

Débit Minimum Biologique (DMB) et gestion quantitative de la ressource en eau

Comment définir une gestion quantitative équilibrée de la ressource en eau dans les bassins bretons en intégrant la préservation des milieux aquatiques et la vie piscicole ?

GUIDE version 0 / novembre 2015

Sous la coordination du Creseb, un groupe technique et scientifique a été constitué afin d'élaborer un guide méthodologique d'aide à la mise en œuvre de démarches pour la gestion quantitative de la ressource en eau à l'échelle des bassins hydrographiques bretons.

Auteurs :

Philippe Baran, Pôle Ecohydraulique Onema – Irstea – Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse
Laurent Longuevergne, Géosciences Rennes - CNRS – Université de Rennes 1
Dominique Ombredane, Agrocampus Ouest – INRA Rennes UMR ESE
Simon Dufour et Nadia Dupont, Université Rennes 2

Acteurs du territoire pilote :

Marcel Jambou (Président de la CLE Ellé-Isole-Laïta) et Romain Suaudeau (Directeur du Syndicat Mixte Ellé-Isole-Laïta – SMEIL et animateur du SAGE Ellé-Isole-Laïta)

Coordonneurs scientifiques et techniques : Delphine Pajot et Laurent Grimault (Creseb)



Les relecteurs :

Pierre Sagnes, Bénédicte Augeard, Nicolas Poulet, Onema
Bruno Mougin, BRGM
Nicolas Lamouroux, Irstea
Dominique Ombredane, Agrocampus Ouest

Anne-Laure Caudal, Fédération départementale pour la pêche et la protection du milieu aquatique du Morbihan
Gaëlle Germis, Bretagne Grands Migrateurs
Stéphane Garot, DDTM29

Ce projet a bénéficié du soutien financier de la Région Bretagne



PREFACE

Pourquoi un guide sur le Débit Minimum Biologique élaboré en Bretagne?

La première demande a émergé en 2011 de la part du Président de la Commission Locale de l'Eau (CLE) du Schéma Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) Ellé Isole Laïta car le territoire menait à l'époque une réflexion globale sur la gestion quantitative de la ressource et conduisait une étude de Débit Minimum Biologique (DMB) en parallèle d'une étude bilan / besoins / ressources. Ces deux études devaient permettre à la CLE d'étudier toutes les alternatives possibles à la construction d'un barrage en amont de l'Ellé, tout en garantissant quand même l'approvisionnement en eau pour la satisfaction de tous les usages, sans pénaliser l'écosystème aquatique. Mais la CLE s'est interrogée sur la mise en œuvre des outils associés au DMB et les méthodes de calcul : était-ce le bon outil pour appréhender la gestion quantitative de la ressource à l'échelle du bassin ? Les méthodes sont-elles adaptées aux cours d'eau bretons ? Comment interpréter les résultats de l'étude pour permettre à la CLE d'identifier des scénarios de gestion de débit les moins impactant sur le milieu ?...

Il s'est avéré que d'autres territoires en Bretagne partageaient ces interrogations ou avaient déjà réalisé une étude de détermination des DMB : c'était le cas des bassins de la Rance, de la Vilaine, de l'Odet, de l'Aulne et de l'Elorn.



Carte des territoires de SAGE en Bretagne (Les couleurs n'ont pas de signification particulière)

C'est pour obtenir un éclairage scientifique sur ces questions que le Creseb ainsi que le pôle d'éco-hydraulique Onema – Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse - Irstea ont été sollicités.

Après un premier échange entre acteurs scientifiques et acteurs de terrain fin 2011, il est clairement apparu :

- qu'il existe des confusions sur les outils associés aux études de DMB (méthodes dites des microhabitats) et leur cadre d'utilisation,
- qu'il est nécessaire d'avoir un questionnement préalable sur : *mais au fond, pourquoi faire une étude de DMB ? Dans quelle réflexion globale cette étude s'insère-t-elle à l'échelle d'un territoire donné ?*

Un groupe technique et scientifique a été constitué sous la coordination du Creseb afin de répondre aux questions des territoires. Il était composé d'acteurs locaux (membres de CLE, animateurs de SAGE et de bassins versants, Fédérations pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique,...), d'acteurs scientifiques (de l'Onema, des Universités de Rennes 1 et Rennes 2, d'Agrocampus Ouest, de l'Inra, de l'Irstea et du BRGM) et d'acteurs institutionnels (de la DREAL, des DDTM et des MISE).

Dans le cadre de son activité au pôle écohydraulique Onema-IMFT-Irstea, Philippe Baran a réalisé une expertise de l'étude « DMB » faite sur le bassin Ellé Isole Laïta. Il a proposé la démarche globale pour utiliser les outils associés au DMB (méthode microhabitats) dans les bons cadres et pour appréhender la gestion quantitative de la ressource tout en intégrant la préservation des milieux.

Autour de cette proposition se sont articulées trois contributions complémentaires de scientifiques bretons, qui fournissent des méthodes pour :

- comprendre le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique des cours d'eau (Laurent Longuevergne, Université de Rennes 1),
- caractériser l'hydrogéomorphologie des cours d'eau au regard de la problématique des habitats piscicoles (Simon Dufour et Nadia Dupont, Université Rennes 2),
- identifier les enjeux piscicoles d'un cours d'eau et la sensibilité des espèces aux étiages (Dominique Ombredane, Agrocampus Ouest - Inra).

Ce guide est donc le produit d'une co-construction entre scientifiques et acteurs de terrain, basée sur un cas concret d'étude. Il a vocation à servir de base de réflexion et à fournir des éléments méthodologiques pour d'autres territoires (*pour certains territoires bretons et les territoires hors Bretagne, ce document devra être adapté*) qui souhaitent se lancer dans des études de gestion quantitative de la ressource, intégrant la préservation des milieux aquatiques. **Tous les volets de la démarche ne sont pas développés dans ce guide et n'ont pu être appliqués sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta. Le guide a donc vocation à évoluer en fonction des retours d'expériences de territoires volontaires qui souhaiteraient se lancer dans la démarche.**

Enfin, ce guide a été rédigé en visant la cohérence entre différents écrits récents ou en cours dont l'objectif commun est de mieux formaliser la démarche de définition **des débits « écologiques »** à l'échelle nationale et européenne : l'annexe 1 de la circulaire relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau, Baran 2011¹ ; l'article de Lamouroux et al. (soumis)² sur la démarche de définition des débits écologiques impliquant l'Irstea, Edf, Onema ; les documents d'orientation européens sur les débits écologiques parus en février 2015 pour inciter à définir des débits « écologiques » dans les bassins versants³.

Tous les mots marqués par le symbole ● dans le guide sont définis dans le glossaire.

¹ Annexe 1 relative aux modalités de mise en œuvre de l'article L.214-18 du code de l'environnement :

http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf

² Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. *Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée*.

³ Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, Guidance Document No. 31 - Technical Report - 2015 - 086

<https://circabc.europa.eu/sd/a/e0b8f3f1-cecf-47ae-a91a-52bc993424d4/CIS%20GD31-%20EFlows.pdf>

SOMMAIRE

PARTIE 1 : OBJECTIFS, ENJEUX et DEFINITIONS	5
Quel est l'objectif et le contenu de ce guide ?.....	6
Qu'est-ce que le Débit Minimum Biologique (DMB) ? Qu'est-ce que le débit « écologique » ?	7
A quels enjeux fait-on référence lorsque l'on parle Débit Minimum Biologique (DMB) ?.....	7
Quelles sont les difficultés rencontrées dans la définition d'un DMB ?	8
Quel est le lien avec les autres débits de gestion de la ressource en eau ?.....	9
 PARTIE 2 : PRESENTATION DE LA DEMARCHE.....	10
A – La réalisation du diagnostic territorial :	11
B – Définition de la stratégie de gestion territoriale :.....	18
C – Conclusion / perspectives :	20
 PARTIE 3 : FICHES TECHNIQUES DESCRIPTIVES DE 4 VOLETS DE LA DEMARCHE	22
VOLET 1 : identifier les déséquilibres quantitatifs - Fiche HYDROLOGIE	23
VOLET 2 : identifier et caractériser les enjeux piscicoles - FICHE BIOLOGIE PISCICOLE	46
VOLET 3 : analyser la géomorphologie des cours d'eau et spatialiser les enjeux sur le bassin - Fiche GEOMORPHOLOGIE	74
VOLET 5 – Mettre en œuvre des études sur l'impact des scénarios sur la vie piscicole - FICHE METHODES MICRO-HABITATS	83
 GLOSSAIRE – SIGLES et ACRONYMES.....	106
 BIBLIOGRAPHIE.....	112
 ANNEXES.....	121

PARTIE 1 : OBJECTIFS, ENJEUX et DEFINITIONS

Quel est l'objectif et le contenu de ce guide ?

L'objectif visé est **de proposer une démarche pour la gestion quantitative de la ressource en eau dans les bassins versants prenant en compte la vie piscicole** (approche globale décrite dans la partie 2), en cohérence avec les démarches de définition des débits « écologiques » développées aux échelles nationales et européennes.

Il s'agit, tout au long de la démarche, de recenser les données et outils mobilisables pour apporter des éléments de réponses aux différentes questions ci-dessous :

- Quelle est la ressource disponible dans mon bassin versant et comment se répartit-elle dans l'espace et dans le temps (saisons et années) ? Comment fonctionne mon bassin versant et comment interagissent les cours d'eau et les nappes ?
Quels sont les volumes d'eau utilisés et comment se répartissent-ils dans l'espace et dans le temps (saisons et années) ? Comment les usages vont-ils évoluer à l'avenir sur mon territoire ?
En fonction des conditions climatiques et des prélèvements, comment le système réagit-il ?
Y-a-t-il des situations critiques entraînant de restrictions des prélèvements ? Ces situations sont-elles fréquentes et récurrentes ? Où surviennent (peuvent survenir) les problèmes de déséquilibre quantitatif aujourd'hui (et dans le futur) ?
- Les différents tronçons du bassin versant accueillent-ils des espèces de poissons qui devraient potentiellement s'y trouver ? Leur absence ou le mauvais état de leur population est-elle due à des problèmes de déficit en eau ?
N'y aurait-il pas, dans le bassin, des facteurs autres que les débits (chimie des eaux, continuité, ...) susceptibles de contraindre l'abondance des poissons et/ou la présence de certaines espèces ?
- Si des déficits en eau sont préjudiciables aux poissons, où se situent les zones critiques dans le bassin ?
- Qu'avons-nous comme solutions pour résoudre les problèmes avérés de déséquilibres entre la ressource disponible et les usages de l'eau ? Quels sont les scénarios de gestion quantitative de la ressource à envisager ?
- Comment quantifier les impacts des scénarios de gestion envisagés sur les espèces piscicoles à enjeux et en premier lieu sur leurs habitats ? Quels sont les compromis possibles ?

Contenu et structuration du document :

- La **partie 1** présente les objectifs du guide, les définitions et enjeux en lien avec le Débit Minimum Biologique (DMB),
- La **partie 2** présente la démarche pour aborder la gestion quantitative de la ressource en eau intégrant la préservation des milieux aquatiques et la vie piscicole. Cette démarche est découpée en deux étapes :
 - la réalisation du diagnostic territorial composée de 3 volets,
 - la définition la stratégie de gestion territoriale composée de 3 volets.
- La **partie 3** du document détaille 4 des 6 volets de la démarche.

Attention : ce guide ne vise pas à élaborer des propositions chiffrées de DMB adaptées aux différents contextes bretons. Il propose une démarche globale (questionnement et outils de diagnostic) qui permettra aux acteurs locaux d'aboutir à des choix de scénarios de gestion dont les impacts sur la vie piscicole auront été évalués grâce à des outils, dont éventuellement des méthodes de type « modèles d'habitat ». Ce guide devra évoluer en fonction des retours d'expérience de territoires où il aura été appliqué.

Qu'est-ce que le Débit Minimum Biologique (DMB) ? Qu'est-ce que le débit « écologique » ?

Le **débit minimum biologique** est le débit minimum à laisser dans une rivière pour garantir la vie, la circulation et la reproduction des espèces y vivant (macrophytes, poissons, macro invertébrés, ...).

Les notions de **débits** « biologiques », « **écologiques** » ou « environnementaux » (« e-flows » en anglais) font l'objet de multiples définitions, souvent associées au contexte réglementaire considéré. La déclaration de « Brisbane (2007) »⁴ décrit les débits écologiques comme « la quantité, la saisonnalité et la qualité des débits nécessaires à la durabilité des écosystèmes d'eau douce et estuariens ainsi qu'aux besoins et au bien-être des hommes qui dépendent de ces écosystèmes » (Lamouroux et al. soumis)⁵.

A quels enjeux fait-on référence lorsque l'on parle Débit Minimum Biologique (DMB) ?

Lorsque l'on parle « DMB » et gestion quantitative de la ressource en eau, l'enjeu visé est d'assurer **un équilibre entre les besoins anthropiques et les besoins de l'écosystème en fonction de la ressource disponible** (Souchon et al., 1998) depuis une échelle très locale (aval d'ouvrage sur cours d'eau) jusqu'à l'échelle du bassin versant (Valentin et al., 1998).

> Approche à l'échelle d'un ouvrage

A l'échelle d'un ouvrage construit dans le lit d'un cours d'eau, l'article L. 214 – 18 du Code de l'Environnement, créé par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006, introduit l'obligation de maintenir en tout temps, dans les cours d'eau au droit ou à l'aval immédiat d'un ouvrage construit dans leur lit un débit minimal garantissant la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage. Dans le cadre législatif actuel, ce débit minimal ne doit pas être inférieur au dixième du module • du cours d'eau. Ce débit minimum peut toutefois être revu à la baisse dans certains cas, par exemple au vingtième du module lorsque le module est supérieur à 80 m³/s⁶.

Ce débit minimal s'applique par exemple en présence d'un seuil, d'une dérivation d'eau pour une pisciculture, d'un moulin, ou même d'un grand barrage avec dérivation d'eau pour la production d'hydroélectricité. Ces aménagements impactent en effet le débit du cours d'eau et/ou ses conditions d'écoulement et donc les conditions de vie, de circulation et de reproduction des espèces aquatiques (Valentin et al., 1994 ; Souchon et al., 2007 ; Baran, 2008). Il faut donc veiller à maintenir un débit suffisant pour ces espèces (poissons, macro-invertébrés, etc...), appelé « débit réservé ».

La circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau⁷ prévoit la possibilité (sous certaines conditions) de moduler les valeurs du débit minimal à maintenir au droit ou à l'aval de l'ouvrage selon les saisons, afin de s'adapter au mieux aux variations importantes de débit entre les crues et les étiages. Cela constitue la notion de régime réservé. Cette approche permet également de mieux respecter les cycles de vie des espèces du cours d'eau qui ne vont pas avoir les mêmes besoins en fonction des saisons ou de leur stade de développement.

> Approche à l'échelle d'un bassin versant

A l'échelle du bassin versant, il n'y a pas d'obligation réglementaire de débits minimaux biologiques.

Il faut noter tout de même que l'article L211-1 du Code de l'Environnement vise « *une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau* » qui doit « *permettre de satisfaire ou concilier, lors des différents usages, activités ou travaux, les exigences de la vie biologique du milieu récepteur, et spécialement de la faune piscicole et conchylicole* ».

⁴ La déclaration de "Brisbane" formulée lors d'un colloque international sur le sujet en 2007 : <http://www.watercentre.org/news/declaration>

⁵ Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. *Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée.*

⁶ Circulaire relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau. Disponible sur : http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf

⁷ Disponible sur : http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf

Cependant, le SDAGE Loire-Bretagne 2010-2015 stipule que « la maîtrise des prélèvements d'eau est un élément essentiel pour le maintien du bon état des cours d'eau et des eaux souterraines, ainsi que pour la préservation des écosystèmes qui leur sont liés ». Il semble tout à fait pertinent d'utiliser des méthodes d'aide à la détermination des DMB dans le cadre d'une approche globale à l'échelle d'un bassin pour aborder la gestion quantitative de la ressource tout en incluant la problématique de la préservation des milieux aquatiques. Une telle approche permet d'étudier des tronçons de cours d'eau présentant des enjeux biologiques et dont le régime hydrologique pourrait être affecté même en l'absence d'ouvrage (par exemple par les prélèvements dans la nappe associée à ce cours d'eau).

Dans ce cadre, le calcul de DMB n'est pas une fin en soi. Il est conseillé de mettre en œuvre une démarche globale, qui permet à la CLE de s'interroger sur un enjeu fondamental pour le SAGE : la conciliation des usages, tout en préservant la qualité biologique des cours d'eau, notamment en période d'étiage.

Pour ce faire, il est nécessaire de s'intéresser :

- aux enjeux actuels et à venir en termes de besoin et d'approvisionnement,
- aux enjeux en matière de biodiversité et de qualité biologique des cours d'eau,
- à la compréhension du fonctionnement de la rivière sur les plans géomorphologique et hydrogéologique notamment.

L'objectif de ce guide est donc d'aider le gestionnaire dans l'utilisation de la méthode « DMB » et de proposer des approches complémentaires pour la gestion quantitative de l'eau à l'échelle du bassin versant

Quelles sont les difficultés rencontrées dans la définition d'un DMB ?

Garantir la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux c'est en fait garantir **l'habitat** des espèces présentes dans le milieu aquatique. Ceci passe par le maintien des hauteurs d'eau, des vitesses d'écoulement et des substrats adaptés aux exigences ou **préférences** des espèces (voire de leurs différents stades de développement). Le débit minimal permettant de satisfaire ces exigences d'habitat peut être considéré comme le débit minimum biologique adapté aux espèces vivant dans le tronçon de cours d'eau concerné.

L'habitat des espèces et leurs préférences :

Dans un cours d'eau, la vitesse du courant, la hauteur d'eau et la granulométrie, caractéristiques de la morphologie du cours d'eau, permettent de définir des grands types de faciès d'écoulement. On peut ainsi distinguer des faciès profonds à écoulement lent (faciès dits lenticques) tels que les mouilles, les chenaux, les fosses, et des faciès peu profonds à écoulement plus rapide (faciès dits lotiques), tels que les plats et les radiers.

Les caractéristiques de ces faciès en font des habitats favorables pour certaines espèces : ce sont des endroits spécifiques où les espèces habitent et réalisent leurs fonctions de reproduction, de croissance, d'alimentation, de repos... La diversité des faciès d'écoulement garantit l'hétérogénéité des habitats des cours d'eau indispensable pour l'accomplissement du cycle biologique de nombreuses espèces.

Toutes les espèces n'ont pas les mêmes besoins ou préférences en matière d'habitat et pour une même espèce, les préférences varient en fonction de son stade de développement, de sa taille et de la fonction vitale réalisée. Par exemple, le vairon, contrairement au saumon, ne supporte pas les vitesses de courants trop importantes. Par ailleurs, on trouvera les juvéniles de truite dans de faibles hauteurs d'eau alors que les adultes évoluent plutôt dans des zones plus profondes.

S'il est possible d'évaluer les besoins en eau liés aux usages, il est plus complexe d'évaluer ceux des écosystèmes aquatiques (Souchon et al., 1998).

Localement, le DMB est souvent estimé en utilisant un outil de modélisation des habitats : la méthode des microhabitats • généralement mise en œuvre pour apprécier la qualité de l'habitat vis-à-vis des différentes espèces de poissons. Cette méthode part du principe que les poissons sont de bons indicateurs de l'état de santé du milieu aquatique car ils sont notamment sensibles aux caractéristiques morpho-hydrauliques du cours d'eau, caractéristiques pour lesquelles ils ont des préférences. La méthode permet d'évaluer l'impact de modifications de débits sur les caractéristiques morpho-hydrauliques (variations des vitesses de courant et des profondeurs d'eau) et par conséquent sur une quantité d'habitats favorables pour les différentes espèces piscicoles. Ces quantités d'habitats conditionnent pour partie la distribution, l'abondance de poissons, leur comportement, leur croissance... Cette méthode permet ainsi, au travers de courbes de préférences vis-à-vis de la granulométrie, vitesse de courant, hauteur d'eau, d'identifier une gamme de débits favorables pour les espèces considérées et d'estimer les variations de quantité d'habitat sur un tronçon de cours d'eau pour ces espèces pour différentes gammes de débits du cours d'eau.

Pour assurer tant leur fonctionnement physique que biologique, les cours d'eau ont besoin d'une certaine quantité d'eau mais aussi et surtout de variations de cette quantité dans le temps. En effet, les alternances de crues et de basses eaux sont indispensables à la fois directement pour les espèces mais aussi pour l'évolution de la morphologie du lit et pour les processus biogéochimiques • qui se produisent dans les cours d'eau (Souchon *et al.*, 2002).

La difficulté réside toutefois dans la fixation de valeurs acceptables par l'homme comme par les écosystèmes pour les différentes grandeurs caractérisant les alternances de hautes eaux et basses eaux.

Quelles que soient les méthodologies, il n'existe pas de valeurs «miracles» de débit minimal à laisser dans la rivière que les scientifiques pourraient avancer. Il faut que la réflexion sur des valeurs minimales s'intègre dans **une approche globale d'évaluation de la ressource disponible, des usages et des besoins des écosystèmes aquatiques, en concertation avec les acteurs du territoire** (Barthélémy *et al.*, 2009). C'est l'objet de ce guide qui propose d'aider à l'interprétation de scénarios de gestion des débits et de définir des niveaux de risque pour la ressource biologique (poissons dans le cas présent).

Quel est le lien avec les autres débits de gestion de la ressource en eau ?

Plusieurs seuils sont utilisés dans la gestion de la ressource en eau (Débit Objectif d'Étiage (DOE) •, Débit Seuil Alerte (DSA) • et Débit de Crise (DC) •). Ils sont fixés sur un ensemble de points nœuds • définis dans le SDAGE, des points nœuds complémentaires pouvant être ajoutés sur certains bassins par les SAGE concernés. Dans la région Loire-Bretagne, le DOE et les débits de crise (DSA, DCR) s'appuient en général sur la connaissance de l'hydrologie naturelle du cours d'eau et des niveaux de prélèvements actuels. Le plus souvent, la détermination des valeurs de ces débits de gestion se fait à partir des débits caractéristiques d'étiages • aux points nœuds.

Dans ce contexte, il peut être pertinent en certains points représentatifs pour l'enjeu piscicole de vérifier l'impact de la valeur du DOE ou des débits de crise sur les habitats de certaines espèces de poisson grâce à la méthode des microhabitats. La démarche proposée dans ce guide pourrait également venir nourrir les analyses dites HMUC (**Hydrologie, Milieux, Usages, Climat**) mises en avant dans le projet de Sdage Loire Bretagne 2016-2021⁸.

⁸ Projet de Sdage disponible sur : http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage/sdage_2016_2021/projet_de_sdage

PARTIE 2 : PRESENTATION DE LA DEMARCHE

A – La réalisation du diagnostic territorial :	11
Volet 1 - hydrologie : identification des déséquilibres quantitatifs.....	12
Volet 2 : Biologie - vie piscicole :	14
Volet 3 : géomorphologie des cours d'eau	17
 B – Définition de la stratégie de gestion territoriale :	18
Volet 4 : construire les scénarios de gestion quantitative :	18
Volet 5 : Mettre en œuvre des études sur l'impact des scénarios sur la vie piscicole (Méthodes micro-habitats)	18
Volet 6 : écrire la stratégie de gestion et le programme de mesures.....	19
 C – Conclusion / perspectives :	20
Retour d'expériences sur la mise en œuvre de la démarche sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta	20
Perspectives	21
Quelle applicabilité de ce guide à des territoires dans des contextes différents ?	21

La démarche proposée se découpe en différents volets visant dans un premier temps à réaliser un diagnostic territorial pour, dans un second temps, pouvoir définir une stratégie de gestion territoriale des ressources en eau. La figure 1 décrit le déroulé de la démarche proposée.

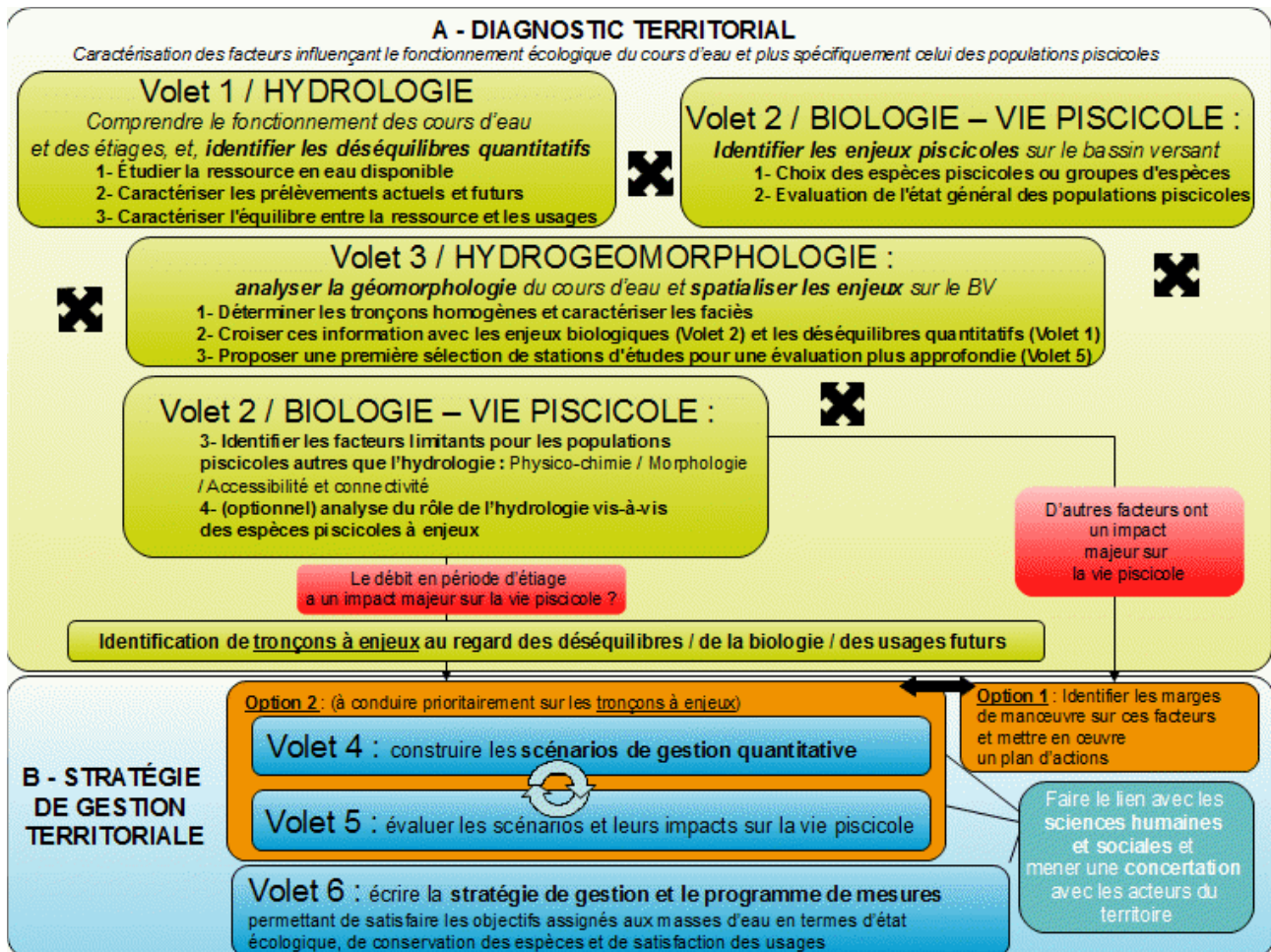


Figure 1. : Synoptique des étapes de travail à conduire pour appréhender la gestion quantitative de la ressource, intégrant la préservation des habitats piscicoles

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet a permis :

- 1/ d'élaborer une démarche globale (figure 1). Cette démarche vise à préciser l'ensemble des questions pertinentes à se poser pour appréhender la gestion quantitative de la ressource en eau tout en intégrant la vie piscicole.
- 2/ de proposer des approches pour aborder les différents volets de cette démarche en s'appuyant essentiellement sur le territoire pilote de l'Elle-Isole-Laïta. Ces approches pourraient être complétées ou d'autres approches pourraient être proposées pour aborder ces différents volets.

A – La réalisation du diagnostic territorial :

Le **diagnostic territorial** vise à :

- caractériser les déséquilibres quantitatifs de la ressource en eau,
- identifier les enjeux piscicoles sur le bassin versant en les spatialisant,
- identifier les facteurs autres qu'hydrologiques, susceptibles d'impacter la vie piscicole.

Ce diagnostic territorial s'appuie sur un volet « **hydrologie** », un volet « **biologie - vie piscicole** » et un volet « **hydrogéomorphologie** » qui sont à conduire en parallèle car ils s'alimentent les uns les autres. Chacun des volets de ce diagnostic territorial est subdivisé en plusieurs étapes.

Pour chaque volet, un premier niveau d'analyse simple consiste à s'appuyer sur les données existantes et facilement accessibles. Un second niveau d'analyse correspond à des approches complémentaires et optionnelles qui peuvent être mises en œuvre si la situation sur le bassin versant le justifie (par exemple s'il est montré que l'hydrologie en période d'étiage est le facteur le plus impactant pour la vie piscicole). Il s'agit alors de conduire une analyse plus poussée via la collecte de données complémentaires (via des études sur le terrain notamment) et/ou l'analyse experte pour une mise en relation des données et/ou la réalisation de modélisations plus complexes.

Volet 1 - hydrologie : identification des déséquilibres quantitatifs

Question à traiter dans le volet hydrologie

Dans ce volet il s'agit d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- Quelle est la ressource en eau disponible dans mon bassin versant et comment se répartit-elle dans l'espace et dans le temps (entre saisons et années) ? Comment fonctionne mon bassin versant et comment interagissent les cours d'eau et les nappes ?
- Quels sont les volumes d'eau utilisés et comment se répartissent-ils dans l'espace et dans le temps (entre saison et année) ? Comment les usages vont évoluer à l'avenir sur mon territoire ?
- En fonction des conditions météorologiques et des prélèvements, comment le système réagit-il ? A quel moment et où peuvent survenir les problèmes de déséquilibre quantitatif aujourd'hui et dans le futur ?

La connaissance du **fonctionnement hydrologique** du bassin versant permet de **caractériser les déséquilibres** observés dans l'espace et dans le temps en lien avec les prélèvements. Ces déséquilibres s'évaluent en étudiant le bassin versant dans son ensemble, de la quantification des flux d'eau écoulés dans les rivières à l'analyse de l'état quantitatif des ressources en eau souterraine (**l'hydrogéologie**) **en intégrant les prélèvements actuels et futurs en lien avec les usages du territoire**.

Afin d'identifier les déséquilibres quantitatifs, 3 étapes de travail sont proposées :

Étape 1 – Étudier la ressource en eau disponible

Lorsqu'il pleut, une partie de l'eau tombée repart vers l'atmosphère par évaporation ; une autre partie coule en surface ou s'infiltre dans le sous-sol pour être stockée. Ces deux derniers types d'eau alimentent la rivière et la nappe selon des processus différents, avec des vitesses différentes.

La description et la quantification de ces flux hydrologiques permettent de caractériser le fonctionnement hydrogéologique du bassin versant et les modalités d'alimentation en eau de la rivière.

La ressource en eau disponible dans une rivière est en effet variable dans le temps et dans l'espace et dépend des eaux souterraines qui y sont connectées. Il est indispensable de connaître la volumétrie des ressources disponibles dans le cours d'eau et dans les aquifères puis les relations entre ces deux ressources. Ces calculs peuvent être effectués sur tout le bassin versant ou dans des sous-bassins. Trois phases composent cette étape :

- Phase 1.1 : analyse des précipitations et des volumes écoulés en cours d'eau.
- Phase 1.2 : détermination de la contribution de l'aquifère ●.
- Phase 1.3 : modélisation du fonctionnement hydrologique du bassin et/ou des sous-bassins (phase optionnelle).
Dans certaines situations (enjeux majeurs sur le territoire), la conduite d'une modélisation pour affiner la connaissance du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique du bassin versant peut être nécessaire, soit pour compléter les informations disponibles sur le bassin, soit pour disposer d'un outil permettant d'évaluer les effets de scénarios d'évolution des usages de la ressource en eau et/ou de changements climatiques.

Étape 2 – Caractériser les prélèvements actuels et futurs en lien avec les usages sur le territoire

Il s'agit dans cette étape de caractériser les besoins actuels et à venir (sous forme de scénarios), des trois secteurs de consommation que sont l'eau potable, l'agriculture et l'industrie. Dans cet état des lieux il est important d'identifier les variations interannuelles et saisonnières et de distinguer les pompages de surface dans les cours d'eau de ceux dans la nappe.

Etape 3 – Caractériser l'équilibre entre la ressource et les usages, et examiner les évolutions possibles du système hydrologique

- Phase 3.1 : bilan de masse (bilan entre usages et ressources)
- Phase 3.2 : modélisation de l'impact des pressions anthropiques actuelles
- Phase 3.3 : intégration des scénarios futurs de gestion de la ressource en eau et des scénarios d'évolution de climat

La démarche est présentée de manière schématique à la figure 2.

