributaires dont la confluence avec les deux axes majeurs concernés s'échelonne des LMD jusqu'à 100 km en amont. Le groupe de taille ciblé est celui des individus de moins de 15 cm, mal visualisé, nous l'avons vu, par le réseau d'observation classique. La prospection a été réalisée avec un appareil de pêche électrique de type « martin-pêcheur », avec un double passage dans les faciès peu profonds situés dans les 50 mètres en aval de chaque ouvrage. Chaque site correspond à 2 heures de travail à 4 personnes, l'ensemble des pêches correspondant donc à un volume d'environ 30 hommes-jour, volume horaire qu'il faut doubler si l'on y inclut le temps de prospection, les démarches administratives et le temps de l'analyse.

Les signaux collectés en juin et en septembre-octobre sur les mêmes stations ne sont pas significativement différents, ce qui laisse donc une certaine latitude en ce qui concerne la saison d'intervention. Les mêmes résultats ont été obtenus en Loire. Les densités maximales observées l'ont été dans les stations soumises à la marée, avec 4 ind·m⁻². Les niveaux observés déclinent ensuite très vite à l'entrée des divers tributaires échantillonnés, à mesure que l'on s'éloigne de la LMD, pour devenir quasiment nuls à 30-40 km de cette limite (figure 8.27), ce qui là encore traduit un recrutement fluvial actuel totalement insignifiant.

Dans tous les cas, on voit ainsi la possibilité et l'intérêt de mettre en œuvre un réseau spécifique sur les petits gabarits dans des zones où les données sont insuffisantes ou pour préciser l'information disponible sur les moins de 30 cm,

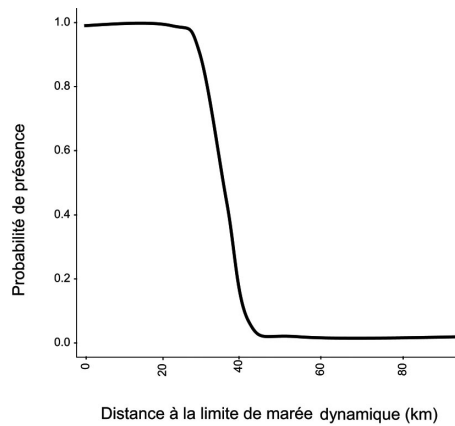


Figure 8.27. Évolution de la probabilité de présence des moins de 15 cm en fonction de la distance aux limites de marée dynamique sur les axes Garonne et Dordogne (Cemagref, 2004-2005).

et surtout les moins de 15 cm, gabarit mal visualisé par les pêches électriques classiques.

Pour le moment, cette démarche spécifique centrée sur un groupe de taille mal visualisé par les stratégies classiques d'observation a permis :

- de démontrer le bon niveau d'efficacité des procédures de pêche, ce qui confirme le bien-fondé du choix des faciès prospectés — peu profonds —, du matériel utilisé et du type de prospection mise en œuvre ;
- de préciser les périodes optimales d'intervention. Il semble apparaître une étroite relation entre l'intensité des migrations et l'existence d'appels d'eau au niveau de la rivière. Dès que ce débit d'appel devient faible — juin en Gironde en 2005-2006 —, les lignes de présence ne varient pratiquement plus et les observations automnales ne sont pas différentes de celles réalisées en juin ;
- de visualiser le peu de différences entre des saisons s'étant pourtant soldées par niveaux de CPUE civelles légèrement différentes dans les estuaires. Ce constat confirme, s'il en était besoin, le peu de relation entre ces CPUE civelles et le niveau de recrutement fluvial du bassin, et sans doute aussi le caractère très insaturé de la zone tidale ;
- de collecter ce que l'on peut considérer comme les **niveaux initiaux de référence** qui pourront permettre de juger des retombées de mesures de gestion en termes de recrutement fluvial.

Le retour une année sur deux ou même trois sur chaque station retenue semble suffisant actuellement pour visualiser assez simplement les retombées d'une gestion quant à l'évolution relative des densités observées. Ce type d'information en zone aval sera bien sûr à mettre en relation avec la surveillance de la progression de ces jeunes individus vers l'amont.

Synthèse et liens avec d'autres indicateurs

La synthèse des connaissances disponibles sur l'anguille jaune²⁸ a mis en relief le caractère complexe de cette longue phase de croissance se déroulant dans une **grande diversité de compartiments et d'habitats** au sein d'un bassin versant, et regroupant une **grande variété de comportements**.

