



ODE Martinique

7, avenue Condorcet

97200 Fort-de-France

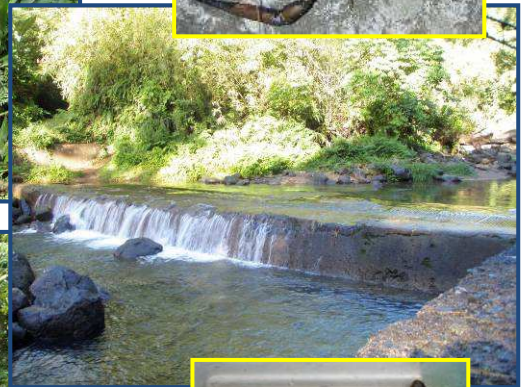


Guide bibliographique et technique

Définition des débits minimums biologiques

Et des aménagements de franchissement

Mars 2011



Asconit Consultants
Agence Caraïbe

ZI Champigny
97224 DUCOS
Tel./Fax :
0596.63.55.78

Sommaire

1. CONNAISSANCES SUR LA FAUNE ET IMPACT DES OUVRAGES EN RIVIERE	4
1.1. BIOLOGIE – PREFERENCES BIOLOGIQUES	4
1.2. LES ESPECES CIBLES ET PATRIMONIALES	6
1.3. CONSEQUENCES DU NON RESPECT ET GESTION DE CRISE.....	9
1.3.1. <i>Rappel des effets prévisibles des captages</i>	9
1.3.2. <i>Le maintien de la continuité biologique</i>	10
2. LES DEBITS MINIMUMS BIOLOGIQUES	12
2.1. CADRE REGLEMENTAIRE	12
2.2. METHODOLOGIE DE DETERMINATION DES DMB	14
2.2.1. <i>Méthodes utilisées dans les Caraïbes pour déterminer les DMB</i>	14
2.2.2. <i>Phase terrain</i>	16
2.2.3. <i>Détermination du DMB et pistes de gestion de crise</i>	19
3. LES PASSES A FAUNE AQUATIQUE	24
3.1. PROPOSITION ET RECOMMANDATIONS TECHNIQUES POUR LA MARTINIQUE	24
3.1.1. <i>Le cas de la migration de dévalaison</i>	24
3.1.2. <i>La migration de montaison</i>	25
3.1.3. <i>Entretien des systèmes</i>	26
3.2. HIERARCHISATION DES PRISES D’EAU POUR L’INSTALLATION D’UNE PASSE A POISSON	27
4. BIBLIOGRAPHIE	29

Liste des illustrations

Figure 1 : <i>Cycle de vie des espèces migratoires dites diadromes</i>	4
Figure 2 : <i>Impacts potentiels des barrages collinaires et des prises d’eau sur la migration et la distribution des crevettes et poissons antillais (Fiévet, 1999)</i>	9
Figure 3 : <i>Principes de la méthode des microhabitats</i>	14
Figure 4 : <i>Stratégie d’échantillonnage</i>	17
Figure 5 : <i>Interprétation des courbes de surface et volume potentiellement utiles</i>	20
Figure 6 : <i>Plan incliné discontinu (gauche) et continu (droite), (Source : TOITOT N., 2003 complété)</i>	27
Tableau 1 : <i>Liste des espèces abondantes et communes aux jeux de données disponibles en Guadeloupe et en Martinique – source Dominique Monti de l’UAG et Asconit Consultant</i>	5
Tableau 2 : <i>Espèces cibles et patrimoniales dans le cadre des DMB</i>	8
Tableau 3 : <i>Exemples de méthodes de détermination des DMB en Caraïbes</i>	15
Tableau 4 : <i>Classification du substrat modifiée de Wentworth (Malavoi et Souchon, 2002)</i>	17
Tableau 5 : <i>Détermination du DMB de crise pour les prises étudiées</i>	23
Tableau 6 : <i>Description des ouvrages</i>	27
Tableau 7 : <i>Hiérarchisation des captages martiniquais pour la mise en place d’ouvrage de franchissement</i>	28

PREAMBULE

La maîtrise d'ouvrage ainsi que les auteurs tiennent à signaler que ce rapport est un outil d'aide à la décision à destination des gestionnaires d'ouvrages et des services de police de l'eau. Bien que reposant sur des bases scientifiques fiables et sur des apports d'experts locaux et nationaux sur la problématique des débits biologiques, il est fait état de manques de connaissances fondamentales sur les espèces et sur l'hydrologie des cours d'eau martiniquais qui peuvent limiter une évaluation stricte des impacts. Ainsi les propositions faites dans le cadre de ce rapport sont des estimations prenant en compte essentiellement la biologie des espèces et les recommandations techniques de gestion des ouvrages.

Pour rappel, il n'est pas de la fonction du présent document de fixer de valeurs réglementaires.

Il ne se substitue pas non plus à une étude d'impact des ouvrages ni à une étude de faisabilité concernant des dispositifs de franchissement.

Les débits réservés réglementaires sont fixés par arrêté préfectoral.

1. Connaissances sur la faune et impact des ouvrages en rivière

1.1. Biologie – Préférences biologiques

La particularité des petites Antilles est une biodiversité limitée due à une biozoogéographie récente (Darlington, 1957) et un régime hydrologique marqué par de forts événements pluvieux. Le caractère imprévisible des événements climatiques extrêmes ont rendu les milieux d'eau douce relativement hostiles. Toutefois au fil du temps, des espèces marines se sont adaptées pour coloniser les rivières. L'adaptation en milieu d'eau douce n'est pas complète et il en résulte un cycle de vie complexe pour la plupart de ces espèces qui réalisent de régulières migrations entre l'amont et l'aval des bassins (cf. schéma suivant).

La migration vers l'aval au stade de larve dure entre 1 et 8 jours (en fonction de la distance à parcourir). La transformation de la larve en juvénile en milieu saumâtre-salé va durer entre 2 et 5 mois. Puis les juvéniles remontent à un rythme qui dépend des obstacles à franchir, de la morphologie de la rivière et des conditions d'alimentation.

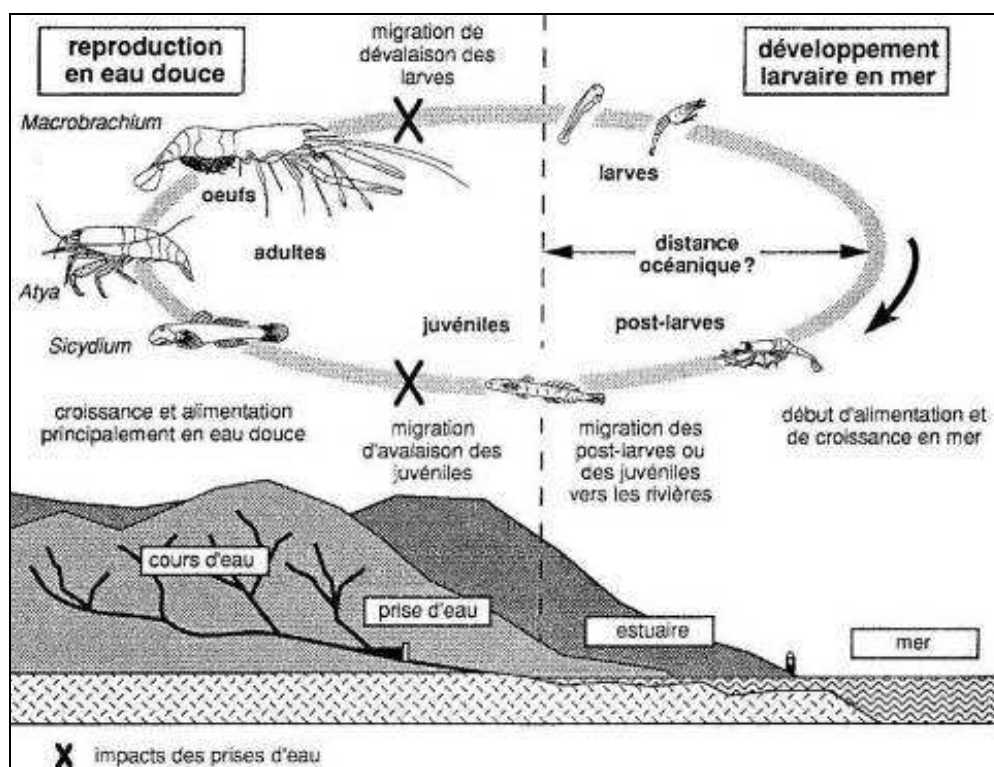


Figure 1 : Cycle de vie des espèces migratoires dites diadromes.

Le peuplement des crevettes est le plus abondant dans ces milieux insulaires aux conditions climatiques extrêmes, et seules quelques espèces de poissons se rencontrent en grand nombre (Tableau 1).

Tableau 1 : Liste des espèces abondantes et communes aux jeux de données disponibles en Guadeloupe et en Martinique – source Dominique Monti de l'UAG et Asconit Consultant

Groupe	Espèce	Nom vernaculaire
Crustacé	<i>Atya innocous</i>	Grand bouc
	<i>Atya scabra</i>	Grand bouc
	<i>Macrobrachium crenulatum</i>	Queue rouge/Queue de Madras
	<i>Macrobrachium faustinum</i>	Gros mordant
	<i>Macrobrachium heterochirus</i>	Grand bras
	<i>Micratya poeyi</i>	Petit bouc
	<i>Xiphocaris elongata</i>	Pissette
Poisson	<i>Agonostomus monticola</i>	Mulet
	<i>Anguilla rostrata</i>	Anguille
	<i>Awaous sp</i>	Jolpot
	<i>Eleotris perniger</i>	Dormé
	<i>Gobiesox nudus</i>	Tétard
	<i>Sicydium sp.</i>	Colle roche (titiri)

Ces espèces jouent un rôle important dans l'écosystème des rivières (Covich et McDowell, 1996). Ce sont par ailleurs de très bons indicateurs de l'intégrité de l'écosystème à long terme du fait de cette migration régulière depuis l'embouchure des rivières aux têtes des bassins et de leur abondance.

En dehors du contexte caribéen, des problématiques similaires sont rencontrées en Océan Indien (Ile de la Réunion, Mayotte, Ile Maurice...) étant donné la similitude des espèces de certaines familles et la spécificité des sites et de l'hydrologie. Pour les espèces les plus abondantes, il s'agit des Gobies/Gobiidae et des crustacés Palaemonidae du genre *Macrobrachium* et *Atyidae* (Keith 2003).

Pour ne citer que le cas des autres DOM soumis aux mêmes impératifs législatifs qu'aux Antilles concernant la définition des DMB, des programmes de recherches sont actuellement en cours. Ils visent à développer des connaissances de bases sur les espèces potentiellement indicatrices dans ces milieux. Dans le cas de l'île de la Réunion, la population de l'espèce *Sicyopterus lagocephalus* (Pallas, 1770) ou encore son homologue *Cotylopus acutipinnis* (Guichenot, 1963) appartenant à la famille des *Gobiidae* migrateurs présente des caractéristiques comparables à l'espèce *Sicydium plumeri* en termes d'abondances, et de distribution altitudinale.