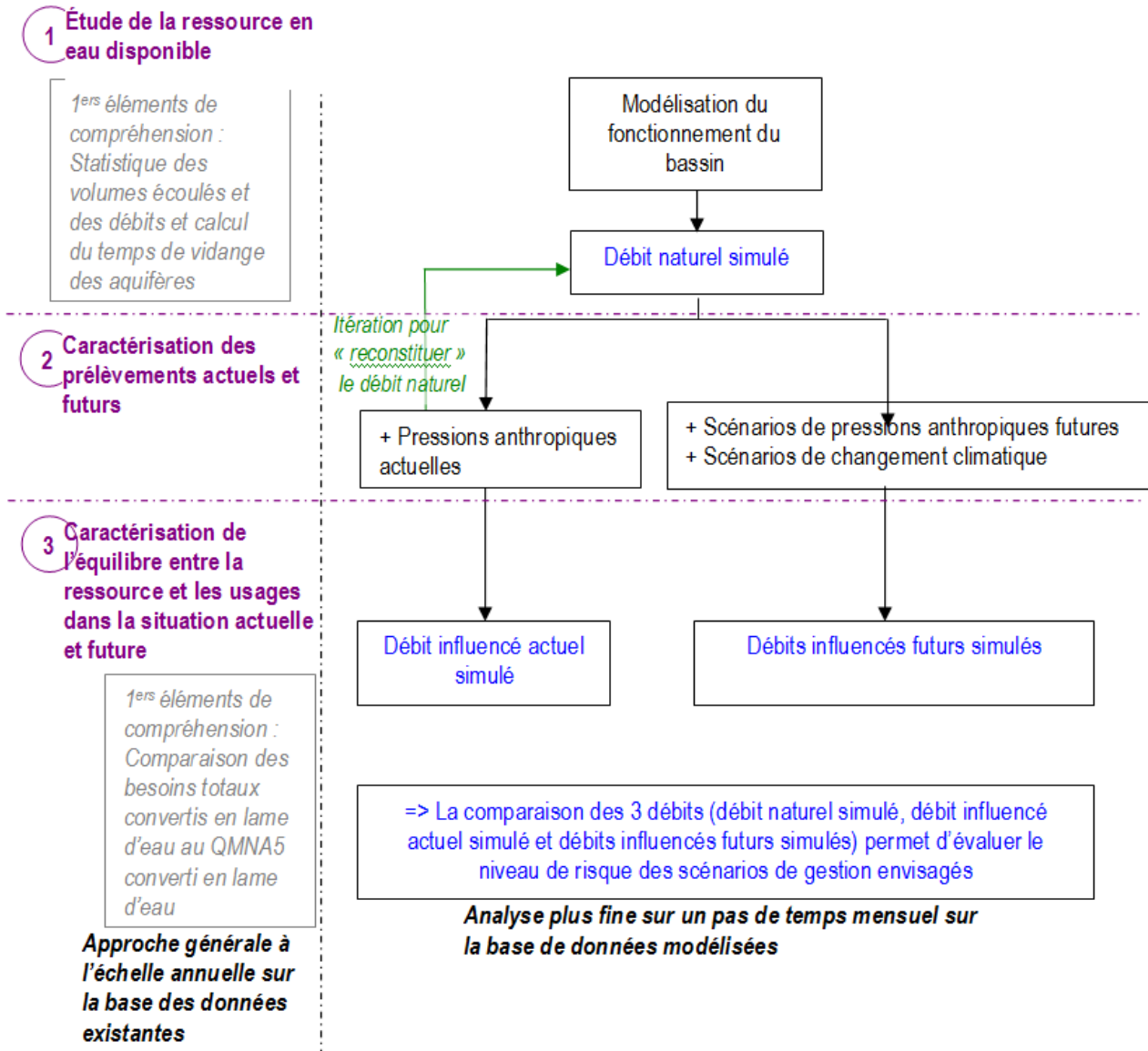


Figure 2 : Représentation schématique de la démarche proposée en trois étapes pour le volet 1 « hydrologie ». L'approche générale est présentée à gauche, l'analyse plus fine à droite.

Volet 2 : Biologie - vie piscicole :

Question à traiter dans le volet biologie – vie piscicole

Dans ce volet il s'agit d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- Les différents tronçons du bassin versant accueillent-ils les espèces de poissons qui devraient potentiellement s'y trouver ?
- Leur absence (ou faible abondance) est-elle due à des problèmes de déficit en eau ou à des facteurs autres que les débits tels que la chimie des eaux, les obstacles à l'écoulement, l'altération de la morphologie du cours d'eau ?

Afin d'aborder ce volet, il est proposé de dérouler la méthode selon les étapes suivantes en s'appuyant dans un premier temps sur une analyse des données existantes pour ensuite traiter et mettre en relation les différents jeux de données.

Étape 1 : Choix des espèces piscicoles à étudier

Lors de cette étape, il s'agit de répertorier les espèces présentes aujourd'hui et historiquement présentes et de choisir les espèces piscicoles ou groupes d'espèces susceptibles d'être impactées par des faibles débits d'étiages et donc à inclure dans la réflexion. Les espèces emblématiques et/ou bio-indicatrices ● seront conservées.

Étape 2 : Evaluer l'état général des populations piscicoles des différentes masses d'eau

Lors de cette étape, il s'agit :

- Phase 2.1 : d'analyser l'état général des masses d'eau du point de vue piscicole
- Phase 2.2 : de caractériser l'état des populations piscicoles en s'appuyant sur les données disponibles en termes d'abondance et d'évaluer leur stabilité temporelle.

Les données disponibles pour conduire ce travail sont :

- a) l'Indice Poisson Rivière (IPR)
- b) l'analyse des paramètres populationnels (densités et biomasses des poissons) issus des inventaires piscicoles (RHP puis RCS) et de leur stabilité temporelle,
- c) l'analyse des indices d'abondance et de leur stabilité temporelle

Si l'analyse conduite lors de cette phase met en évidence une variabilité temporelle des indicateurs, il est intéressant de conduire une analyse plus fine des fluctuations de ces indicateurs en fonction de différents facteurs dont le débit (voir étape 4 facultative).

Étape 3 : Evaluer l'impact potentiel des paramètres physico-chimiques et de l'accessibilité du cours d'eau sur les dynamiques numériques de populations de poissons

Il s'agit lors de cette étape de s'assurer que des facteurs autres que le débit ne sont pas limitants pour la biologie des espèces les plus sensibles et ce, en fonction de leurs stades de développement car les besoins ne sont pas les mêmes tout au long de leur cycle de vie.

A titre d'exemple, pour les salmonidés, il s'agit de la température du cours d'eau, du pH, du couple ammonium / ammoniac, des matières en suspension, de l'oxygène dissous ainsi que des nutriments : azote et phosphore favorisant l'eutrophisation du cours d'eau. La question de la continuité écologique des cours d'eau peut également être déterminante pour les migrateurs car conditionne l'accès aux zones de reproduction. Enfin la dégradation morphologique des cours d'eau influe négativement sur la vie piscicole. La fluctuation des débits n'aura en effet pas le même impact dans un système plus anthropisé.

Ainsi cette étape est découpée en 3 phases :

- Phase 3.1 : Physico-chimie de l'eau
- Phase 3.2 : Analyse des altérations morphologiques
- Phase 3.3 : Accessibilité des linéaires de cours d'eau pour les espèces migratrices (salmonidés notamment)

Hormis ces facteurs, pour les poissons migrateurs amphihalins, la dépose d'œufs par les géniteurs constitue également un facteur régulant l'abondance de la population de juvéniles sur le cours d'eau. Cependant, le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau n'est pas une donnée disponible sur l'ensemble des territoires bretons. Ainsi, en première approche, l'hypothèse forte suivante est faite : le nombre de géniteurs n'influe pas le recrutement en juvéniles de saumon sur des bassins où les populations de saumons sont très importantes et ne constitue donc pas un facteur limitant pour la vie et le niveau de population de ces espèces. Cette hypothèse n'est pas valable sur des cours d'eau ou les secteurs de cours d'eau en phase de restauration des populations.

En fonction des résultats obtenus lors des étapes 1 à 3, il sera envisageable ou non d'aborder l'étape 4 pour un tronçon de cours d'eau :

- | | |
|--|-----------|
| ⇒ Présence récurrente de facteurs physico-chimiques limitants ? | OUI / NON |
| ⇒ Présence de facteurs morphologiques limitants à fort impact ? | OUI / NON |
| ⇒ Très faible accessibilité du linéaire de cours d'eau étudié pour les espèces migratrices salmonidés, conduisant à des niveaux de population très bas ? | OUI / NON |

Si OUI à un ou plusieurs des items → il est important dans un premier temps d'identifier les possibilités de mesures de gestion pouvant lever, à plus ou moins brève échéance, ce(ces) facteur(s) limitant(s) prépondérant(s). Il est cependant important de ne pas négliger dans ce cas, l'impact négatif de la réduction des débits d'étiage. Des débits d'étiage trop faibles peuvent en effet venir renforcer l'impact des autres facteurs sur la vie et le développement piscicole.

Si NON à tous les items → le travail pourra être affiné par la recherche de la sensibilité de populations particulières aux fluctuations de débit : cf. étape 4

Etape 4 : Analyser l'impact du débit du cours d'eau sur les dynamiques des populations piscicoles

Dans les cas pour lesquels les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, la morphologie et/ou l'accessibilité des cours d'eau ne sont pas (ou très peu pour la caractéristique « accessibilité ») des facteurs limitant pour les activités des différentes espèces de poisson, il est envisageable d'étudier avec plus de précision l'influence des débits sur les densités et biomasses de poissons, sur les stations pour lesquelles des données de débits sont disponibles (au moins sur un site proche). Notamment, la relation entre les densités de poissons (et/ou les indices d'abondance) et le débit d'étiage est très importante pour aborder les problématiques de gestion quantitative de la ressource en eau.

A noter que cette étape est très délicate à conduire et demande donc une interprétation experte des analyses qui seront réalisées (voir approche ELOHA de Kendy et al., 2012).

La démarche est présentée de manière schématique à la figure 3 en page suivante

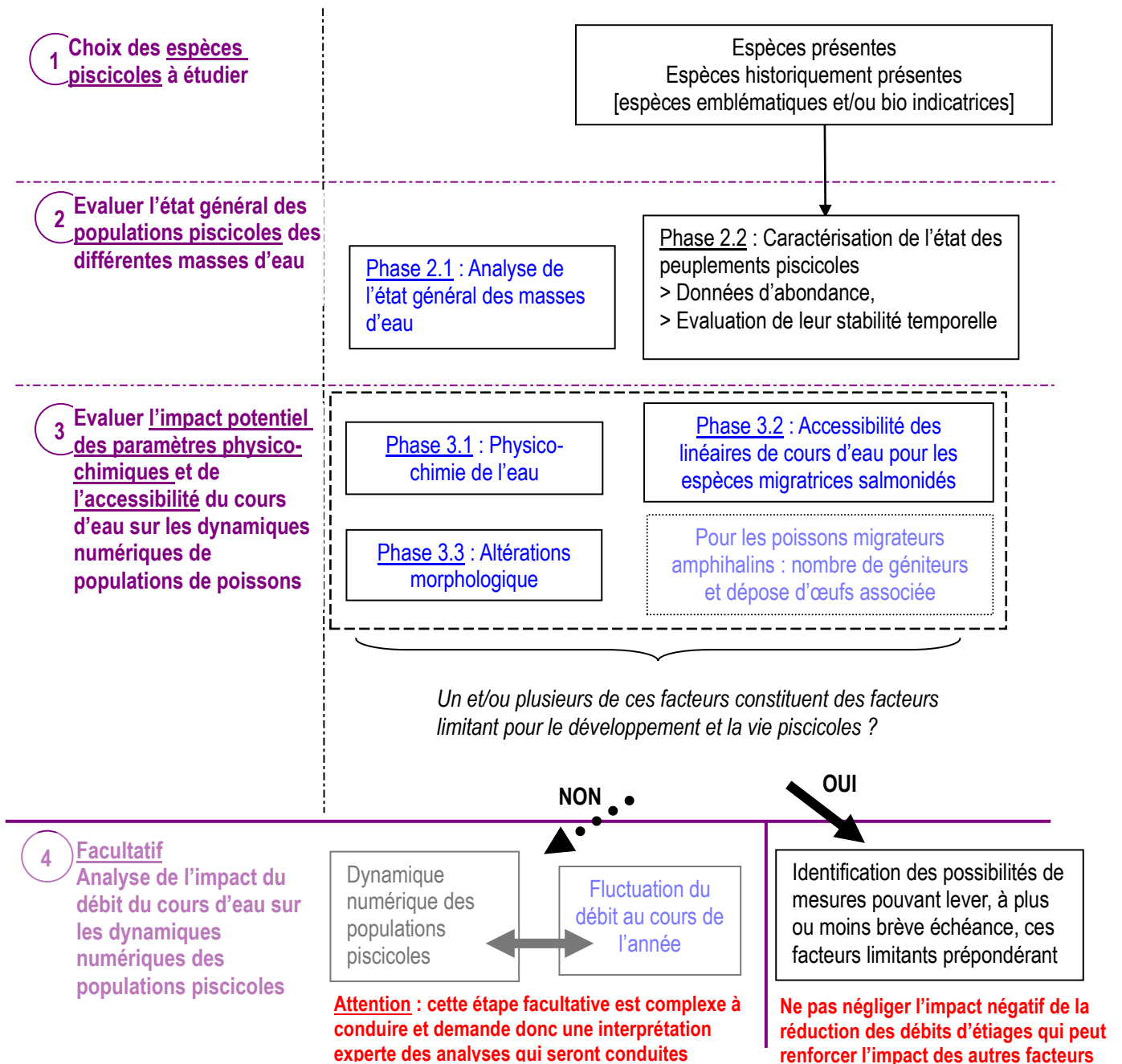


Figure 3 : Représentation schématique de la démarche proposée pour le volet 2 « biologie – vie piscicole »
 L'approche générale est présentée à gauche, l'analyse plus fine à droite.

Volet 3 : géomorphologie des cours d'eau

Question à traiter dans le volet géomorphologie des cours d'eau

Dans ce volet il s'agit d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- Quels sont les différents contextes morphologiques sur les cours d'eau du bassin versant ?
- Quelle est la représentativité de ces contextes dans les zones à enjeux au regard des déséquilibres quantitatifs, de la vie piscicole et/ou des usages futurs ?
- Quelles sont les stations d'études pertinentes si l'on souhaite mobiliser des outils de type microhabitat • ?

Ce volet vise au travers d'une analyse multi-échelle à dresser un diagnostic général de la morphologie des cours d'eau à l'échelle du bassin versant :

- 1) en sectorisant le réseau hydrographique en tronçons hydromorphologiques homogènes et en spatialisant ces tronçons,
- 2) sur des tronçons représentatifs, en analysant plus finement l'hétérogénéité de la morphologie (faciès d'écoulements, types d'habitats).

Cette analyse multi-échelle passe par l'identification de variables de la morphologie liées au fonctionnement du cours d'eau comme : pente, géologie, largeur du lit majeur, largeur du lit mineur, granulométrie, profondeur, encaissement, confluence, présence d'aménagement, sinuosité, nature des berges, présence de ripisylves.

Cette sectorisation et cette analyse permettent :

- **de compléter et de participer à l'interprétation effectuée à l'échelle du bassin versant** dans le volet 1 (caractérisation des déséquilibres quantitatifs) et volet 2 (caractérisation de l'état des peuplements piscicoles et des facteurs influant cet état) en s'appuyant sur un découpage du cours d'eau en tronçons hydromorphologiquement homogènes
- **d'évaluer**, dans l'hypothèse où des enjeux spécifiques auraient été révélés sur certaines zones du bassin versant (voir volets 1 et 2) :
 - **la représentativité** des contextes morphologiques des zones où ces enjeux sont présents,
 - **la répartition** de ces contextes morphologiques à l'échelle du bassin versant.

Cette analyse permet également, dans le cadre de la mise en œuvre d'une étude sur l'impact de scénarios hydrauliques sur la vie piscicole (Volet 5), :

- **d'aider au choix et/ou d'évaluer la représentativité des stations d'études** ponctuelles (mise en œuvre d'une méthode micro-habitats) à l'échelle du bassin versant,
- et en lien avec le volet 2, d'indiquer s'il y a lieu de se focaliser sur des faciès spécifiques au regard des espèces en présence.

Ce volet se compose des 3 étapes suivantes :

- **Etape 1** : déterminer des tronçons hydrogéomorphologiques homogènes sur les cours d'eau et caractériser les faciès présents,
- **Etape 2** : croiser des informations morphologiques avec les enjeux biologiques (cf. Volet 2) ainsi que les déséquilibres quantitatifs (cf. Volet 1) identifiés précédemment pour réaliser un diagnostic à l'échelle du bassin versant,
- **Etape 3** : proposer une première sélection de stations d'études pour conduire une évaluation plus approfondie (cf. Volet 5).

B – Définition de la stratégie de gestion territoriale :

Dans un second temps, à partir du diagnostic territorial, il s'agit de définir **la stratégie de gestion territoriale**.

Les éléments fournis à l'issue du diagnostic territorial doivent permettre :

- d'une part, d'identifier les tronçons à enjeux sur le territoire (au regard des enjeux piscicoles, des déséquilibres quantitatifs, des usages futurs)
- d'autre part, d'identifier les facteurs les plus impactant sur le territoire quant à la vie piscicole.

Au regard de ces éléments, la stratégie de gestion territoriale sera orientée :

- **option 1**, si le diagnostic territorial (les volets 1,2 et 3) met en avant que d'autres facteurs (que le débit du cours d'eau) ont un impact majeur sur la vie et le développement piscicole, le plan d'action devra se focaliser sur l'identification des marges de manœuvre sur ces différents facteurs : physico-chimie, accessibilité et connectivité, restauration de la morphologie du cours d'eau, Il est cependant important de ne pas négliger dans ce cas, l'impact négatif de la réduction des débits d'étiage qui peut venir renforcer l'impact des autres facteurs sur la vie et le développement piscicole.
- **option 2**, dès lors que le diagnostic territorial met en avant que les débits en période d'étiage peuvent avoir un impact sur la vie piscicole et/ou que les projections futures mettent en avant un déséquilibre quantitatif pouvant impacter la vie piscicole, il s'agit alors **sur les tronçons à enjeux** :
 - de construire des scénarios de gestion quantitative de la ressource en eau (**volet 4**)
 - puis de traduire ces scénarios en termes d'habitat (**volet 5**) pour en évaluer les impacts sur les habitats piscicoles.

La compilation de ces éléments et leur mise en débat avec les acteurs du territoire doivent permettre de définir, via une démarche concertée, la stratégie de gestion de la ressource. En découleront les programmes de mesures permettant de satisfaire les objectifs assignés aux masses d'eau en termes d'état écologique, de conservation des espèces et de satisfaction des usages (**volet 6**).

Volet 4 : construire les scénarios de gestion quantitative :

Les **volets 4 et 6** ne sont pas détaillés dans la présente version du guide qui a vocation à évoluer et à être complété.

Il est important lors des différents volets de la démarche d'associer les différents acteurs du territoire et tout particulièrement lors de ce volet destiné à construire des scénarios de gestion quantitative des ressources en eau.

Comment est caractérisé un scénario de gestion quantitative ?

Pour cette phase, afin de pouvoir évaluer l'impact de chaque scénario sur la vie piscicole (volet 5), il est important de disposer, pour chacun des scénarios de gestion envisagés au droit des tronçons à enjeu, des valeurs de débit ainsi que de leur durée d'application possible vis-à-vis des cycles hydrologiques. En d'autres termes, on cherchera à estimer pour chaque scénario de gestion, une valeur de débit minimal pour les étiages et une durée de ces « nouveaux » étiages.

Volet 5 : Mettre en œuvre des études sur l'impact des scénarios sur la vie piscicole (Méthodes micro-habitats)

Question à traiter dans le volet « méthode micro habitats »

Il s'agit dans ce volet de pouvoir répondre à la question suivante : Comment quantifier les impacts des scénarios de gestion envisagés sur les espèces piscicoles à enjeux et notamment sur leurs habitats ? Quels sont les compromis possibles ?

Ce volet vise à :

- Evaluer, sur les tronçons à enjeux, **l'évolution du potentiel d'habitat aquatique pour les différents scénarios de gestion de débit identifiés**,
- Identifier les niveaux de risques associés à des fluctuations de débits.

L'évaluation des impacts des scénarios de gestion hydrologique sur les habitats aquatiques et notamment sur les habitats piscicoles repose sur la mise en œuvre de méthodes d'aide à la détermination de débit minimum biologique. Dans le domaine des habitats piscicoles, la méthode s'appuyant sur celle des microhabitats est actuellement l'une des plus employées.

D'autres outils et/ou méthodologies ainsi que des adaptations de protocoles peuvent être proposées dès l'instant où les caractéristiques des habitats piscicoles qui doivent être évaluées ne rentrent pas dans le champ des protocoles standardisés proposés dans les outils d'application de la méthode des microhabitats.

L'utilisation de ces méthodologies doit s'appuyer sur un ensemble de données préalables issues des différents volets du diagnostic territorial (volets 1 à 3).

Pour aborder ce volet, il est proposé de dérouler les 2 étapes suivantes :

- **Etape 1 : fournir des éléments chiffrés quant aux modifications des habitats aquatiques** et surtout des habitats piscicoles sur différents tronçons sur le bassin versant, ceci en fonction des scénarios de modification des débits d'étiage transitant dans le cours d'eau. Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes :
 - Phase 1.1 : détermination des stations d'étude représentatives de la sensibilité des habitats aux débits en s'appuyant sur les volets 1 à 3 du diagnostic territorial,
 - Phase 1.2 : choix des méthodologies les plus adaptées au contexte (espèces à enjeux et d'habitats concernés),
 - Phase 1.3 : mise en œuvre des méthodologies de caractérisation des habitats et de leur sensibilité au débit.
- **Etape 2 : évaluer le risque écologique, notamment pour le peuplement piscicole, associé aux modifications d'habitats** induites par les différents scénarios de débits d'étiage envisagés.
Il s'agit, lors de cette seconde étape,
 - d'évaluer les risques en termes de pertes d'habitat en projetant les débits associés aux scénarios de gestion sur la courbe d'évolution des habitats en fonction du débit ;
 - et également d'estimer les conséquences des pertes potentielles d'habitat vis-à-vis du fonctionnement général des populations de poissons.

L'identification du niveau de risque associé à un scénario de gestion quantitative repose sur la sensibilité des habitats piscicoles vis-à-vis des bas débits. Cette sensibilité est appréhendée dans cette étape de l'étude au travers de l'évolution de surfaces d'habitat potentiel pour une espèce donnée et un stade de développement donné. Le risque est reflété par des pertes d'habitat par rapport à des situations d'hydrologie de référence (ou par rapport à un autre scénario de gestion). Ces pertes s'expriment en pourcentage de pertes de quantité d'habitat disponible qu'il convient de ramener à une durée ou une saisonnalité.

Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes :

- Phase 2.1 : Détermination des groupes d'espèces et stades cibles de développement en lien avec les volets 1 à 3 du diagnostic territorial,
- Phase 2.2 : Calcul des surfaces d'habitat disponibles en fonction des valeurs de débits pour les stations d'étude et les tronçons,
- Phase 2.3 : Détermination des plages de sensibilité des habitats aux débits et définition des niveaux de risque. Cette phase vise à estimer l'impact des évolutions de débit sur les habitats piscicoles en positionnant une valeur de débit minimal pour les étiages et une durée de ces « nouveaux » étiages sur différentes courbes afin d'estimer le pourcentage de perte d'habitat disponible associé aux scénarios de gestion envisagés.

Volet 6 : écrire la stratégie de gestion et le programme de mesures

Les **volets 4 et 6** ne sont pas détaillés dans la présente version du guide qui a vocation à évoluer et à être complété.

C – Conclusion / perspectives :

Le guide décline au travers de différentes fiches les volets 1, 2, 3 et 5 de la démarche présentée ci-dessus. Il ne traite pas des volets 4 et 6 qui feront l'objet de compléments dans une prochaine version du guide.

Il s'appuie sur le travail d'expertise conduit par Philippe Baran du pôle d'écohydraulique Onema – IMFT - Irstea de Toulouse, sur le bassin de l'Elle Isole Laïta et sur les contributions de différentes équipes scientifiques sur les volets hydrologie et hydrogéologie (Laurent Longuevergne de l'Université de Rennes 1), morphologie (Simon Dufour et Nadia Dupont de l'Université Rennes 2) et biologie (Dominique Ombredane d'Agrocampus Ouest).

Tous les volets de la démarche n'ont pu être appliqués sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta. Le guide a donc vocation à évoluer en fonction des retours d'expériences de territoires volontaires qui souhaiteraient se lancer dans la démarche.

Retour d'expériences sur la mise en œuvre de la démarche sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta

La mise en œuvre de la démarche sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta a soulevé un certain nombre de questions qui sont détaillées dans les fiches techniques descriptives de chaque volet. Ci-après sont rappelés les principaux points d'attention et questionnements issues de ces réflexions :

- l'association des collecteurs/producteurs de données aux analyses des résultats : la mise en œuvre de l'approche nécessite l'analyse de données issues de bases de différentes origines. Outre les informations rassemblées au sein de ces bases, certaines données qualitatives doivent être prises en compte pour pouvoir utiliser au mieux ces données et/ou interpréter correctement les résultats obtenus. Cela nécessite donc d'associer le producteur de ces données pour préciser d'éventuelles conditions particulières d'échantillonnage, de changement de protocole d'acquisition de données, ...
- l'identification et le choix des indicateurs les plus pertinents à mobiliser dans les différents volets. Pour certains volets, différents indicateurs peuvent être proposés nécessitant potentiellement une expertise importante. Lamouroux et al. (soumis) dans la démarche de définition des débits écologiques identifient une étape à part entière : « *étape 3) Identification des métriques pertinentes pour décrire les altérations (usages et milieu)* »,
- un des enjeux du diagnostic territorial consiste à spatialiser les différents enjeux : usages / déséquilibres quantitatifs / piscicoles afin d'identifier les « tronçons à enjeu » sur le bassin versant. Or cet exercice peut s'avérer complexe, d'une part au regard des données disponibles (Elles ne sont pas disponibles en tout point du réseau hydrographique) et d'autre part, car cela peut conduire à utiliser des modèles hydrologiques plus complexes nécessitant un plus grand nombre de données en entrée. Il faut donc peser le pour et le contre avant de s'engager dans une telle démarche au regard des objectifs du territoire, du temps et du coût que cela peut engendrer,
- certaines étapes sont très délicates à conduire et demandent une interprétation experte des analyses. C'est le cas par exemple de l'étape 4 du volet 2 (Biologie – Vie piscicole) visant à analyser les impacts du débit du cours d'eau sur les dynamiques de populations piscicoles.

Par ailleurs, si la démarche générale présente un intérêt pour l'ensemble des bassins versants bretons, il convient d'être vigilant quant à l'extrapolation et la réutilisation des analyses proposées dans chacun des volets sur d'autres bassins-versants. En effet sur le bassin-versant étudié (Elle-Isole-Laïta), l'habitat très diversifié offre de nombreuses capacités d'accueil pour les juvéniles de poissons même en cas d'étiage sévère, ce qui n'est pas le cas sur de nombreux autres bassins où l'hydromorphologie est plus altérée. C'est pourquoi la démarche vise à intégrer l'ensemble des facteurs impactant la vie et le développement des poissons et pas uniquement le débit des cours d'eau en période d'étiage.

Perspectives

Le croisement cartographique des enjeux piscicoles et des zones où les déséquilibres quantitatifs s'expriment n'a pu être conduit de manière fine dans le cadre de la mise en œuvre de la démarche sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta. Il pourrait être intéressant de creuser cette dimension.

Lorsque l'on s'intéresse à des populations de poissons migrateurs amphihalins anadromes (tel que le saumon atlantique), le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau conditionne la « dépose d'œufs » et donc l'abondance de juvéniles. Dans une première approche sur le saumon atlantique, l'hypothèse forte que le nombre de géniteurs n'influe pas sur le recrutement en juvéniles sur des bassins où les populations sont très importantes et ne constitue donc pas un facteur limitant a été faite. Dans une seconde approche, il pourrait être intéressant d'intégrer cette dimension dans l'analyse. En effet, les fluctuations peuvent être très importantes, également sur des stations productives (Caudal, Prévost, 2014⁹). En l'absence de données sur le bassin versant étudié, ce travail pourrait être réalisé en s'appuyant sur les données disponibles pour d'autres bassins versants présentant des conditions morpho-hydro-climatiques similaires.

L'analyse pourrait aussi être plus poussée en intégrant le lien entre le débit en période d'étiage et le développement des juvéniles de cette espèce (croissance, ...).

Ainsi, il serait intéressant de poursuivre le traitement des données disponibles au travers d'une analyse multifactorielle permettant d'identifier les principaux facteurs influant sur la vie piscicole et les éventuelles corrélations entre les différents facteurs. Un travail de recherche en ce sens est en cours de réflexion au sein de BGM en collaboration avec les FDDPMA et l'INRA.

Par ailleurs, ce guide s'intéresse à la vie piscicole mais d'autres groupes animaux (invertébrés benthiques et hyporhéiques, amphibiens par exemple) ou végétaux (macrophytes, diatomées, ...) peuvent être impactés par différents facteurs dont les variations de débit, notamment en période d'étiage. Il serait donc intéressant d'intégrer également cette dimension non abordée dans cette version du guide. Cependant, les séries chronologiques sur ces groupes d'organismes aquatiques sont très rares bien qu'ils soient l'objet d'enjeux de conservation ou de biodiversité.

Quelle applicabilité de ce guide à des territoires dans des contextes différents ?

Sur le territoire pilote sur lequel la démarche a été déroulée, la morphologie des cours d'eau est relativement préservée. Il serait donc intéressant de mettre en œuvre les différentes étapes de cette démarche sur des bassins versants plus anthropisés.

⁹ Caudal A.L., Prévost E., 2014. *Etat du stock de saumon atlantique (Salmo salar) du Scorff (Bretagne Sud, France) en 2013 : production de smolts, retours d'adultes, échappement, taux d'exploitation et de survie. Volet Poissons Migrateurs. Contrat de projet Etat-Région 2007-2013*, 17 p.

PARTIE 3 : FICHES TECHNIQUES DESCRIPTIVES DE 4 VOLETS DE LA DEMARCHE

VOLET 1 : identifier les déséquilibres quantitatifs

Fiche HYDROLOGIE

Objectif	24
Méthode générale proposée	24
Définition des principaux concepts	26
Étape 1 – Étudier la ressource en eau disponible	30
Étape 2 – Caractériser les prélèvements en lien avec les usages des ressources	38
Étape 3 – Caractériser l'équilibre ressources / usages et examiner l'évolution possible du système hydrologique	39
Difficultés / points d'attention / perspectives	45

Auteur : Laurent Longuevergne, Géosciences, Rennes 1

Autre contributeur : Bruno Mougin, BRGM

Objectif

Dans ce volet il s'agit d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- 3) Quelle est la ressource en eau disponible dans mon bassin versant et comment se répartit-elle dans l'espace et dans le temps (entre saisons et années) ? Comment fonctionne mon bassin versant et comment interagissent les cours d'eau et les nappes ?
- 4) Quels sont les volumes d'eau utilisés et comment se répartissent-ils dans l'espace et dans le temps (entre saison et année) ? Comment les usages vont évoluer à l'avenir sur mon territoire ?
- 5) En fonction des conditions météorologiques et des prélèvements, comment le système réagit-il ? A quel moment et où peuvent survenir les problèmes de déséquilibre quantitatif aujourd'hui et dans le futur ?

Méthode générale proposée

Afin d'identifier les déséquilibres quantitatifs, 3 étapes de travail sont nécessaires :

- **Étape 1** : Étudier la ressource en eau disponible,
- **Étape 2** : Caractériser les prélèvements actuels et futurs en lien avec les usages sur le territoire,
- **Étape 3** : Caractériser l'équilibre entre les ressources et les usages et examiner les évolutions possibles futures du système hydrologique.

D'une manière générale, il s'agit de déterminer si les déséquilibres éventuels sont liés à des apports météorologiques faibles par rapport aux besoins, et/ou à une limitation de stockage géologique.

Étape 1 – Étudier la ressource en eau disponible

Lorsqu'il pleut, une partie de l'eau tombée repart vers l'atmosphère par évaporation ; une autre partie coule en surface ou s'infiltre dans le sous-sol pour être stockée. Ces deux derniers types d'eau alimentent la rivière et la nappe selon des processus différents, avec des vitesses de transfert différentes.

La description et la quantification de ces éléments (flux hydrologiques) permettent de caractériser le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique du bassin versant et les modalités d'alimentation en eau de la rivière.

La ressource en eau disponible dans une rivière est en effet variable dans le temps et dans l'espace et dépend des eaux souterraines qui y sont connectées. Il est indispensable de connaître la volumétrie des ressources disponibles dans le cours d'eau et dans les aquifères puis les relations entre ces deux ressources. Ces calculs peuvent être effectués sur tout le bassin versant ou dans des sous-bassins. Trois phases qui seront détaillées plus loin composent cette étape :

- Phase 1.1 : analyse des précipitations et des volumes écoulés en cours d'eau. Une approche statistique simple peut être utilisée afin d'étudier les précipitations (volumes d'eau tombés) et les volumes d'eau écoulés sur l'année ou la saison et les valeurs de débit en très basses eaux (étiage). Cette approche peut être conduite en différents points du bassin versant, sur la base des données des stations de jaugeage et des données spatialisées de précipitations de Météo France.
- Phase 1.2 : détermination de la contribution de l'aquifère. Afin de comprendre pourquoi certains secteurs sont soumis à des étiages plus prononcés que d'autres, il est intéressant de décrire le fonctionnement hydrogéologique du bassin versant et des sous-bassins qui le composent en calculant les temps pendant lesquels les aquifères vont pouvoir soutenir l'étiage des cours d'eau connectés à ceux-ci.
- Phase 1.3 : modélisation du fonctionnement hydrologique du bassin et/ou des sous-bassins (phase optionnelle).