L'intérêt de prendre en compte non seulement les **caractéristiques quantitatives** des fractions de population en place dans un territoire, mais aussi leurs **caractéristiques qualitatives** — sex-ratio, structure de taille et d'âge, niveau de croissance, relation taille-poids, niveaux de contamination, etc. — a également été souligné.

Nous pouvons visualiser la manière dont ces différents facteurs, auxquels s'ajoute la dimension temporelle de l'observation, vont influencer sur les caractéristiques du signal « anguille jaune » recueilli sur un site donné (*figure 8.28*). Pour tout ce qui relève des liens entre l'engin d'échantillonnage et l'espèce — accessibilité, vulnérabilité, efficacité —, on se référera utilement à la synthèse effectuée sur les descripteurs issus des pêcheries²⁹.

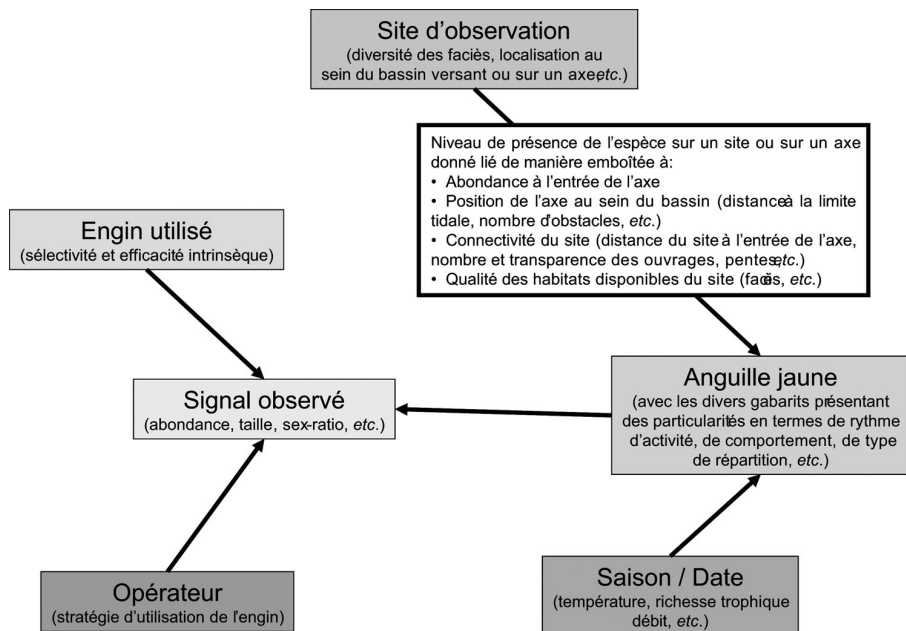


Figure 8.28. Facteurs influant sur le signal « anguille jaune » observé dans un site donné et à une date donnée.

²⁸ Cf. chapitre 2.

²⁹ Cf. chapitre 7.

Ces **nombreuses sources de variabilité dans le signal observé** ne doivent surtout pas être considérées comme des éléments de blocage de tout suivi ou d'estimation du stock. Il faut tout simplement les garder en mémoire, puis les intégrer au moment d'aborder la conception de méthodes ou stratégies de surveillance de ce stade dans un bassin versant, aspect développé dans ce chapitre. Ainsi, **l'impossibilité actuelle d'estimer le stock en place dans un bassin versant** doit être actée, d'une part, en raison de l'absence quasi-totale de données d'abondance provenant des milieux profonds, et, d'autre part, de l'incertitude quant au facteur pertinent de pondération du signal moyen recueilli dans chaque compartiment — prise en compte des linéaires respectifs? des surfaces respectives? etc.

En revanche, l'analyse, station par station ou compartiment par compartiment, de l'évolution du signal recueilli sur une période donnée et avec une procédure inchangée et standardisée — date, outil, stratégie — apparaît très intéressante pour **visualiser l'évolution relative de la situation de l'espèce dans un bassin**, un sous-bassin, un compartiment donné. Cette approche peut, dans un deuxième temps, faire l'objet d'une analyse spatiale — repérage des zones du bassin évoluant de manière similaire. Quelle que soit l'approche retenue, il ressort également toute **l'importance de pouvoir disposer d'une description fiable et synthétique de l'environnement** dans lequel évolue l'espèce dans un bassin, notamment en termes de contexte de colonisation, de contexte de croissance et de contexte de dévalaison.