Deux saisons caractérisent le régime hydrologique : une époque des basses eaux (« le carême » de février à mai) et de hautes eaux (« période d'hivernage » de septembre à décembre). Cette dernière saison s'accompagne en général de la dévalaison massive des espèces juvéniles qui se développent (premier stade du cycle de vie) en zone estuaire pour la plupart.

Les stratégies adaptatives pour la survie, la reproduction et l'alimentation sont principalement de deux natures :

- une migration passive (par dérive sans organe de mobilité) ou active (dérive avec oscillation dans la colonne d'eau) avec des pics crépusculaires,
- et une évolution physiologique spécifique avec entre autres moins de stade larvaire, de plus petits œufs, un rostre plus ou moins développé suivant les espèces et leur localisation...

Toutefois, leur écologie est encore mal connue et on retiendra en particulier pour définir les DMB leurs facteurs de distribution qui sont:

- l'absence ou la présence de prédateurs (Covich et al. 2009)
- la capacité des espèces à franchir les obstacles (naturels ou pas)
- et la capacité à changer d'alimentation (March et al, 2001; Greathouse and Pringle, 2006)

Ainsi, les espèces se répartissent selon une zonation altitudinale, fortement dépendante de l'impact anthropique environnant les rivières.

La richesse spécifique est alors maximale à basse altitude ; elle décroît vers l'amont, certaines espèces ne pouvant pas franchir certains obstacles à la migration (cascade, chute d'eau) ou ne bénéficiant pas de conditions de vie adéquates (vitesses de courant trop rapides). Ainsi, les espèces du genre *Sicydium* et *Atya innocous* sont souvent les deux taxons dominants en tête de bassin tandis que les autres espèces sont bloquées par les obstacles.

La migration de dévalaison des différents types de larves peut être mise en danger par divers facteurs, tels que les prises d'eau dans lesquelles les larves sont aspirées et les basses eaux en période de carême qui sont amplifiées par des prélèvements d'eau excessifs. La population de larves rejoignant leur milieu de croissance à l'aval des bassins versants se trouve ainsi largement réduite (Benstead et al., 2000). La remontée en rivière des larves coïnciderait, selon Benstead et al (2000) et Fiévet et al (2000), à des pics d'augmentation du débit de la rivière. Les périodes de crues sont donc plus favorables. Pour les *Sicydium*, les juvéniles remontent en groupe très rapidement jusqu'aux espaces dénués de prédateurs en amont des chutes (Keith, 2003).

NB : Similitudes des préférences biologiques dans les Caraïbes/entre la Martinique et la Guadeloupe

Les diverses pêches effectuées depuis une dizaine d'années en Guadeloupe ont permis de disposer d'un jeu de données relativement important pour mettre en évidence des préférences hydrauliques (vis à vis des paramètres de l'habitat : vitesse et hauteur) persistantes à travers le temps et l'espace. **Cette robustesse des modèles nous amène à supposer que les préférences biologiques des espèces de la Guadeloupe sont applicables à la Martinique.** En particulier, les espèces patrimoniales et abondantes identifiées à la Martinique sont pour la majeure partie commune à celles de la Guadeloupe. Additionné d'un jeu de données plus restreint à la Martinique, les modèles de préférences établies à la Guadeloupe peuvent être généralisés, validés et consolidés.

1.2. Les espèces cibles et patrimoniales

Il faut faire une distinction entre espèce cible et espèce patrimoniale :

- Le choix des **espèces cibles** pour l'application des modèles d'habitat est le plus souvent basé sur les espèces abondantes et ayant un rôle dominant dans l'écosystème considérée. Dans le cas de la Réunion, les recherches de l'ARDA et du CNRS se sont portées sur les Gobiidae, alors qu'à Puerto Rico, dans la forêt Luquillo, le choix s'est porté sur le groupe des crevettes (Scatena et Johnson, 2001).
- Le choix des **espèces patrimoniales** s'effectue en fonction d'une volonté de protection au sein d'un territoire. Cette volonté peut provenir de diverses origines : espèce d'intérêt halieutique, espèce d'intérêt traditionnel (identique à l'intérêt halieutique en Martinique) ou espèce d'intérêt pour la biodiversité. Dans ce dernier cas, il peut s'agir d'espèces endémiques des petites Antilles (ex : *Rivulus cryptocallus*) ou d'espèces rares. Dans le

cas de figure de la Martinique, l'intérêt halieutique est prépondérant, c'est pourquoi, ce sont principalement les espèces pêchées qui sont reconnues patrimoniales. Dans cette catégorie, apparaissent principalement :

- *Sicydium sp.* : Colle Roche ou loche (dont les juvéniles forment une majorité du titiri)
- *Macrobrachium carcinus* : Z'habitant ou Ouassous
- *Macrobrachium crenulatum* : Queue rouge ou Queue de Madras
- *Macrobrachium heterochirus* : Grand Bras
- *Atya innocous* et *scabra* : Boucs

Notons que les autres espèces patrimoniales ne sont pas aisément utilisables dans le calcul des DMB en raison :

- De leur écologie n'occasionnant pas de problèmes de franchissement : c'est le cas de l'espèce endémique *Rivulus cryptocallus* (Poisson gale) ou *Eleotris perniger* inféodé aux milieux calmes dans le cours aval ou médian.
- De leur caractère rare : comme le *Gobiesox nudus* (Têtard) qui n'a pas été suffisamment pêché pour obtenir des courbes d'habitat suffisamment robustes pour un usage en routine.

D'une manière générale, la connaissance sur l'écologie des espèces est encore parcellaire pour un grand nombre d'entre elles et ne permet donc pas de mettre en œuvre des calculs de DMB.

Concernant plus particulièrement les espèces cible utilisées en Martinique pour les calculs de DMB :

- **Le poisson *Sicydium*** : Aussi connu sous les dénominations de « colle-roche », « loche » ou encore « titiri » lorsqu'il s'agit d'un juvénile, *Sicydium sp.* possède des nageoires pectorales réunies en ventouse lui permettant de s'accrocher au substrat. C'est un brouteur de substrat qui se nourrit d'algues épiphytiques. Les œufs sont pondus en rivière et dès l'éclosion, les larves sont entraînées vers la mer. Le développement larvaire a lieu en milieu estuarien et marin pendant 2 à 4 mois. La phase de retour des juvéniles de la mer vers les rivières serait favorisée par l'attrait de l'eau douce aux embouchures et se réaliserait donc plus favorablement en période de crue (remontée de titiri). La colonisation des rivières vers l'amont se fait aisément pour cette espèce à forte capacité de franchissement, à condition qu'il existe un débit d'attrait au niveau des obstacles majeurs. *Sicydium* est reconnu comme un taxon rhéophile, c'est-à-dire affectionnant particulièrement les écoulements rapides.
- **Les crustacés *Macrobrachium*** : les femelles ovigères appartenant à ce genre semblent migrer vers l'aval des cours d'eau avant de pondre. La reproduction de ces espèces est la plus intense en septembre mais des femelles ovigères sont recensées en mars. A l'éclosion, les larves parviennent ainsi plus facilement à leur lieu de croissance. Ces espèces fréquentent un important panel d'habitats.
- **Les crustacés *Atya*** : contrairement au genre précédent, ces crevettes ne se déplaceraient pas pour pondre. Les juvéniles, une fois leur croissance en eau saumâtre terminée, vont entreprendre la montaison des cours d'eau. Cette espèce est adaptée pour franchir des obstacles et résister à de forts courants ce qui fait qu'elle se retrouve jusqu'aux têtes de bassins versants à des altitudes supérieures à 300m. Les « Bouc », ne présentent pas de pince mais des pattes ambulatoires munies d'un ongle apical qui leur permettent de s'agripper au substrat. La coloration est brun-vert moucheté assez uniforme sur l'ensemble du corps. Cette espèce se nourrit à la fois par filtration et ratissage. La reproduction de cette espèce est la plus intense en septembre mais des femelles ovigères sont recensées en mars.

Tableau 2 : Espèces cibles et patrimoniales dans le cadre des DMB



Sicydium sp.



Macrobrachium heterochirus (Grand bras)



Macrobrachium crenulatum (Queue rouge)



Macrobrachium carcinus (Z'habitant)



Macrobrachium faustinum (Gros mordant)



Atya innocous (Bouc)



Atya scabra (Bouc)

1.3. Conséquences du non respect et gestion de crise

1.3.1. Rappel des effets prévisibles des captages

En modifiant les conditions hydrauliques, les prises d'eau situées sur les cours d'eau sont susceptibles de **perturber les habitats naturels des peuplements mais également les phases de dévalaison et de montaison** de leur cycle biologique. **Les effets de barrage peuvent donc être envisagés à l'aval comme à l'amont.**

Les principaux impacts potentiels sur les migrations et la distribution des peuplements antillais sont présentée ci-après.

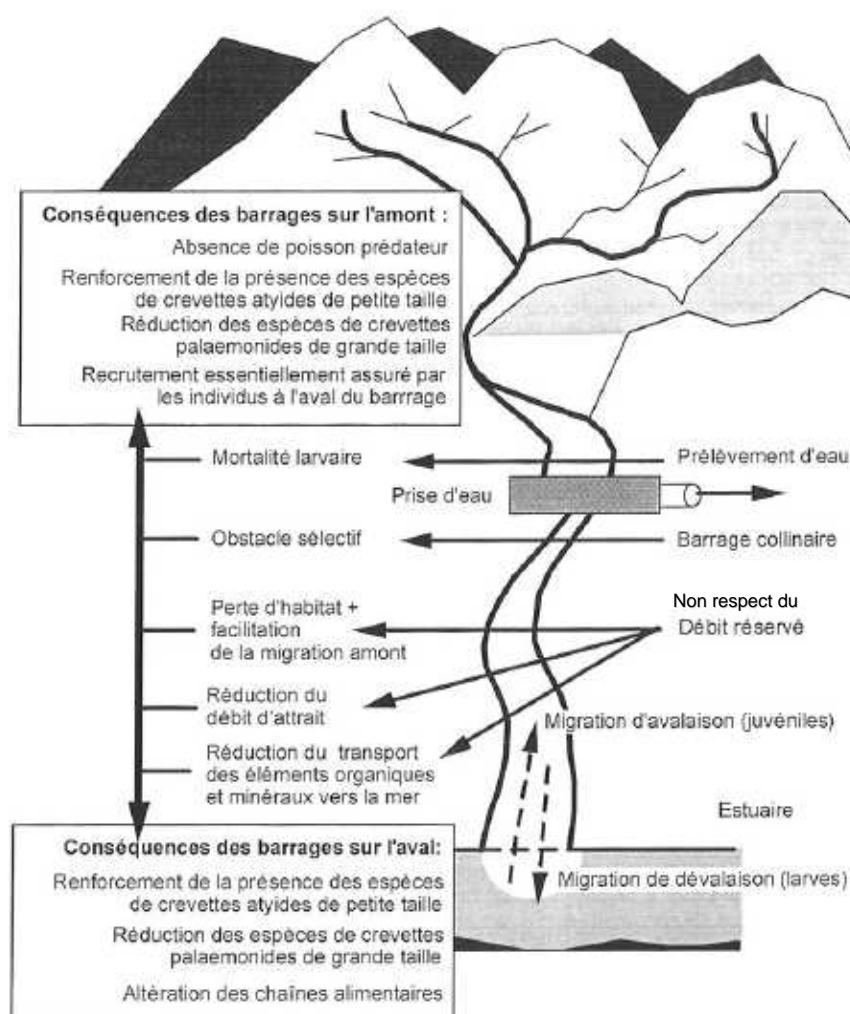


Figure 2 : Impacts potentiels des barrages collinaires et des prises d'eau sur la migration et la distribution des crevettes et poissons antillais (Fiévet, 1999)

Dans le cas d'un ouvrage équipé d'un dispositif de franchissement, les risques pour la faune sont :

- la réduction du débit d'attrait,
- la sélectivité des dispositifs de franchissement,
- les pertes d'habitats,
- la mortalité larvaire par entraînement dans les conduites forcées selon les types de captages.