Dans certaines situations (enjeux majeurs sur le territoire), la conduite d'une modélisation pour affiner la connaissance du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique du bassin versant peut être nécessaire pour compléter les informations disponibles sur le bassin.

Ainsi, pour aller plus loin, on peut utiliser la modélisation hydrologique simulant le débit d'un cours d'eau à partir des données climatiques et travailler sur un pas de temps plus fin (mensuel) en tenant compte de la variabilité temporelle des événements pluvieux. Cela permet par exemple d'approcher le débit naturel en simulant l'évolution du débit du cours d'eau en fonction du temps.

Étape 2 – Caractériser les prélèvements actuels et futurs en lien avec les usages sur le territoire

Il s'agit dans cette étape de caractériser les besoins actuels et à venir (sous forme de scénarios), des trois secteurs de consommation que sont l'eau potable, l'agriculture et l'industrie. Dans cet état des lieux il est important d'identifier les variations interannuelles et saisonnières et de distinguer les pompages de surface dans le cours d'eau de ceux dans la nappe.

Etape 3 – Caractériser l'équilibre entre la ressource et les usages, et examiner les évolutions possibles du système hydrologique

- Phase 3.1 : bilan de masse (bilan entre usages et ressources). La comparaison des besoins totaux et des débits en période critique permet ainsi d'avoir une première information sur le niveau de risque encouru (attention aux unités de comparaison : comparer des informations comparables mm / an ou mm / mois). En fonction des enjeux du territoire, il peut par exemple être intéressant d'appliquer l'analyse en comparant le QMNA5 • aux prélèvements mensuels estivaux.
- Phase 3.2 : modélisation de l'impact des pressions anthropiques actuelles. Pour aller plus loin, il est intéressant de reprendre le modèle développé lors de l'étape 1 (phase 1.3) et d'y ajouter les pressions anthropiques actuelles.
- Phase 3.3 : intégration des scénarios futurs de gestion de la ressource en eau et des scénarios d'évolution de climat. Pour avoir une vision prédictive, il est intéressant de reprendre le modèle développé lors de l'étape 1 (phase 1.3) et d'y ajouter les pressions anthropiques à venir ainsi que les prévisions de changement climatique, afin de simuler les effets sur les débits des rivières. La comparaison des différents débits simulés avant et après l'ajout des pressions anthropiques permet de mesurer le niveau de risque associé aux scénarios de gestion envisagés.

La démarche est présentée de manière schématique à la figure 1.1 :

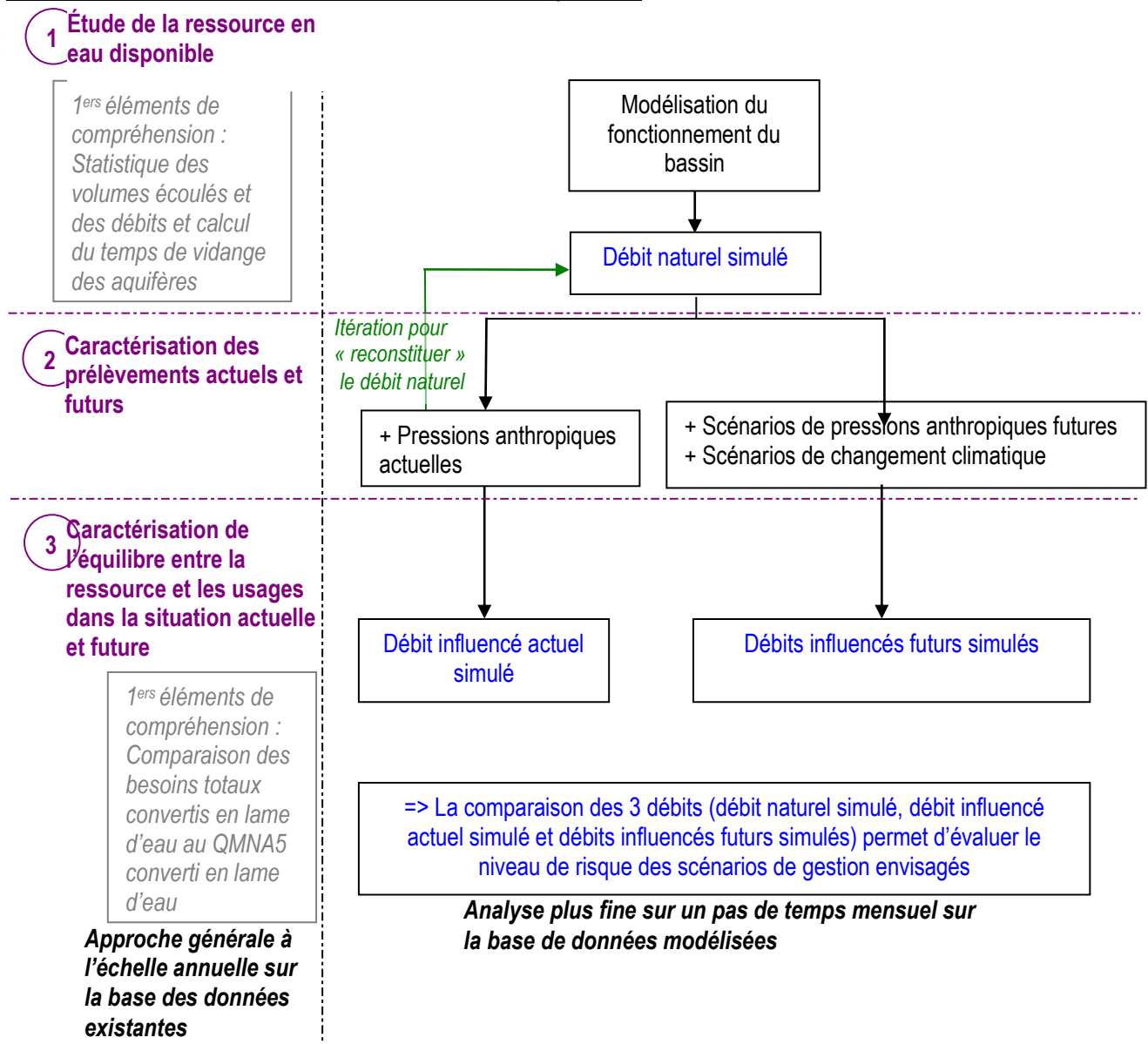


Figure 1.1 : Représentation schématique de la démarche proposée en trois étapes pour le volet 1 « hydrologie ». L'approche générale est présentée à gauche, l'analyse plus fine à droite.

Définition des principaux concepts

Le cycle hydrologique

Le cycle de l'eau (ou cycle hydrologique) est une représentation du parcours entre les grands réservoirs naturels de stockage et de transit de l'eau sous forme liquide, solide ou gazeux sur Terre : les océans, l'atmosphère, les lacs, les cours d'eau, les nappes d'eaux souterraines et les glaciers. Les « moteurs » de ce cycle sont :

- l'énergie solaire qui génère l'évaporation de l'eau et entraîne tous les autres échanges,
- la gravité qui contrôle les écoulements sur la partie continentale.

Si le cycle de l'eau est planétaire et perpétuel, il est nécessaire de le fractionner dans l'espace et dans le temps à des échelles compatibles avec les questions posées par les gestionnaires de l'eau. Le bassin versant constitue souvent l'unité privilégiée pour faire des bilans hydrologiques. Les principaux flux du cycle de l'eau dans un bassin versant sont : les précipitations, l'évapotranspiration, et le transfert dans les cours d'eau et les eaux souterraines via l'infiltration, l'exfiltration et le ruissellement (cf. figure 1.2).

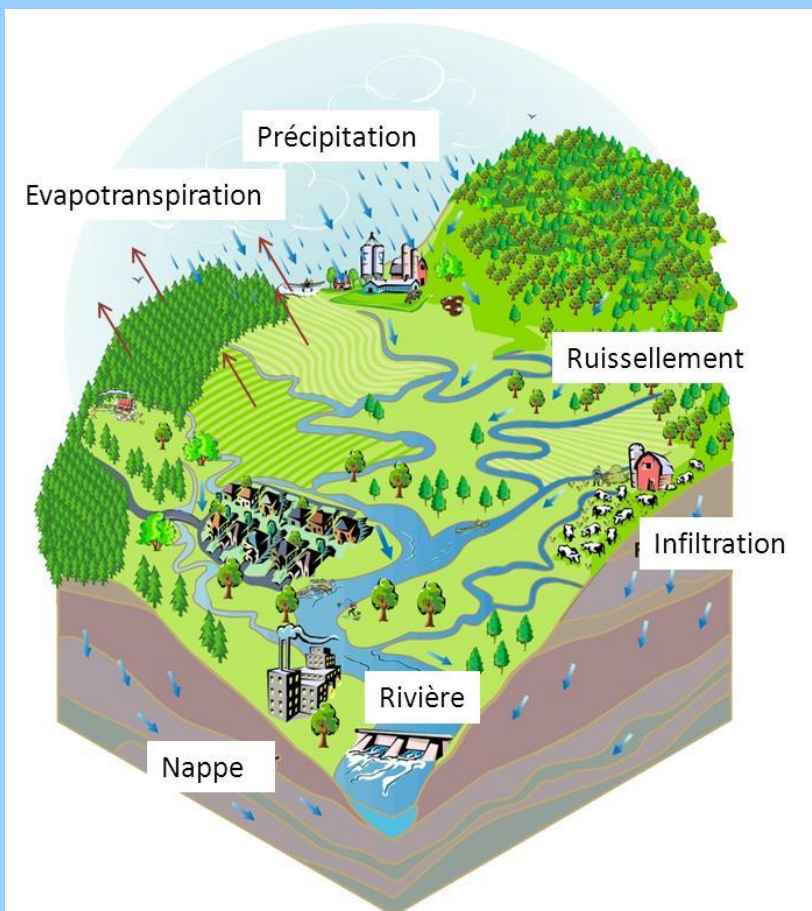


Figure 1.2 : Partie continentale du cycle hydrologique, reliant précipitations, évapotranspiration et débit des rivières.

Adapté de http://courtenaygeo12.blogspot.fr/2010_04_01_archive.html

Les variations de débits d'un cours d'eau au long de l'année, ou régime hydrologique, dépendent du forçage climatique (pluie et demande évaporatoire) et des processus de stockage et de transfert d'eau dans le bassin versant.

La connaissance des précipitations, de l'évapotranspiration et du débit du cours d'eau permet d'établir un bilan hydrologique et de comprendre le comportement du bassin, de manière globale.

Ainsi, à l'échelle du bassin versant, un bilan de masse permet de relier la variation temporelle (dt) du stock d'eau

(dS) avec les différents flux de précipitation P , d'évapotranspiration ET et le débit Q :

$$\frac{dS}{dt} = P - ET - Q \quad (1)$$

Mais le bilan annuel des flux d'eau n'est pas suffisant pour décrire la situation d'un bassin en période d'étiage. **Il faut s'intéresser aux zones de stockage pour comprendre les variations de débit dans les rivières.**

Zones de stockage, rôle des eaux souterraines dans la formation du débit

Nota : les ordres de grandeurs et les exemples fournis ci-après sont spécifiques au contexte breton

Certaines couches géologiques dites aquifères permettent de stocker temporairement et de faire circuler de l'eau de pluie infiltrée jusqu'à un exutoire (en général une rivière). Les précipitations plus ou moins localisées dans le temps sont donc transformées en un débit ininterrompu dans les rivières même après plusieurs jours sans pluie, signature d'une contribution lente au débit générée par les milieux souterrains.

La **pluie efficace** correspond à la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle, exprimée en mm. L'eau des précipitations efficaces est répartie, à la surface du sol, en deux fractions : le ruissellement et l'infiltration. En France, la recharge de la nappe s'effectue dans la période hivernale lorsque les précipitations sont supérieures à la demande évaporatoire. Sur une année en Bretagne, approximativement 50% de l'eau de pluie est évapotranspirée par la végétation. Le pourcentage de l'eau de pluie qui s'infiltré est très variable d'un secteur à l'autre, évoluant de 10 à 40 % (modélisations effectuées sur 70 rivières bretonnes ; Mougin et al. 2008), en fonction de la pente, de l'occupation du sol, de la nature des terrains.

L'eau de pluie qui s'infiltré participe tout d'abord à l'alimentation de la zone non saturée (partie du sous-sol située entre la surface du sol et la surface de la nappe, dont les réserves sont fréquemment de l'ordre de 100 mm d'eau). Lorsque ce stock est pourvu, l'eau peut alors s'écouler vers les couches plus profondes (la nappe souterraine), selon une vitesse de 1 à 3 m/an dans la zone non saturée (Gascuel-Oudou et al., 1986), vers le milieu saturé en profondeur (la nappe souterraine), participant ainsi à sa recharge. Selon la période de l'année, la profondeur de la nappe varie entre des niveaux hauts (voire affleurants) l'hiver et bas l'été.

Dans le massif Armoricaire, l'eau, une fois dans la nappe, suit un trajet à dominante horizontale vers l'exutoire le plus proche (source, rivière, captage, forage...). La vitesse de déplacement de l'eau dans la nappe varie notamment en fonction de la pente, de l'état d'altération et de fracturation des milieux souterrains. Globalement, cette vitesse horizontale est relativement lente (de 0,05 à 0,5 m/jour), et le temps nécessaire au renouvellement du volume d'eau contenu dans un aquifère donné, est généralement long, de l'ordre de 10 à 30 ans en moyenne. Cette lenteur du transit de l'eau au sein des réservoirs aquifères souterrains, présente l'intérêt de les rendre moins sensibles et dépendants des aléas climatiques que les cours d'eau. Toutefois, le temps de transfert de l'eau dépendant de la distance entre la zone d'infiltration et l'exutoire, l'eau infiltrée dans le sous-sol tout près de l'exutoire peut donc s'y retrouver relativement vite.

On peut donc distinguer plusieurs compartiments de stockage de l'eau qui diffèrent par leur temps caractéristique :

- les eaux de surface ayant une dynamique rapide vers le cours d'eau (écoulement rapide de l'ordre de la journée, pour les bassins versants bretons),
- la zone non saturée comprise entre la surface du sol et la nappe. Elle comprend le sol où l'eau est disponible pour la végétation et utilisée en évapotranspiration, et la zone sous-jacente d'infiltration vers la nappe, qui a une dynamique plus lente (de l'ordre de 10 jours),
- la zone saturée (ou systèmes aquifères ou nappe), principal contributeur au soutien du débit des rivières, qui répond le plus lentement (de l'ordre du mois). Ces systèmes aquifères se caractérisent par une hétérogénéité marquée des vitesses d'écoulement d'eau.

Entre ces différentes zones de stockage, différents flux peuvent être amorcés, ou non, en fonction de la quantité d'eau stockée dans les compartiments. Ainsi, un sol très humide permettra un écoulement en surface rapide et une infiltration dans les systèmes aquifères. Au contraire, un sol sec bloquera l'essentiel des flux de redistribution d'eau.

Afin de caractériser la dynamique de la nappe et déterminer sa contribution à l'écoulement de la rivière, les hydrologues proposent de conceptualiser le bassin versant à partir des hydrogrammes (courbes d'évolution du débit dans le temps à la figure 1.3). Ils distinguent :

- le débit de base (ou écoulement de base) du cours d'eau qui constitue la partie du débit d'un cours d'eau qui provient exclusivement des nappes souterraines. Il s'agit de la contribution majoritaire au débit du cours d'eau pendant les périodes sans précipitations.
- Les écoulements plus rapides (Q_{surf}). Il s'agit des écoulements de la surface et d'une contribution de la zone non saturée.

Le débit total intègre le débit (ou écoulement) de base et les écoulements plus rapides.

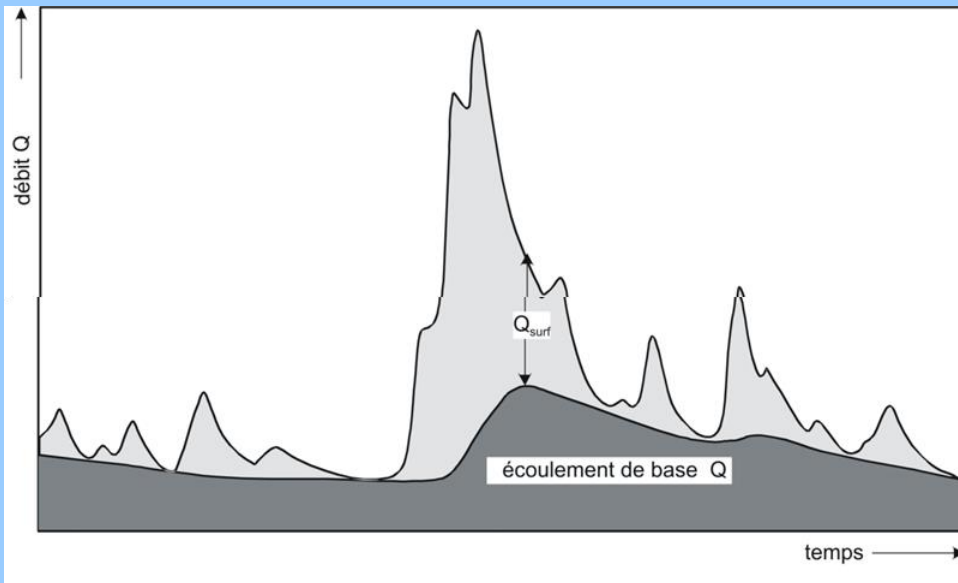


Figure 1.3 : Représentation schématique des contributions respectives des différentes zones de stockage au débit d'une rivière.

Ainsi, la partie gris claire sur la figure 1.3 correspond aux écoulements « rapides » (par exemple de surface et de sub-surface), tandis que la partie foncée correspond à la contribution de la nappe (écoulement de base). Cette conceptualisation sera utilisée pour déterminer la vitesse de vidange des nappes dans les rivières.

Plusieurs méthodes de séparation des hydrogrammes existent pour estimer la contribution des aquifères (plus ou moins complexes et plus ou moins entachées d'incertitudes) :

- les méthodes de traitement de données (comme WHAT : <https://engineering.purdue.edu/~what/>),
- la méthode d'extraction des débits de base et le calcul du temps de vidange (Wittenberg, H. 2009)
- la mise en place d'un modèle hydrologique.

Les eaux souterraines participent à l'alimentation des cours d'eau, avec des variations selon les périodes de l'année (participation maximale à l'étiage). Dans le cadre du projet SILURES Bretagne (Mougin et al. 2008) la contribution globale annuelle des eaux souterraines aux débits totaux des cours d'eau a été quantifiée pour 70 rivières bretonnes. La participation moyenne des eaux souterraines est d'environ 55 % mais cette participation est très variable dans l'année et selon les bassins (variabilité spatio-temporelle). Par exemple, la participation des eaux souterraines varie de 38 à 83 % pour respectivement les bassins versants de la Rance et de la Noë Sèche.

Les systèmes hydrogéologiques bretons

En Bretagne, la partie souterraine du cycle de l'eau présente des spécificités. En effet, le sous-sol breton est majoritairement constitué de roches dures anciennes dites « de socle ». Dans ces roches de socle, il n'existe pas de grands aquifères, mais une mosaïque de petits systèmes imbriqués, qui peuvent être continus ou indépendants les uns des autres. En complément de ces aquifères de socle, il existe également des aquifères alluviaux et des aquifères sédimentaires localisés dans de petits bassins d'âge tertiaire.

La première étape consisterait à cartographier le bassin versant hydrogéologique (déterminer la zone qui contribue au débit d'une rivière), qui est potentiellement différente du bassin versant topographique. Cependant, on fait généralement l'approximation qu'il y a cohérence entre bassin versant topographique et souterrain (cf. Carn-Dheilly, 2008), les bilans d'eau souterraine et de surface sont donc réalisés à l'échelle du bassin versant topographique (délimité par la ligne de crêtes).

Un système aquifère, c'est à la fois un réservoir capable d'emmagasiner des volumes plus ou moins importants d'eau provenant des pluies infiltrées, et un conducteur permettant les écoulements souterrains et la vidange progressive du réservoir vers ses exutoires naturels que sont les rivières.

Conceptuellement, un système aquifère en milieu de socle a deux fonctions (figure 1.4) :

- le rôle de réservoir (fonction capacitive d'emmagasinement de l'eau infiltrée), qui est assuré à la fois par l'altération de la roche en place (« altérites », poreuses et donc peu perméables), développée depuis la surface sur des épaisseurs pouvant atteindre plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur, mais également par l'horizon fissuré plus profond (porosité ~1 à 5%) ;
- le rôle de conducteur (fonction transmissive) qui est assuré par le réseau de fissures et de fractures de l'horizon fissuré, plus perméable (10^{-4} à 10^{-6} m/s)).

En Bretagne, les eaux souterraines sont donc situées au sein de deux aquifères superposés et en contact permanent : celui des « altérites » et celui de l'horizon fissuré.

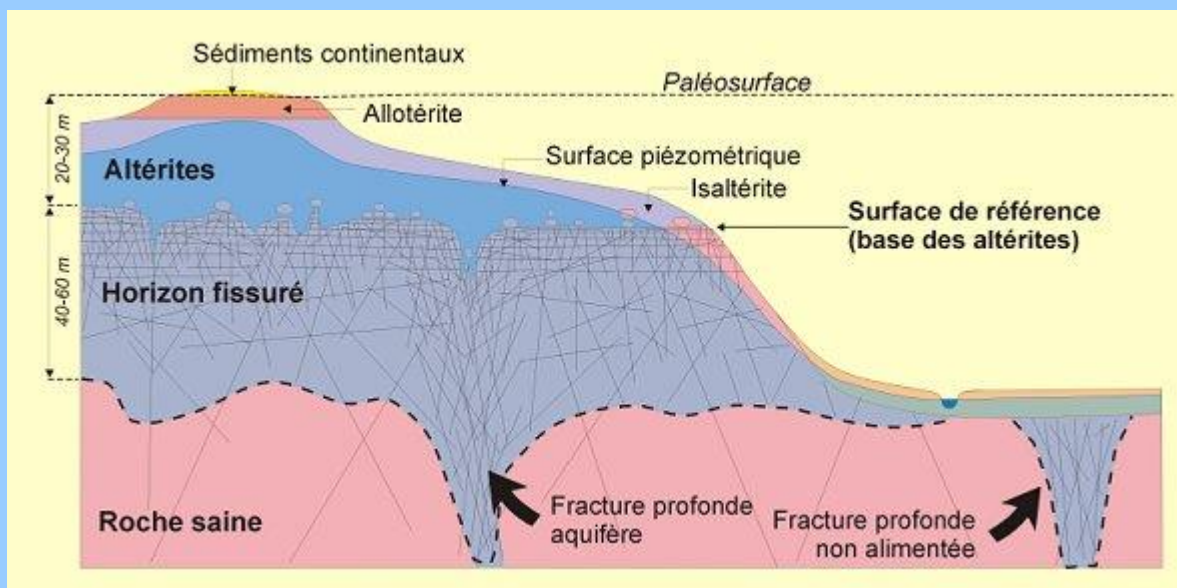


Figure 1.4 : Conceptualisation d'un aquifère en domaine de socle (d'après Wyns 1998 et 2004)

Étape 1 – Étudier la ressource en eau disponible

Phase 1.1 : analyse des précipitations et des volumes écoulés en cours d'eau

a) Éléments généraux

La caractérisation des volumes écoulés s'attache à fournir des indicateurs de volume d'eau et de débit en différents points du bassin versant et à différentes saisons pour comprendre le régime hydrologique. La situation lors des périodes d'étiage est particulièrement importante à décrire au travers des volumes écoulés sur différentes durées, des fréquences de retour et des durées des événements. Cette hydrologie d'étiage (caractérisée par des débits • tels que le QMNA5, le VCN10, le Q99, décrits ci-après...) peut ensuite être comparée aux débits planchers, 10^{ème} et 20^{ème} du module, utilisés dans la réglementation sur les débits réservés des ouvrages.¹⁰

Une analyse équivalente doit être conduite sur les précipitations – qui peuvent varier significativement d'une année sur l'autre – et l'évapotranspiration potentielle. Il s'agit en outre de relier ces caractéristiques aux informations géologiques et hydrogéologiques disponibles via les systèmes d'informations du BRGM (InfoTerre <http://infoterre.brgm.fr/>, SIGES Bretagne <http://sigesbre.brgm.fr/>) ou équivalents.

b) Les paramètres à étudier sont :

- ⇒ le module (débit moyen sur plusieurs années) en différents points sur les stations de jaugeage du bassin (cf. banque nationale de données de débit HYDRO : www.hydro.eaufrance.fr/),
- ⇒ les débits d'étiage • : plusieurs valeurs caractéristiques peuvent être utilisées : débit moyen mensuel d'étiage (QMNA), débit minimum annuel calculé sur 10 jours consécutifs (VCN10), ou d'autres indicateurs de sévérité ou saisonnalité des étiages (Giuntoli et Renard 2009) ou d'intermittence (Datry et al 2012).
La circulaire du 5 juillet 2011¹¹ dans son annexe 2 précise que les méthodes hydrologiques fixent des valeurs seuils en se basant soit sur les courbes de débits classés (Q99, Q97.5, Q95 ou le Q90¹²), soit sur des valeurs moyennes de débits associées à des durées (VCN7 de retour dix ans), soit sur le pourcentage d'une valeur caractéristique du régime hydrologique (30 à 75 % des débits moyens minimums mensuels de retour cinq ans ; 2,5 à 50 % de débit moyen interannuel).
Ces valeurs peuvent être calculées pour des fréquences annuelles, bi-annuelles et quinquennales (période de retour 5 ans),
- ⇒ les rapports entre ces valeurs caractéristiques des étiages et le module (pour pouvoir comparer les cours d'eau du bassin versant entre eux),
- ⇒ la moyenne et la variabilité des précipitations et évapotranspiration annuelles pour dresser un premier tableau des bilans hydrologiques.

Les différentes expressions du débit

Q = débit en m³/s (ou L/s quand les débits sont très faibles)

D = Débit spécifique : débit Q (m³/s) rapporté à la surface du bassin versant drainé S (km²) au point de mesure du débit

$$D \text{ (m}^3\text{/s/km}^2\text{)} = Q / S$$

P' = Lamé d'eau (ou écoulement), expression permettant de comparer le débit à la pluviométrie pendant une période de durée T

$$P' = D \times T$$

A l'échelle de l'année :

$$P' \text{ (mm)} = Q / S \times (365 \text{ j} \times 24 \text{ h} \times 3600 \text{ s}) \times 10^9 \times 10^{-12} = Q / S \times 31536$$

¹⁰ Article L.214-18 du Code de l'Environnement disponible sur :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000006833152&dateTexte=&categorieLien=cid>

¹¹ Circulaire relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau disponible sur :

http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf

¹² Le Q99, Q97,5, Q95 et Q90 sont les valeurs dépassées 99% (97,5 / 95 / 90) du temps sur l'ensemble de la chronique de débit mesurée

c) Les données et informations disponibles

Les informations suivantes sont nécessaires pour l'analyse :

- ⇒ **Débits** : la DREAL fournit les données de débit <http://www.hydro.eaufrance.fr>, à traduire en lame d'eau répartie sur le bassin. Une analyse critique de la qualité des débits d'étiage est nécessaire pour éviter, par exemple, que des eaux stagnantes soient interprétées comme une contribution des systèmes aquifères (à discuter avec la Dreal de la Région concernée).
- ⇒ **Précipitations** : la moyenne des précipitations sur le bassin doit être estimée, il ne suffit donc pas de considérer des données d'une station au sein d'un bassin. Il conviendra de préférer les analyses distribuées du type SAFRAN (<http://www.cnrm.meteo.fr/spip.php?article788>), fournies par Météo-France (spatialisées sur des mailles de 8km*8km). Il conviendra d'acheter les données mensuelles.
- ⇒ **Evapotranspiration potentielle (ETP)** : Météo-France fournit également des estimations issues de méthodes énergétiques du type « Penman-Monteith » issues de l'analyse SAFRAN¹³.

d) Mise en œuvre méthodologique (résultats / recommandations) :

Pour l'analyse des caractéristiques de l'étiage : les valeurs caractéristiques des étiages et leur rapport avec le module peuvent être comparés à des valeurs moyennes sur la zone ou entre sous-bassins du bassin étudié. Ainsi, sur 27 stations hydrométriques analysées en Bretagne (BV de 44 à 1224 km²), la valeur médiane des QMNA₂ (débit d'étiage mensuel de période de retour 2 ans) représente 16% du module interannuel tandis que la valeur médiane du QMNA₅ (période de retour 5 ans) s'établit à 11% de ce module.

Pour le calcul du bilan hydrologique : les tableaux suivants peuvent être complétés :

Flux	Annuel sur le bassin en mm/an
Précipitations	
Evapotranspiration	

Flux	Station hydro 1	2	3	4 ...
Débit (converti en lame d'eau : mm/an)				
Débit / Précipitations (%)				
Etiage (nombre de jours sous un débit d'étiage de référence) *				
QMNA ou autre débit d'étiage				

* : Ce nombre de jours varie en fonction du débit de référence choisi (QMNA₅, VCN10, 10^{ème} du module, ...). Le débit seuil doit être le même pour chaque station, l'objectif visé étant de réaliser une première caractérisation et une comparaison des comportements des différents bassins versants

Le rapport Débit sur Précipitations permet d'estimer la part de précipitations alimentant directement le débit de la rivière. Le nombre de jours d'étiage permet une première identification et comparaison des comportements des sous-bassins auxquels les stations hydrologiques sont attachées. Cette démarche nécessite en amont de sélectionner un débit de référence pour caractériser l'étiage (QMNA₅, VCN10, 10^{ème} du module, ...).

Phase 1.2 : Détermination de la contribution de l'aquifère**a) Éléments généraux**

La caractérisation du fonctionnement hydrologique du bassin versant repose sur l'identification des relations entre pluie et débit qui dépendent notamment de la géologie du bassin versant. La connaissance des liens existants entre les aquifères et le(s) cours d'eau sont essentiels pour effectuer le diagnostic de la ressource en eau.

La caractérisation de la dynamique du système passe par l'estimation du temps de vidange des aquifères pour soutenir le(s) cours d'eau notamment en période d'étiage. L'idée générale est donc de déterminer le nombre de jours pendant

¹³ Ces données sont également payantes

lesquels un aquifère soutient le débit de base d'une rivière, même sans apport d'eau météorique.

Le débit d'une rivière à l'exutoire d'un bassin versant intègre dans l'espace et dans le temps les flux provenant des différentes zones de stockage. L'analyse de la dynamique du débit permet de discriminer, au premier ordre, les différentes contributions des zones de stockage. Ainsi, les réponses très rapides (de l'ordre de la journée) sont issues d'un stockage à la surface, le stockage dans la zone non saturée induit des réponses de l'ordre de la dizaine de jours, enfin, les systèmes aquifères génèrent l'essentiel des écoulements lents et le soutien en débit de base. Même si les crues représentent une quantité d'eau importante, elles sont localisées dans le temps. **Ainsi, en termes de quantité totale d'eau** (aire des zones grisées sur la figure 1.3), **la contribution des systèmes aquifères, même lente, est largement significative.**

b) Le paramètre à étudier est le nombre de jours moyens de soutien du cours d'eau par la nappe

c) La méthode et les données nécessaires :

Les informations suivantes sont nécessaires pour l'analyse :

- Niveaux des eaux souterraines issus de la base de données (BD) de la banque nationale ADES disponible sur : <http://www.ades.eaufrance.fr/>
- Valorisation des données sur les eaux souterraines en Bretagne - BD SIGES Bretagne du BRGM : <http://sigesbre.brgm.fr/>

Quels types de données ?	Où les trouver ?
Niveaux des eaux souterraines BD ADES	http://www.ades.eaufrance.fr/
Valorisation des données sur les eaux souterraines en Bretagne BD SIGES Bretagne du BRGM	http://sigesbre.brgm.fr/

La méthode d'extraction des débits de base et du calcul du temps de vidange est développée au point d) ci-dessous. Elle se base sur l'analyse des débits collectés lors de la phase 1. Les temps de vidange peuvent être analysés au regard des niveaux de nappes mesurés dans les piézomètres lorsque cette donnée est disponible (cf. Lucassou et al., 2015).

d) Mise en œuvre méthodologique, résultats et recommandations pour les bassins bretons :

La décroissance du débit peut se modéliser au 1^{er} ordre comme une exponentielle décroissante. Ainsi le temps de vidange se calcule comme le temps moyen, en jours, pendant lequel le débit de base est réduit d'un facteur 2,7 sans apport de pluie (Andermann et al., 2012).

En pratique, il faut suivre les étapes suivantes :

1. Calculer les précipitations efficaces journalières au 1^{er} ordre comme P (Précipitations) – ETP (EvapoTranspiration Potentielle).
2. Sélectionner l'ensemble des périodes pendant lesquelles P-ETP est négatif ou nul (période sans infiltration vers la nappe), pour se concentrer sur les périodes où les écoulements souterrains contribuent de façon prépondérante à la rivière. Si les débits sont influencés par des prélèvements en amont, une estimation du débit naturel au 1^{er} ordre permettra de mieux contraindre la décroissance naturelle des débits. *Dans l'exemple traité, les pertes nettes sur le BV de l'Elle-Isole-Laïta en mm/an représentent moins de 10% du 10^{ème} du module (voir tableau 1.2 et 1.3).*
3. Supprimer les 10 premiers jours de chaque période, puisque la décroissance initiale du débit intègre également les contributions résiduelles des écoulements superficiels.
4. Pour chaque période sélectionnée, dessiner la décroissance du débit en fonction du temps.
Point d'attention : si la chronique de débit utilisée montre ponctuellement une augmentation de débit conséquente, il convient de supprimer la série de l'analyse. Sur la figure 1.5, la légère augmentation de débit, liée soit à un épisode pluvieux localisé ou à un lâcher d'eau, ne posera pas de problème d'interprétation.