En conclusion, la surveillance du stade jaune dans un bassin versant doit permettre :

- **d'établir un diagnostic initial quant à l'état de l'espèce en phase de croissance** dans les divers compartiments du bassin et de pressions d'origine humaine exercées dans certains de ces compartiments;
- **de suivre l'évolution de la situation vers la cible ou l'objectif retenu.** À ce propos, on retiendra que la cible pristine apparaît comme la plus pertinente sur le plan biologique, mais elle est actuellement difficilement évaluable dans les bassins versants et les territoires de gestion — recrutement pristine non connu, mortalité naturelle mal cernée — et applicable à court terme.

Il apparaît donc cohérent de viser une cible intermédiaire en direction de cet objectif pristine. Des références historiques locales — niveaux d'abondance, extension de la présence de l'espèce et des jeunes individus — peuvent contribuer à l'identification de cette cible intermédiaire. Dans le cas des indices d'abondance basés sur les CPUE, on gardera cependant en mémoire la grande évolution du contexte — type d'engins utilisés, nombre de pêcheurs, territoire exploité par chaque pêcheur, etc. — qui rend assez difficile la comparaison entre les données disponibles il y a 30 ans et les données actuelles. En l'absence de référence sur l'abondance, une amélioration d'un facteur 10 semble constituer une cible intermédiaire pertinente dans tous les compartiments encore peuplés actuellement. Cette cible intermédiaire non optimale ne pourra pas être atteinte avant quatre ou

cinq décennies selon les estimations les plus optimistes. L'atteinte de cet objectif intermédiaire révélerait en tout cas une modification radicale dans la gestion de l'espèce, avec l'inversion d'une tendance observée maintenant depuis au moins 25 ans, et les premiers signes tangibles d'une reconstitution du stock.

La connaissance du fonctionnement du stade jaune de l'anguille — colonisation des bassins versants et sédentarisation — débouche sur quatre constats importants :

- il est actuellement impossible d'estimer de manière fiable le stock d'anguille jaune en place dans un bassin versant, avec notamment la contribution de toutes les zones profondes ;
- aucune restauration dans le bassin versant ne pourra apparaître sans amélioration dans les zones aval, notamment celles soumises à marée. Ces zones aval doivent donc être soumises à un suivi particulièrement attentif ;
- à partir de la situation actuelle, particulièrement dégradée, la restauration du bassin en amont des limites de marée dynamique commencera par celle du recrutement fluvial. Ce phénomène devra donc être bien surveillé au moyen de méthodes adéquates ;
- enfin, en complément à la restauration de niveaux de présence et d'abondance significatifs au sein du bassin versant, il est bien sûr essentiel de se préoccuper en urgence des individus prêts à dévaler dans les années qui viennent, en leur offrant un contexte de dévalaison le moins perturbé possible.

Le *tableau 8.2* reprend les différentes actions présentées dans ce document, avec leur zone d'application, leur objectif, les contraintes majeures à respecter ainsi qu'une estimation de leur coût. Enfin, un niveau de priorité leur est affecté de manière à identifier les actions à mettre en œuvre dans un contexte minimal au sein d'un bassin versant et celles correspondant au contexte optimal.

Tableau 8.2. Diagnostics et indicateurs potentiels sur le stade « anguille jaune ».

Zones concernées	Thématique	Actions possibles	Contraintes	Périodicité	Éléments de coût	Niveau de priorité
Zones tidales	Références historiques	CPUE historiques	<ul style="list-style-type: none"> Années antérieures à 1985 Description du contexte de l'époque (nombre de pêcheurs, type d'engin, stratégie de pêche, etc.) 	Diagnostic initial		Facultatif, car cible intermédiaire la plus pertinente = CPUE actuelles × 10
		Données sur les structures de taille et sex-ratio	Surtout repérage des tailles > 75 cm	Diagnostic initial		Facultatif, mais intéressant
	État actuel et suivi de l'évolution	Indices d'abondance/Suivis CPUE	Par zone et par type d'engin et de métier	Suivi annuel	3 jours/an par pêcheur suivi	Obligatoire si pêcheurie <i>Cf. descripteurs halieutiques</i>
	Objectif :	<ul style="list-style-type: none"> Structure de taille et poids État sanitaire externe Indices d'argenterie 	Greffé sur le suivi CPUE, avec si possible 2 passages (printemps-début été/septembre-octobre) Indices d'argenterie en automne Minimum 300 individus par compartiment (salé, fluvial tidal)	Tous les 2 ans	15 hommes-jour tous les 2 ans par compartiment	Obligatoire
	<ul style="list-style-type: none"> minimum 1/3 mâles dans différenciés de 30-45 cm 	<ul style="list-style-type: none"> Sex-ratio Âge État sanitaire interne Contamination chimique 	<ul style="list-style-type: none"> 75 à 100 anguilles de 30 à 45 cm (5 à 6 par cm) Non congélation pour les gonades 	Tous les 3 ans par un laboratoire spécialisé	<ul style="list-style-type: none"> ¾ h par individu ¾ h par individu ½ h par individu 	Obligatoire Obligatoire Facultatif <i>Cf. boîte environnement</i>
	Évaluation des pressions d'origine humaine	Analyse de la structure de taille	Utilisation des données de structure de taille et de sex-ratio	Tous les 2 ans par équipe spécialisée		Contribution au réseau de calage de la méthode d'analyse (taille/% SPR)

Tableau 8.2. Diagnostics et indicateurs potentiels sur le stade « anguille jaune ».