Ce constat a d'ailleurs été réalisé sur plusieurs barrages de Guadeloupe.

Le contrôle de Fiévet (1999) de l'impact de l'installation d'un barrage de prise d'eau en Guadeloupe a mis en évidence des changements faunistiques induits par la construction, tant en aval qu'en amont des ouvrages.

En cas de prélèvement en continu (ce qui est le cas en Martinique), **la mortalité larvaire lors de la dévalaison est proportionnelle au débit prélevé** (si 50% du débit est prélevé, le taux de mortalité des œufs et larves sera de 50%). Ceci implique que la contribution relative du repeuplement de la rivière par la descendance des individus de l'amont devient très faible par rapport à la participation des populations aval. Si ces dernières sont perturbées par d'autres facteurs (pollution ou autres) le repeuplement en sera difficilement assuré (Fiévet et al. 2000).

Concernant la migration de dévalaison, **un barrage, même de faible hauteur, sans déversement d'eau constitue un obstacle infranchissable** (Holmquist et al. 1998). Les barrages qui possèdent un déversoir recouvert d'eau par intermittence constituent donc la plupart du temps des obstacles infranchissables. En ralentissant la migration de dévalaison, d'importants taux de mortalité par prédation (Benstead et al 1999) y comprise humaine (Fiévet et Le Guennec, 1998) ont été enregistrés.



La gestion des prélèvements doit donc être étudiée de manière à maintenir un débit suffisant sur le linéaire et jusqu'à l'embouchure afin de préserver l'habitat et permettre aux œufs d'atteindre l'océan puis aux larves de coloniser les rivières. De même, il importe de s'assurer que les zones saumâtres soient maintenues par un débit suffisant sur le linéaire.

1.3.2. Le maintien de la continuité biologique

L'objectif du rétablissement/maintien de la continuité biologique au sein d'un cours d'eau est de permettre aux différentes espèces présentes, en particulier de poissons et de macrocrustacés, de réaliser dans de bonnes conditions la totalité de leur cycle biologique.

Dans le cadre de la mise en place d'un débit réservé, **des solutions combinées peuvent faciliter la continuité hydraulique :**

- Le maintien d'un **débit suffisamment important** pour garantir un habitat suffisant et diversifié ;
- **L'équipement des obstacles** artificiels : au franchissement pour faciliter la montaison, à la dévalaison pour permettre la migration des larves vers l'océan. Les passes à poissons fonctionnent généralement à la montaison des juvéniles et adultes et non à la dévalaison des larves. En période de crues importantes, les prises d'eau ne créent pas *a priori*

d'obstacle à la dévalaison. Pour des débits moindres, il est nécessaire de s'interroger sur les conditions de franchissement pour les larves de l'amont vers l'aval

- La modulation de la valeur du débit réservé en fonction de la biologie des espèces piscicoles afin d'assurer **la continuité hydraulique** jusqu'à la mer **lors des périodes propices à leur migration** :
 - o porter une attention particulière au maintien de la continuité hydraulique, en particulier en période basses eaux (maintient des possibilités de migrations), et assurer un niveau d'eau suffisant au niveau des zones de reproduction proches des embouchures. ;
 - o définir des modalités de fonctionnement favorisant la dévalaison des œufs et des larves. Peuvent être testés et vérifiés la restitution de l'eau non prélevée en sortie des dégraveurs (vanne de chasse) ou une évacuation d'eau par surverse ;

2. Les Débits Minimums Biologiques

2.1. Cadre réglementaire

L'évolution de la législation française, notamment avec l'article R214-1 du Code de l'environnement, relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration (décret n°2007-1760 du 14 décembre 2007), modifiant les décrets n°2006-881 du 17 juillet 2006 et n° 93-743 du 29 mars 1993, oblige les services instructeurs à tenir compte de nouveaux débits, autre que le débit moyen interannuel, comme le débit moyen mensuel sec de récurrence cinq ans (QMNA5) et le débit minimum biologique (DMB).

De plus, l'intégration des dispositions de la nouvelle Loi sur l'Eau dans le Code de l'Environnement précise (article L.214-18) que « *les actes d'autorisation ou de concession peuvent fixer des valeurs de débit minimal différentes selon les périodes de l'année, sous réserve que la moyenne annuelle de ces valeurs ne soit pas inférieure aux débits minimaux fixés en application du I (i.e. le 1/10 ou 1/20^{ème} du module suivant les cas). En outre, le débit le plus bas doit rester supérieur à la moitié des débits minimaux précités.* »

Lors d'un nouveau projet ou d'une réactualisation des titres administratifs de concession et d'autorisation des ouvrages, le débit minimal biologique doit être pris en compte et porté au 1/10^{ème} du module si ce n'est pas déjà le cas. Pour les cours d'eau dont le module est supérieur à 80 m³/s, des décrets du Conseil d'état peuvent fixer ce débit minimal à une limite inférieure qui ne peut se situer en dessous du 1/20^{ème} du module.

Si des investigations spécifiques montrent que le débit minimal biologique en vigueur est inférieur au seuil légal (au sens de l'article L 232-5 du Code Rural ou de l'article 410 de la Loi Pêche), la valeur légale sera retenue (1/10^{ème} du module). Pour les nouveaux ouvrages, la valeur du débit devra être la plus grande des deux valeurs entre le débit minimal biologique et le 1/10^{ème} du module.

En milieu tropical insulaire, où l'écoulement des rivières se caractérise par des conditions torrentielles, il a été montré que la valeur du 1/10^{ème} du module est inférieure au débit d'étiage d'une année moyenne, donc une valeur limite peu applicable localement car peu adaptée au maintien des équilibres biologiques.

Pour pallier cet état de fait, les gestionnaires locaux de la ressource, rassemblés au sein d'un comité de bassin, ont définis une disposition dans le Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau en Martinique (SDAGE) :

« **Disposition n°I-A-4** : Le débit en aval immédiat ou au droit d'un ouvrage ne doit pas être inférieur à 20% du module du cours d'eau (débit moyen inter-annuel) tant que le Débit Minimum Biologique (DMB) n'a pas été déterminé. Cette règle de 20% du module s'applique sur l'ensemble des cours d'eau sauf à montrer une impossibilité technique et financière d'y parvenir. Une fois le DMB déterminé, le débit en aval ou au droit de l'ouvrage ne doit pas être inférieur à celui-ci. Pour toute création d'ouvrage, la définition de ce débit minimum biologique est présentée dans la demande d'autorisation ou la déclaration au titre de la loi sur l'eau. Pour les ouvrages existants, ces DMB sont définis avant 2015. Compte-tenu des prélèvements actuels pour la production d'eau potable sur les bassins versants suivants, le respect des 20% du module inter-annuel est un objectif à atteindre à l'horizon 2015 : rivière Capot, rivière du Lorrain, rivière du Galion, rivière de la Lézarde, rivière Case-Navire, rivière Madame, rivière Monsieur et rivière Blanche. Dans l'attente, le débit ne doit pas être inférieur au 10% du module inter-annuel, conformément à l'article L214-18 du code de l'environnement. La définition des DMB sur les ouvrages de ces bassins versants doit intervenir avant 2015. »

Article L. 214-18

L'article L. 214-18 du code de l'environnement, a été modifié par la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 dite [Loi sur l'eau et les milieux aquatiques](#) ^[17] par l'insertion d'un dispositif qui confirme l'importance donnée par le législateur à l'obligation de maintien d'un débit minimal. La loi vise à l'augmenter avant 2014 ^[18], dans l'objectif de contribuer à atteindre, comme le demande la [directive cadre européenne sur l'eau](#) l'objectif de bon état des eaux et du bassin versant d'ici 2015.

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (30 décembre 2006) a instauré au sein de l'article L.214-18 du code de l'environnement, une disposition imposant à tous les ouvrages, quel qu'en soit l'usage, des obligations relatives, pour l'essentiel, au maintien d'un débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces aquatiques dans le cours d'eau à l'aval des ouvrages.

En France, « Tout ouvrage à construire dans le lit d'un cours d'eau doit comporter des dispositifs maintenant dans ce lit un débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage ainsi que, le cas échéant, des dispositifs empêchant la pénétration du poisson dans les canaux d'aménée et de fuite ». [...] La loi impose qu'avant 2014, le débit réservé soit multiplié par 4 pour tout barrage fonctionnant sur le quarantième du module, [...]. Cette obligation concerne tous les ouvrages barrant les cours d'eau quel que soit leur statut ou leur usage : autorisation, concession, fondés en titre, règlement d'eau d'avant 1919, hydroélectricité, irrigation, eau potable, navigation, prévention des crues, etc.