5. Pour chaque période sélectionnée,

- caler un modèle exponentiel décroissant : $Q(t) = A e^{-\frac{t}{\tau}}$,
- ou utiliser la forme linéaire du modèle de pente $1/\tau$: $\ln Q(t) = \ln A - 1/\tau$

Le temps de vidange τ , est de l'ordre de plusieurs dizaines de jours.

Calculer ensuite la médiane/moyenne des temps de vidange pour l'ensemble des périodes sélectionnées en prenant soin de supprimer les valeurs aberrantes (par exemple : forte incertitude sur la mesure lorsque le débit est très faible, événements ponctuels pouvant impacter le débit, ...). A noter qu'il n'y a aucun lien entre temps de vidange et le temps de transfert de l'eau en période de crue.

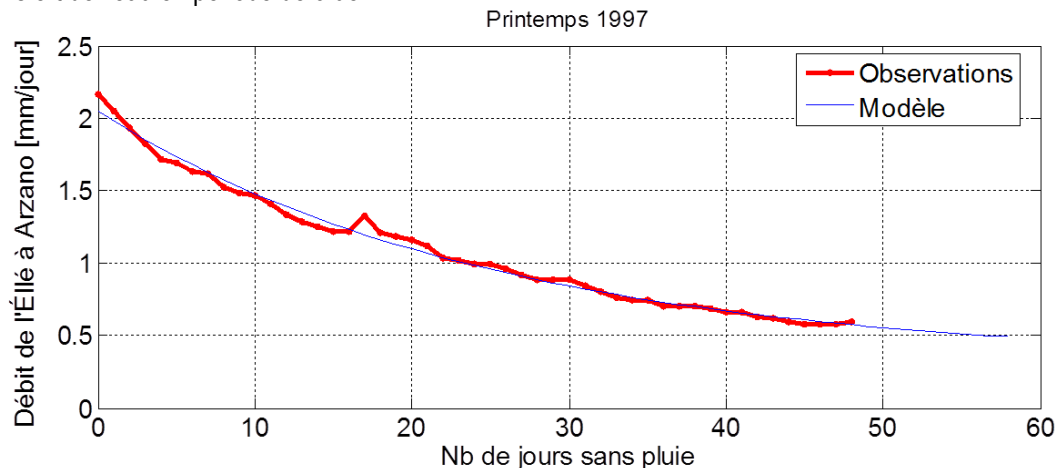


Figure 1.5 : Décroissance du débit en fonction du nombre de jours sans pluie (attention, les 10 premiers jours ne sont pas considérés pour l'ajustement des modèles). Un modèle exponentiel est également représenté

Pour avoir une bonne estimation du temps de vidange il est nécessaire :

- d'une part, de disposer de séries suffisamment longues, la qualité de l'estimation dépendant de la longueur des étiages analysés,
- d'autre part, de disposer d'au minimum 10 périodes d'étiage, la variabilité étant importante entre ces périodes.

L'information la plus pertinente n'est pas tant la valeur du temps de vidange en lui-même, mais la **comparaison des temps de vidange entre les sous-bassins**, qui permettra d'estimer, au sein d'un même bassin, les zones où la structure souterraine limite l'alimentation en eau des rivières.

A noter que dans cette étape, les données piézométriques ne sont pas analysées. En effet, la représentativité des données piézométrique est relativement locale (~ 1 km), en particulier en Bretagne où l'hétérogénéité des milieux est marquée.

Dans cette étape, l'analyse des débits permet de mieux contraindre le comportement des sous-bassins dans leur globalité (~100 km²), la finalité de ce travail consiste à décrire les capacités de soutien d'étiage en termes de débit.

e) Interprétation du temps de vidange

En termes de risque d'étiage prononcé

Le temps de vidange donne une information directe sur la capacité de soutien des débits de base. Ainsi, après une période sans précipitation équivalente au temps de vidange, le débit est fortement réduit par rapport à son point de départ. Après une période sans précipitation, équivalente à 3 fois le temps de vidange, le débit peut être considéré comme négligeable (débit divisé par environ 10).

A titre d'exemple, la figure 1.6 montre que sur différents bassins versants bretons, ce nombre de jours où le débit est inférieur au dixième du module est directement lié au temps de vidange. Le bassin de l'Ellé au Faouët (145 km²) a un temps de vidange de 33 jours, et est très régulièrement en étiage prononcé (35 jours par an en moyenne). Au contraire, le bassin de l'Issole à Scaër (97 km²), a un temps de vidange de 44 jours, et n'est que 5 jours par an en étiage prononcé. Un temps de réponse court indique un écoulement plus rapide des réserves souterraines, donc une sensibilité plus importante des débits à l'irrégularité des précipitations.

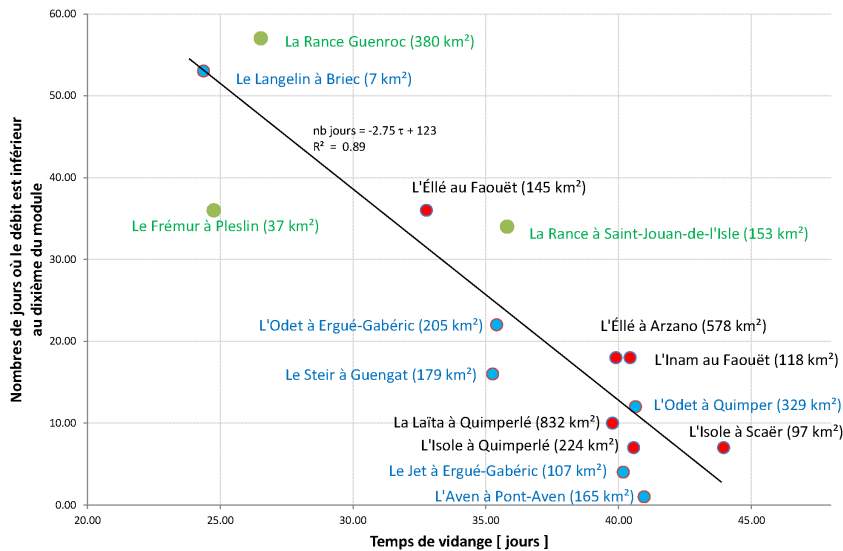


Figure 1.6 : Corrélation négative entre le temps de vidange de différents bassins versants bretons (vert : Rance ; rouge : Ellé Isolle Laïta ; bleu : Odet) et le nombre de jours pendant lequel le débit est inférieur au dixième du module. Les surfaces indiquées sont les surfaces de bassins versants au point de mesure de débit.

En termes de structure géologique

Ce temps de vidange, aussi appelé « temps de diffusion de l'eau », est directement lié aux caractéristiques géométrique (surface) et hydrodynamique des milieux souterrains (transmissivité et porosité). Il est généralement lié à la capacité de stockage du système aquifère, et donc au volume total qui pourra soutenir le débit de base de la rivière. Ce temps de vidange est donc directement lié aux caractéristiques physiques et hydrodynamiques des milieux souterrains.

Dans des milieux homogènes, les différences de temps de vidange entre les sous bassins sont principalement liées à leur taille. En effet, plus un bassin est grand, plus il est capable de capturer des boucles d'écoulement profondes. Mais, dans les milieux hétérogènes, comme cela est le cas en Bretagne, le temps de vidange est également lié à la géologie du sous-sol, à son état de fracturation ou d'altération plus qu'à la nature des roches en elles-mêmes. Ainsi, sur le bassin versant de l'Ellé-Isolle-Laïta, le temps de vidange minimum se situe dans une zone principalement granitique. Au contraire, sur ce même bassin, les schistes et grès briovériens et/ou les roches métamorphiques primaires altérées semblent être plus propices au soutien des étiages.

En termes de temps de remplissage

Au premier ordre, le temps de vidange d'un système aquifère est également proportionnel à son temps de remplissage, qui dépend des vitesses de recharge et de vidange (figure 1.7). En effet, même si une quantité d'eau importante s'infiltre et permettrait de recharger le système aquifère, il ne peut pas se remplir immédiatement. Le temps de vidange est ainsi un indicateur d'autant plus important, puisqu'il indique la durée de la période humide nécessaire pour recharger le système aquifère. Ainsi, à la limite physique du stockage de l'eau dans les systèmes aquifères, se rajoute la « lenteur » de leur remplissage. Lorsque les nappes bénéficient d'un ou plusieurs points de mesure de leur niveau (piézomètres), il peut être intéressant de regarder la dynamique de croissance et décroissance des niveaux d'eau dans les piézomètres (cf. Lucassou et al., 2015) pour se donner une idée des vitesses de remplissage et vidange (attention cependant, les aquifères sont souvent très hétérogènes, les mesures ponctuelles de niveau de nappe ne sont pas forcément représentatives du comportement global de l'aquifère).

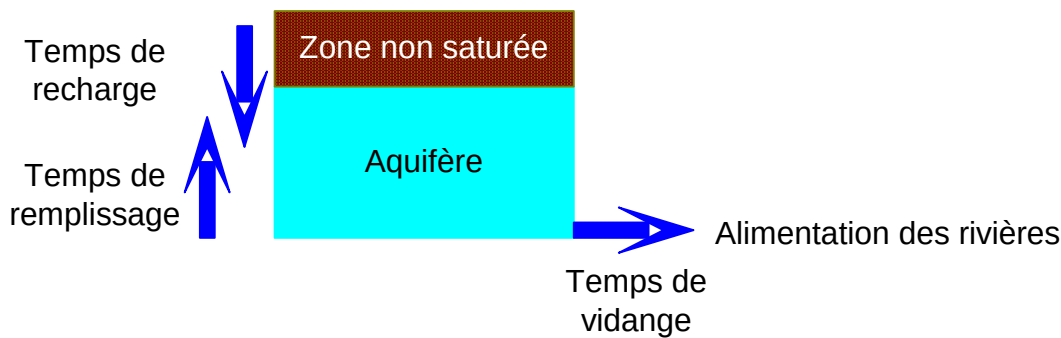


Figure 1.7 : Schématisation des différents indices temporels permettant de contraindre le comportement d'un système aquifère

Ces interprétations du temps de vidange font clairement apparaître l'importance du phasage des événements de recharge de l'aquifère pour soutenir les débits de base après un certain nombre de jours sans pluie. Aussi, l'utilisation de la modélisation peut être intéressante à ce stade afin d'introduire des informations temporelles pour mieux quantifier les débits d'étiage.

Phase 1.3 : modélisation du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique du bassin versant (phase optionnelle)

Dans certaines situations (enjeux majeurs sur le territoire), la conduite d'une modélisation pour affiner la connaissance du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique du bassin versant peut être nécessaire soit pour compléter les informations disponibles sur le bassin soit pour disposer d'un outil permettant d'évaluer des effets de scénarios notamment en termes d'usages de la ressource des aquifères et/ou de changements climatiques.

a) Éléments généraux : choix du modèle

En hydrologie, il existe plusieurs types de modèles :

Modèle conceptuel : il cherche à représenter les principaux processus de la relation pluie-débit sans utiliser les lois physiques (ou des lois simplifiées) régissant les processus concernés. Ce type de modèle est généralement constitué de réservoirs connectés entre eux par des lois de vidanges, dont les niveaux augmentent et diminuent au cours du temps et qui sont censés représenter les différents compartiments hydrologiques des bassins versants.

Modèle empirique : il est construit autour de relations mathématiques directes établies entre les entrées et les sorties observées sur le bassin versant considéré. Ce type de modèle ne cherche pas à décrire les processus impliqués dans la relation pluie-débit.

Modèle à base physique : il représente les processus de la relation pluie-débit en utilisant les lois physiques régissant ce processus. Ce type de modèle permet de plus de calculer les différents termes du bilan d'eau du bassin versant étudié.

En outre, les modèles peuvent être

- globaux : le bassin versant est représenté comme une seule entité spatiale homogène,
- semi-distribués : certains processus sont modélisés en divisant le bassin versant en plusieurs entités spatiales,
- distribués : le bassin versant est divisé en plusieurs entités spatiales. Ce découpage de l'espace peut être sous la forme d'un maillage régulier, ou par sous bassins versants.

Il est possible de mettre en place un **modèle conceptuel simple**, fonctionnant à l'échelle du bassin versant, mensuel et le plus parcimonieux possible en termes de nombre de paramètres. Un modèle conceptuel simple présente également l'avantage de s'adapter à un grand nombre de fonctionnement de bassin. L'idée ici est d'utiliser un modèle pour ses capacités descriptives afin de :

- prendre en compte le phasage des événements pluvieux,
- évaluer l'évapotranspiration réelle,
- calculer la recharge de l'aquifère, son remplissage,
- estimer sa capacité de soutien du débit de base.

Des **modèles physiques** pourraient être utilisés afin d'avoir une approche spatialisée sur le bassin mais cela demande plus de moyen pour leur mise en œuvre. Il faut donc peser le pour et le contre avant de s'engager dans une telle démarche au regard des objectifs du territoire, du temps et du coût que cela peut engendrer.

b) Mise en œuvre d'un modèle conceptuel simple

Le modèle conceptuel présenté sur la figure 1.8 est le **modèle GR2M** conçu par l'IRSTEA et issu de la famille GR « modèles hydrologiques du Génie Rural », disponibles sur le site web :

<http://webgr.irstea.fr/modeles/mensuel-gr2m/fonctionnement-gr2m/>

Ce modèle, parmi d'autres, présente l'avantage d'être facilement accessible via son interface Excel. Le solveur d'Excel permet enfin de calibrer le modèle sur des observations de débit.

D'autres modèles du même type doivent également être ici cités : Gardénia, Mordor, Presage, Topmodel...

Le modèle GR2M :

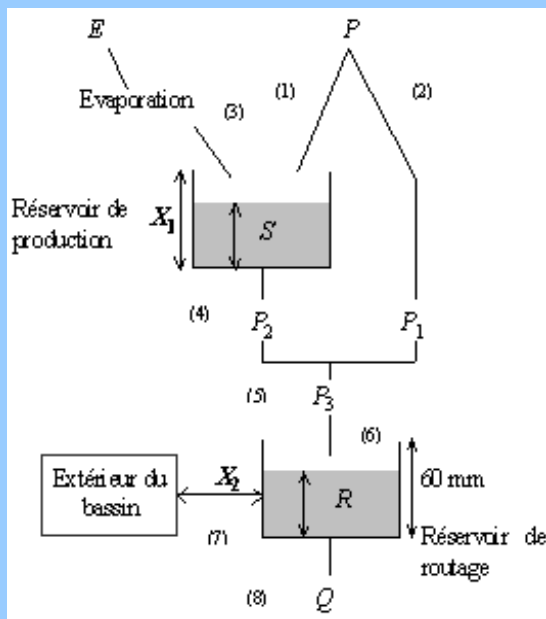


Figure 1.8 : Schéma de fonctionnement du modèle conceptuel GR2M utilisé dans cette étude.

Voir <http://webgr.irstea.fr/modeles/mensuel-gr2m/fonctionnement-gr2m/> pour plus de détails.

Avec : P = précipitations, E = évapotranspiration, S = niveau de remplissage du réservoir de production, R = niveau de remplissage du réservoir de routage, $X1$ = capacité maximale du réservoir de production, $X2$ = échanges avec l'extérieur du bassin (pertes ou apports) ; $X1$ et $X2$ sont à estimer par le modèle pour chaque bassin versant,

Les précipitations (P) sont d'abord interceptées par la végétation pour satisfaire les besoins en évapotranspiration (E). Ensuite, l'eau en excès se sépare entre le réservoir de production (S représente le niveau de remplissage de ce réservoir) et un parcours plus direct $P1$, en fonction du paramètre $X1$ (capacité du réservoir de production) à caler. Une partie du réservoir de production est utilisé pour satisfaire la demande évaporatoire E et une quantité $P2$ s'infiltre, toujours en lien avec $X1$. $P1$ et $P2$ se rejoignent dans le réservoir de routage (R représente le niveau de remplissage du réservoir). Ce réservoir $P2$ peut échanger de l'eau avec l'extérieur du bassin (perte ou gain, lié au paramètre $X2$ à caler). Il se vidange suivant une fonction quadratique pour former le débit du cours d'eau. Les paramètres $X1$ et $X2$ sont déterminés en forçant le modèle par les chroniques de pluie et d'évapotranspiration potentielle par calage sur les débits observés.

Il est difficile de donner une signification physique à un modèle conceptuel, il est cependant possible de comparer le « réservoir de production » au « sol / zone non saturée » et le « réservoir de routage » au système « aquifère ».

Quel pas de temps ?

Le pas de temps mensuel est suffisant pour cette tâche et permet de s'affranchir d'un ensemble de processus à court terme, qui, mal modélisés, masqueraient le comportement à long terme qu'il est nécessaire de décrire dans cette étude.

Limites dans l'utilisation des résultats issus d'un modèle conceptuel simple

Cette modélisation vise à reproduire le fonctionnement du cours d'eau, il s'agit d'utiliser les capacités descriptives du modèle pour mieux comprendre les étiages. Cependant ce type de modèle calibré sur des données de débit ne peut pas décrire les processus internes (par exemple : recharge, variation de stock dans les nappes).

De plus, dans cette phase, le modèle est calé sur des débits influencés (par les prélèvements par exemple) alors que les prélèvements ne sont pas encore pris en compte (voir étape 2).

Ainsi, complexifier le modèle en rajoutant un ensemble de paramètres, ne permettra pas nécessairement de réduire l'incertitude associée.

Le site web donne une description mathématique et fonctionnelle du modèle. Deux points importants sont à noter :

- Le modèle n'est pas conservatif et permet des échanges d'eau avec l'extérieur du bassin via le paramètre X2. Si des importations/exportations d'eau peuvent effectivement avoir lieu avec l'extérieur du bassin, ce paramètre concentre, en pratique, l'impact d'un ensemble de processus « non maîtrisés » et qui induirait un non-respect du bilan de masse. Ainsi, un défaut systématique de la quantité d'eau précipitée se traduit par la nécessité d'un apport d'eau extérieur pour respecter la quantité d'eau écoulée en débit. D'une manière équivalente, un pompage d'eau non modélisé se traduira par un échange positif. Il est ainsi très important d'avoir de très bonnes données de forçage (Pluie P, Evapo-transpiration E) et de calibration (Débit Q) pour explorer l'impact de processus non modélisés.
- La capacité du réservoir de routage est fixée à 60 mm. Selon les auteurs du modèle, ce choix a été guidé par le faible apport d'un paramètre variable en termes de qualité de calibration sur un échantillon de bassin versants dans divers contextes climatiques. En d'autres mots, un paramètre figé à X3=60 mm permettra de décrire le comportement général du bassin versant, mais un paramètre variable apportera une capacité de description intéressante pour étudier les débits d'étiages.

c) Données nécessaires :

Il s'agit des données collectées dans la première phase de travail (Phase 1.1).

d) Méthode de travail¹⁴ :

Quel que soit le modèle utilisé, la calibration est une étape critique. Pour le cas particulier de la description des étiages, les points ci-dessous sont importants à respecter :

- le modèle doit être calé sur le logarithme ou la racine carrée des données de débit pour représenter le fonctionnement global du bassin en donnant aux situations d'étiage un poids équivalent aux périodes de hautes eaux. En parallèle, il peut être intéressant de caler le débit sur l'inverse des données de débit pour une meilleure représentativité des étiages.
- afin de respecter le bilan de masse, il est nécessaire que de calibrer le modèle en ajoutant la contrainte suivante : $\overline{Q_{sim}} = \overline{Q_{obs}}$ (égalité des moyennes des débits simulés et observés)
- une fois le modèle calibré, il est intéressant de vérifier que le temps de vidange calculé sur les débits simulés correspond bien au temps de vidange estimé sur les débits observés.

Pour aller plus loin dans le travail de modélisation et d'analyse des résultats, il peut être intéressant de prendre en compte la variabilité climatique en séparant les années sèches, les années humides et les années moyennes.

¹⁴ Classiquement, les hydrologues travaillent sur des « splits-sample tests », lors desquels le modèle est calé sur une première moitié des données et validé sur la seconde moitié, puis inversement calé sur la seconde moitié et validé sur la première moitié. Les capacités descriptives du modèle seront jugées sur la stabilité des paramètres calés et des performances équivalentes quelle que soit la combinaison.

e) Analyse des modèles

Le modèle permet ici de décrire les caractéristiques suivantes :

- estimation de l'évapotranspiration réelle et ainsi meilleure connaissance des bilans
- comparaison des paramètres optimisés pour les différents sous-bassins afin de comprendre leurs comportements respectifs face aux longues périodes sans précipitations. Ainsi, plus le paramètre X1 est important, plus le bassin a des capacités de tampon en stockant les précipitations de manière temporaire.

Une discussion est à engager sur la valeur du paramètre X2, qui indique l'écart du modèle à un bilan équilibré. Ainsi, si $X2=0.9$, 10% de la capacité de réservoir de routage est à soustraire à chaque pas de temps pour respecter le bilan de masse. Cette valeur est à comparer, d'une part à l'estimation des prélèvements/rejets anthropiques, et d'autre part, à la qualité des simulations des débits d'étiage pour discuter le réalisme de la modélisation et des forçages météorologiques. A noter également que cette phase permet le calage du modèle à la réponse des bassins à des étiages moyens connus. Les étiages sévères ne pourront que difficilement être modélisés.

La contribution anthropique est déterminante sur les débits des cours d'eau, et notamment en période d'étiage. Il est donc nécessaire d'étudier les prélèvements et de modifier la structure du modèle en conséquence. C'est ce qui est proposé dans les étapes 2 et 3 décrites ci-après.

Étape 2 – Caractériser les prélèvements en lien avec les usages des ressources

Il s'agit dans cette étape de rassembler les données qui permettent de décrire la pression anthropique sur la ressource en eau. Cette étape demande un effort pour récolter les données d'usage, mais elle est très importante, et nécessaire pour la modélisation (cf. étape 3 suivante).

Un bilan besoin – ressources sur le bassin peut utilement alimenter cette étape en précisant les besoins actuels et à venir.

a) Les données nécessaires

- Synthèse des prélèvements d'Alimentation en Eau Potable (AEP), agricoles et industriels, par usage. Attention, les besoins agricoles et industriels peuvent provenir de ressources AEP pendant certaines périodes de l'année, il convient de bien les séparer pour éviter des comptages en double,
- Synthèse des rejets de Station d'épuration des eaux usées (STEP), agricoles et industriels, par usage également pour estimer le taux de retour au système et la perte nette pour le système hydrologique,
- Synthèse des importations et exportations d'eau hors du bassin, par exemple, pour l'alimentation en eau d'une ville importante située hors du bassin hydrologique considéré.

b) Les points de méthode à respecter

- Il faut collecter les volumes et les évolutions au cours du temps sur un pas de temps mensuel.
- Les données doivent également être rassemblées sur la même période de temps que les données de précipitations et de débit pour l'étape de travail suivante.
- Il faut prendre en compte les processus de « recyclage » ou « taux de retour au système ».

Une notion essentielle pour estimer l'impact anthropique sur les ressources en eau est le taux de retour au système. Une quantité d'eau prélevée n'est pas forcément consommée en intégralité, mais peut-être rejetée dans le système naturel sous forme liquide où elle continuera à participer au cycle hydrologique. Exemple : de l'eau pompée par une station d'eau potable (AEP) peut être restituée au milieu naturel un peu plus en aval via l'effluent d'une STEP.

A titre d'exemple, le tableau 1.1 donne un ordre de grandeur du taux de retour au système pour différents usages sur le territoire de l'Ellé Isole Laïta. Ces valeurs doivent être affinées pour les taux de retour au système faibles et les quantités d'eau importantes, par exemple, par des enquêtes auprès des utilisateurs.

Tableau 1.1 : Estimation des taux de retour au système hydrologique pour différents usages sur le bassin de l'Ellé-Isle-Laïta (INERIS, 2011)

Usage	Taux de retour au système (estimation)
AEP	Vérifier les rejets STEP (~80%)
Agricole – irrigation	< 10 %
Agricole – élevage	~80 %
Industrie – refroidissement	~70 %
Industrie – lavage+irrigation	< 10 %

- Il faut séparer les pompages en rivière et les pompages dans la nappe. En effet, les pompages en rivière ou dans les systèmes aquifères ont des impacts différents sur le cycle hydrologique. Il est utile de consulter l'inventaire des prélèvements d'eau souterraine déclarés en 2009 sur le SIGES Bretagne (BRGM : <http://sigesbre.brgm.fr/inventaires-des-prelevements-d-eau-souterraine-realises-en.html>) et le site de la Banque Nationale des Prélèvements en Eau (BNPE : <http://www.bnpe.eaufrance.fr/>) qui recense les données annuelles de prélèvements issues de la gestion des redevances des agences de l'eau. Il faut également estimer au mieux les différents prélèvements non déclarés.
- Lors des étiages, le réseau AEP peut-être plus sollicité pour des usages industriels ou agricoles, si les puits et/ou captages utilisés en temps normal ne sont plus suffisamment productifs.

Étape 3 – Caractériser l'équilibre ressources / usages et examiner l'évolution possible du système hydrologique

La comparaison de l'évolution du débit naturel, du débit actuel du cours d'eau et des débits « scénarios futurs » au cours d'une année, et notamment en période d'étiage devra permettre d'établir un premier niveau d'analyse simple de l'impact des prélèvements actuels et à venir

Phasage : le travail à conduire se scinde en 2 phases distinctes :

Phase 3.1 : la réalisation d'un bilan de masse pour comprendre les différents flux et leur phasage dans le temps,

Phase 3.2 : l'estimation de l'impact des prélèvements sur le débit de base par la modélisation

Phase 3.1 – Bilan de masse annuel et contributions respectives des différents processus

En première approche, un bilan de masse annuel à l'échelle du bassin versant peut être utilisé. Il s'agit de faire un bilan classique des flux, aussi bien naturels qu'anthropiques et de les comparer à des indicateurs usuels de caractérisation de la ressource en étiage, tel que le dixième du module ou le QMNA5. Séparer années sèches et humides permettra également de faire une première analyse de la variabilité temporelle.

a) Les données nécessaires

Les données des étapes précédentes qui doivent être ré-exploitées.

b) Méthodes pour établir et analyser le bilan annuel

La synthèse des informations permet de quantifier les différents flux, la quantité d'eau disponible pour l'écoulement dans les rivières – en particulier en été – qu'il faut comparer aux principaux besoins. La même unité doit être utilisée, un volume annuel (m³/an) étant transformé en lame d'eau répartie sur le bassin versant en divisant par la surface du bassin versant (puis exprimée en mm/an). Voir l'encart sur les différentes expressions du débit en étape 1 – phase 1.1.

Attention : sur le plan méthodologique, il faut que les besoins soient ramenés en mm / mois pour pouvoir être comparés aux débits de référence comme le QMNA5, ...), qui est une valeur mensuelle.

A titre d'exemple, les tableaux 1.2 et 1.3 rassemblent les principaux flux annuels et besoins pour le bassin de l'Ellé – Isole – Laïta issus de la synthèse Bilan-Besoin-Ressource (Egis Eau, 2013). Si les flux naturels sont des flux nets, le taux de retour au système doit être estimé pour les prélèvements. En moyenne, 20 à 30% des prélèvements sont effectivement consommés sur ce bassin, représentant une perte nette pour le fonctionnement naturel.

Tableau 1.2 : Synthèse des flux annuels à l'échelle du bassin de l'Ellé Isole Laïta.

Flux d'eau	Total sur le bassin versant en Mm ³ /an (a)	Total sur le bassin versant en mm/an = (a) / surface du BV
Précipitations	829 Mm ³ /an	1050 mm/an
Evapotranspiration	~ 457 Mm ³ /an	~ 550 mm/an
Débit des cours d'eau	416 Mm ³ /an	500 mm/an
QMNA5	69,3 Mm³/an	~ 84 mm/an soit ~ 7 mm/mois
Dixième du module	41,6 Mm³/an	50,4 mm/an soit 4,2 mm/mois

Tableau 1.3 : Synthèse des besoins annuels à l'échelle du bassin de l'Ellé Isole Laïta.

Besoins	Total m ³ /an	A l'échelle du bassin	Taux de retour dans le système	Perte nette pour le bassin
Besoins domestiques	2,6 Mm ³ /an	3,1 mm/an	Voir les rejets STEP ~80%	0,62 mm/an (20 %)
Besoins agricoles	2,42 Mm ³ /an	2,9 mm/an	10 % (irrigation) – 80% (élevage)	0,87 mm/an (30 %)
Besoins industriels	9,3 Mm ³ /an	11 mm/an	70 %	3,3 mm/an (30 %)
Besoins totaux	14 Mm ³ /an	17,2 mm/an soit 1,5 mm/mois	~75 %	4,3 mm/an (25 %) soit 0,4 mm/mois

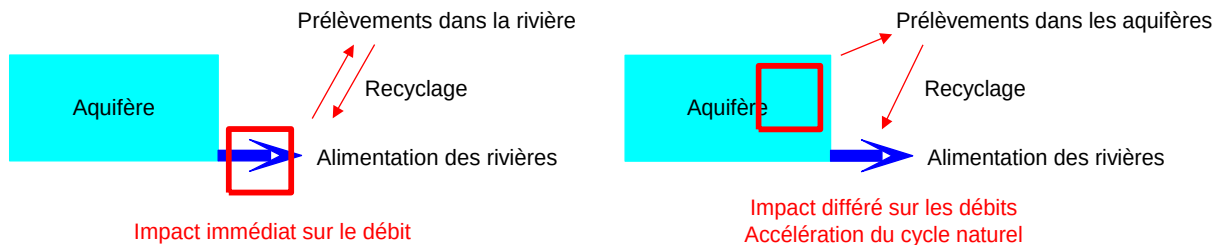
Au premier abord concernant le bassin de l'Ellé-Isole Laïta, à l'échelle annuelle les besoins totaux (17,2 mm/an) sont négligeables par rapport aux précipitations totales (1050 mm/an) et par rapport aux débits du cours d'eau (500 mm/an). Estimer l'impact anthropique sur les débits d'étiage, par contre, nécessite de comparer les besoins (a minima mensuels) au débit d'étiage (QMNA5 = 7 mm/mois). Ainsi, les besoins totaux (17 mm/an soit 1,5 mm/mois) représentent 20 % du QMNA5 et deviennent non négligeables. Cependant, en termes de perte nette, les besoins ne représentent plus que 4,3 mm/an ou 0,4 mm/mois (6 % du QMNA5) en termes de pertes nettes pour le bassin, vu le taux de recyclage global important, estimé à 75 % dans ce bassin où l'irrigation ne représente qu'une surface réduite.

Les tableaux 1.2 et 1.3 constituent une première étape. Les informations qu'ils donnent ne sont interprétables qu'à l'échelle annuelle, alors que l'analyse des débits de base et leur comparaison aux prélèvements nécessite de se concentrer sur la période estivale. Cependant, au 1^{er} ordre, il est possible de comparer les QMNA5 avec la perte nette pour le bassin. Ainsi, la perte nette pour le bassin représente près de 10% des débits d'étiage, les prélèvements sont donc à considérer pour étudier les débits minimums. Pour plus de précision à l'échelle mensuelle (voir à un pas de temps plus fin pour caractériser certains usages), il est nécessaire de préciser le phasage des différents flux et la capacité de soutien du débit par les systèmes aquifères.

Phase 3.2 – Modélisation de l'impact des pressions anthropiques actuelles

Il s'agit de modifier la structure du modèle développé lors de l'étape 1 (phase 1.3) en y introduisant l'impact des pressions anthropiques et climatiques, puis de tester différents niveaux de prélèvements pour voir comment le système réagit.

a) Modification de la structure du modèle (figure 1.9)



Modification pour un prélèvement dans la rivière et un rejet dans la rivière. La structure reste inchangée, il suffit, au premier ordre, de modifier le débit en le diminuant de la perte nette	Modification pour un prélèvement dans un aquifère. Extraire du réservoir du routage la quantité pompée, la quantité d'eau recyclée est directement rejetée dans la rivière et donc directement ajoutée au débit
---	---

Figure 1.9 : Modification de la structure de GR2M pour intégrer la contribution anthropique

Les pompages dans la rivière et dans les systèmes aquifères ont des impacts différents sur le cycle hydrologique. Un pompage dans la rivière aura un impact immédiat sur le débit. Au contraire, un pompage dans la nappe aura un impact plus difficile à cerner :

- Une éventuelle augmentation du débit, liée au recyclage de l'eau pompée,
- L'effet principal sur le débit sera décalé dans le temps. Un pompage affectera la capacité de soutien des étiages, puisque qu'il induira une diminution de débit, décalée dans le temps. Au premier ordre, ce décalage est équivalent au temps de vidange. Ainsi, un pompage dans les systèmes aquifères aura pour effet d'accélérer le cycle naturel.

Ces modifications doivent être intégrées au modèle de façon distincte (Figure 1.9).

b) Données supplémentaires nécessaires et calibration

Les informations suivantes sont nécessaires pour calibrer un modèle tenant compte de l'impact anthropique :

- synthèse des prélèvements par usage : AEP, agricoles et industriels, Attention, les besoins agricoles et industriels peuvent être tirés de ressources AEP pendant certaines périodes de l'année, il convient de bien les séparer pour éviter des comptages en double,
- synthèse des rejets par usage également (STEP, agricoles et industriels, ..) pour estimer le taux de retour au système et la perte nette pour le système hydrologique,
- synthèse des importations et exportations d'eau hors du bassin, par exemple, pour l'alimentation en eau d'une ville importante située hors du bassin hydrologique considéré.