Zones concernées	Thématique	Actions possibles	Contraintes	Périodicité	Éléments de coût	Niveau de priorité
Zones en amont de la limite de marée dynamique	Références historiques	Abondances historiques	Repérage des données sur stations dans les années antérieures à 1985, avec référence sur la méthode d'estimation (engins passifs en zones profondes, pêches électriques) et sur saison d'observation	Diagnostic initial	2 mois/10 000 km ²	Obligatoire
		Occurrence historique	<ul style="list-style-type: none"> Repérage des limites amont atteintes par l'espèce d'une part et par les individus de moins de 30 cm d'autre part Travail sur témoignages oraux ou écrits ainsi qu'archives administratives sur pêcheries 	Diagnostic initial	2 mois/10 000 km ²	Obligatoire
État du stock en place et suivi	Évolution des indices d'abondance (cible intermédiaire = abondances actuelles des différents groupes de taille \times 10 dans les stations où ils sont actuellement présents)		En zones profondes, suivi CPUE si existence de pêche application de la même procédure que pour la zone tidale	Suivi annuel pour CPUE, tous les 2 ans pour tailles poids et indices d'argenterie	<i>Idem</i> zone tidale	Obligatoire si pêche
			Sur stations où données historiques, suivi avec même méthode	Suivi tous les 2-3 ans	3 hommes-jours par site	Obligatoire si stations historiques existent
			Sur réseau multispécifique existant (minimum d'une station pour 500 km ²), analyse de l'évolution relative de l'abondance observée avec stratégie inchangée (date, technique). Analyse spatiale des tendances observées	Selon fréquence du réseau (2-3 ans recommandés)	% à estimer du coût du réseau existant	Analyse obligatoire si réseau existant
			Si absence de réseau, mise en place d'un site/500 km ² sur stations permettant une bonne efficacité de la pêche électrique et réparties de manière équilibrée entre les divers sous-bassins et entre les diverses classes de distance à la marée dynamique.	Suivi tous les 2-3 ans	2 hommes-jours par site et par an	Obligatoire si absence de réseau existant

Tableau 8.2. Diagnostics et indicateurs potentiels sur le stade « anguille jaune ».

Zones concernées	Thématique	Actions possibles	Contraintes	Périodicité	Éléments de coût	Niveau de priorité
Zones en amont de la limite de marée dynamique (fm)	État du recrutement fluvial et suivi	Suivi des passes proches des limites de marée dynamique	<ul style="list-style-type: none"> Surveillance quotidienne d'avril à juillet Structure de taille une fois par semaine (100 individus minimum) Suivi du nombre de passages exprimés par km² en amont du site et du type de passages Matériel <i>ad hoc</i> (mailles 1,5-2 mm) Observations à partir de la mi-juin 15 sites au minimum par axe Suivi sur zones peu profondes (moins de 60 cm d'eau) échelonnées de la limite de marée jusqu'à 150 km en amont (rives de bras morts, pieds des premiers obstacles, petits tributaires). Travail, soit par EPA, soit par estimation de stock Maintien de la même stratégie lors des retours Analyse des indices d'abondance obtenus et/ou de l'évolution de la probabilité de présence du groupe de taille Analyse séparée des < 15 cm et des 15-30 cm 	Suivi annuel	40 hommes-jours par site et par an	Obligatoire
		<p>Pêches spécifiques sur < 15 et 15-30 cm</p> <p>Objectif:</p> <ul style="list-style-type: none"> progression vers l'amont de la probabilité 0,5 d'observer le groupe de taille et probabilité d'occurrence = 1 en aval et augmentation forte (facteur minimal de 10) des indices d'abondance dans les sites les plus aval (liés au recrutement fluvial) et des abondances tout le long de l'axe observé (bonne transparence migratoire) 		Suivi tous les 2-3 ans	3 hommes-jours par site	Obligatoire si absence de passes proches des limites de marée pour la surveillance de l'évolution du recrutement fluvial