« Ce débit minimal ne doit pas être inférieur au dixième du « *module* » du cours d'eau en aval immédiat ou au droit de l'ouvrage correspondant au débit moyen interannuel, évalué à partir des informations disponibles portant sur une période minimale de cinq années, ou au débit à l'amont immédiat de l'ouvrage, si celui-ci est inférieur. Pour les cours d'eau ou parties de cours d'eau dont le module est supérieur à 80 mètres cubes par seconde, ou pour les ouvrages qui contribuent, par leur capacité de modulation, à la production d'électricité en période de pointe de consommation et dont la liste est fixée par [décret en Conseil d'État](#) pris après avis du [Conseil supérieur de l'énergie](#), ce débit minimal ne doit pas être inférieur au vingtième du module du cours d'eau en aval immédiat ou au droit de l'ouvrage évalué dans les mêmes conditions ou au débit à l'amont immédiat de l'ouvrage, si celui-ci est inférieur. Toutefois, pour les cours d'eau ou sections de cours d'eau présentant un « *fonctionnement atypique* » ^[19] rendant non pertinente la fixation d'un débit minimal dans les conditions prévues ci-dessus, le débit minimal peut être fixé à une valeur inférieure. La loi (article L. 214-18 CE) prévoit aussi que, tout en respectant en moyenne sur l'année le débit réservé, on puisse moduler un débit réservé selon les différentes périodes de l'année, le débit le plus bas devant cependant rester supérieur à la moitié du débit réservé. On parle alors d'un « *régime hydraulique réservé* ». »

« Les actes d'autorisation ou de concession peuvent fixer des valeurs de débit minimal différentes selon les périodes de l'année, sous réserve que la moyenne annuelle de ces valeurs ne soit pas inférieure aux débits minimaux fixés en application du I. En outre, le débit le plus bas doit rester supérieur à la moitié des débits minimaux précités ».

« Lorsqu'un cours d'eau ou une section de cours d'eau est soumis à un étiage naturel exceptionnel, l'autorité administrative peut fixer, pour cette période d'étiage, des débits minimaux temporaires inférieurs aux débits minimaux prévus au I. »

III. - « L'exploitant de l'ouvrage est tenu d'assurer le fonctionnement et l'entretien des dispositifs garantissant dans le lit du cours d'eau les débits minimaux définis aux alinéas précédents ».

IV. -« Pour les ouvrages existant à la date de promulgation de la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, les obligations qu'elle institue sont substituées, dès le renouvellement de leur concession ou autorisation et au plus tard le 1er janvier 2014, aux obligations qui leur étaient précédemment faites. Cette substitution ne donne lieu à indemnité que dans les conditions prévues au III de l'article L. 214-17 ».

2.2. Méthodologie de détermination des DMB

2.2.1. Méthodes utilisées dans les Caraïbes pour déterminer les DMB

De nombreuses méthodes (plus de 200 méthodes ont été recensées dans le monde, Tharmes et al. 2003), plus ou moins élaborées et validées, existent pour prendre en compte les équilibres biologiques dans la définition des débits d'étiage et/ou des régimes hydrauliques. La plus couramment utilisée est la méthode des microhabitats, dont l'approche conventionnelle est associée en France au logiciel EVHA (Ginot, 1998). Une approche simplifiée a été développée plus récemment par le CEMAGREF de Lyon (associée aux logiciels Estimhab et Stathab) permettant d'envisager une application rapide à large échelle de la méthode (Sabaton, 2003 ; Souchon et al. 2003).

La méthode des microhabitats permet d'évaluer, en fonction du débit, l'évolution de l'habitat « physique » d'une portion de rivière vis-à-vis de quelques espèces de poissons cible. En d'autres termes, il s'agit d'associer à des caractéristiques physiques (habitat) une réponse biologique en vue de quantifier la qualité de l'habitat.

Cette méthode s'applique au niveau d'une station représentative d'un tronçon de cours d'eau et consiste à coupler une information physique qui décrit l'habitat, et une réponse biologique qui va permettre d'en apprécier la qualité. Un modèle hydraulique permet de calculer les hauteurs d'eau et les vitesses de courant à différents débits à partir d'une (ou deux) campagne(s) de mesure des variables hydrauliques majeures (hauteur d'eau, vitesse de courant, granulométrie du substrat) pour les poissons et les invertébrés (e.g. Souchon et al, 1989).

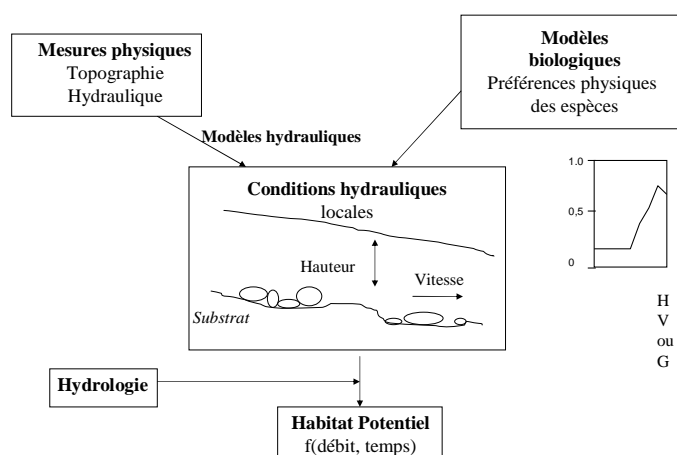


Figure 3 : Principes de la méthode des microhabitats

(source : Cemagref)

H : hauteur ; V : vitesse ; S : substrat / G : granulométrie

Les premiers modèles d'habitat ont fait l'objet de nombreuses applications et validations aux Etats-Unis (PHABSIM, Bovee 1978) et en Europe (e.g. France : EVHA, Ginot 1998).

Bien que l'approche classique permette une spatialisation de la valeur d'habitat, le calage du modèle hydraulique nécessite de nombreuses données conduisant à la mise en application d'un protocole lourd et coûteux en temps et en ressources (humaines et économiques) et dont le domaine de validité est limité aux rivières peu torrentielles. Ainsi, des efforts de recherches au fil des années se sont portés sur le développement du modèle hydraulique. Certes leur sophistication vers des modélisations 2D/3D ont permis d'améliorer les résultats, toutefois le gain en précision contre l'effort d'échantillonnage réalisé n'est pas toujours justifiable (Guay et al. 2000). De nouvelles méthodes de simplification de données ont vu le jour avec l'approche statistique des modèles hydrauliques. Le logiciel utilisé à l'échelle nationale en France, Estimhab, est une généralisation des observations d'EVHA. Validé dans d'autres rivières tempérées (e.g. en Nouvelle-Zélande, Lamouroux et al, 2005), ce type d'approche permet de s'affranchir des hypothèses classiques des modèles hydrauliques déterministes et rend compte

des tendances de la distribution des paramètres clefs structurant l'habitat (tels que la vitesse, la hauteur et le substrat). Toutefois, aucune visualisation n'est disponible dans ce cas là.

Tableau 3 : Exemples de méthodes de détermination des DMB en Caraïbes

(Extrait de Scatena and Jonhson, 2001)

Location (reference)	Environment drainage area	Method	Operating rules
Caribbean National Forest, Puerto Rico (Hansen et al. 1985)	Mountainous, Subtropical moist to rain lifezones Drainage area = 1.3 km ² -8 km ²	Duration of historical streamflows	ISF = base flow minimum + 20% of all flows above baseflow minimum. Baseflow minimum for ecosystem maintenance = Q90; swimming = Q70-Q80; scenic = Q50-Q60; research = Q100
Rio Icacos, CNF, Puerto Rico (ENSR Consulting 1991)	Mountainous, Subtropical moist to rain lifezones Drainage area = 3.3-7.3 km ²	PHABSIM and historical streamflows	Average lowest daily flow during the dry season as estimated from a 10-year discharge record
Rio Culebrinas, Puerto Rico (internal Dept. of Natural Resources, Puerto Rico report)	Subtropical moist to wet lifezone 184-251 km ²	Historical low flows	ISF requirement recommended as historical daily low flow from 30-year record.
Rio Mameyes at Palmer, Puerto Rico (internal Dept. of Natural Resources, Puerto Rico report)	Coastal plain site draining 30 km ² of subtropical moist to rain lifezones	Duration of historical low flows	Extraction limited to Q99 with a minimum flow constraint of Q99
Rio Grande de Arecibo, Puerto Rico (PRASA 1995)	Coastal plain reach draining 520 km ² of subtropical moist to wet lifezones	Historical flows and hydrologic Budget	Minimum flow = water required to maintain recharge from river to ground water + freshwater inflow needed to maintain the "ecological integrity" of the estuary.
Miyama Hills Reservoir, Guam (Payne and Associates 1990)	Coastal plain, low gradient (1%) stream	PHABSIM	Flows between 0.4-0.7 cfs needed to maintain highest level of usable area. Recommended flow release of 0.5 cfs was recommended
Wailuaiki hydroelectric project, Maui, Hawaii (Payne and Associates 1987)	Montane, slope of volcanic crater	PHABSIM	ISF of 20 to 36% mean annual flows (28-113 l/s) was recommended to maintain aquatic resources.
Lumahai River, Kauai, Hawaii (Payne and Associates 1987)	Mid-elevation and coastal plain streams	Habitat utilization criteria	<i>Atya bisulcata</i> utilizes depths of 0.25-1.5 ft, velocities <0.5 cfs

Courbes de préférence habitat des espèces

L'élaboration des courbes de préférence consiste à définir un certain nombre de classes pour chacune des trois variables : la vitesse du courant (V), la hauteur d'eau (H) et la granulométrie du substrat (S). A l'intérieur de chacune de ces classes, et pour chacune des trois variables, le nombre d'individus (appartenant à une espèce) observé est corrigé par rapport à l'habitat disponible, c'est-à-dire le nombre de points EPA échantillonnés dans cette classe.

Le choix des courbes à intégrer au modèle se fait selon les critères suivants :

- préférences bien marquées de vitesse, hauteur et substrat ;

- espèces caractéristiques du cours d'eau ou ayant un intérêt patrimonial ;
- nombre d'individus capturé suffisant pour assurer une bonne robustesse (représentativité) des préférences identifiées.

Les préférences des espèces sélectionnées sont intégrées au modèle STATHAB et permettent l'évaluation du débit minimum biologique.

En Martinique, les données existantes pour les courbes de préférences sont issues des travaux de Louise Simmonet dans le cadre de son stage de master (2008), et ceux d'Asconit dans le cadre de la définition des DMB pour la rivière Capot-Falaise et la rivière Lézarde.

Le cycle de vie de ces espèces est encore mal connu et dépend d'un nombre de facteurs qui rend parfois l'analyse des résultats des modèles d'habitat complexe.

2.2.2. Phase terrain

➤ Etape 1 : Choix des stations représentatives

Généralités

Il est important de déterminer les objectifs de l'étude avant de faire le choix du tronçon.

Ces modèles d'habitats peuvent être envisagés dans les cas de :

- restauration
- de la définition des débits minimum biologiques à l'aval des ouvrages
- dans le cadre de l'évaluation des volumes prélevables.

Dans le deuxième cas, l'échelle d'étude de la station dépendra effectivement des connaissances sur la récupération du cours d'eau d'un débit suffisant pour l'espèce. Entre autre, une étude spécifique telle que réalisée à l'aval des ouvrages, ne nécessite pas une extrapolation des résultats. Elle se destine à une étude de petite échelle. En revanche, dans d'autres cas d'études, portées sur l'ensemble d'une rivière, il sera alors important d'envisager une étude macro avec le choix d'un site représentatif afin d'extrapoler les résultats à plus large échelle.