Les données nécessaires pour cette étape sont identiques à celles requises pour l'étape précédente, à l'exception près que les prélèvements doivent être discriminés (nappe, rivière) au pas de temps mensuel. Il s'agit alors d'intégrer ces données dans le modèle du bassin, qui doit être recalé.

Attention, les informations doivent être rassemblées sur la même période de temps que les données de précipitation/débit pour la calibration. Il faudra, le cas échéant, réduire la période de calibration ou extrapoler les informations de prélèvements.

Phase 3.3 : Intégration des scénarios de gestion (intégrant les prélèvements futurs sur les ressources en eau) et de changement du climat

a) Scénarios de pompage

Après calibration du modèle avec les données de pompage, il est possible de tester différents scénarios à long terme, au même titre que les scénarios climatiques (voir partie suivante). Il est notamment intéressant, pour la gestion de la ressource, de tester l'impact d'une diminution des pompages en rivière au profit d'un pompage dans la nappe, ou inversement, selon les contextes et la saison.

b) Estimation de l'impact du changement climatique

La prise en compte des impacts du changement climatique requiert l'utilisation de projections climatiques régionales. Il existe plusieurs méthodes de régionalisation, et la mise en place du portail DRIAS par Météo-France, l'IPSL et le CERFACS a permis de faciliter l'accès aux données de projections climatiques régionalisées, tout en tenant compte des incertitudes inhérentes à ces projections.

Les incertitudes : généralités

Les sources d'incertitudes des projections climatiques évoluent selon les échéances. Avant le milieu du 21^e siècle, ce sont les incertitudes liées à la variabilité interne du climat combinées à celles des modèles climatiques qui dominent, tandis qu'à la fin du 21^e siècle ce sont plutôt les incertitudes liées aux scénarios d'émissions de gaz à effet de serre. Cette variation des sources d'incertitudes est importante à prendre en compte lors de l'utilisation des projections climatiques sur différentes échéances. Aux échelles régionales, les incertitudes sont plus importantes en raison de la taille des mailles utilisées dans les modèles.

Les nouveaux scénarios RCPs

Depuis le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les scénarios d'émissions SRES (Special Report on Emission Scenarios) sont remplacés par les scénarios RCP (Representative Concentration Pathways). Ces derniers sont une combinaison de concentrations et d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), d'émissions d'aérosols et de modifications d'usage des sols. Ils sont basés sur des simulations : économie, usage des sols, émissions, cycle du carbone, climat (paramétrisé).

Les projections et les grandes tendances en Bretagne

Sur la région Bretagne, la figure 1.10 présente une analyse des anomalies de précipitations et températures saisonnières et annuelles, en utilisant une approche multi-modèles en désagrégation statistique (15 modèles CMIP3, 8 ARPEGE, et 11 ENSEMBLES / cf. le portail DRIAS <http://drias-climat.fr> [Météo-France, CERFACS, CNRM, IPSL]), sur la période 2046-2065 comparée à la climatologie 1961-1990 (scénarios du SRES).

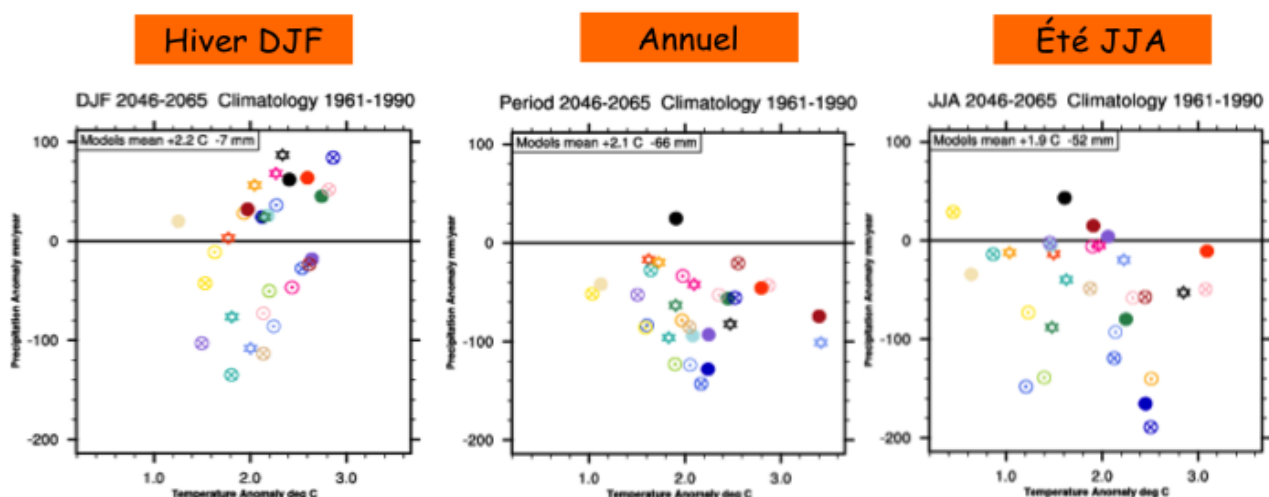


Figure 1.1 : Modification des températures en °C (en abscisse) et modification des précipitations en mm/an (en ordonnée) pour la période 2046 – 2065, en hiver, été et pour l'ensemble de l'année, pour différents modèles (chaque point représente un modèle différent) pour la Bretagne. Avec DJF = Décembre, Janvier, Février et JJA = Juin, Juillet, Août. Voir le site internet <http://www.drias-climat.fr>

Au niveau des températures, la tendance est en moyenne de $+2,1\text{ C} \pm 0,3\text{ C}$. Le réchauffement est plus marqué en hiver qu'en été. Cependant il est moins marqué que dans les autres régions françaises. Pour les précipitations, le signe de la tendance est incertain en hiver, mais la tendance est à l'assèchement en été. La Bretagne est une région particulièrement touchée par rapport aux autres régions françaises.

Guide d'utilisation des projections

L'utilisation de projections climatiques à l'échelle régionale et locale nécessite toujours une étape de correction de biais. Un autre aspect très important est la prise en compte des sources d'incertitudes, ce qui implique toujours une analyse multi-projections ainsi que la prise en compte des différentes sources d'incertitudes et de leurs évolutions respectives dans le temps. Depuis 2012 de multiples projections régionalisées sont disponibles par l'intermédiaire du portail DRIAS <http://drias-climat.fr> (Météo-France, CERFACS, IPSL).

Application sur le bassin de l'Ellé Isole Laïta

Les graphiques de la figure 1.11 montrent l'évolution du climat modélisé par différentes projections, et son impact en termes de débit (scénarios du SRES). Seuls 3 scénarios contrastés sont montrés, CSIRO (peu de modifications), MIUB (à tendance chaud et sec) et NCAR (à tendance chaud et humidité équivalente). Les précipitations sont globalement inférieures d'une dizaine de pourcents, avec des déficits marqués en été et en automne (septembre/octobre) pour l'ensemble des projections. Concernant l'évapotranspiration, les augmentations de température induiront une augmentation importante de la demande évaporatoire de l'ordre de 20%, qui se situera, en moyenne, sur les niveaux hauts actuels (Figure 1.11)

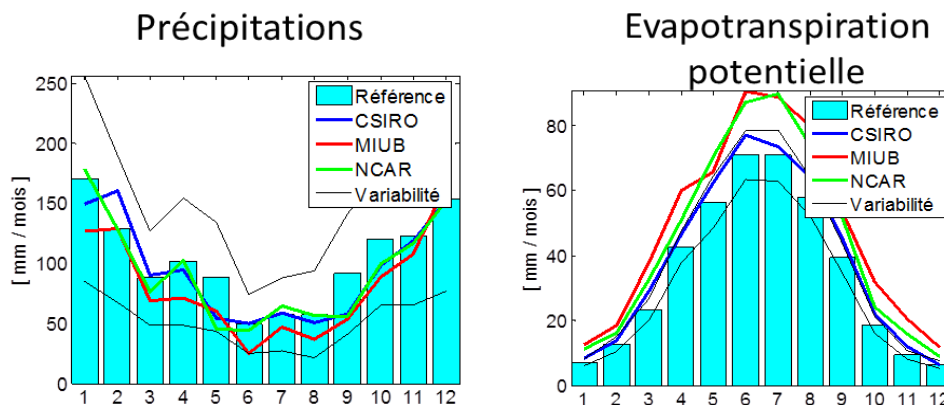


Figure 1.11 : Evolution des précipitations et évapotranspiration pour la période 2046 – 2065 (moyennes estimées par différents modèles) par rapport à la période actuelle (1970 - 2010) prise en référence, pour le bassin de l'Ellé-Isole-Laïta. En abscisse, les mois de l'année et en ordonnée, le cumul des précipitations (mm/mois)

L'impact sur le débit moyen mensuel est relativement important, de l'ordre de 25% pour l'Ellé et 35% pour l'Isole (figure 1.12 et tableau 1.3). Pour l'Ellé, le débit moyen en été et en automne correspondrait aux niveaux bas actuels. Pour l'Isole, l'impact semble bien plus important, puisque la projection la plus pessimiste montre des débits d'été bien plus faibles que les niveaux bas actuels. D'une manière systématique, les débits automnaux seront largement inférieurs, d'une part, du fait d'un déficit de précipitations à cette période, mais également du fait d'un défaut de recharge des aquifères (précipitations systématiquement plus faibles).

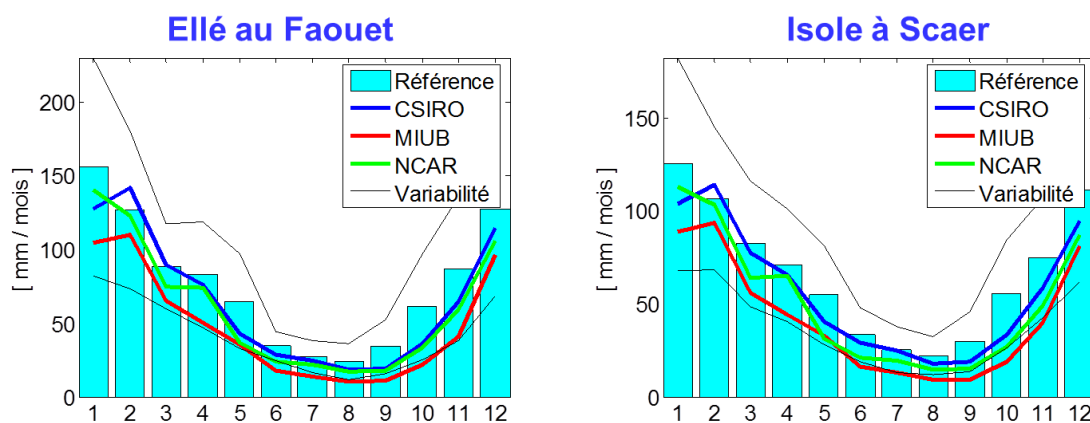


Figure 1.12 : Evolution du débit (mm/mois) pour l'Ellé au Faouet et pour l'Isole à Scaer pour la période 2046 – 2065 par rapport à la période actuelle (1970 - 2010) prise en référence.

Les résultats peuvent sembler contradictoires avec la situation actuelle, où l'Isole est bien moins souvent en étiage prononcé que l'Ellé. Ceci est lié à la diminution des précipitations automnales et ainsi, à une diminution de la longueur de la période de recharge. Il faut se rappeler que le temps de vidange (44 jours pour l'Isole au Scaër et 33 jours pour l'Ellé au Faouet) est équivalent au temps de remplissage, et donc, au nombre de jours continus de précipitations nécessaires pour recharger l'aquifère efficacement.

Tableau 1.4 : Impacts climatiques sur le débit de l'Ellé et de l'Isole pour 3 projections climatiques. (CSIRO, MIUB et NCAR). P = Précipitation, ETP = Evapotranspiration, Q = Débit)

Fin du siècle	Actuel [mm/an]	CSIRO	MIUB	NCAR
P	1230	Equivalent	-20 %	-10 %
ETP	620	+10 %	+40 %	+30 %
Q (Ellé)	1000	-15 %	-40 %	-20 %
Q (Isole)	850	-25 %	-50 %	-35 %

L'exemple traité à la figure 1.12 et au tableau 1.4 s'appuie sur des projections climatiques datant de 2013 (scénarios du SRES) il pourrait être mis à jour avec les nouveaux scénarios.

Les débits d'étiages dépendent à la fois de la capacité des systèmes souterrains à alimenter les rivières après plusieurs dizaines de jours sans pluie, mais également à une bonne recharge hivernale de la nappe. D'une manière générale, une diminution des précipitations sur les bassins bretons induira des étiages plus sévères et plus longs qu'actuellement. Les bassins les moins affectés par des étiages sévères actuellement pourraient être plus impactés par la variabilité du climat.

Difficultés / points d'attention / perspectives

La spatialisation des ressources en eau et des zones où peuvent survenir des déséquilibres

Les méthodes proposées ici s'appuient sur l'échelle du bassin versant ou d'un sous-bassin versant ayant une station de mesure de débit et ne sont interprétables qu'à cette échelle.

La spatialisation précise du comportement hydrologique le long de la rivière est une démarche complexe. Une méthode simple pour estimer les débits naturels en un site donné de ce bassin, consiste à extrapoler le débit de référence disponible sur la station la plus proche au prorata de la surface du bassin versant correspondant en considérant que les débits spécifiques ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$) sont homogènes sur tout le bassin versant de référence (figure 1.13). Cependant, cette méthode ne prend pas en compte les hétérogénéités intra bassin versant (exemple : géologie différente du sous-sol) et la variabilité régionale des précipitations. Une méthode d'extrapolation spatiale des données de débit intégrant la variabilité régionale des précipitations est par ailleurs décrite dans la fiche n°E-9 élaboré par le CSEB (CSEB, 2005).

Quelle que soit la méthode d'extrapolation utilisée (empirique, numérique ou physique), elle ne remplacera jamais la valeur d'une observation. Il est important de noter que les méthodes d'analyse décrites par la suite s'appuient sur des débits non biaisés représentant fidèlement les débits d'étiages.

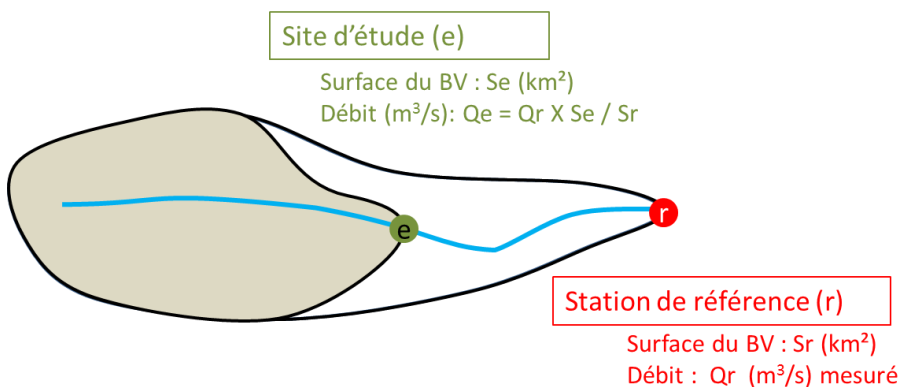


Figure 1.13 : Méthode simplifiée pour estimer les débits en un site donné d'un bassin versant en fonction des données mesurées à une station de jaugeage de référence (D. Ombredane).

Concernant les débits influencés, il est nécessaire de prendre en compte la position des différents prélèvements (AEP, élevage, industrie...) et rejets (STEP, ...).

Des **modèles physiques** (voir phase 1.3) pourraient être utilisés afin d'avoir une approche spatialisée plus précise sur le bassin. Cependant ces modèles sont beaucoup plus complexes à mettre en œuvre et nécessitent un plus grand nombre de données en entrée. Il faut donc peser le pour et le contre avant de s'engager dans une telle démarche au regard des objectifs du territoire ainsi que du temps et du coût que cela peut engendrer. Ce guide propose avant tout des outils simples permettant de faire un état des lieux. Si les résultats obtenus le nécessitent (impossibilité de décrire les étiages, sensibilité particulière aux étiages), il sera nécessaire de s'intéresser à des méthodes plus élaborées, telle que la modélisation physique distribuée.

VOLET 2 : identifier et caractériser les enjeux piscicoles

FICHE BIOLOGIE PISCICOLE

Objectifs	47
Méthode générale proposée	47
Données nécessaires.....	48
Étape 1 – Choisir les espèces piscicoles à étudier	50
Étape 2 – Évaluer l'état général des masses d'eau et des populations piscicoles	53
Étape 3 – Vérifier l'impact potentiel des paramètres physico-chimiques et de l'accessibilité du cours d'eau sur les dynamiques de populations de poissons	58
Étape 4 – Analyser les impacts du débit du cours d'eau sur les dynamiques de population	66
Limites et points d'attention.....	72
Perspectives	73
 Annexes du volet 2 :	 122

Auteur : Dominique Ombredane, Agrocampus Ouest – INRA Rennes UMR ESE
Autre contributeur : Philippe Baran, Onema - Irstea

Objectifs

Dans ce volet il s'agit d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- Les différents tronçons du bassin versant accueillent-ils les espèces de poissons qui devraient potentiellement s'y trouver ?
- Leur absence (ou faible abondance) est-elle due à des problèmes de déficit en eau ou à des facteurs autres que les débits tels que la chimie des eaux, les obstacles à l'écoulement, l'altération de la morphologie du cours d'eau ?

Méthode générale proposée

Afin d'aborder ce volet, il est proposé de dérouler la méthode suivante en s'appuyant dans un premier temps sur une analyse des données existantes pour ensuite traiter et mettre en relation les différents jeux de données. Les 4 étapes proposées pour ce volet sont présentées ci-après, l'étape 4 étant facultative car l'interprétation des résultats est délicate. Dans la suite du document ces étapes sont détaillées et des illustrations sont proposées en s'appuyant sur des traitements de données déjà existants, issus de territoires bretons.

Etape 1 : Choix des espèces piscicoles à étudier

Lors de cette étape, il s'agit de répertorier les espèces présentes aujourd'hui et historiquement et de choisir les espèces piscicoles ou groupes d'espèces susceptibles d'être impactées par des faibles débits d'étiages et donc à inclure dans la réflexion. Les espèces emblématiques et/ou bio-indicatrices • seront conservées.

Etape 2 : Evaluer l'état général des populations piscicoles des différentes masses d'eau

Lors de cette étape, il s'agit :

- Phase 2.1 : d'analyser l'état général des masses d'eau du point de vue piscicole
- Phase 2.2 : de caractériser l'état des populations piscicoles en s'appuyant sur les données disponibles en termes d'abondance et d'évaluer leur stabilité temporelle.

Les données disponibles pour conduire ce travail sont :

- a) l'Indice Poisson Rivière (IPR)
- b) l'analyse des paramètres populationnels (densités et biomasses des poissons) issus des inventaires piscicoles (RHP puis RCS) et de leur stabilité temporelle,
- c) l'analyse des indices d'abondance (par exemple, Saumon - IA SAT disponibles auprès des Fédérations départementales pour la pêche et la protection du milieu aquatique (FDAAPPMA)) et de leur stabilité temporelle

Si l'analyse conduite lors de cette phase met en évidence une variabilité temporelle des indicateurs, il est intéressant de conduire une analyse plus fine des fluctuations de ces indicateurs en fonction de différents facteurs comme le débit (voir étape 4 facultative).

Etape 3 : Evaluer l'impact potentiel des paramètres physico-chimiques et de l'accessibilité du cours d'eau sur les dynamiques numériques de populations de poissons

Il s'agit lors de cette étape de s'assurer que des facteurs autres que le débit ne sont pas limitants pour la biologie des espèces les plus sensibles et ce, en fonction de leurs stades de développement car les besoins ne sont pas les mêmes tout au long de leur cycle de vie.

A titre d'exemple, pour les salmonidés, il s'agit de la température du cours d'eau, du pH, du couple ammonium / ammoniac, des matières en suspension, de l'oxygène dissous ainsi que des nutriments : azote et phosphore favorisant l'eutrophisation du cours d'eau. La question de la continuité écologique des cours d'eau peut également être déterminante pour les migrateurs car conditionne l'accès aux zones de reproduction. Enfin la dégradation morphologique des cours d'eau influe négativement sur la vie piscicole. La fluctuation des débits n'aura en effet pas le même impact dans un système plus anthropisé.

Ainsi cette étape est découpée en 3 phases :

- Phase 3.1 : Physico-chimie de l'eau
- Phase 3.2 : Analyse des altérations morphologiques
- Phase 3.3 : Accessibilité des linéaires de cours d'eau pour les espèces migratrices (salmonidés notamment)

Hormis ces facteurs, pour les poissons migrateurs amphihalins, la dépose d'œufs par les géniteurs constitue également un facteur régulant l'abondance de la population de juvéniles sur le cours d'eau. Cependant, le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau n'est pas une donnée disponible sur l'ensemble des territoires bretons. Ainsi, en première approche, l'hypothèse forte suivante est faite : le nombre de géniteurs n'influe pas le recrutement en juvéniles de saumon sur des bassins où les populations de saumons sont très importantes et ne constitue donc pas un facteur limitant pour la vie et le niveau de population de ces espèces. Cette hypothèse n'est pas valable sur des cours d'eau ou les secteurs de cours d'eau en phase de restauration des populations.

En fonction des résultats obtenus lors des étapes 1 à 3, il sera envisageable ou non d'aborder l'étape 4 pour un tronçon de cours d'eau:

- | | |
|--|-----------|
| ▪ Présence récurrente de facteurs physico-chimiques limitants ? | OUI / NON |
| ▪ Présence de facteurs morphologiques limitants à fort impact ? | OUI / NON |
| ▪ Très faible accessibilité du linéaire de cours d'eau étudié pour les espèces migratrices salmonidés, conduisant à des niveaux de population très bas ? | OUI / NON |

Si OUI à un ou plusieurs des items → il est important dans un premier temps d'identifier les possibilités de mesures de gestion pouvant lever, à plus ou moins brève échéance, ce(s) facteur(s) limitant(s) prépondérant(s). Il est cependant important de ne pas négliger dans ce cas, l'impact négatif de la réduction des débits d'étiage. Des débits d'étiages trop faibles peuvent en effet venir renforcer l'impact des autres facteurs sur la vie et le développement piscicole.

Si NON à tous les items → le travail pourra être affiné par la recherche de la sensibilité de populations particulières aux fluctuations de débit : cf. étape 4

Etape 4 : Analyser l'impact du débit du cours d'eau sur les dynamiques des populations piscicoles

Dans les cas pour lesquels les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, la morphologie et/ou l'accessibilité des cours d'eau ne sont pas (ou très peu pour la caractéristique « accessibilité ») limitant pour les activités des différentes espèces de poisson, il est envisageable d'étudier avec plus de précision l'influence des débits sur les densités et biomasses de poissons, sur les stations pour lesquelles des données de débits sont disponibles (au moins sur un site proche). Notamment, la relation entre les densités de poissons (et/ou les indices d'abondance) et le débit d'étiage est très importante pour aborder les problématiques de gestion quantitative de la ressource en eau.

A noter que cette étape est très délicate à conduire et demande donc une interprétation experte des analyses qui seront réalisées (voir approche ELOHA de Kendy et al., 2012).

Données nécessaires

Un certain nombre de données sont nécessaires afin de pouvoir aborder les différentes étapes de ce volet :

→ Les débits journaliers

- sur le plus grand nombre de stations et une période aussi longue que possible.
- l'idéal : possibilité de calcul secondaire des débits aux différents points où il y a des données piscicoles (sur la base des bassins versants drainés)
- Base de données HYDRO : <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

→ Les caractéristiques physico-chimiques et plus particulièrement la température de l'eau

- en différents points du réseau hydrographique
- sur des périodes longues (celles des données piscicoles au minimum)
- Base de données sur le site de l'Agence de l'eau Loire Bretagne : <http://osur.eau-loire-bretagne.fr/exportosur/Accueil>
- L'observatoire de l'eau en Bretagne : <http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/>
- Concernant la température, l'Onema dispose également des données du Réseau National de suivi de la Température.

→ La localisation et la « franchissabilité » (pour différentes espèces) des **obstacles à la migration** sur le réseau hydrographique

- Référentiel des Obstacles à l'Ecoulement (ROE), base de données élaborée par l'Onema en application du schéma national des données sur l'eau – Disponible sur le portail eaufrance : http://www.eaufrance.fr/squelettes/avertissement_ROE.html
- Etudes menées dans le cadre des contrats territoriaux milieux aquatiques disponibles auprès de l'Agence de l'eau ou des syndicats de bassin, études diverses commanditées auprès de bureaux d'étude (par exemple approche des « franchissabilités » par l'ICE). Remarque : toutes les données issues de ces études ont vocation à être intégrées dans le ROE (le pas de temps pour la mise à jour des données est variable selon les bassins).

→ Les **données piscicoles diverses**

- Inventaires piscicoles dans le cadre du RHP (Réseau Hydrobiologique et Piscicole) puis du RCS (Réseau de Contrôle de Surveillance) : Base de données Images, <http://www.image.eaufrance.fr/poisson/cours/p-ce.htm>

Les données de la base Image sont issues d'inventaires réalisés par pêche électrique à pied en utilisant :

- jusqu'en 2004 : la technique de 2 passages successifs sur la station complète. Cela permet de calculer, outre les densités et biomasses pêchées, les densités estimées (méthodes de Carl & Strub ou de De Lury),
- depuis 2004 la technique « stratifiée par point », ne permettant pas d'estimation des densités.

La base de données image donne les densités et les biomasses pêchées. Pour récupérer les données de base (effectifs et biomasses à chaque passage, longueur de la station, ...) permettant d'autres calculs, il faut s'adresser à l'Onema (Direction Interrégionale Bretagne - Pays de la Loire ou Direction de la connaissance et de l'information sur l'eau) gestionnaire de la base de données IMAGE.

- Les Indices Poissons Rivières (IPR) calculés à partir des inventaires du RHP puis du RCS, menés par l'Onema : <http://www.image.eaufrance.fr/poisson/poissons.htm>
- Indices d'abondance Saumon, truite et anguille, disponibles auprès des Fédérations départementales pour la pêche et la protection du milieu aquatique (FDAAPPMA) et de l'Association Bretagne Grands Migrateurs (BGM). La réalisation depuis plus de 15 ans d'indices d'abondance des juvéniles 0+ de Saumon atlantique, IA SAT, (Prévost et Baglinière, 1995) sur de nombreuses stations permet d'apprécier l'état général et l'évolution de la population de cette espèce emblématique des rivières bretonnes (Prévost et Nihouarn, 1999). En 2013, ce réseau de surveillance compte 252 stations prospectées annuellement en Bretagne, réparties sur 23 bassins versants et couvre 88 % des surfaces de production des cours d'eau à saumon (Germis, 2013).

Les rapports de suivi des indices d'abondance de juvéniles de saumon et d'anguille sont disponibles sur le site Internet de l'Observatoire des poissons migrateurs de Bretagne : www.observatoire-poissons-migrateurs-bretagne.fr, dans l'onglet « Bassins versants » ou « Indicateurs et études / Rapports et études »

- Description des habitats de juvéniles de saumon (données généralement collectées par les FDAAPPMA) disponibles auprès des Fédérations de pêche et de Bretagne Grands Migrateurs,
- Les archives départementales peuvent également disposer d'études historiques particulièrement utiles,
- ...

→ Documents **d'état des lieux divers** (type diagnostic SAGE)

→ **Fonds de cartes SIG du réseau hydrographique** et des limites du bassin versant

- base de données Carthage
- Géoportail
- ...

Étape 1 – Choisir les espèces piscicoles à étudier

Lors de cette étape, il s'agit de répertorier les espèces piscicoles présentes aujourd'hui et historiquement et de choisir les espèces ou groupes d'espèces susceptibles d'être impactés par de faibles débits d'étiage, et donc à inclure dans la réflexion. Les espèces emblématiques et/ou bio-indicatrices seront conservées.

Liste des espèces présentes : sur la base des données du RHP (Banque de données IMAGE), les stations d'inventaires piscicoles peuvent être répertoriées. Pour chaque station, les résultats des pêches sont disponibles par espèce et par année. Les espèces présentes sur le bassin versant peuvent alors être identifiées. Une liste des principales espèces françaises et leurs caractéristiques écologiques sont synthétisées dans un tableau en annexe 2.1.

Attention : les méthodes de prospection et les stratégies d'échantillonnage ont changé en 2005 : Prospection complète ou stratifiée par faciès avec 2 passages jusqu'en 2004 et stratifiée par point avec un seul passage à compter de 2005. Les résultats de densité et de biomasses par 100 m² de la base de données ne sont donc pas comparables pour les 2 périodes.

Le choix des espèces cibles à étudier se fera en fonction des enjeux et objectifs écologiques du territoire et des données disponibles. Il pourra s'agir d'espèces :

- ⇒ bio-indicatrices de l'état de santé du milieu (truite commune, chabot, saumon atlantique,...),
- ⇒ sensibles aux variations de débit (Cf. degré de rhéophile – annexe 2.1)
- ⇒ patrimoniales à haute valeur symbolique (saumon, truite commune,...),
- ⇒ protégées à l'échelle, nationale, européenne ou internationale (anguille, saumon, lamproie marine,...) (UICN France et al., 2010). (Disponible sur : www.uicn.fr/IMG/pdf/Liste_rouge_France_Poissons_d_eau_douce_de_metropole.pdf - inpn.mnhn.fr/reglementation/protection/listeEspecesParArrete/716)
- ⇒ des espèces pour lesquelles les données sont disponibles et suffisantes.

Comme première base de travail, la liste des espèces avec leurs principaux traits biologiques est présentée dans le tableau présenté en annexe 2.1. Chacune des espèces est renseignée sur son origine, son statut trophique, son support de reproduction, son habitat d'alimentation, son degré de sensibilité, son degré de rhéophilie et sa flexibilité d'habitat.

En outre, il est intéressant de consulter les sites suivants :

- ⇒ <http://inpn.mnhn.fr/reglementation/protection/listeEspecesParArrete/716> : donnant la liste des espèces de poissons protégées sur l'ensemble du territoire français national,
- ⇒ La liste rouge des espèces menacées en France, (UICN France et al, 2010)
Disponible sur : http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Liste_rouge_France_Poissons_d_eau_douce_de_metropole.pdf
- ⇒ Informations générales sur le site www.onema.fr/especes-aquatiques-protegees

Pour les cours d'eau bretons où la présence de Saumon atlantique (Salmo salar) est avérée, l'accent sera mis sur cette espèce pour laquelle les données sont les plus nombreuses.

Illustration de l'étape 1 sur le bassin versant de l'Elle-Isole-Laïta

Les données disponibles :

Une première analyse des données piscicoles acquises dans le cadre des réseaux de suivi RHP sur les bassins versants de l'Ellé et de l'Inam a été réalisée. L'analyse se base sur les densités et biomasses pêchées par unité de surface fournies par la base Image. Deux stations ont été retenues, l'Ellé au Faouët (station n° 04560041 – code ONEMA) et l'Inam à Lanvégen (station n° 04560043 – code ONEMA). Ces données sont issues d'inventaires réalisés par pêche électrique à pied en utilisant séparément celles de 1991 à 2004 (station complète – 2 passages successifs) et celles de 2005 à 2011 (échantillonnage stratifié par point – 1 passage).

Résultats quant à la composition des peuplements piscicoles

Le peuplement piscicole de l'Ellé est composé (figure 2.1) de 9 espèces principales (présentes dans tous les échantillons de 1990 à 2004) auxquelles il faut ajouter 3 espèces secondaires (brochet, lamproie marine et vandoise) qui ne sont présentes que dans 58 à 79 % des échantillons et enfin 6 espèces présentes très occasionnellement et en très faible densité (perche commune PER, perche-soleil PES, poisson-chat PCH, rotengle ROT, tanche TAN et brème commune BRE). Ce peuplement n'a pas changé d'un point de vue qualitatif entre les deux périodes 1990-2004 et 2005-2011 (figure 2.2).