2 cas de figure se présentent :

- celui des larges bassins : linéaire long où les apports latéraux sont faibles ou inexistant
- celui des petits bassins : linéaire petit, avec hypothèse d'une régénérescence rapide

Mise en œuvre

Il est nécessaire de faire le choix d'une station représentative du tronçon de rivière étudiée. En général, les séquences de faciès de type rapide/mouille s'alternent tous les 6 à 7 fois la largeur mouillée. On fera en sorte de choisir deux séquences rapide/mouille. Dans le cas où il est difficile d'identifier ce type de faciès, en particulier quand le gradient de la rivière est fort, on fera en sorte de faire des relevés sur une longueur de l'ordre de 10 à 40 fois la largeur mouillée, suivant les conditions d'accès. Enfin, il est recommandé de réaliser les mesures sur une station aval proche et une seconde éloignée aux caractéristiques si possibles identiques afin d'améliorer de valider les calculs sur deux sites.

➤ Etape 2 : Définition de la stratégie d'échantillonnage

Dans l'espace : mesures hydrauliques

Dans une approche statistique, les mesures doivent être prises de manière indépendante. De ce fait, on échantillonnera les données hydraulique et morphologique suivant une grille dont l'espacement entre les transects (E_t) sera égal à $L/20$ et l'espacement entre les points (E_p) sera $W/5$, de sorte qu'au total 100 points de mesures soient effectués.

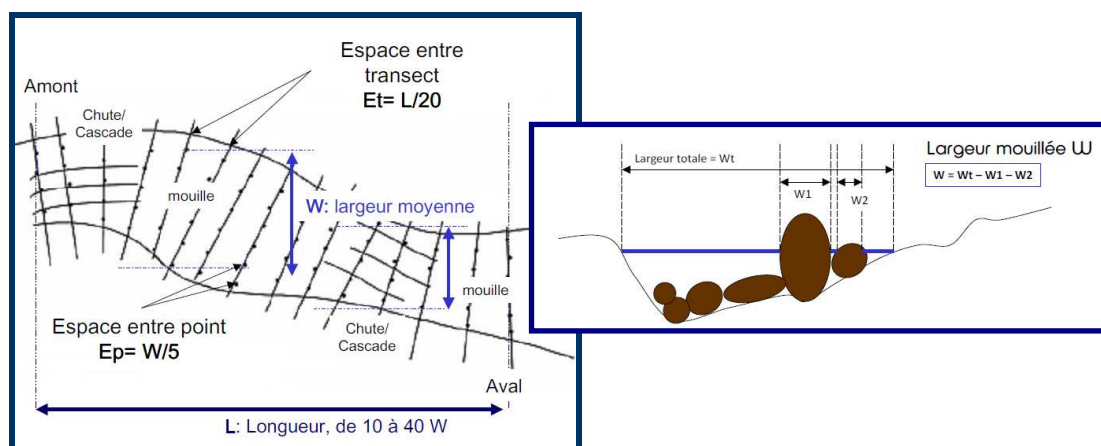


Figure 4 : Stratégie d'échantillonnage

Des relevés de la hauteur d'eau en chacun de ces points ainsi que la mesure de la largeur mouillée sont réalisés.

Par ailleurs, une estimation de la distribution du substrat sera faite pour un débit seulement. Pour cela, il suffit de noter au pied de chaque verticale à quelle catégorie (suivant la classification modifiée de Wentworth (11 catégories classées de l'argile au bloc,) la particule appartient.

Tableau 4 : Classification du substrat modifiée de Wentworth (Malavoi et Souchon, 2002)

Nom de la classe granulométrique	Classes de taille (diamètre en mm perpendiculaire au plus grand axe)	Code utilisé
Rochers	> 1024	R
Blocs	256-1024	B
Pierres Grossières	128-256	PG
Pierres Fines	64-128	PF
Cailloux Grossiers	32-64	CG
Cailloux Fins	16-32	CF
Graviers Grossiers	8-16	GG
Graviers Fins	2-8	GF
Sables Grossiers	0,5-2	SG
Sables Fins	0,0625-0,5	SF
Limons	0,0039-0,0625	L
Argiles	< 0,0039	A

Dans le temps :

L'échantillonnage se fera à deux débits différents de sorte que la détermination des paramètres qui servent à l'interpolation des caractéristiques moyennes du tronçon (H , W) soit la plus précise.

Le modèle est basé sur des relations de géométrie hydraulique qui sont peu pertinentes pour :

- des régimes de pleins bords
- à très faible débits, soit quand la taille moyenne de la particule qui constitue le lit par rapport à la hauteur d'eau devient trop faible.

Ainsi, une étude hydrologique est idéalement souhaitable pour déterminer la gamme de modélisation et d'échantillonnage.

La difficulté dans les milieux insulaire est la réalisation de mesures à débits constant et de cerner la période pour laquelle les débits souhaités sont présents.

➤ Etape 3 : Mesures du débit

Etant donné l'hétérogénéité des rivières et la complexité des mesures dans certains milieux, il devra être envisagé de considérer **différentes techniques de jaugeage**.

La **méthode classique** selon la prise de vitesse sur une section mouillée est à favoriser en particulier si le profil du lit est peu variable. En revanche, lorsque l'écoulement emprunte différents chemins à travers de grosses particules (de type bloc), un jaugeage par dilution est à préconiser. Toutefois, ce dernier nécessite un bon brassage des sels introduits en amont et une longueur de rivière sans apport. Enfin, si les mesures sont réalisées à l'aval immédiat de la prise d'eau laissant (en l'état d'évaluation) écouler un certain débit, on prendra ce dernier comme référence dans les mesures.



Mesure de débit

➤ Etape 4 : Evaluation du peuplement piscicole de la zone d'étude

L'expertise de la faune aquatique (poissons, macrocrustacés) est destinée d'une part, à déterminer les populations de poissons et de macrocrustacés en place sur les stations du cours d'eau de l'étude, d'autre part, à réaliser les courbes de préférences des espèces.

Afin, d'apprécier au mieux l'impact de la prise, il est nécessaire d'effectuer au minimum deux pêches : une à l'amont de l'ouvrage et l'autre à l'aval. Il faut éviter de positionner ces stations de pêche à une distance trop importante du captage afin de bien évaluer la variation dans les peuplements. La longueur de la station pourra couvrir la longueur d'une station DMB (10 à 40W) dans la mesure où elle permet l'investigation dans des habitats variés.

La technique d'inventaire des populations de poissons et de macrocrustacés permet d'inventorier les populations présentes au sein d'une variété de faciès d'écoulement, ces unités étant considérées comme l'image des principaux types d'habitats aquatiques. La diversité et le nombre de faciès d'écoulement faisant l'objet de l'inventaire piscicole sont fonction de l'hétérogénéité spatiale de chaque station de façon à être représentatifs du segment du cours d'eau étudié.



Appareil de pêche électrique

Les pêches d'inventaires sont effectuées à l'aide d'un appareil de pêche électrique suivant la méthode dite des « EPA ». Elle consiste à échantillonner les différents faciès d'écoulement identifiés et représentatifs du secteur étudié et ce sur plusieurs (environ 50) points de pêche d'environ 1m². L'échantillonnage se fait de manière aléatoire, selon le schéma suivant :

METHOUEGAT 71 482011482011482011

Il n'y a donc pas de distance standard entre les points mais il est préférable de fonctionner par transect de pêche couvrant toute la station.



L'effort de pêche apporté par point est unitaire (même surface, même durée) ce qui permet le calcul des densités faunistiques. En chaque point le faciès est identifié, ce qui permet d'avoir des résultats par type de faciès. Des mesures hydrauliques sont également faites (Hauteur, vitesses, substrat) pour compléter la caractérisation de ces points et constituer les courbes de préférences.

Les animaux capturés sont identifiés, mesurés (mm) puis remis à l'eau.

2.2.3. Détermination du DMB et pistes de gestion de crise

➤ Détermination du DMB

Les données terrain de vitesse, hauteur et granulométrie ainsi que les courbes de préférences (issues de l'information sur la faune associée à des caractéristiques physiques) sont entrées dans un modèle, STABHAB.

Ce modèle permet d'obtenir les courbes d'évolution des **surfaces potentiellement utilisable** (SPU) liées à la hauteur d'eau et au substrat (granulométrie) et au **volume potentiellement utilisable** (VPU) lié à la vitesse. Ces trois courbes d'évolutions sont définies pour chaque espèce.

Le **raisonnement qualitatif** cherche à **définir graphiquement un seuil d'accroissement du risque (SAR)** qui est la limite de débit en dessous de laquelle les valeurs de SPU ou VPU chutent très rapidement, ce qui se traduit graphiquement par une augmentation de la pente de la courbe. La valeur de DMB pour une espèce donnée vis-à-vis d'un paramètre (vitesse, hauteur, granulométrie) est donnée par cette rupture de pente.

Le modèle Stathab fournit une autre grandeur, à savoir la Valeur d'Habitat (**VHA**). Cette valeur d'habitat permet d'estimer la « qualité » de l'habitat pour l'espèce en fonction du paramètre (H, V ou S) considérés, au niveau de la station. Plus la valeur d'habitat pour un paramètre est élevée (proche de 100 %), plus ce paramètre est disponible au niveau de la station et donc non limitant pour l'espèce. La variation du pourcentage en fonction du débit reprend les préférences des espèces.

Une trop faible différence de hauteur ou de largeur moyenne entre les deux campagnes donne des courbes (SPU et VHA) plates et inexploitable.

L'objectif est de proposer une gamme de valeurs de DMB au sein de laquelle pourra être recherchée la valeur du débit optimal. En effet, il convient de rappeler que **le DMB n'est qu'un des éléments qui doivent être pris en compte dans la définition du débit réservé** et qu'il faut donc laisser une certaine latitude dans la proposition de la valeur du DMB.

Dans la pratique, l'étude de ces courbes peut s'avérer assez difficile, l'absence de franche rupture dans l'allure des courbes ne permettant pas de définir un réel SAR.