Sur l'Inam, le peuplement est caractérisé par une richesse spécifique moindre : seulement 7 espèces sont présentes dans tous les inventaires (figure 2.1). On ne trouve plus de façon systématique ni de gardon, ni de goujon. Trois espèces sont rencontrées occasionnellement en très faible densité : la lamproie marine LPM, le poisson-chat PCH et le goujon GOU). Comme pour l'Ellé, le peuplement de 2005 à 2011 est comparable qualitativement à celui de 1990-2004 (figure 2.3)

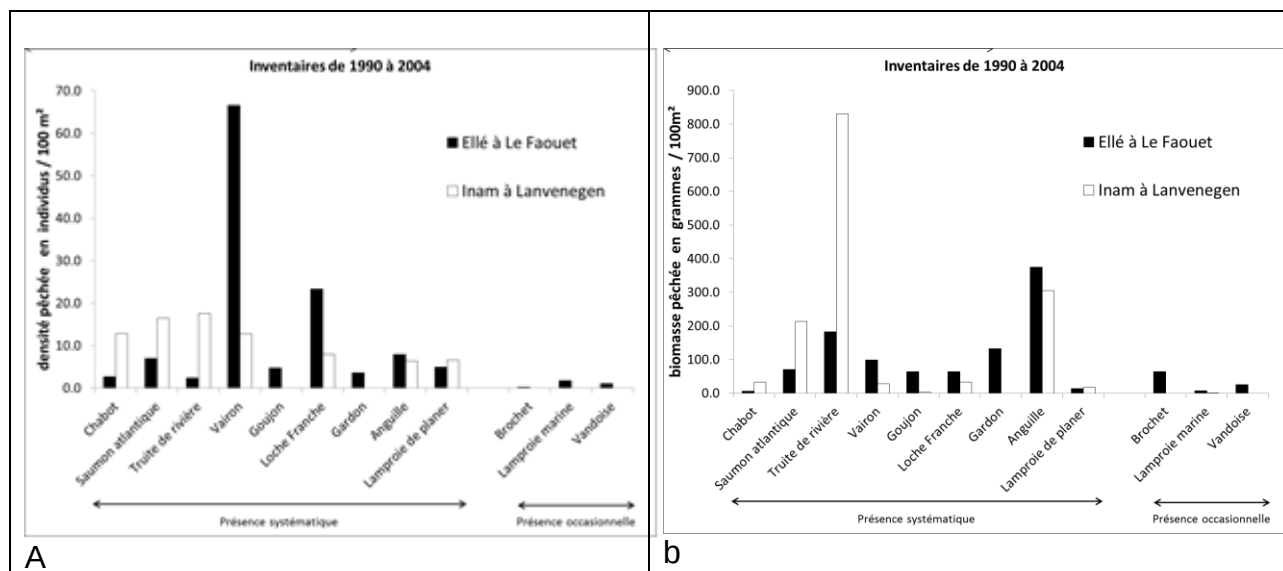


Figure 2.1 : Composition moyenne des peuplements piscicoles de deux stations du bassin versant Ellé-Isole-Laita pour la période 1990 à 2004, a : en densité pêchée (individus / 100 m²) et b : en biomasse pêchée (grammes / 100 m²) – (Source des données : Base de données Image de l'Onema)

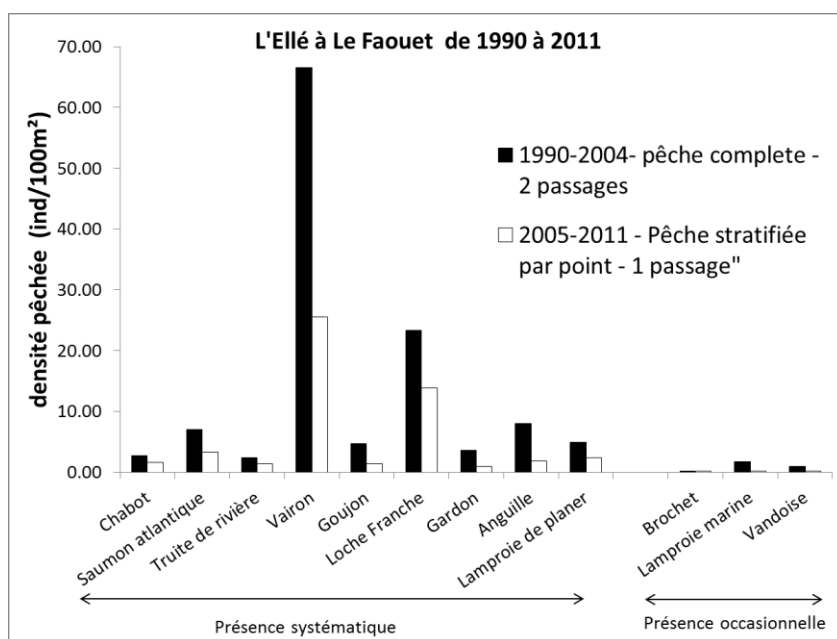


Figure 2.2 : Densités moyennes pêchées sur l'Ellé à Le Faouet par deux méthodes d'échantillonnage pour deux périodes 1990 - 2004 et 2005 - 2011 (Source des données : Base de données Image de l'Onema)

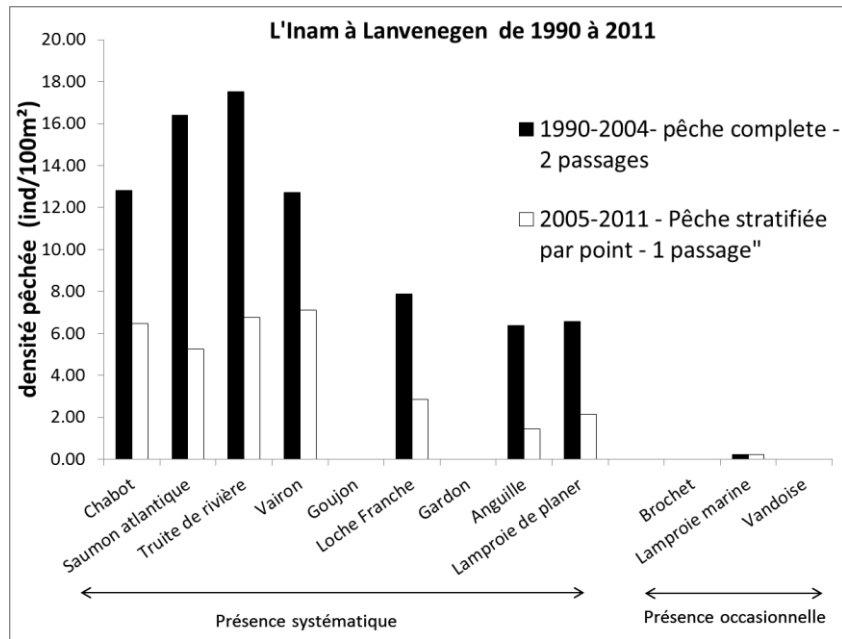


Figure 2.3 : Densités moyennes pêchées sur l'Inam à Lanvenegen par deux méthodes d'échantillonnage pour deux périodes 1990-2004 et 2005 – 2011. (Source des données : Base de données Image de l'Onema)

Sur l'Ellé, le peuplement est dominé par le vairon et la loche franche en nombre ainsi que par l'anguille et la truite commune en poids. Sur l'Inam, le peuplement est plus « salmonicole » avec une dominance en nombre et en poids de la truite commune et du saumon atlantique et du chabot en nombre seulement.

La composition du peuplement fournit des indications quant aux espèces à prendre en compte vis-à-vis de la gestion quantitative de l'eau en croisant leurs exigences vis-à-vis des conditions hydrauliques et leur abondance dans le peuplement. Ce croisement amène à retenir en priorité sur ces cours d'eau, la truite commune, le chabot et le saumon atlantique. Le vairon et la loche sont certes des espèces bien représentées dans les sites de suivi mais ces espèces préfèrent les vitesses de courant faibles et seront donc plutôt avantagées par des réductions de débit.

Résultats quant à la composition en âge des populations de truites

Sur la base des histogrammes des effectifs par classe de taille, nous avons pu approcher la structure en âge des populations de truites des deux stations d'étude (figure 2.4).

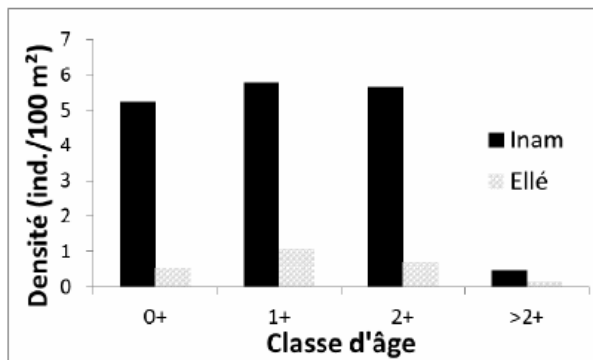


Figure 2.4 : Structuration en âge des populations de truites des deux sites d'étude en densité (nombre d'individus / 100 m²) – Source des données : administrateur de la base de données Image de l'Onema

Les structures en âge sont assez similaires entre les deux rivières. Les alevins (0+) ne représentent en moyenne que 22% et 30% des populations respectivement pour l'Ellé et l'Inam qui sont dominées toutes deux par les truites 1+ et 2+ (respectivement 66% et 72% sur l'Ellé et l'Inam). Cette structure en âge, dans le cours principal aval et médian des cours d'eau, est caractéristique de populations fonctionnant avec une connectivité cours principale - affluents et cours principal médian - zones de têtes de bassin qui produisent la plus grande partie du recrutement en 0+ (dévalaison entre la 1^{ère} et la 2^{ème} année ainsi qu'entre la 2^{ème} et la 3^{ème} année dans le cours principal – Maisse et Baglinière, 1991). En ce sens, l'habitat des alevins ne constitue pas, à l'inverse de celui des adultes, un enjeu majeur pour ces parties de cours d'eau à l'opposé de ce qui se passe sur les affluents et les parties amont des bassins.

Étape 2 – Évaluer l'état général des masses d'eau et des populations piscicoles

Phase 2.1 : L'état général des masses d'eau :

Lors de cette phase, toutes les masses d'eau « DCE » concernées dans le bassin versant étudié sont identifiées et distinguées de la manière suivante : masses d'eau naturelles, masses d'eau artificielles ou masses d'eau fortement modifiées. Leur état et les éventuels « Risques de Non Atteinte du Bon Etat Ecologique » (RNABE) sont notés. Dans cette approche, les paramètres déclassants sont rappelés.

Pour le bassin Loire-Bretagne, l'évaluation de l'état des masses d'eau, les objectifs et la caractérisation du risque de non atteinte se trouvent sur le site :

www.eau-Loire-Bretagne.fr/informations_et_donnees/outils_de_consultation/masses_d_eau - Dans les tableurs, cliquer sur rubrique cours d'eau

Point d'attention : l'analyse de l'état des masses d'eau dans le cadre de la DCE intègre peu les altérations hydrologiques. L'état des masses d'eau dépend beaucoup de l'état morphologique et/ou de la qualité physico-chimique. La qualification de l'état des masses d'eau (quelle qu'elle soit) nécessite une approche complémentaire pour identifier les effets éventuels de perturbations de l'hydrologie.

Phase 2.2 : Caractérisation de l'état général des peuplements piscicoles via l'analyse de différents indicateurs et notamment de leur stabilité temporelle :

Il s'agit lors de cette seconde phase de caractériser l'état des peuplements et des populations piscicoles en s'appuyant sur les données disponibles à savoir :

- a) l'Indice Poisson Rivière (IPR)
- b) l'analyse des paramètres populationnels (densités et biomasses des poissons pêchés) issus des inventaires piscicoles (RHP puis RCS) et de leur stabilité temporelle,
- c) l'analyse des indices d'abondance (par exemple Saumon - IA SAT – dans le cas où les populations de saumon existent) et de leur stabilité temporelle

L'analyse de la stabilité temporelle (*versus* variabilité temporelle) des différents indicateurs peut être conduite **en calculant, station par station, les valeurs moyennes, minimales et maximales des indicateurs sur les différents sous bassins** ce qui permet :

- de qualifier la classe de qualité moyenne de chaque station au regard des grilles proposées pour certains indicateurs (tableau 2.2, figure 2.8),
- d'apprécier la différence entre les valeurs minimales et maximales rencontrées dans la série chronologique pour une station donnée (voir exemple pour l'IA SAT dans le tableau 2.2).

Point d'attention : s'il n'y a pas eu d'événement notable sur toute la période pendant laquelle des données sont disponibles, il est possible de faire une moyenne globale sur la période considérée. S'il y a eu un événement notable (effacement d'un seuil en aval par exemple) il est préférable de faire des moyennes avant et après cet événement. Toutefois les moyennes ne pourront pas porter sur moins de 5-6 années consécutives pour intégrer les variations inter annuelles des conditions hydro-climatiques.

- 6) **En analysant les coefficients de variation** ($CV \text{ en } \% = \text{Ecart type } \sigma / \text{moyenne } \mu \times 100$) des moyennes interannuelles des densités (nombre d'individus /100m²) et/ou biomasses (g/100m²) et/ou pour le saumon des indices d'abondances (nombre d'individus / 5 mn d'échantillonnage).
Selon les valeurs du CV observées (Freeman et al., 1988 in Blanc, 2000), les populations pourront être qualifiées de très stables ($\leq 25\%$), moyennement stables ($25\% < CV \leq 50\%$), moyennement fluctuantes ($50\% < CV \leq 75\%$), très fluctuantes ($CV > 75\%$).
Les populations de poissons observées fréquemment dans les échantillons et jugées moyennement fluctuantes à très fluctuantes peuvent constituer des espèces potentiellement influencées par des variations des débits, qu'ils soient d'étiage ou de crue.

Si ces analyses mettent en évidence une **variabilité temporelle des indicateurs**, il est intéressant de conduire une analyse plus fine des fluctuations de ces indicateurs en fonction de différents facteurs comme le débit (voir étape 4 facultative). L'influence de l'hydrologie ne pourra être mise en évidence que si on s'est assuré au préalable qu'il n'y a pas eu d'événements majeurs au cours de la période d'étude (arasement d'un barrage, construction d'un passe à poissons, pollution accidentelle, ...). Aussi cette étape nécessite d'associer les producteurs de données pour leur connaissances de l'histoire de la rivière.

a) L'indice Poisson Rivière (IPR)

L'Indice Poisson Rivière (IPR) est un outil permettant d'évaluer la qualité des milieux aquatiques lors de chaque inventaire piscicole (chaque année ou une année sur 2 selon les stations), fondé sur la présence et l'abondance des principales espèces d'eau douce présentes en France métropolitaine. Son calcul consiste à mesurer l'écart entre la composition du peuplement sur une station donnée, observée à partir d'un échantillonnage par pêche électrique, et la composition attendue du peuplement en situation de référence, c'est-à-dire dans des conditions pas ou très peu modifiées par l'homme (Belliard et Roset, 2006).

Afin d'étudier l'état général des peuplements piscicoles, il est proposé de localiser sur le bassin les stations pour lesquelles l'IPR a été calculé et d'analyser l'évolution des valeurs sur plusieurs années.

Les IPR calculés sont disponibles sur le site ONEMA : <http://www.image.eaufrance.fr/poisson/poissons.htm>

La méthode et la feuille de calcul sont disponibles sur :

http://www.onema.fr/IMG/pdf/Outil_de_calcul_indice_poissons_riviere-3.pdf

La grille des classes de qualité associées aux valeurs de l'IPR est la suivante :

Note de l'IPR	Classe de Qualité
<7	1 : Excellente
]7-16]	2 : bonne
]16-25]	3 : médiocre
]25-36]	4 : mauvaise
>36	5 : très mauvaise

Limite : l'IPR est un indice très global d'état du peuplement piscicole. Il ne peut en aucun cas se substituer à une étude détaillée destinée à préciser les impacts d'une perturbation donnée. Aussi, il reflète peu l'impact direct d'altération des régimes hydrologiques. Il est essentiellement relié à la qualité des eaux et aux grandes perturbations de la morphologie (chenalisation, ralentissement des écoulements, obstacles à la colonisation).

A titre d'exemple, l'évolution des IPR sur le Léguer (Côtes d'Armor) et sur l'Ellé (Morbihan) montre (figure 2.5) que sur le Léguer l'IPR est toujours dans la classe de qualité « excellente » et que ce dernier présente une plus faible variabilité que sur l'Ellé.

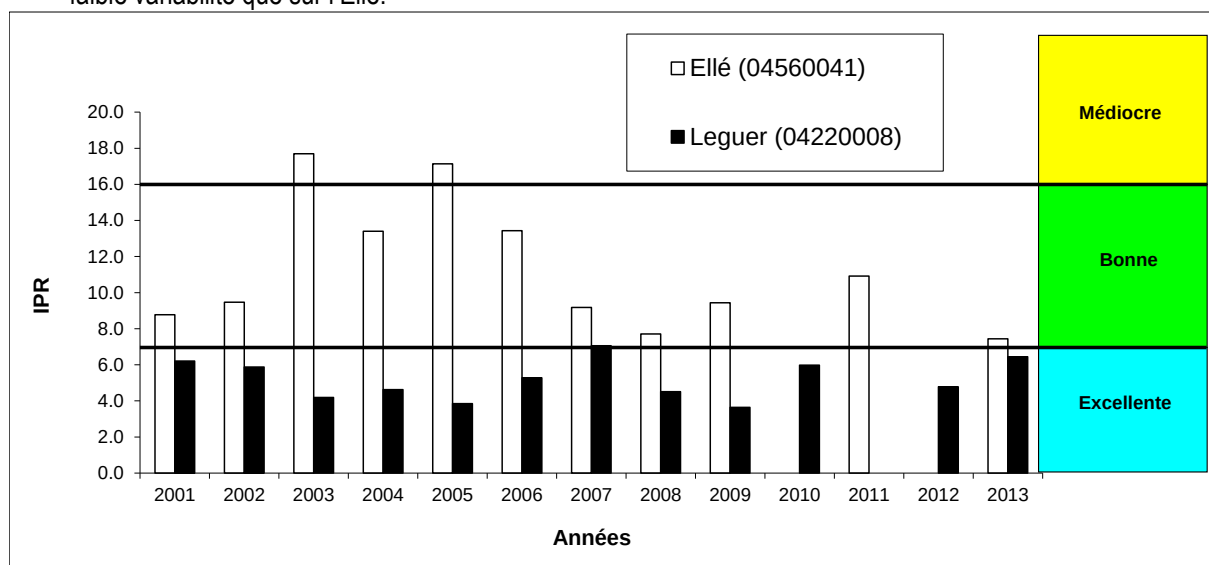


Figure 2.5 : Evolution comparée des IPR sur le Léguer à Tonquedec (22) et sur l'Ellé à Le Faouet (56) – Source des données : Site Onema : <http://www.image.eaufrance.fr/poisson/poissons.htm>

Il est possible de réaliser une analyse plus fine de la stabilité de l'IPR en utilisant les coefficients de variation.

b) Inventaires piscicoles dans le cadre du RHP (Réseau Hydrobiologique et Piscicole) puis du RCS (Réseau de Contrôle de Surveillance)¹⁵

A partir des données d'abondances numériques issues du RHP puis du RCS pour la période 1990-2004 sur le bassin Ellé-Isole-Laïta (figure 2.1), les coefficients de variation des moyennes interannuelles des densités (nombre d'individus /100m²) ont été calculés pour la période 1990-2004 puis comparés pour les deux sites (Ellé et Inam) (figure 2.6).

On constate que hormis pour le goujon et la lamproie de Planer, les populations de l'Ellé sont plus variables que celles de l'Inam. A noter que concernant la lamproie de Planer, les méthodes d'échantillonnage basées sur la pêche à l'électricité sont peu adaptées.

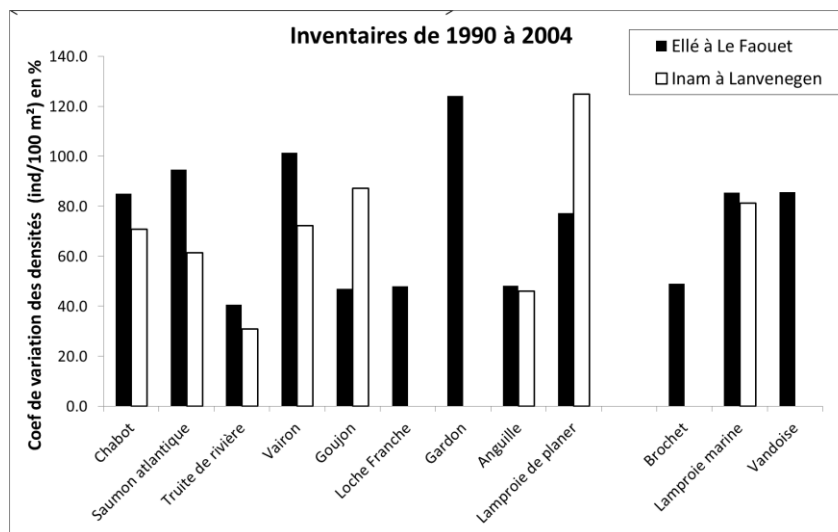


Figure 2.6 : comparaison des coefficients de variation des moyennes interannuelles des densités de poissons pêchées (individus / 100 m²) par espèces entre les 2 sites de suivi sur l'Ellé et l'Inam (Source des données de densités : Banque de données Image de l'Onema)

Ensuite pour chaque espèce, les évolutions d'abondance ont été retracées en normant les valeurs de densité par rapport à la densité maximale observée durant l'ensemble de la chronique de suivi (densités prenant alors des valeurs de 0 à 1).

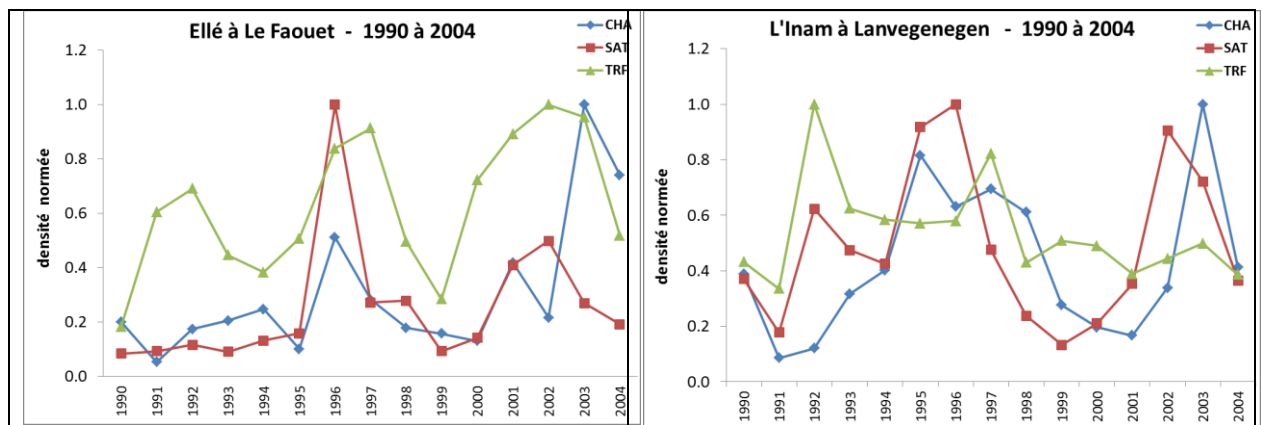


Figure 2.7 : Variation des abondances normées (individus / 100 m²) de 3 espèces de poissons (Chabot CHA, Saumon atlantique SAT et truite de rivière TRF) sur les deux sites d'étude (Ellé et Inam) de 1990 à 2004 (Source des données de densités : Banque de données Image de l'Onema)

¹⁵ Base de données Images, <http://www.image.eaufrance.fr/poisson/cours/p-ce.htm>

Sur la figure 2.7, des similitudes dans les variations des densités normées par espèce entre les deux rivières et même entre les espèces d'une même rivière sont observées. Les chroniques présentent des « pics d'abondance » pour les années 1995 à 1997 et 2002 à 2004 et des « creux d'abondance » pour les années 1998 à 2001. Ces similitudes d'évolutions laissent à penser qu'un ou plusieurs facteurs d'ordre hydro-climatique semblent agir sur les populations piscicoles.

Pour affiner le lien entre la variation d'abondance et les fluctuations de débit, il faut évaluer en amont le rôle éventuel d'autres facteurs limitants (voir étape 3) et en fonction de ces résultats conduire une analyse plus poussée de la sensibilité des populations de poissons aux fluctuations de débit (voir étape 4).

c) l'analyse de l'indice d'abondance de juvéniles de saumon (IA SAT) et de leur stabilité temporelle

A titre d'exemple, dans le bassin de l'Ellé – Isole – Laïta, l'analyse des valeurs moyennes et de la stabilité temporelle de l'abondance de juvéniles de saumon atlantique a été conduite sur la période 2002-2014 pour les 34 stations de suivi en étudiant :

- les valeurs moyennes, minimales et maximales des indices sur les différentes stations (tableau 2.2).
- Les coefficients de variation par station de ces indices pour cette même période (figure 2.8)

Dans le bassin Ellé - Isole - Laïta, les moyennes des indices d'abondance en juvéniles 0+ de saumon présentent des coefficients de variation CV variant de 24% (station Isole1 caractérisée par une classe d'abondance très bonne (tableau 2.2) dont l'IA moyen est de 59,3 Individus/5mn) à 226% (station Aër 5 caractérisée par une classe d'abondance très mauvaise (voir tableau 2.2) dont l'IA moyen est de 0,4. Pour cet indice et sur ce bassin, on s'aperçoit que les stations les plus productives (donc en bon ou très bon état) sont statistiquement ($p < 0.0001$) beaucoup plus stables (CV plus faibles) que les autres (figure 2.6).

Diverses stations de l'Isole et de l'Inam sont toujours de bonnes à très bonnes vis-à-vis de cet indicateur.

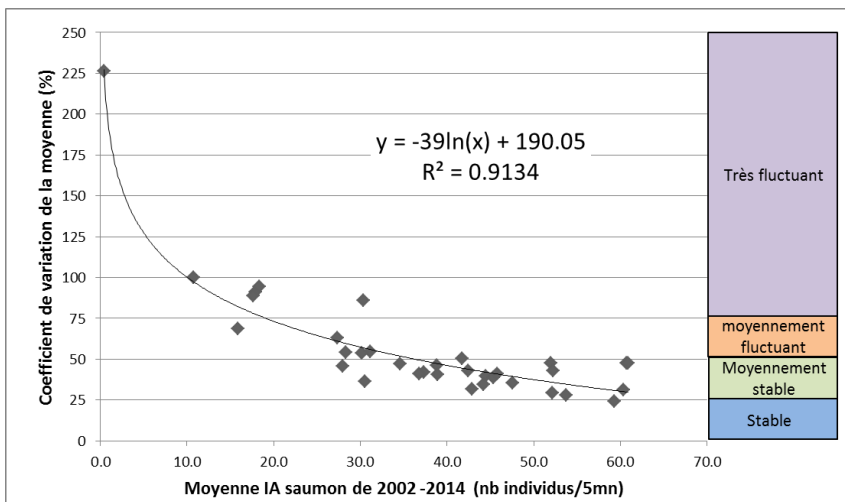


Figure 2.8 : Relation entre l'abondance moyenne (2002 – 2014) en juvéniles de saumon et la stabilité de cette abondance moyenne. Données sources : FDPPMA Finistère et Morbihan, 2014

Tableau 2.2 : Valeurs moyennes, minimales et maximales des indices d'abondances de juvéniles de Saumon sur les différentes stations du bassin de l'Ellé Isole Laïta pour la période 2002-2014 (Données sources : FDPPMA Finistère et Morbihan, 2014).

Dénomination station	Moyenne 2002-2014	Minimum 2002-2014	Maximum 2002-2014
Ellé 0	44.5	9	73
Ellé 1	28.3	1	48
Ellé 2	31.2	0	66
Ellé 3	45.3	14	70
Ellé 4	44.2	18	75
ellé 5	42.5	20	86
ellé 6	41.8	9	70
ellé 7	27.9	7	58
ellé 8	30.2	7	64
ellé 9	17.9	1	66
ellé 10	17.6	0	55
Isole 1	59.3	36	77
Isole 2	47.5	21	77
Isole 2'	38.8	11	66
Isole 3	60.4	32	87
Isole 4	60.7	28	119
Isole 4'	53.8	37	85
Isole 5	60.9	26	121
Isole 5'	52.2	21	71
Isole 6	37.3	17	64
inam 1	38.9	11	60
inam 2	45.8	17	75
inam 3	36.8	15	59
inam 4	52.0	28	120
inam 5	52.2	21	100
inam 6	27.3	5	67
duc 1	42.9	23	71
duc 2	30.5	16	53
duc 3	10.7	0	40
aër 1	34.6	11	63
aër 2	30.3	11	105
aër 3	15.8	0	35
aër 4	18.3	2	66
aër 5	0.4	0	3

Classes des Indices d'abondance de juvéniles de Saumon définis pour la Bretagne (com. pers. Germis, 2012)

Indice	Classe d'abondance	
0	Nul	
1 à 10	Très mauvais	
11 à 20	Passable	
21 à 50	Bon	
51 à 100	Très bon	
Au-delà de 101	Exceptionnel	

Étape 3 – Vérifier l'impact potentiel des paramètres physico-chimiques et de l'accessibilité du cours d'eau sur les dynamiques de populations de poissons

Les poissons ont des préférences variables en matière de hauteur d'eau, granulométrie du substrat et de vitesse de courant selon les espèces et selon les stades de vie (voir volet 5). Les hauteurs et vitesses de courant, dépendantes pour partie des débits (mais aussi de la pente et de la géomorphologie des cours d'eau) ne sont bien entendu pas les seuls facteurs expliquant la répartition des poissons. Aussi, dans cette étape, il s'agit de contrôler si les autres principaux facteurs physico-chimiques, morphologiques et, pour les migrateurs, l'accessibilité des tronçons de rivière sont ou non des facteurs limitants pour les différentes espèces. Si ces facteurs ne constituent pas des facteurs limitants prépondérants, alors on pourra étudier l'impact des débits (indicateurs de hauteurs d'eau et de vitesses de courant, de surface en eau, ...) sur l'abondance des différentes espèces (Etape 4 facultative). La littérature ne permet pas de donner des indications pour toutes les espèces. L'étude sera par conséquent centrée sur les salmonidés, famille pour laquelle de nombreuses références existent.

Les principaux facteurs physico-chimiques pouvant influencer la réussite des différentes phases du cycle de vie du saumon atlantique sont présentés sur la figure 2.9.

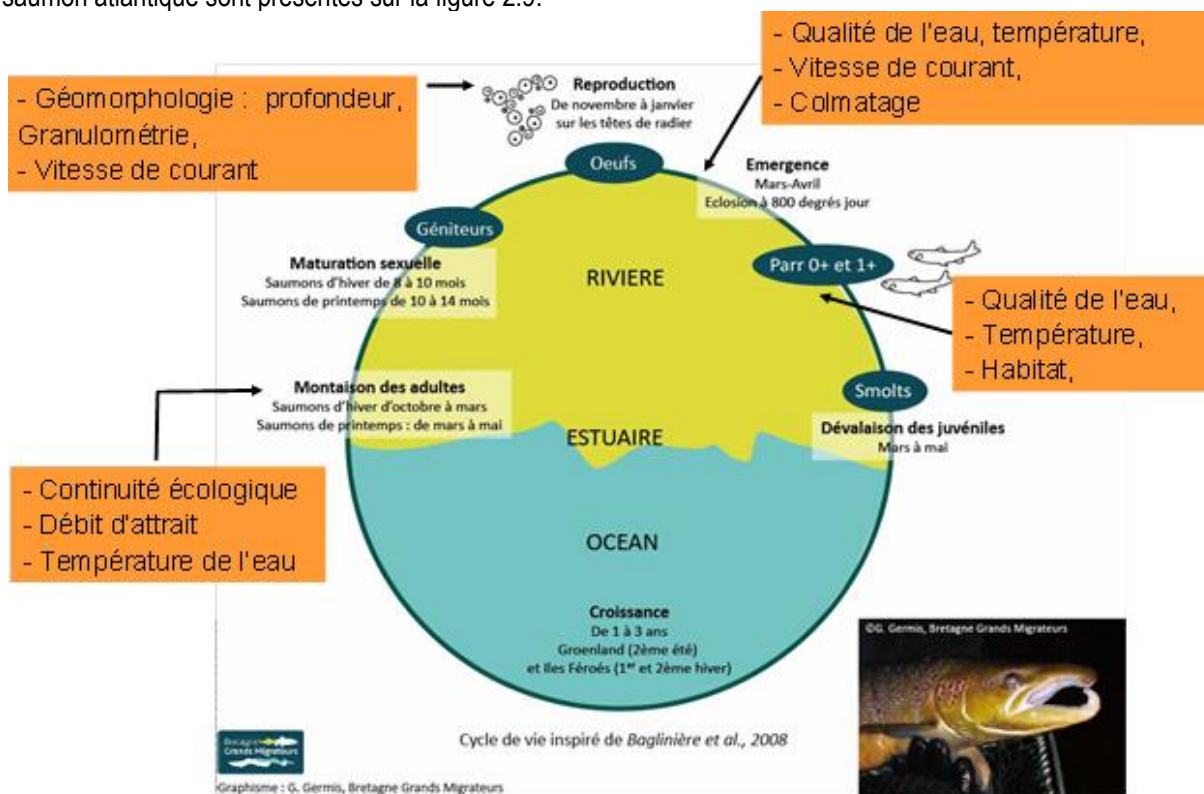


Figure 2.9 : Cycle de vie du saumon atlantique (*Salmo salar*) (Germis, 2012 inspiré de Baglinière et al., 2008) et principales variables de forçage aux différents stades (encadrés orangés).

Phase 3-1 : Physico-chimie de l'eau

Certaines caractéristiques de l'eau peuvent être limitantes notamment pour les juvéniles de salmonidés. Notamment, des températures trop élevées et des concentrations en oxygène dissous trop faibles peuvent entraîner des mortalités. Il ne s'agit pas de faire une analyse exhaustive des caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau (Ombredane et al., 2012) mais de s'assurer qu'il n'y a pas de facteur limitant de cette nature dans le bassin versant étudié. En se basant sur les exigences des espèces données par la littérature, on peut émettre quelques hypothèses sur les risques qu'elles encourent pour les différents paramètres physico-chimiques.

Toutefois, comme seulement une mesure par mois et par station de suivi est réalisée, seules des tendances lourdes peuvent être mises en évidence.

Les stations où il y a eu des suivis physico-chimiques doivent être repérées sur une carte et seules les stations encore en activité et disposant d'une chronique de données suffisamment longue (dans l'idéal, plus de 10 ans) doivent être considérées pour l'analyse.