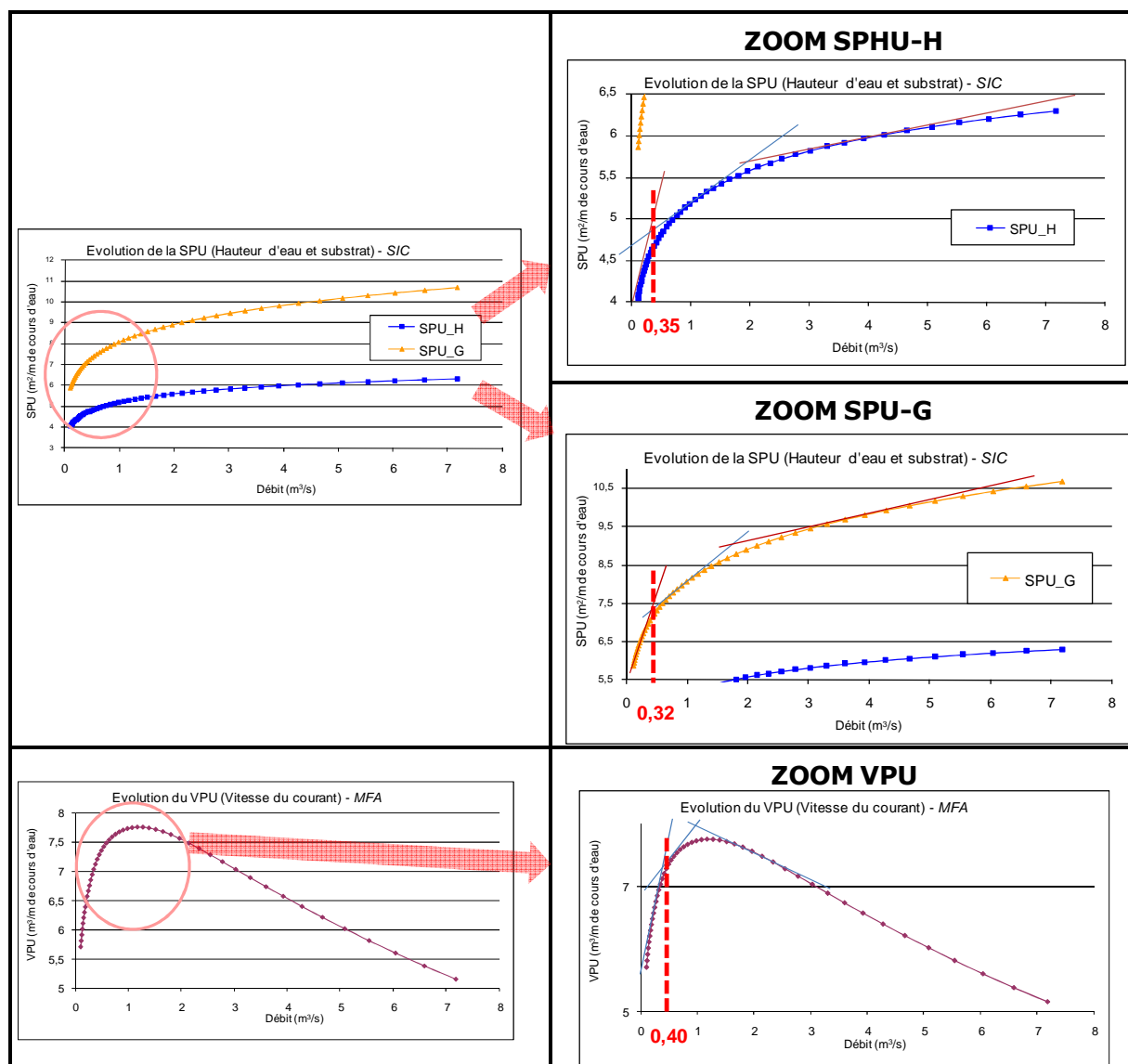


Figure 5 : *Interprétation des courbes de surface et volume potentiellement utiles*

L'interprétation des intervalles de débits issus de l'étude des courbes obtenues pour chaque espèce se fait de façon à retenir les exigences les plus fortes des espèces. Ceci revient à retenir, pour chaque espèce, l'intervalle qui aura la valeur supérieure la plus élevée. Lorsque l'espèce ne présente pas de rupture de pente pour un paramètre donné (cas de la vitesse du courant le plus souvent), l'exigence de débit sera au moins celle de la plus forte valeur donnée par un des autres paramètres.

L'intervalle considéré pour le DMB est ensuite défini par :

- la valeur maximale pour l'ensemble des valeurs présentées pour les espèces, pour la limite haute ;
- la valeur minimale la plus souvent rencontrée entre les différentes espèces.

Il sera parfois nécessaire de procéder de la même façon pour la limite haute, si une seule espèce présente une valeur qui se détache réellement des autres par son importance.

A l'issue de l'étude une seule station de mesure de variables DMB est en général conservée, Aval proche ou Aval éloigné. Le choix se fera sur la station qui présentera :

- la différence de débit, hauteur d'eau et largeur moyenne la plus importante entre les deux campagnes de mesures ;
- les courbes de SPU et VPU présentant les ruptures de pentes les plus marquées.

Pour les 8 prises étudiées lors de cette étude, vous pouvez obtenir les résultats de la modélisation dans le rapport intégral joint à ce dossier et dans le tableau 5 ci après.

➤ La gestion de crise

La Martinique se trouve régulièrement en condition de déficit hydrique (en période de carême) entraînant une forte sollicitation de la ressource pour des besoins humains : AEP et irrigations. Dans un strict maintien des activités humaines et des obligations sanitaires, les pouvoirs publics ont défini le principe de primauté de la satisfaction de ces besoins face au maintien du fonctionnement des milieux aquatiques. Les débits minimums biologiques doivent néanmoins être assurés autant que possible. Cependant, en périodes de crise sévère, ces DMB sont abandonnés au profit de DMB dits « de crise » qui sont définis pour chaque prise étudiée à ce jour en fonction de critères d'usage et de connaissance des milieux. Ces différentes contraintes et les débits calculés sur cette base sont présentés dans le tableau suivant.

Le DMB de crise, représente une valeur de débit réservé laissé à l'aval de la prise qui sera moindre que la valeur de DMB définie pour une situation générale. Ce sera donc une valeur pénalisante pour les espèces aquatiques, puisque les débits correspondants au minimum à leurs préférences d'habitats se verront tronqués.

Ainsi, le DMB de crise sera défini en fonction de deux contraintes :

- la contrainte AEP (alimentation en eau potable), qui va motiver la définition du DMB de crise ;
- la contrainte habitat des espèces, qui limitera l'abaissement de la valeur de débit minimum biologique. Cette contrainte habitat s'évalue sur la base de quatre critères qui vont influencer l'habitat des espèces, leur déplacement et l'état des populations, à savoir : la hauteur de chute du captage, le degré de fractionnement de l'habitat par la présence de gués ou de seuils, la présence de prélèvements à l'aval du captage et les volumes associés, et enfin la qualité de l'eau.

Chacune des contraintes se voit attribuer une note, qui sera unique pour la contrainte AEP et qui sera, pour la contrainte habitat, la somme des notes des quatre critères.

Ainsi on aura :

-contrainte AEP : de 1 pour un faible rôle stratégique de la prise dans l'alimentation en eau potable ou peu de pression sur la prise en période de carême, à 4 pour une position stratégique de la prise pour l'AEP et une forte perte de rendement en période de carême ;

-contrainte habitat : à l'inverse de la première, la note faible correspond à un habitat défavorable aux espèces et la note forte à un habitat favorable. L'opposition des deux notes s'explique du fait que la contrainte habitat jouera en faveur du maintien d'un DMB le plus élevé possible afin de maintenir des conditions favorables aux espèces, alors que la contrainte AEP ira dans le sens de la baisse du DMB pour répondre aux usages.

Les notes sont ensuite normalisées et codifiées en quatre classes couleur. Pour la contrainte habitat, les classes correspondent au niveau de possibilité de baisse du débit vis-à-vis des pressions (ou contraintes) déjà existantes au niveau de la prise. Les classes sont des

intervalles de valeurs. Pour la contrainte AEP, les classes correspondent au niveau d'intérêt de baisse du débit. Chaque classe est une valeur unique, puisqu'il n'y a que quatre notes possibles pour cette contrainte.

Les classes sont les suivantes :

Contrainte habitat: possibilité de baisse du débit en regard des contraintes générées			Contrainte AEP: intérêt de réduction du débit minimum afin de satisfaire l'usage		
Possibilité très faible	4-7			1	Intérêt très faible
Possibilité faible	8-10			2	Intérêt faible
Possibilité moyenne	11-13			3	Intérêt moyen
Possibilité forte	14-16			4	Intérêt fort

Une lecture combinée des codes couleur des deux contraintes permettra d'apporter une expertise sur la possibilité ou l'intérêt de mettre ou non en place un débit de crise.

Par exemple, pour un résultat du type de celui du tableau présenté ci-après, il est préconisé la recherche d'une ressource de substitution car la mise en place d'un DMB de crise est difficile puisqu'il y a un fort antagonisme entre un usage prioritaire et un cours d'eau très sensible à la réduction de débit.

DMB de crise	Possibilité de baisse du débit (contrainte habitat)	Intérêt de baisse du débit (contrainte AEP)
		Possibilité très faible

Dans le cas où un débit de crise est envisageable, ce débit devra être défini sur la base

- du DMB donné par modélisation en tenant compte de la note attribuée à chacune des contraintes, qui sont le reflet des pressions existantes.
- de l'existence de prélèvements entre le captage et un affluent,
- de la présence de gués.

Le débit de crise sera mis en application à partir d'un débit correspondant à la valeur haute de l'intervalle de DMB défini, ajoutée du volume maximal de prélèvement défini pour la prise.





Il sera également primordial d'**avoir une vision claire des chroniques de débits interannuelles** pour connaître exactement les caractéristiques de la ressource en eau et l'historique de sous production **au point de prélèvement**. A cette fin une métrologie stricte doit être mise en œuvre, ce qui n'est pas le cas actuellement sur une grande partie des ouvrages.

Un tel chantier permettra assez rapidement d'affiner le constat des contraintes menant à **définir la durée d'application du DMB** de crise et de **moduler leur valeur en fonction d'indicateurs d'alerte** (qu'ils soient hydrologique ou biologiques).





Tableau 5 : Détermination du DMB de crise pour les prises étudiées

Rivière	Prise	Type cours d'eau	Contraintes habitat note: 1 = fort, 4= faible				Contrainte habitat globale	Contrainte AEP	Potentiel /nécessité de baisse du DMB	Débit entrant de début d'application (l/s)	Informations complémentaires		
			Hauteur de chute	Habitat fractionné (gués et seuils)	Prélèvement aval (agricole, AEP)	Pression de qualité de l'eau	Possibilité de baisse du débit (contrainte habitat)	Intérêt de baisse du débit (contrainte AEP)			Module (l/s)	DMB défini (l/s)	Volume maximal prélevé (l/s)
Madame	Morestin	Torrentiel	2	4	4	4	14	1	Prise d'eau qui semble pouvoir supporter des prélèvements supplémentaires alors que les usages actuels sont limités/non stratégiques	44	203	37	7,4
Picard	Urion	Torrentiel	3	4	2	4	13	4	Possibilité de mise en place d'un DMB de crise : usage prioritaire et possibilité de baisser le DMB sans trop de contrainte supplémentaire pour le milieu naturel	31	76	14	17
Duclos	Duclos	Torrentiel	1	4	4	4	13	4	Possibilité de mise en place d'un DMB de crise : usage prioritaire et possibilité de baisser le DMB sans trop de contrainte supplémentaire pour le milieu naturel	130	539	30	100
Dumauzé	Dumauzé	Torrentiel	1	3	3	2	9	4	La mise en place d'un DMB de crise s'accompagnerait de contraintes relativement fortes pour le milieu	200	529	100	100
Blanche ODYSSI	ODYSSI	Large	3	2	1	2	8	4	La mise en place d'un DMB de crise s'accompagnerait de contraintes relativement fortes pour le milieu	773	1250	320	453
Blanche SICSM	SICSM	Large	2	1	1	1	5	4	Fort antagonisme entre un usage prioritaire et un cours d'eau très sensible à la réduction de débit. Mériterait la recherche d'une ressource de substitution complémentaire	832	1900	300	532
Galion	Confluence	Torrentiel	4	3	3	2	12	3	Possibilité de mise en place d'un DMB de crise sans trop de contrainte supplémentaire pour le milieu naturel, même si l'usage AEP n'apparaît pas prioritaire (ressource de substitution ?)	132	400	88	44
Lorrain	Lorrain	Large	3	3	3	3	12	2	Prise d'eau qui semble pouvoir supporter des prélèvements supplémentaires (limités) même si les usages actuels semblent limités	883	2758	850	33

Contrainte habitat: possibilité de baisse du débit en regard des contraintes générées

Possibilité très faible	4-7	
Possibilité faible	8-10	
Possibilité moyenne	11-13	
Possibilité forte	14-16	

Contrainte AEP: intérêt de réduction du débit minimum afin de satisfaire l'usage

	1	Intérêt très faible
	2	Intérêt faible
	3	Intérêt moyen
	4	Intérêt fort

3. Les passes à faune aquatique

3.1. Proposition et recommandations techniques pour la Martinique

3.1.1. Le cas de la migration de dévalaison

Le cycle biologique des espèces amphidromes implique un développement larvaire en estuaire ou en mer. La continuité de la reproduction au cours de l'année implique que les obstacles soient en permanence franchissables par les larves comme par les juvéniles. La **migration de dévalaison ne nécessite aucun dispositif particulier si de l'eau n'est pas prélevée durant les heures de dérive maximale des larves** (les premières heures après le coucher du soleil d'après Benstead et al. 1999).

Pour les prises d'eau en continu, les larves étant attirées par la lumière, des dispositifs lumineux peuvent être utilisés pour diriger les larves vers les dispositifs délivrant le débit réservé au détriment des conduites forcées (munies de grilles à plaque perforée voire de fentes). Par contre, les juvéniles et les adultes fuient la lumière (Lee et Fieder, 1979 ; Fiévet, 1999). Aussi en cas d'éclairage, il paraît indispensable que le système de prélèvement d'eau et le système de livraison du débit réservé soient suffisamment éloignés l'un de l'autre. Ils pourront par exemple être installés de part et d'autre de la rivière. La rive correspondant au système de livraison du débit réservé pourra être éclairée en amont du barrage pour attirer les larves suffisamment tôt et éviter ainsi une gêne à la migration de dévalaison.

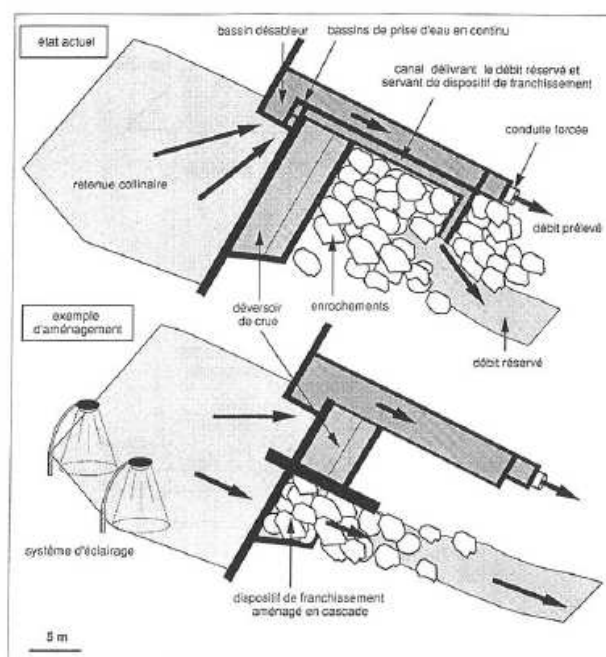


Figure 5
Vue aérienne simplifiée du dispositif de prélèvement d'eau existant à 150 m d'altitude sur la rivière Bananier, Guadeloupe (schéma du haut), et proposition d'aménagement (schéma du bas). Le canal délivrant le débit réservé est supposé permettre le franchissement de l'ouvrage par les individus en migration d'avalaison. Ce canal étant alimenté par des bassins de prise d'eau en continu via des orifices noyés, le dispositif est peu adapté à l'escalade des crevettes et des poissons (FIÉVET, 2000). Un aménagement plus rustique sous forme de cascade le remplacerait avantageusement. En outre aucun dispositif n'évite l'entraînement des larves en dérive dans la conduite forcée. Un système d'éclairage permettrait d'utiliser la phototaxie positive des larves pour les diriger vers le débit réservé transitant par le dispositif de franchissements plutôt que vers le débit prélevé.

De manière opérationnelle, il est donc souhaitable de :

- **Ne pas prélever sur l'intégralité de la largeur de la rivière** en laissant des plaques pleines préférentiellement en berge,

- Installer **des grilles à plaques perforées** (vide de 1,5 mm) qui limitent le prélèvement des larves et ne laissent pas passer les juvéniles ou adultes contrairement aux fentes,
- **Eviter de prélever en période crépusculaire et première partie de nuit** (créneau 17h-23h),



3.1.2. La migration de montaison

Les potentialités d'escalade des juvéniles de crevettes et de *Sicydium* peuvent être mises à profit pour permettre le libre franchissement des obstacles (Fiévet, 2000).

Principe de base : le rhéotactisme positif (attraction par le courant) des juvéniles les dirige naturellement vers les dispositifs de franchissement si les débits s'écoulant vers l'aval sont suffisants. De nombreux juvéniles sont observés en escalade sur les parois des barrages sur des zones humidifiées. Les *Sicydium* mettent par exemple à profit leur adhésivité (ventouse) pour escalader hors de l'eau les obstacles.

Ce rhéotactisme positif est conservé dans un certaine mesure chez les adultes mais les possibilités d'escalade de parois verticales sont très faibles à nulles.

Certaines règles doivent être néanmoins respectées :

1. L'escalade se fait toujours près d'un écoulement d'eau,
2. Un seul point infranchissable suffit pour que les dispositifs de franchissement soient inopérants,
3. Les orifices noyés servant à réguler les débits constituent des zones de forts courants difficilement franchissables par les crevettes,

De manière opérationnelle il est donc souhaitable de :

- **Conserver un débit d'attrait**, donc un débit réservé, suffisant au niveau de la passe,
- **Limiter les chutes verticales**,
- **Préférer des pans inclinés** et des enrochements percolés (1V/1,5H),
- **Assurer une rugosité maximale** sur les pans bétonnés : béton rainuré, implantation de rocher et galets,
- **Asseoir la passe**, et plus généralement l'ouvrage constituant le barrage, sur le substrat naturel au pied et

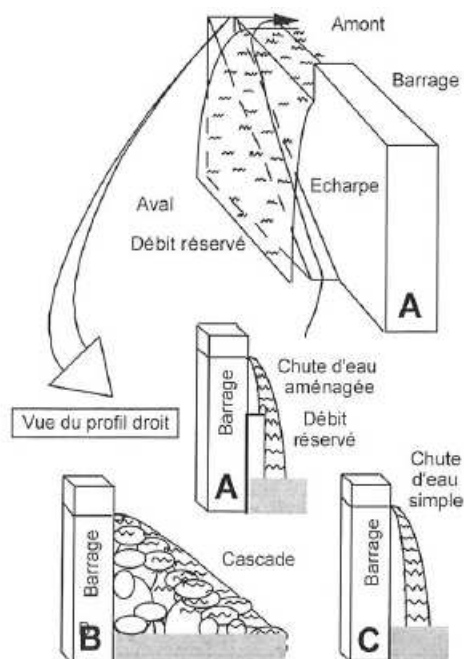


Figure 6
Proposition de dispositifs de franchissements des barrages de faible hauteur par les crevettes et les poissons amphidromes des Antilles. Une passe en écharpe (A) ou une passe aménagée en cascade (B) permettant le passage des plus grands individus seraient a priori moins sélectives qu'une simple chute d'eau (C) ne pouvant être franchie (par escalade) que par de petits individus.

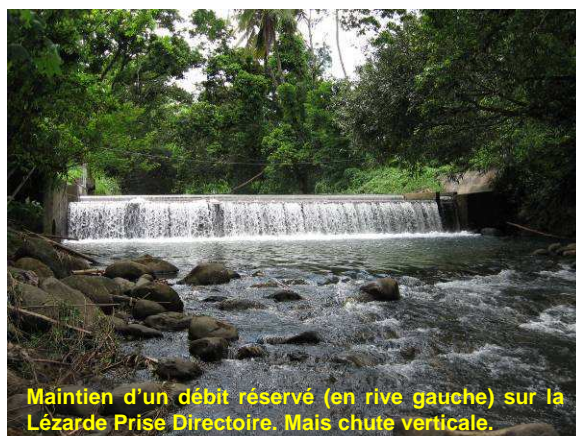
éviter son exondation en période d'étiage (**bannir les passes « perchées »** par déchaussement),

- Pour les seuils et barrages à chute importante il est donc intéressant **d'envisager une passe de type « passe à écharpe »** qui assurent la libre circulation des grands comme des petits individus,
- Pour les seuils et barrages à chute modérée (inférieure 1 mètre), ou à pan incliné, la mise en place en berge **d'un cône d'enrochements percolés** ou sur une partie de la largeur du pan incliné est privilégiée,

Pour chaque prise, **des solutions individuelles qui doivent être développées.**



Prise d'eau de Duslos : ouvrage « perché » avec chute verticale - très forte perturbation du milieu.



Maintien d'un débit réservé (en rive gauche) sur la Lézarde Prise Directoire. Mais chute verticale.



Captage AEP Vivé (Capot) : cône d'enrochements percolés sur chaque rive.



Prise d'eau du Lorrain : pan incliné avec implantation de rocher.

3.1.3. Entretien des systèmes

Les types de passes exposés auparavant sont principalement intégrés dans la « masse » de l'ouvrage : pour les enrochements percolés comme pour la passe en écharpe, aucun entretien n'est nécessaire étant donné qu'ils sont inondés la majeure partie du temps.