Pour ces stations, les valeurs moyenne, minimale et maximale de chaque paramètre sur toutes les années de suivi doivent être recueillies et analysées au regard des exigences du poisson en fonction de son cycle de développement. Les exigences des salmonidés pourront être étudiées plus précisément en raison de l'abondance de littérature. P. Cependant, on pourra s'appuyer sur la Directive européenne 2006/44/CE pour des eaux salmonicoles comme cyprinicoles pour apprécier la qualité de l'eau vis-à-vis des autres espèces (UE, 2006). Par ailleurs, pour la température, paramètre très important pour les poissons qui sont des animaux poïkilothermes, il existe quelques synthèses de préférences et températures limitantes des principales espèces piscicoles françaises, autres que les salmonidés, dont celle de Tissot et Souchon (2010).

La température de l'eau : les exigences des salmonidés

Concernant la température, la bibliographie donne pour le saumon atlantique (mais aussi pour la truite commune) de nombreuses indications sur les préférences et les températures létales aux différents stades.

Pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) comme pour la truite (*S. trutta*), la température de l'eau a une influence directe et indirecte sur le cycle de développement (Crisp, 1996). Elle agit notamment sur la migration, l'emplacement et le moment du frai (Webb et McLay, 1996), les caractéristiques du développement embryonnaire sous gravier (Crisp, 1988; Elliott et Hurley, 1998), les apports alimentaires (Elliott, 1991; Ojanguren et al., 2001; Flodmark et al., 2004), la croissance (Elliott & Hurley, 1997, Ojanguren et al., 2001, Bacon et al., 2005), et la démographie de la population (Gurney et al., 2008). La température influence également la résistance aux maladies (Crisp, 1996; Richter et Kolmes, 2005; Gurney et al., 2008). Une température élevée peut provoquer une augmentation des affections virales ou bactériennes, et augmenter la mortalité par maladie (Beschta et al., 1987).

Par ailleurs, les salmonidés ont des besoins importants en oxygène durant tout leur cycle de développement et plus particulièrement pendant la phase embryonnaire. Or, la quantité d'oxygène dissous est un facteur limitant étroitement lié à la température de l'eau (sa teneur à saturation diminue quand la température augmente). La température est donc un paramètre fondamental pour la physiologie et le comportement de ces espèces.

Espèces d'eau froide, les températures létales supérieures chez les adultes du saumon atlantique et de la truite sont respectivement de 27,8°C (Dill et al., non daté) et de 24,7°C (Elliott 1994).

En annexe 2.2 sont présentées en détail l'influence de la température sur les différents stades de développement du saumon et de la truite. Quelques-unes de ces données sont récapitulées dans le tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Températures létales pour différents stades de développement du saumon atlantique et de la truite commune

Espèces	Stades	Températures létales	Référence
Truite commune (<i>S. trutta</i>)	adultes	≥ 24,7°C	Elliott, 1994
	œufs	< 0°C et >15°C < 13°C	Crisp, 2000 Elliott et Elliott, 2010
	embryons vésiculés	Idem œufs	
	juvéniles	24,7°C	Elliott 1994
Saumon atlantique (<i>S. Salar</i>)	adultes	≥ 27,8°C	Dill <i>et al.</i> , non daté
	œufs	< 0°C et >12°C > 16°C	Crisp, 2000 Elliott et Elliott, 2010
	embryons vésiculés	Idem œufs	
	juvéniles	26,7 à 28,5°C	Elliott, 1991

Les conditions de pH

Pour les salmonidés, et en particulier pour les juvéniles de saumon atlantique, des pH inférieurs à 5 ou supérieurs à 9 sont défavorables (Alabaster et Lloyd, 1982 in Crisp, 2000). Ils deviennent létaux quand ils sont inférieurs à 4 ou supérieurs à 9,5 (Crisp, 2000). Pour le pH, la gamme de valeurs impératives de la Directive européenne 2006/44/CE pour des eaux salmonicoles comme cyprinicoles a été fixée entre 6 et 9 (UE, 2006), avec des dérogations possibles (selon l'article 11 de cette directive)

Le couple Ammonium / ammoniac

Concernant les composants azotés dans l'eau, les ions ammonium NH_4^+ et l'ammoniac NH_3 sont en équilibre. Leurs proportions relatives sont reliées à la température (TEMP) et au pH de l'eau (la part de NH_3 augmente avec ces deux paramètres) selon la formule suivante (Rodier et al., 2009) :

$$[\text{NH}_3] = [\text{NH}_4^+] \times \frac{1}{1 + 10^{(\text{pH} - 0.03 \times \text{TEMP})}}$$

L'ion ammonium NH_4^+ n'est pas très toxique, contrairement à l'ammoniac NH_3 .

Alabaster et al. (1979) précisent qu'une concentration de 0,15 mg NH_3/L est suffisante pour entraîner la mortalité de 50 % des smolts de saumon atlantique en 24 heures. Rodier et al (2009) proposent un seuil de sécurité entre 0,02 et 0,04 mg/L pour les salmonidés qui sont sensibles à ces éléments. La valeur guide de la Directive européenne (UE, 2006) pour des eaux dites « à salmonidés » comme pour les eaux cyprinicoles a été fixée en deçà de 0,005 mg NH_3/L avec une valeur maximale limite de 0,025 mg NH_3/L . Ces valeurs peuvent être dépassées très ponctuellement s'il ne s'agit que de pointes peu importantes. Pour l'ion Ammonium NH_4^+ , les valeurs guide et impérative à ne pas dépasser dans les eaux salmonicoles sont fixées respectivement à 0,04 et 1 mg/L par la directive européenne 2006/44/CE.

Exemple : Interprétation des résultats obtenus sur le bassin Ellé-Isole-Laïta

Le tableau 2.3 synthétisant les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau pour 3 paramètres sur 7 stations du bassin Ellé - Isole - Laïta, met en évidence que hormis la température de l'eau à Quimperlé, les trois facteurs température, pH et ion ammonium ne sont globalement pas limitants pour les salmonidés sur ce bassin versant.

Tableau 2.3 : Synthèse des analyses de la température, du pH et de l'ion ammonium pour la période 2005-2012 sur sept stations de suivi du bassin Ellé Isole Laïta. Min, max et moy sont respectivement les valeurs minimale, maximale et moyenne pour la période et n le nombre d'échantillons analysés pour la même période

Num Station		4187500	4187600	4187710	4187525	4188000	4189200	4186700
Cours d'eau		AËR à Le Croisty	MOULIN DU DUC à Langonnet	INAM à Lanvenegen	ELLE à le Faouet	ELLE à Arzano	LAÏTA à Quimperlé	ISOLE à St Thurien
Température (°C)	min	3.8	4.1	3.8	2.7	3.0	0.1	3.6
	max	18.4	18.0	17.7	19.6	20.1	21.7	18.8
	moy	11.9	11.7	9.6	11.4	11.8	12.6	12.1
	n	36	36	87	87	95	86	95
pH	min	6.20	6.14	6.13	6.04	5.75	6.40	6.24
	max	7.65	7.85	7.90	8.00	8.10	7.90	8.70
	moy	7.02	6.99	7.07	7.10	7.10	7.21	7.12
	n	36	36	87	87	94	86	97
Ammonium (mg/l)	min (*)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	max	0.08	0.16	0.20	0.09	0.24	0.20	0.23
	moy	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	n	36	36	87	87	95	86	97

(*) : Les valeurs mesurées ont souvent été inférieures au seuil de quantification

Les matières en suspension et conditions d'incubation des œufs de salmonidés

La connaissance des caractéristiques du transport sédimentaire constitue un enjeu important en termes de gestion des cours d'eau. En effet les matières en suspension (MES) transitant dans le lit d'une rivière peuvent notamment apparaître comme une gêne dans le cas des rivières équipées de barrages (Mano et al., 2007) ou pour le bon fonctionnement des habitats aquatiques.

De par leur développement dans le compartiment sous graviers, les jeunes stades des salmonidés sont particulièrement sensibles à la qualité des substrats dont le colmatage par les particules fines provoque de l'hypoxie et une augmentation des teneurs en ammonium. Cela occasionne des effets directs sur la survie et le développement des stades embryonnaires (Massa et al., 2000; Malcolm et al., 2003 ; Dumas et al. 2007), ainsi que sur le succès de l'émergence des alevins et des effets retards sur les performances des juvéniles (Roussel, 2007).

En matière de législation, la directive 2006/44/CE du Parlement européen de 2006 (UE, 2006) concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons donne une norme guide de 25 mg/L de matières en suspension (MES) pour les eaux tant salmonicoles que cyprinicoles.

L'oxygène dissous O_2 et les nitrites NO_2^-

Les concentrations en oxygène dissous dommageables chez les salmonidés varient avec la température (les teneurs létales inférieures sont d'autant plus élevées que la température est élevée) et le stade. Par exemple, pour le saumon, de trop hautes températures en estuaire peuvent aggraver des problèmes de faibles concentrations en oxygène. Les concentrations létales inférieures C (en mg/L) pour des températures T (en °C) comprises entre 15 et 27°C sont données par l'équation (Alabaster *et al.*, 1991 in Crisp, 2000) : « $\ln C = 0.046 T - 0.513$ ».

Les concentrations létales d'oxygène dissous pour les juvéniles de saumon atlantique seraient comprises entre 1.1 et 2.3 mg/L, avec un optimum pour la croissance vers 6 mg/L (Alabaster *et al.* 1979).

Les valeurs guide et limites relatives à l'oxygène dissous de la Directive européenne (UE, 2006) pour des eaux dites à « salmonicoles » sont répertoriées dans le tableau 2.4. Quant à la norme guide pour la DBO_5 pour les eaux salmonicoles elle est de 3 mg O_2 /L (UE, 2006).

La toxicité des nitrites est fonction de différents facteurs : teneurs en chlorures dans les eaux (Lewis et Morris, 1986) oxygène dissous, température, Cette toxicité est également fonction des espèces piscicoles et de leur stade de développement (Kroupova *et al.*, 2005). Plus les teneurs en chlorures sont faibles, plus le seuil de toxicité des nitrites est bas. La valeur guide à ne pas dépasser pour des eaux dites à « salmonidés » a été fixée à 0,01 mg NO_2 /L dans la Directive européenne 2006/44/CE (UE, 2006). Pour les eaux cyprinicoles, cette valeur guide est de 0,03 mg/L. On regrettera que la méthode d'analyse actuellement utilisée pour doser les nitrites n'ait un seuil de détection que de 0,01 mg/L. Cela ne permet pas de faire une analyse précise de la qualité des eaux au regard de la norme européenne.

Tableau 2.4 : Valeurs guide (G) et limite (L) en Oxygène dissous (mg/L O_2) de la Directive européenne 2006/44/CE pour les eaux salmonicoles et cyprinicoles (UE, 2006). Les pourcentages correspondent au nombre de valeurs rencontrées / 12 valeurs mensuelles.

Paramètre	Eaux salmonicoles		Eaux cyprinicoles	
	G	L	G	L
Oxygène dissous (mg/L O_2)	50 % ≥ 9 100 % ≥ 7	50 % ≥ 9 Lorsque la teneur en oxygène descend en dessous de 6 mg/L, les États membres mettent en œuvre les dispositions de l'article 7, paragraphe 3. L'autorité compétente doit prouver que cette situation n'aura pas de conséquences nuisibles pour le développement équilibré des peuplements de poissons	50 % ≥ 8 100 % ≥ 5	50 % ≥ 7 Lorsque la teneur en oxygène descend en dessous de 4 mg/L, les États membres mettent en œuvre les dispositions de l'article 7, paragraphe 3. L'autorité compétente doit prouver que cette situation n'aura pas de conséquences nuisibles pour le développement équilibré des peuplements de poissons

Les éléments nutritifs N et P dans les eaux

Les éléments nutritifs NO_3 et PO_4 , responsables de l'eutrophisation des eaux ne sont pas toxiques directement vis-à-vis des poissons dont les salmonidés. Néanmoins, les conséquences de l'eutrophisation notamment par le développement dans les lacs et les retenues de barrage de certaines cyanobactéries qui excrètent des toxines peuvent être dommageables pour les populations piscicoles. Ces toxines peuvent indirectement affecter les poissons de diverses manières (Bouaïche, 2001 ; Briand *et al.*, 2003). Aussi, le phosphore, facteur limitant de l'eutrophisation en eau douce, est concerné par la directive européenne 2006/44/CE qui donne comme valeur indicative, pour réduire l'eutrophisation, une concentration en phosphore total exprimée en PO_4 de 0,2 mg/L pour les eaux salmonicoles (UE, 2006).

Quant aux nitrates, il n'y a pas d'exigence pour les poissons. Leur excès concerne surtout un risque sur la santé humaine, ce qui est aujourd'hui discuté, en particulier en fonction des teneurs observées et consommées. La directive 98/83/CE fixe au niveau européen des exigences à respecter au sujet de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. La norme impérative y a été fixée à 50 mg NO_3 /L en fonction des risques encourus par les catégories de population les plus vulnérables, sur la base des recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (MEDDE, 2013).

Enfin l'eutrophisation joue un rôle important sur les teneurs en Oxygène dissous, facteur prépondérant chez les poissons et plus particulièrement chez les salmonidés.

Nota : l'analyse globale des paramètres physico-chimiques développée ci-avant doit être menée avec prudence quant à l'impact de la qualité de l'eau sur les populations de poissons car les pesticides et les micropolluants ne sont pas traités dans l'étude. De plus, la fréquence des mesures par station peut n'être pas suffisante. Enfin, ponctuellement, sur d'autres sites que les stations de suivi, l'eau peut être de moins bonne qualité.

Phase 3-2 : Analyse des altérations morphologiques

Il s'agit dans cette phase de l'analyse de qualifier les perturbations de la morphologie des cours d'eau entraînant une forte dégradation des habitats piscicoles et ainsi de répondre à la question suivante : la morphologie actuelle du cours d'eau est-elle propice à la vie et au développement des espèces piscicole ? (voir volet 3)

L'utilisation de la méthode Syrah (Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau – voir volet 3 également) doit permettre d'identifier sur les tronçons des masses d'eau les risques d'altération hydromorphologique induits par les pressions anthropiques exercées sur le bassin. Il conviendra d'être attentif aux risques d'altération de la morphologie permettant d'identifier des tronçons dans lesquels la dégradation des habitats pourrait constituer le facteur limitant majeur pour les peuplements piscicoles.

Attention : La méthode Syrah a été mise au point par l'Irstea et développée à partir d'informations SIG pour estimer les pressions anthropiques qui s'exercent au sein d'une zone géographique ou sur un tronçon de rivière (urbanisation, agriculture, voie de communication, destruction de corridors rivulaires...) et en déduire les risques de présence d'altérations hydromorphologiques d'un cours d'eau. La méthode Syrah évalue le risque d'altération hydrologique ; pour autant, ce risque reste très indicatif car il prend surtout en compte les volumes d'eau stockés dans les retenues comme critère d'altération potentielle. Pour plus d'informations : <http://www.onema.fr/Hydromorphologie> ; http://www.onema.fr/IMG/Hydromorphologie/14_conn10_outils_vbat.pdf.

On utilisera également le taux d'étagement (DREAL Centre et al., 2011) comme critère d'approche de l'état des habitats.

Dans des systèmes à fort taux d'étagement • (> 50%), la perte des habitats lotiques constitue un facteur limitant très important rendant peu pertinent la recherche d'un débit minimum biologique basé sur les préférences hydrauliques des espèces. Les calculs de taux d'étagement sont des données très souvent disponibles auprès des structures porteuses de SAGE.

En complément, les données du Réseau d'Evaluation de l'Habitat (REH) - méthode mise en place par l'Onema (anciennement Conseil Supérieur de la Pêche -CSP) et appliquée dans le cadre des études de diagnostic des milieux aquatiques), pourront permettre d'identifier l'état général des habitats.

Phase 3-3 Accessibilité des linéaires de cours d'eau pour les espèces migratrices salmonidés

Un paramètre pouvant déclasser la qualité d'un tronçon de cours d'eau pour une espèce piscicole est la difficulté d'accès pour cette dernière. Pour le saumon (mais aussi la truite de mer ou la lamproie marine), il ne suffit pas qu'un grand stock d'adultes rentre dans le cours d'eau. Il faut aussi que les géniteurs puissent accéder aux zones de reproduction, bien souvent (salmonidés notamment) en amont du cours d'eau pour assurer le renouvellement du stock. Aussi, il est possible de caractériser chaque tronçon de cours d'eau entre les différents obstacles par son « accessibilité ».

Un critère d'« accessibilité » a été élaboré pour les salmonidés migrateurs amphihalins par Ombredane et al. (2012) lors d'une étude sur des cours d'eau bas-normands en s'appuyant notamment sur des éléments de la bibliographie (Croze, 2008 ; Chanseau, 1999 in Croze, 2008). L'estimation de l'accessibilité de chaque tronçon est réalisée en faisant appel à deux paramètres : d'une part la difficulté de franchissement des obstacles rencontrés et, d'autre part, le nombre d'obstacles rencontrés par un poisson en montaison pour accéder à ce tronçon. Cette estimation se base sur les données disponibles dans le Référentiel d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) mis à jour en temps réel (http://services.sandre.eaufrance.fr/telechargement/geo/ObstEcoul_FXX-shp.zip).

Chaque obstacle répertorié y est caractérisé notamment par sa nature (seuil, buse, ouvrage, ...) et sa franchissabilité pour les différentes espèces de migrateur (anguille, saumon, alose,). Depuis peu, la franchissabilité peut aussi être évaluée par la méthode ICE (Baudoin et al., 2014).

La franchissabilité (à la montée) des obstacles se base sur la grille d'appréciation en 6 classes (Tableau 2.5) mise en place par l'Onema pour la constitution du ROE (Léonard et Zegel, 2010). Dans la version de mai 2012 du ROE, la grille fait une équivalence avec l'efficacité d'un dispositif de franchissement. Une « note » est ensuite allouée à chaque obstacle pour une espèce donnée selon la classe de franchissabilité à laquelle il appartient (colonne de droite du tableau 2.5) (Ombredane *et al.*, 2012).

Tableau 2.5 : Grille d'appréciation de la franchissabilité des ouvrages mise en place par l'Onema (d'après Léonard et Zegel, 2010 – ROE, mai 2010 et 2012) et note d'accessibilité (Ombredane *et al.*, 2012)

Classes de franchissabilité	Appréciation	Importance de l'obstacle	Conditions hydrauliques de franchissement	Retards et blocages	Equivalence avec dispositif de franchissement (ROE, mai 2012)	Notation des ouvrages dans le cadre de l'estimation d'une note d'accessibilité d'un tronçon, pour les salmonidés migrateurs (Ombredane <i>et al.</i> , 2012)
0	LIBRE CIRCULATION	PAS D'OBSTACLE	Permanent	Pas de retard de migration		0
1	FRANCHISSABLE	OBSTACLE LEGER	sauf en étiage exceptionnel	Pas de retard de migration	Dispositif de franchissement efficace	1
2	FRANCHISSABLE TEMPORAIREMENT	OBSTACLE SIGNIFICATIF	Moyennes et basses eaux	Retard de migration	Dispositif de franchissement relativement efficace mais insuffisant pour éviter les risques d'impact	3
3	DIFFICILEMENT FRANCHISSABLE	OBSTACLE IMPORTANT	hautes eaux	Blocage partiel	Dispositif de franchissement insuffisant	5
4	TRES DIFFICILEMENT FRANCHISSABLE	OBSTACLE MAJEUR	fortes crues	Blocage important	Dispositif de franchissement très insuffisant	6
5	TOTALEMENT INFRANCHISSABLE	OBSTACLE COMPLET ET PERMANENT	IMPOSSIBLE	Blocage total		Hors notation

L'accessibilité d'un tronçon est alors évaluée par la somme des notes des ouvrages présents sur tout le linéaire en aval de ce tronçon, à partir de l'estuaire. Ainsi, plus le score du tronçon est élevé et plus il est difficile pour les migrateurs d'accéder à ce dernier. Sont exclus de cette évaluation les tronçons se situant en amont d'un ouvrage classé infranchissable, qui ont tous la même accessibilité qui est nulle. Des classes d'accessibilités sont définies pour les salmonidés migrateurs selon les modalités du tableau 2.7 (Ombredane *et al.*, 2012). L'ensemble de ces données a permis de définir la qualité d'un tronçon de cours d'eau relativement à son accessibilité selon six classes d'accessibilité décroissante.

Tableau 2.7 : Classes d'accessibilité pour des tronçons de cours d'eau en fonction de la somme cumulée des scores de franchissabilité des obstacles (tableau 2-6) situés à l'aval (Ombredane *et al.*, 2012)

Score du tronçon	Classe d'accessibilité
[0 – 4]	Pleine accessibilité à très facilement accessible
[5 – 20]	Facilement accessible
[21 – 37]	Accessible
[38 – 54]	Difficilement accessible
> 54 et en aval d'un barrage infranchissable	Très difficilement accessible
Au dessus d'un barrage infranchissable (code 999)	Inaccessible

Après avoir calculé l'accessibilité de chaque tronçon, il est intéressant de mettre en relation l'indice d'abondance saumon moyen pour la période d'étude considérée pour chaque station avec la note d'accessibilité du tronçon dans lequel se situe la station. Deux cas peuvent alors se présenter (figure 2.10) :

- Il n'y a pas de relation entre les notes et classes d'accessibilité des tronçons et celles d'abondance de saumon. Cela signifie que l'accessibilité n'est pas le seul facteur explicatif de l'abondance en juvéniles (Ombredane *et al.*, 2012) et/ou que l'accessibilité n'a que peu ou pas d'influence sur l'abondance en juvéniles.
- Il existe une relation négative (linéaire le plus souvent) entre ces 2 variables. L'accessibilité devient alors un facteur limitant pour la production de juvéniles

Enfin, il est possible de réaliser une représentation graphique sous SIG des classes d'accessibilité sur une carte du réseau hydrographique (coloration des tronçons de rivière selon les classes du tableau 2.7), carte sur laquelle on peut éventuellement représenter la valeur des indices saumon aux différentes stations. Cette présentation des résultats est plus facile à utiliser pour un gestionnaire (figure 2.11).

Illustration à partir des résultats obtenus sur le bassin Ellé-Isole-Laïta

A titre d'exemple, la figure 2.10 met en évidence qu'il n'y a pas de coïncidence globale entre les notes et classes d'accessibilité et les valeurs de l'indice d'abondance moyen du saumon pour 2002-2011 pour les stations étudiées. Une relation négative entre ces deux variables n'est pas validée statistiquement ($R^2 = 0.172$; $p < 0.02$) sur l'ensemble des données. L'accessibilité n'est pas le seul facteur explicatif de l'abondance en juvéniles.

Si l'on ne s'intéresse qu'aux couples de données dont la note d'accessibilité est supérieure à 20 (donc des accessibilités moyennes, difficiles et très difficiles) alors il est possible de trouver une relation linéaire entre ces deux variables. L'accessibilité supérieure à 20 devient alors un facteur limitant pour la production de juvéniles. On constate par exemple qu'une station (Aër5) classée en « très mauvais » pour l'indice d'abondance saumon est située sur un tronçon « difficilement accessible ». A noter cependant que la station se situe très en amont du bassin versant, en limite de zone potentiellement d'intérêt pour le saumon (figure 2-11).

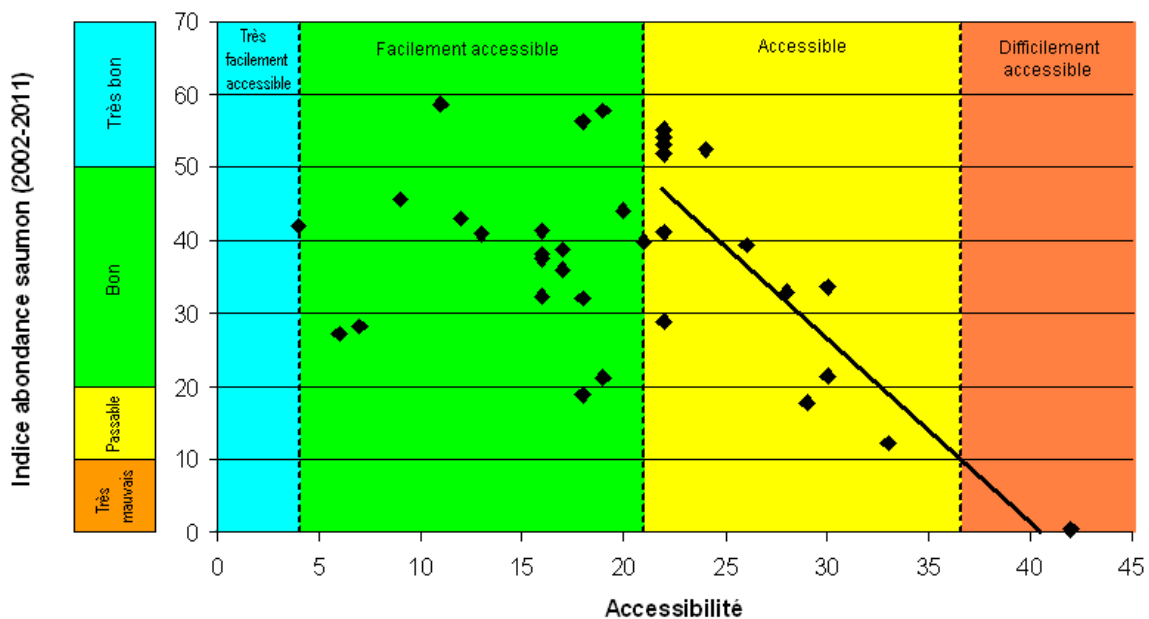


Figure 2.10 : Relation entre l'accessibilité des stations et l'indice d'abondance moyen pour le saumon de 2002 à 2011 sur le bassin Ellé-Isole-Laïta. La droite $IA\ SAT = -2,51 \text{ Accessibilité} + 101,7$ ($R^2=0.745$ – $p < 0.0001$) n'a été ajustée que pour les valeurs d'accessibilité strictement supérieures à 20. Données sources : FDPMA Morbihan et Finistère, 2014 - ROE, 2012 - Ombredane *et al.*, 2012

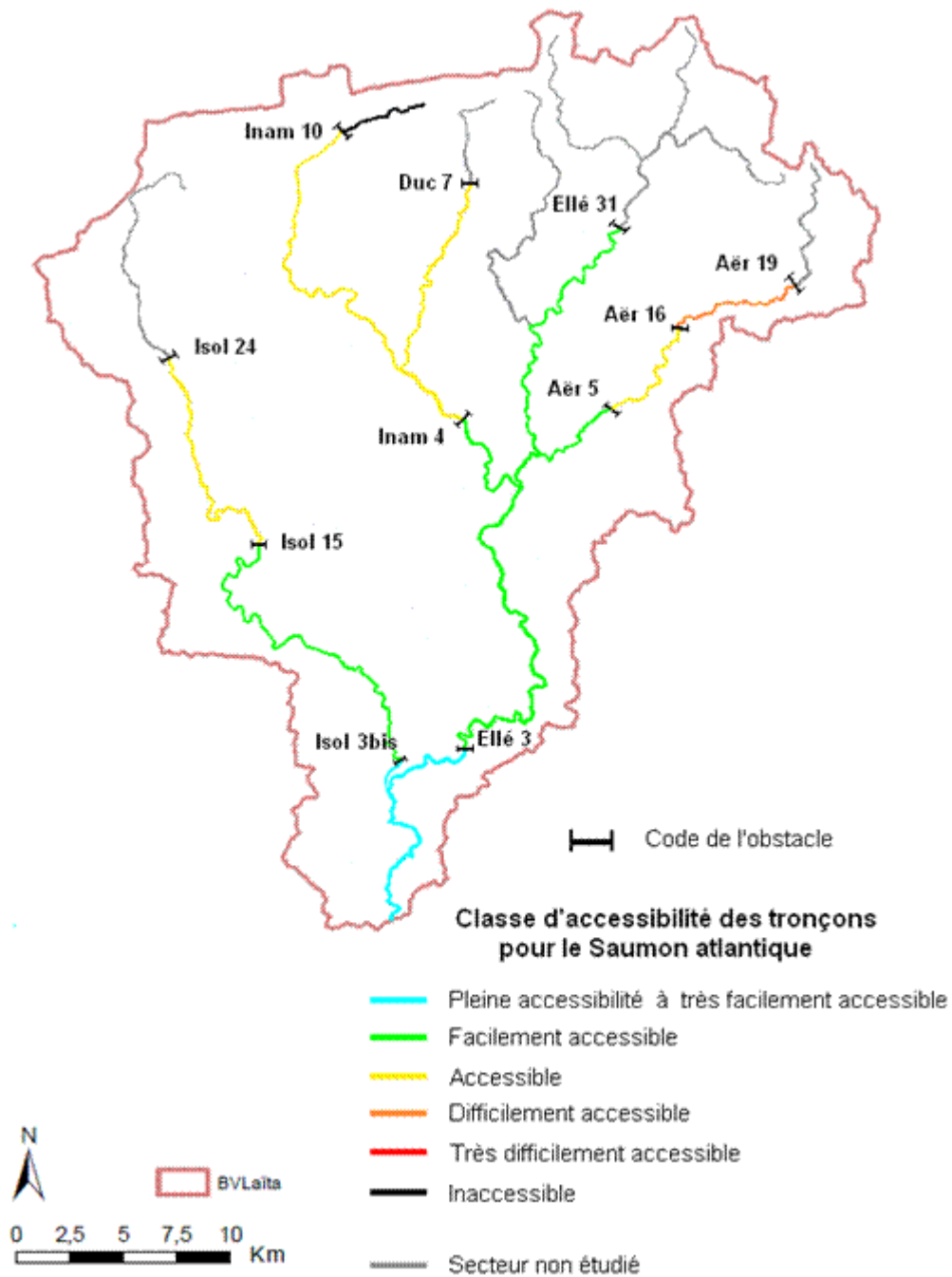


Figure 2.11 : Représentation graphique des classes d'accessibilité du linéaire du cours d'eau Ellé-Isole-Laïta pour le saumon atlantique. Données sources : ROE, 2012 - Ombredane et al., 2012

Récapitulatif de l'approche visant à l'identification de principaux facteurs limitants pour la vie et le développement des espèces piscicoles :

En fonction des résultats obtenus lors des étapes 1 à 3, il sera envisageable ou non d'aborder l'étape 4 pour un tronçon de cours d'eau:

- Présence récurrente de facteurs physico-chimiques limitants ? OUI / NON
- Présence de facteurs morphologiques limitants à fort impact ? OUI / NON
- Très faible accessibilité du linéaire de cours d'eau étudié pour les espèces migratrices salmonidés, conduisant à des niveaux de population très bas ? OUI / NON

Si OUI à un ou plusieurs des items → il est important dans un premier temps d'identifier les possibilités de mesures de gestion pouvant lever, à plus ou moins brève échéance, ce(ces) facteur(s) limitant(s) prépondérant(s). Il est cependant important de ne pas négliger dans ce cas, l'impact négatif de la réduction des débits d'étiage. Des débits d'étiage trop faibles peuvent en effet venir renforcer l'impact des autres facteurs sur la vie et le développement piscicole.

Si NON à tous les items → le travail pourra être affiné par la recherche de la sensibilité de populations particulières aux fluctuations de débit : cf. étape 4

Un autre facteur explicatif pour expliquer l'abondance des poissons migrateurs amphihalins : la «dépose d'œufs»

Lorsque l'on s'intéresse à des populations de poissons migrateurs amphihalins anadromes (tel que le saumon atlantique), le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau conditionne la « dépose d'œufs » et donc pour partie l'abondance de juvéniles. Lors de l'analyse plus poussée d'un lien entre des débits caractéristiques et l'abondance en juvéniles de saumon il est possible, en première approche, d'admettre l'hypothèse forte que le nombre de géniteurs n'influe pas le recrutement en juvéniles de saumon sur des bassins où les populations de saumons sont très importantes et ne constitue donc pas un facteur limitant. Cette hypothèse n'est pas valable sur des cours d'eau ou secteurs de cours d'eau en phase de restauration des populations.

Étape 4 – Analyser les impacts du débit du cours d'eau sur les dynamiques de population

Dans les cas pour lesquels les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, la morphologie et l'accessibilité des cours d'eau ne sont pas limitantes pour le déroulement du cycle biologique des différentes espèces de poisson, il est envisageable d'étudier avec plus de précision l'influence des débits sur leurs abondances. Notamment, la relation entre les densités de poissons et le débit d'étiage est très importante pour aborder les problématiques de gestion quantitative de la ressource en eau.

Il ne s'agit pas ici de modéliser la dynamique de population des salmonidés et plus particulièrement du saumon atlantique (retenu du fait de plus grand nombre de données disponibles) sur le bassin versant mais de rechercher des relations (ou de confronter des chroniques temporelles) entre les abondances des poissons et le débit.

On réalisera l'analyse des relations (synchronismes notamment) entre les chroniques biologiques et des chroniques hydrologiques (débits en étiage, automnal, hivernal) exclusivement pour les stations d'indices d'abondances ou d'inventaires piscicoles situées au même endroit ou très proches d'une station de jaugeage. Il importe notamment qu'il n'y ait pas de confluence avec un gros affluent entre la localisation de la station de jaugeage et la localisation de la station d'inventaire piscicole.

Relations avec quels débits ?