Par contre, comme il a été expliqué auparavant, il faut impérativement que les pieds des seuils ou barrages soient en continuité avec le substrat de la rivière sur au moins une partie de la largeur du seuil. C'est pourquoi, lors des inspections des passes il peut être opportun de vérifier ce point et d'agir en ajoutant des enrochements solidarités ou non.

3.2. Hiérarchisation des prises d'eau pour l'installation d'une passe à poisson

Les captages d'eau en rivière impactent la vie, la circulation et la reproduction des espèces aquatiques et ceci du fait :

- Du seuil engendré et de la présence ou non de dispositif de franchissement ;
- Du débit prélevé ;
- Du type de grille dont est équipé l'ouvrage ;
- De la modification de l'habitat aux abords de l'ouvrage.

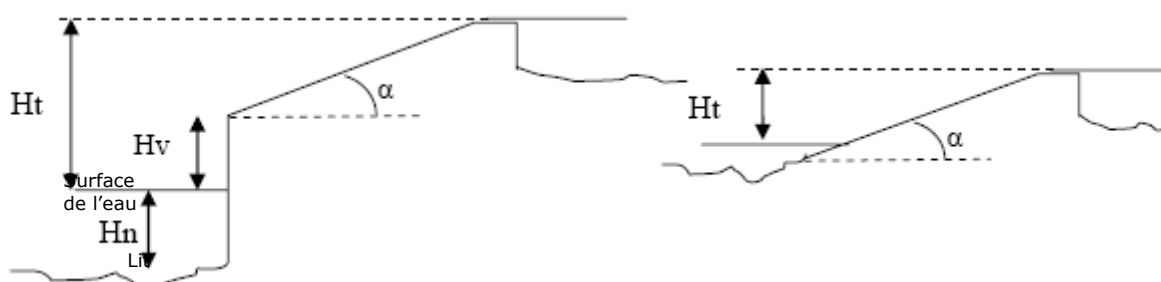
La description sommaire de huit captages AEP (cf. Etude de détermination des DMB sur 8 captages, Asconit-ODE 2010) a été réalisée. Des éléments techniques sur chaque captage ont été recueillis. La définition de certains termes est fournie dans le tableau qui suit.

Tableau 6 : Description des ouvrages

Intitulé	Description	Unité
Largeur Lit mineur rivière	Espace occupé habituellement par les eaux jusqu'au plein bord, limité par les berges	Mètre
Emprise transversale	Occupation du seuil de l'ouvrage par rapport à la largeur du lit mineur	Totale ou Partielle
Emprise longitudinale	Occupation du seuil de l'ouvrage dans le sens de l'écoulement	Mètre
Largeur transversale	Largeur perpendiculaire à l'écoulement	Mètre
Largeur longitudinale	Largeur dans le sens de l'écoulement	Mètre
Nous différencions la zone d'emprise des largeurs de l'ouvrage en particulier dans sa composante longitudinale, cette zone d'emprise pouvant se révéler beaucoup plus importante que l'ouvrage lui-même du fait par exemple des aménagements de consolidation des captages.		
Plan incliné	Plan incliné longitudinal discontinu (présence d'une verticale en aval) ou continu (plongeant directement dans la lame d'eau en aval)	Présence ou Absence Continu ou Discontinu
Grille	Type de grille	Barre, Plaque percée ou Mixte
Hauteur totale Ht	Cf. Croquis ci-dessous	Mètre
Hauteur noyée Hn	Cf. Croquis ci-dessous	Mètre
Hauteur verticale Hv	Cf. Croquis ci-dessous	Mètre
Echelle ou Passe à poissons/crevettes	Dispositif permettant à la faune aquatique (poissons, crevettes) de franchir un obstacle créé sur un cours d'eau (seuil, barrage, captage)	Présence ou Absence

Ces éléments techniques proviennent des dossiers de Périmètres de protection des captages et des relevés terrain d'Asconit Consultants.

Figure 6 : Plan incliné discontinu (gauche) et continu (droite), (Source : TOITOT N., 2003 complété)



Sur la base de ces éléments et des constats sur les peuplements, les captages ont été hiérarchisés en fonction de l'opportunité de la mise en place d'une passe à faune.

Tableau 7 : Hiérarchisation des captages martiniquais pour la mise en place d'ouvrage de franchissement

Captage	Impact sur les milieux	Intérêt d'une passe	Type d'ouvrage de référence
Dumauzé	Fort	Fort	Passé en écharpe à débit réservé
Duclos	Fort	Fort	Passé en écharpe à débit réservé
Lézarde	Fort	Fort	Passé en écharpe à débit réservé
Bras Gommier (Galion)	A déterminer	Fort	Passé en écharpe à débit réservé
Rivière Blanche (Prise SICSM)	Fort	Moyen	Enrochements percolé de pied avec maintien d'un débit réservé
Rivière Blanche (Prise ODYSSI)	Faible	Moyen	Enrochements percolé de pied avec maintien d'un débit réservé, plaque perforée
Pécoul	A déterminer	Faible	A déterminer
Madame (Prise Morestin)	Faible	Faible	Rétablissement du pied de l'ouvrage
Picard (Prise Urion)	Fort	Faible	Rugosité du plan incliné
Capot	Moyen	Aucun	-
Lorrain	Moyen	Aucun	-
Galion Confluence	Fort	Aucun	-

Ces aménagements sont nécessaires afin d'envisager le rétablissement de peuplements de poissons et crustacés. Ils peuvent être appréhendés de différentes manières et peuvent être parfois coûteux. Cependant, il est également nécessaire, comme expliqué auparavant, de mettre en œuvre d'autres modes de gestion des prélèvements et des aménagements plus légers qui peuvent permettre le repeuplement efficace de ces rivières (ou tronçons).

4. Bibliographie

- Asconit Consultants. 2010. Réalisation d'un guide bibliographique et technique pour les études de débits minimums biologiques adapté au contexte Martiniquais. Détermination des Débits Minimums Biologiques de huit prises d'eau. Rapport final -V1. Rapport pour ODE/DIREN. 166 p
- Benstead, J.P., March, J.G., Pringle, C.M. 2000. Estuarine larval development and upstream post-larval migration of freshwater shrimps in two tropical rivers of Puerto Rico. *Biotropica*, 32 (3). pp 545-548.
- Bovee K.D. 1982. A Guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology, Instream flow information, *Western Energy and Land Use Team. U.S. Fish and wildlife Service, Fort Collins COLORADO. FWS/OBS 82/26, paper nQ12*. 248 p.
- Chandesris A., Wasson J.-G. and Pella H. 2005. Hydroécotémoins de la Martinique. Propositions de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la directive-cadre européenne sur l'eau. Rapport final, DIREN Martinique, CEMAGREF BEA/LHQ, Lyon. 17 p.
- Covich, A. P., McDowell, W.H. 1996. The stream community. *The Food Web of a Tropical Rain Forest*. pp 433-459.
- Covich, A. P., Crowl, T.A.. 2009. Predator-prey interactions in river networks: comparing shrimp spatial refugia in two drainage basins. *Freshwater Biology*, 54(3). pp 450-465.
- Darlington, P. J. 1957. Islands patterns. Zoogeography: the Geographical distribution of animals. J. Willey and Sons. New York. pp. 510-517.
- Fiévet, E. 1999. Experimental survey of freshwater shrimp upstream migration in an impounded stream of Guadeloupe Island, Lesser Antilles. *Arch. Hydrobiol*, 144 (3). Pp 339-355.
- Fiévet, E. 2000. Passage facilities for diadromous freshwater shrimps (decapoda : caridea) in the Bananier River, Guadeloupe, West Indies. *Regul. Rivers : Res. Mgnt*, 16 ; pp 101-112.
- Fiévet, E., Roux, A.L. 2001. Conception of passage facilities for the amphidromous biota (freshwater shrimps and fishes) of the west indies : A review. *Bull. Fr. Pêche. Protection Milieux Aquatiques*, 357/360. Pp. 241-256.
- Fievet, E., Roux, A.L., Redaud, L., Serandour, J.M. 2000. Conception des dispositifs de franchissements pour la faune amphidrome (crevettes et poissons) des cours d'eau antillais : une revue. *Bull.Fr.Pêche Piscic.*, 357/358. Pp 241-256.
- Ginot, V. ,Souchon, Y. 1998. Logiciel EHVA", Evaluation de L' habitat physique des poissons en rivière. Guide Méthodologique. *Guide De L'utilisateur*, 1-2. 87 p
- Greathouse, E. A., Pringle, C.M. 2006. Indirect upstream effects of dams: consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecological Applications*, 16(1). pp 339-352.
- Keith, P. 2003. Biology and ecology of amphidromous Gobiidae of the Indo-Pacific and the Caribbean regions. *Journal of Fish Biology*, 63. Pp 831-847.
- Lamouroux N. 2002. ESTIMHAB. Free Excel sheet for cost-efficient instream flow studies (fish populations and guilds). Cemagref-Lyon.
- Lamouroux, N., Capra, H. 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater biology*, 47 (78). pp. 1543-1556
- Lamouroux, N., Jowett, I. G. 2005. Generalized instream habitat models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (1). pp. 7-14.
- Lamouroux, N., Olivier, J. M. 1999. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology*, 42. pp 275-299.
- Lamouroux, N., Olivier, J. M. 2006. Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhône River at Pierre-Bénite, France. *Freshwater Biology*, 51(9). pp 1730-1743.
- Malavoi J.R., Souchon Y. 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, 365/366. pp 357-372
- March, J. G., Pringle C. M. 2003. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica*, 35(1). pp 84-93.

Monti, D., Legendre, P. 2009. Shifts between biotic and physical driving forces of species organization under natural disturbance regimes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66. pp 1282-1293.

Monti, D. comm.pers.

Poff, N. L., Zimmerman, J. K. H. 2009. Ecological Responses to Altered Flow Regimes: A Literature Review to Inform Environmental Flows Science and Management. *Freshwater Biology*.

Richter, B. D., Baumgartner, J. V. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1). pp 231-249.

Scatena, F. N., Johnson, B. R. 2001. Instream flow analysis of Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: methods and analysis.

Simonnet, L. 2008. Détermination des relations de préférence d'habitat dans les cours d'eau de la Martinique. Rapport de Master pour ODE Martinique. 44 p

Stalnaker, C.B., 1979. The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. *The ecology of regulated streams, New York, Ward and Stanford (Eds)*. pp 326-337.

Tennant, D.L. 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources, Orsbom, J.F. & Allman, C.H. (Eds). *Instream Flow Needs. American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, Maryland*. Pp. 359-373.

Tharme, R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19. Pp. 397-441

Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19 (5-6). pp. 397-441.



ASCONIT Consultants

Agence Caraïbes

ZI Champigny

97224 DUCOS



Tél./Fax : 05.96.63.55.78

Mobiles : 06.96.25.54.10

E-mail : nicolas.bargier@asconit.com,

virginie.girard@asconit.com

<http://www.asconit.com>