Pour l'influence **des débits d'étiage** sur les abondances piscicoles, les relations seront prioritairement recherchées en utilisant le QMNA (débit moyen mensuel minimal de l'année) ou le VCN10. Cependant, il est aussi possible de choisir un autre débit caractérisant l'étiage (tel le Qmin, débit minimum journalier, le DC355, débit caractéristique d'étiage – voir glossaire). Si les inventaires piscicoles ont été réalisés après le 15 août de l'année n, les relations seront établies avec les débits d'étiage de l'année n. Si les inventaires piscicoles ont été réalisés au printemps ou en début d'été, les relations seront établies avec les débits d'étiage de l'année n-1 pour les poissons nés l'année n-1 (âgés d'au moins 1 an). Pour les indices d'abondance de Saumon (IA SAT), les échantillonnages sont toujours réalisés après le 15 août (Germis G., com. pers.) et donc les relations se feront avec les débits d'étiage de la même année.

L'influence des **débits « d'automne »** (octobre à décembre : période de migration des géniteurs de salmonidés sur les zones de frayères) seront analysés pour les 0+ de saumon et éventuellement les 0+ de truite. On retiendra préférentiellement le VCX5 (moyenne maximale des débits de 5 jours consécutifs). Mais d'autres débits, déjà testés, pourraient être éventuellement utilisés (le VCX10 et le QJmax, débit maximum journalier)

Pour tester l'influence des **débits de crue** • sur les œufs et embryons sous graviers pendant le 1^{er} trimestre annuel (entre janvier et mars), les relations seront établies en utilisant le débit maximum journalier QJmax. Des tests ont été réalisés avec le VCX5 et le VCX10 (moyenne maximale des débits de respectivement 5 et 10 jours consécutifs).

Pour le saumon, l'influence de la dépose d'œufs ne peut être prise en compte ici, faute d'informations sur le sujet pour la plupart des cours d'eau. **Cette étape de l'étude ne pourra être appliquée que sur les cours d'eau où le nombre de géniteurs de saumon ne semble pas, à dire d'expert, limitant pour saturer en juvéniles les stations étudiées.**

Attention : cette étape est très délicate à conduire et demande donc une interprétation experte des analyses (Kendy et al., 2012). Ainsi, il convient d'être particulièrement vigilant notamment sur les points suivants :

- l'association lors de cette étape, du producteur de données pour préciser d'éventuelles conditions particulières d'échantillonnage, de changement de protocole d'acquisition de données, de particularités liées à la station...
- les conditions de débit au moment où sont réalisées les pêches peuvent apporter un biais tant pour les indices d'abondance (nb individus / 5 mn) que pour les densités (nb individus/ 100m²) lors d'inventaires piscicoles classiques. Il faut tenir compte de ce biais.
- l'influence de l'hydrologie ne pourra être mise en évidence que si on s'est assuré au préalable qu'il n'y a pas eu d'événements majeurs au cours de la période d'étude (arasement d'un barrage, construction d'une passe à poissons, pollution accidentelle, ...)

4.1 Evaluation de l'impact du débit d'étiage sur quelques espèces piscicoles. Exemple sur l'Ellé –Isole Laïta

Présentation de la démarche

Pour les stations du bassin étudié ayant des séries de données piscicoles assez longues et une station de jaugeage proche, des relations linéaires entre les densités pêchées et un débit caractéristique d'étiage «subi » (exemple VCN10 ou VCN5 avant le jour de la pêche, Q min avant le jour de la pêche, ...) sont testées. Il s'agit de mettre ou non en évidence un impact significatif du débit d'étiage sur les populations à l'automne. Ces relations statistiques n'ont aucune valeur prédictive.

Exemples sur le bassin de l'Ellé –Isole –Laïta

Pour deux stations du RHP (puis RCS), il existe des séries chronologiques de plus de 20 ans : station sur l'Ellé au Faouët (Code ONEMA 04560041) et station sur l'Inam à Lanvenegen (code ONEMA 04560043). Ces deux stations de suivi piscicole sont respectivement proches de deux stations de jaugeage : L'Ellé au Faouët (J4712010) et l'Inam au Faouët (J4734010).

Pour les deux périodes successives 1990-2004 puis 2005-2013, correspondant à des méthodes d'échantillonnages différentes, des relations ont été recherchées entre les densités pêchées d'une espèce (en nombre d'individus / 100 m²) et le débit d'étiage VCN10 avant la date de la pêche. Les espèces suivantes ont été retenues : le Chabot *Cottus gobio* (figure 2-12), le Vairon *Phoxinus phoxinus* (figure 2-13) et la Truite *Salmo trutta*.

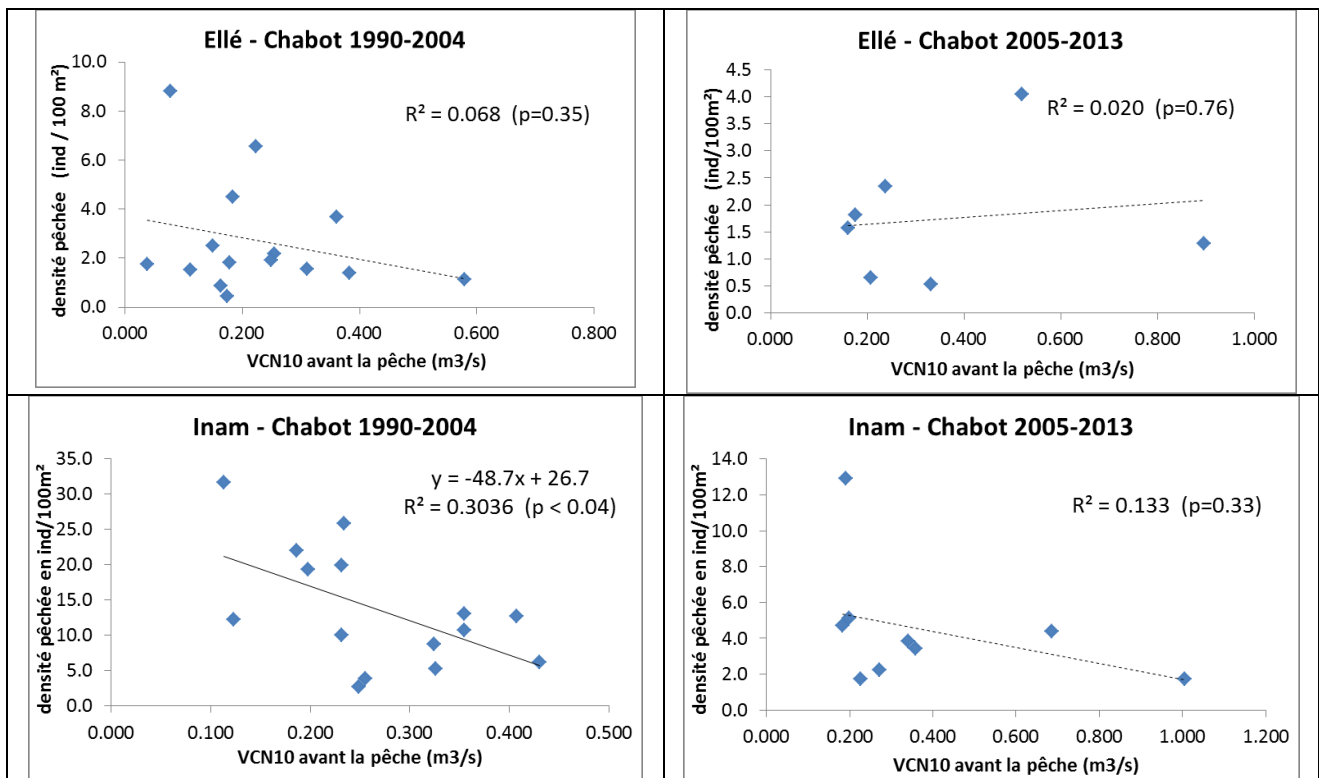


Figure 2-12 : Relations entre la densité pêchée de Chabot (*Cottus gobio*) et le débit d'étiage pour deux stations du bassin Ellé-Isole- Laïta pour deux périodes (Source des données : Banque de données Image de l'Onema pour les densités piscicoles et Banque Hydro pour les débits journaliers)

Aucune relation significative n'a été trouvée entre le débit d'étiage et la densité de chabot (figure 2-12) sauf pour l'Inam entre 1990 et 2004 avec un coefficient de corrélation de 0,3 ce qui reste toutefois faible. Dans le contexte particulier de ce bassin, le débit d'étiage n'a pas un impact fort sur les populations de chabot.

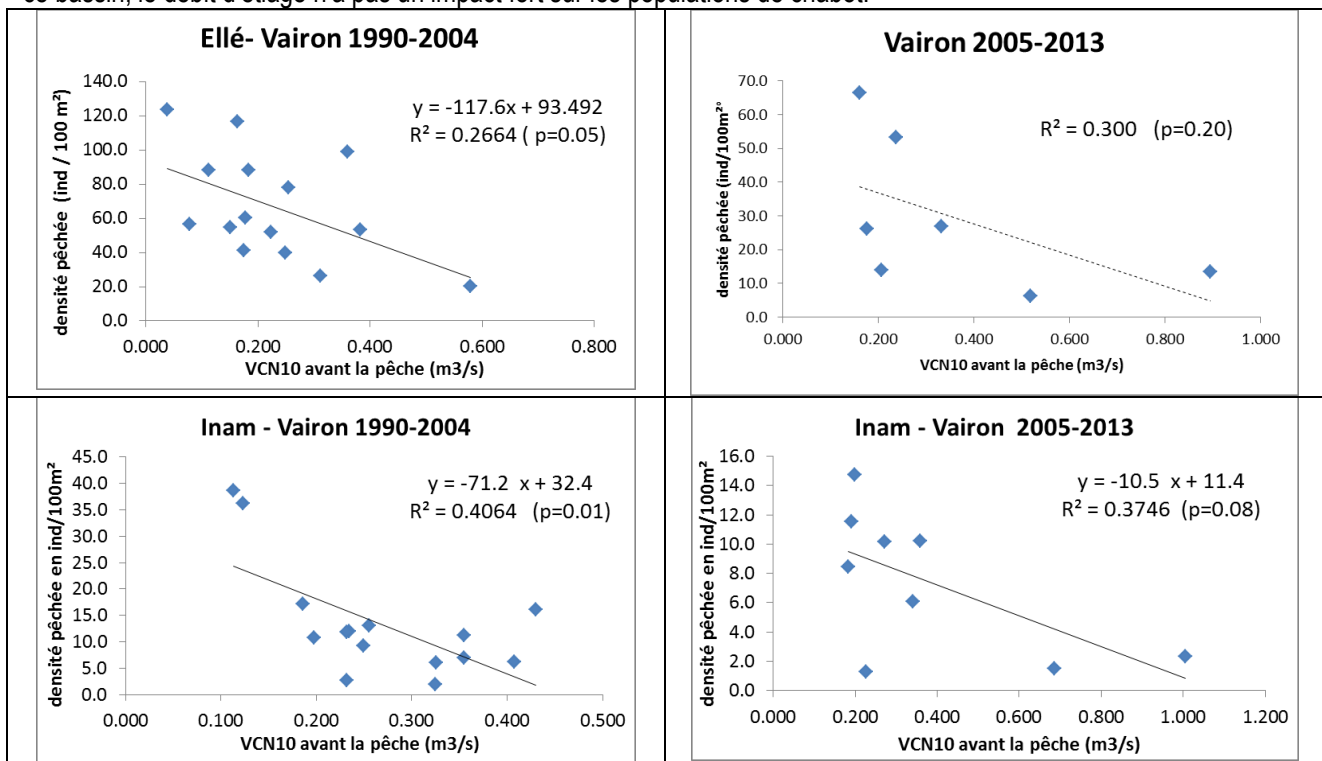


Figure 2-13 : Relations entre la densité pêchée de Vairon (*Phoxinus phoxinus*) et le débit d'étiage pour deux stations du bassin Ellé-Isole- Laïta pour deux périodes (Source des données : Banque de données Image de l'Onema pour les densités piscicoles et Banque Hydro pour les débits journaliers)

Des relations linéaires négatives significatives ont été trouvées sur les deux cours d'eau entre le débit d'étiage et la densité de vairon. Plus l'étiage est soutenu, moins la densité de vairon pêchée est importante. Le vairon, espèce vivant dans des habitats pas trop rapides n'est pas impacté négativement pas les débits d'étiage faibles dans le contexte du Bassin Ellé-Isole-Laita.

Il n'a été trouvé aucune relation entre les densités de truite et les débits d'étiage. Cependant, pour cette espèce il aurait fallu travailler par classe d'âge car les juvéniles 0+ an sont beaucoup plus sensibles à des températures élevées que les adultes.

4.2 Evaluation de l'impact du débit sur l'indice d'abondance des juvéniles 0+ de saumon (IA SAT)

Présentation de la démarche

Concernant le paramètre « débit », la production en juvéniles 0+ pourrait être expliquée directement ou indirectement par les débits à 3 périodes critiques (figure 2.7) :

- a) la remontée des adultes l'hiver précédent [montaison des adultes],
- b) la vie sous graviers des œufs et des embryons en période hivernale [incubation / émergence]
- c) la survie des juvéniles en période d'étiage.

Pour caractériser les débits à chaque période, plusieurs indicateurs ont été testés sur l'Ellé–Isole–Laita. Ces tests nous ont permis de ne retenir qu'un seul indicateur de débit pour chaque période.

Par ailleurs, ne sont retenues que les stations « IA SAT » proches des stations de jaugeage (même cours d'eau, bassin versant comparable, ...). Les débits d'une station de jaugeage peuvent être utilisés pour une ou plusieurs stations IA SAT dans la mesure où il n'y a pas de station de pompage (AEP) et/ou de rejet important (de STEP par exemple) et/ou d'affluent majeur et/ou un aménagement particulier qui modifierait l'écoulement entre la station IA SAT et la station de jaugeage. Les relations sont réalisées station par station IA SAT.

Afin de faciliter l'établissement de ces relations, le jeu de données décrit au tableau 2.8 peut être utilement constitué sur un tableur (Excel de Microsoft par exemple).

Tableau 2.8 : Structuration recommandée du tableau de données pour la recherche de relations linéaires entre l'abondance des juvéniles de saumon et des indicateurs du débit.

Localisation spatio-temporelle de « la station IA –SAT »				Variable à expliquer	Conditions remontée géniteurs (octobre–décembre) année n-1	Conditions survie sous gravier (janvier – avril) année n	Conditions survie juvéniles étiage (de juin à 5 jours avant la date de pêche au plus tard, fin septembre) année n	Débit moyen journalier le jour de l'échantillonnage*
Code station Débit	Année	Code station IA SAT	Accessibilité station IA SAT	IA SAT	Moyenne maximale des débits 5 jours consécutifs (VCX5)	Débit journalier maximum (QJmax)	Moyenne minimale des débits 10 jours consécutifs (VCN10)	
...								

*** : Attention :** le débit moyen journalier le jour de la pêche peut avoir de l'influence sur l'IA SAT. En effet, Les conditions hydrologiques lors des pêches peuvent apporter un biais tant sur les données d'indices d'abondance (nb individus / 5 mn) que sur les densités (nb individus/ 100m²) lors d'inventaires piscicoles classiques. En étiage, la réduction des surfaces peut concentrer le poisson et augmenter ainsi « artificiellement » les valeurs des abondances. Cependant, ce n'est pas toujours le cas, notamment quand une diminution des débits n'occasionne pas de rétrécissement du lit en eau. De même, l'efficacité des pêches est souvent moindre dans des conditions de fort débit (plus faible capturabilité des poissons dans les fortes hauteurs d'eau et/ou vitesses de courant).

a) Influence du débit en période de remontée de reproduction des adultes l'automne précédent

Hypothèse : Une augmentation des débits de crue au moment de la remontée des géniteurs a globalement un impact indirect positif sur l'abondance des juvéniles l'année suivante : le débit de crue peut avoir une influence sur la répartition des géniteurs et donc augmenter localement (tronçons les plus amont sur le bassin versant) la dépose d'œufs et le recrutement. Si les débits en période de migration sont trop faibles, il y a alors un manque d'attrait de la rivière vis-à-vis des adultes en montaison pour la reproduction. En conséquence, les poissons remontent moins haut dans la rivière pour se reproduire. Par ailleurs, la franchissabilité des obstacles est souvent plus faible en période de faible débit du fait des hauteurs de chute plus élevées.

Critère de débit automnal : Moyenne maximale des débits de 5 jours consécutifs (VCX5) pour la période d'Octobre à Décembre inclus

Des relations linéaires ¹⁶ positives sont donc à rechercher entre la production de saumon 0+ (IA SAT) de l'année n et un indicateur de débit de la période d'octobre à décembre de l'année n-1 (mois de la remontée automnale des adultes dans les rivières de Bretagne).

Si aucune relation n'est trouvée, c'est que les conditions de débit automnales ne sont pas déterminantes pour expliquer les variations de production de saumon 0+. Cependant la relation peut aussi ne pas être de type linéaire ce qui est souvent le cas (voir exemple à la figure 2-14).

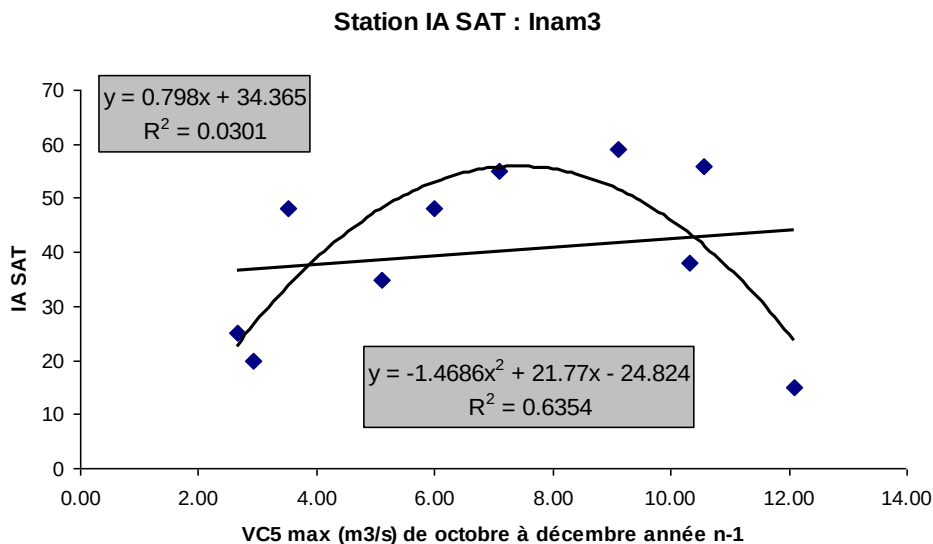


Figure 2-14 : Relations linéaire ($R^2= 0.0301$, $p > 0.60$) et curvilinéaire ($R^2=0.6354$, $p<0.03$) entre l'indice d'abondance des juvéniles de saumon (IA SAT) de l'année n sur l'Inam (station INAM 3) et le débit moyen maximum de 5 jours consécutifs maximum pour la période Octobre – Décembre de l'année n-1 (VCX5) à la station de jaugeage J4734010 (Inam au Faouët). Données source : FDPPMA Morbihan, 2014 – Banque hydro

b) Influence du débit en période de vie sous graviers (période « hivernale ») des œufs puis des embryons vésiculés

Hypothèse : Des débits excessifs pendant la période de vie sous gravier risquent de détruire les frayères et donc une grande partie des œufs et embryons enfouis dans les graviers. Ainsi la production de juvénile 0+ à l'automne suivant serait plus faible.

Critère de débit hivernal : Débit moyen journalier maximum (Qj max) de la période Janvier à Avril inclus.

Des relations linéaires négatives sont à rechercher entre le Qj max de janvier à avril inclus et la production de saumon 0+.

¹⁶ La recherche prioritairement de relations linéaires permet d'appréhender la possibilité de faire des modèles multicritères de type GLM avec simultanément les 3 indicateurs de débits

c) Influence du débit d'étiage sur la survie des juvéniles

Hypothèse : des débits d'étiage trop faibles peuvent indirectement (pertes de surface d'habitat) ou directement (élévation de température, « concentration » de la pollution, ...) avoir un impact négatif sur la survie des juvéniles 0+

Critère de débit d'étiage retenu : Moyenne minimale du débit de 10 jours consécutifs (VCN₁₀) de la période de juin à 5 jours avant la date de pêche (mais au plus tard fin septembre, même si la pêche a lieu en Octobre)

Des relations linéaires entre la production de juvéniles et l'indicateur de débit d'étiage sont à rechercher.

Après de premières analyses cherchant à mettre en relation les indices d'abondance saumon et les indicateurs de débits, indépendamment les uns des autres sur l'ensemble des stations pour lesquelles le débit est connu, des relations plus précises (modélisation pluri-factorielle voir ci-après : paragraphe 4.3s) peuvent être recherchées.

4.3 Modélisation pluri-factorielle de l'indice d'abondance saumon en fonction des critères de débits

Pour les mêmes stations d'IA SAT proches d'une station de jaugeage, l'exercice consiste à modéliser station par station les abondances de juvéniles 0+ de saumon (IA SAT en nombre d'individus / 5 mm) avec les 3 critères de débit retenus pour caractériser les 3 périodes critiques de la reproduction lors de la phase juvéniles :

- VCX5 (débit moyen maximal 5 jours consécutifs) d'Octobre à décembre de l'année n-1 pour caractériser les conditions de remontée des géniteurs sur les frayères,
- Q max (débit maximum journalier) de janvier à avril de l'année n pour caractériser les conditions lors de la phase sous gravier,
- VCN10 (Débit moyen minimal 10 jours consécutifs) de juin à 5 jours avant la date de pêche de l'année n pour caractériser les influences en débit d'étiage.

Il est alors possible d'améliorer la modélisation statistique des IA SAT en fonction de critères de débits et d'apprécier le rôle relatif de chacun des 3 critères pour peu que ces derniers aient une influence de type proportionnel (ou inversement proportionnel) avec les abondances (utilisation d'un Modèle Linéaire Généralisé)

L'interprétation des relations mises en évidence doit être faite avec précaution.

Notamment, les chroniques actuelles ne sont parfois pas très longues et les situations « extrêmes » en termes de débit n'y sont pas toujours rencontrées. Il convient de vérifier si tel est ou non le cas.

Dans certains cas, des événements dégradants (pollution accidentelle par exemple) ou améliorant la situation (construction d'une passe à poisson par exemple) ont pu se produire. Il faut dans ce cas analyser l'influence des débits sur les poissons indépendamment pour les deux périodes, c'est à dire avant et après l'événement.

Exemple :

Pour la période 2003-2014, pour la station « Ellé 8 » localisée à mi parcours du linéaire de l'Ellé, une relation simple entre l'indice saumon (IA SAT) et le débit d'étiage (VCN10 de l'année n) a été trouvée avec $R^2 = 0,38$ ($p < 0.04$) (figure 2.15):

$$IA\ SAT\ (année\ n) = -45,05\ VCN10\ (année\ n) + 44,53$$

Une relation nettement meilleure ($R^2 = 0,60$ – $p < 0.05$) a été établie en prenant en compte les indicateurs de débit des 3 périodes.

$$IA\ SAT\ (année\ n) = -47,4\ VCN10\ (année\ n) + 0,50\ VCX5\ (année\ n-1) + 1,63\ Qj\ max\ (hiver\ année\ n-1) + 56,9$$

Il faut noter que pour cette courte période de 10 ans, des débits d'étiage très faibles (comparativement à ceux rencontrés dans la chronique 1971-2014) ont été rencontrés.

L'influence négative (coefficient négatif - 47,4) des forts débits d'étiage sur les indices saumon est statistiquement mise en évidence dans la relation linéaire ($p=0.04$) comme dans la relation pluri-factorielle ($p < 0.05$). Dans ce cas précis, l'hypothèse de départ relative à l'impact négatif des faibles débits d'étiage sur la production de juvéniles de saumon n'est pas vérifiée.

Les données de densités de saumon (issues des inventaires du RHP puis du RCS de l'ONEMA) donnent une même tendance (figure 2.15) : pas de relation IA SAT et débit d'étiage pour la période 1990-2004 et relation négative non significative pour la période 2005-2013.

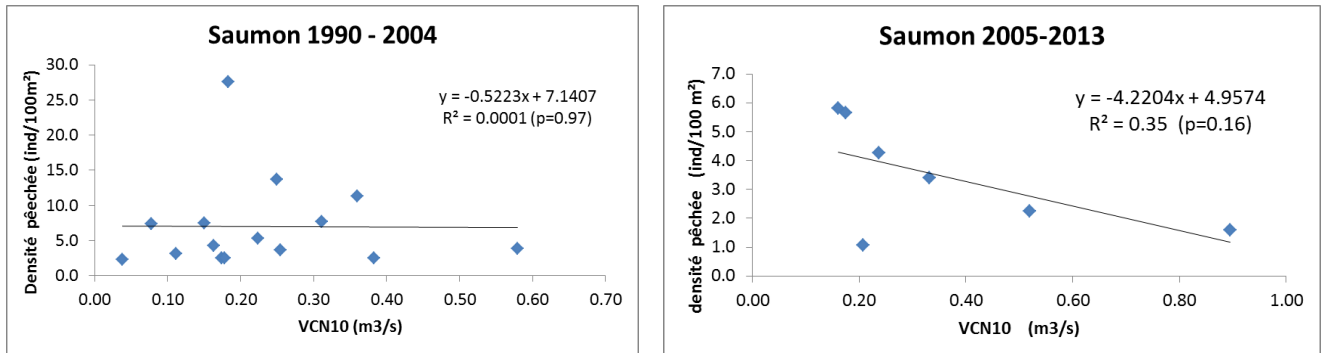


Figure 2-15 : Relations entre les densités de saumon atlantique et le débit d'étiage avant la pêche pour deux périodes correspondant à deux méthodes d'échantillonnage sur la station RHP n° 04560041 sur l'Ellé au Faout du bassin de l'Ellé-Isole-Laiïta - (Source des données : Banque de données Image de l'Onema pour les densités piscicoles et Banque Hydro pour les débits journaliers).

Cependant, des conditions extrêmes de débit n'ont vraisemblablement pas été rencontrées durant les périodes étudiées. On peut émettre l'hypothèse que la courbe de la réponse de l'IA SAT aux débits d'étiage est composée de la droite calculée (trait plein) complétée de la ligne en pointillés de la figure 2-16. En tout état de cause il faut être très précautionneux dans les interprétations et les conclusions car toutes les stations du bassin versant peuvent ne pas réagir de façon identique. Dans le cas du bassin Ellé-Isole-Laiïta, des résultats similaires (relation simple avec l'indicateur de débit d'étiage et relation pluri-factorielle) ont été obtenus pour la station indice d'abondance « Inam3 » sur l'Inam.

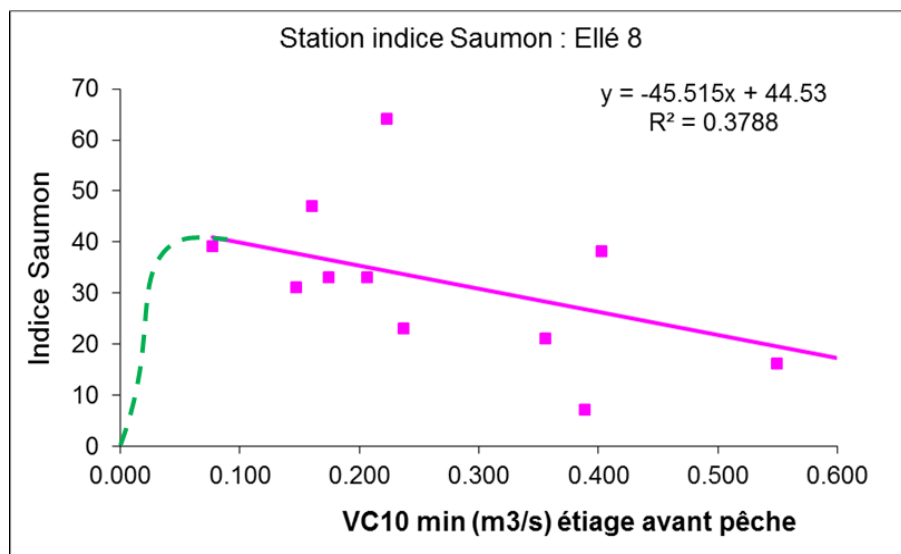


Figure 2-16 : Relation établie (trait plein) et supposée (trait pointillé) entre les indices d'abondance du Saumon et un indicateur de débit d'étiage sur la station IA SAT Ellé 8 du bassin de l'Ellé-Isole-Laiïta. Données sources : FDPPMA56, 2014 – Banque hydro.

Limites et points d'attention

Cette étape est très délicate à conduire et demande une interprétation experte des analyses. Ainsi, il convient d'être particulièrement vigilant, notamment sur les points suivants :

- l'association lors de cette étape du producteur de données pour préciser d'éventuelles conditions particulières d'échantillonnage, de changement de protocole d'acquisition de données ou de particularités liées à la station,
- l'influence de l'hydrologie ne pourra être mise en évidence que si on s'est assuré au préalable qu'il n'y a pas eu d'événements majeurs au cours de la période d'étude (effacement d'un seuil, construction d'une passe à poissons, pollution accidentelle, ...),
- les conditions au moment où sont réalisées les pêches peuvent apporter un biais tant pour les indices d'abondance (nb individus / 5 mn) que pour les densités (nb individus/ 100m²) lors d'inventaires piscicoles classiques.

En étiage, la réduction des surfaces peut concentrer le poisson et augmenter ainsi « artificiellement » les valeurs des abondances. Cependant, ce n'est pas toujours le cas, notamment quand une diminution des débits n'occasionne pas de rétrécissement du lit en eau. De même, l'efficacité des pêches est souvent moindre dans des conditions de fort débit (plus faible capturabilité des poissons dans les fortes hauteurs d'eau et/ou vitesses de courant).

Une solution envisageable est d'analyser la variabilité des débits du jour de la pêche et ne pas tenir compte des années atypiques dans la recherche de relations.

- Lorsque l'on s'intéresse à des populations de poissons migrateurs amphihalins anadromes (tel que le saumon atlantique), le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau conditionne la « dépose d'œufs » et donc l'abondance de juvéniles de saumons (voir perspectives ci-après).
- L'analyse de séries chronologiques assez courtes ne permet très souvent pas de prendre en compte des situations hydrologiques extrêmes. Les résultats n'ont alors qu'une faible portée.

Par ailleurs, si la démarche générale présente un intérêt pour l'ensemble des bassins versant bretons, il convient d'être vigilant quant à l'extrapolation et la réutilisation des analyses proposées dans chacun des volets sur d'autre bassin-versant. En effet sur le bassin-versant étudié (Elle-Isole-Laïta), l'habitat très diversifié offre de nombreuses capacités d'accueil pour les juvéniles même en cas d'étiage sévère, ce qui n'est pas le cas sur de nombreux autres bassins où l'hydromorphologie est plus altérée. C'est pourquoi, la démarche vise à intégrer l'ensemble des facteurs impactant la vie et le développement des poissons et pas uniquement le débit des cours d'eau en période d'étiage.

Perspectives

Le croisement cartographique des enjeux piscicoles et des zones où les déséquilibres quantitatifs s'expriment n'a pu être conduit de manière fine dans le cadre de la mise en œuvre de la démarche sur le territoire de l'Elle-Isole-Laïta. Il pourrait être intéressant de creuser cette dimension.

Lorsque l'on s'intéresse à des populations de poissons migrateurs amphihalins anadromes (tel que le saumon atlantique), le nombre de géniteurs entrant dans le cours d'eau conditionne la « dépose d'œufs » et donc l'abondance de juvéniles. Dans une première approche sur le saumon atlantique, l'hypothèse forte selon laquelle, le nombre de géniteurs n'influe pas sur le recrutement en juvéniles sur des bassins où les populations sont très importantes et ne constitue donc pas un facteur limitant, a été faite. Dans une seconde approche, il pourrait être intéressant d'intégrer cette dimension dans l'analyse. En l'absence de données sur le bassin versant étudié, ce travail pourrait être réalisé en s'appuyant sur les données disponibles sur certains bassins versants avec des conditions morpho-hydro-climatiques similaires. L'analyse pourrait aussi être plus poussée en intégrant le lien entre le débit en période d'étiage et le développement des juvéniles de cette espèce (croissance, ...).

Il serait intéressant de poursuivre le traitement des données disponibles au travers d'une analyse multifactorielle permettant d'identifier les principaux facteurs influant sur la vie piscicole et les éventuelles corrélations entre les différents facteurs. Un travail de recherche en ce sens sera mené en 2016 par BGM en collaboration avec les FDDPMA et l'INRA.

Ce volet s'intéresse à la vie piscicole, d'autres groupes animaux (invertébrés benthiques et hyporhéiques, amphibiens par exemple) ou végétaux (macrophytes, diatomées, ...) peuvent cependant être impactés par différents facteurs, dont les variations de débit, notamment en période d'étiage. Il serait donc intéressant d'intégrer également cette dimension non abordée dans cette version du guide. Cependant, les séries chronologiques sur ces groupes d'organismes aquatiques sont très rares bien qu'ils soient l'objet d'enjeux de conservation.

VOLET 3 : analyser la géomorphologie des cours d'eau et spatialiser les enjeux sur le bassin

Fiche GEOMORPHOLOGIE

Objectif	75
Méthode générale proposée	75
Limites / perspectives	75
Définitions	76
Etape 1 – Détermination de tronçons homogènes pour la géomorphologie et caractérisation des faciès présents.....	77
Etape 2 – Croisement des informations morphologiques avec les enjeux biologiques et quantitatifs pour réaliser un diagnostic à l'échelle du bassin versant	81
Etape 3 – Proposer une première sélection de stations d'études pour conduire une évaluation plus approfondie	81

_Toc435799268

Auteurs : Simon Dufour et Nadia Dupont, Université Rennes 2

Objectif

Ce volet vise au travers d'une analyse multi-échelle à dresser un diagnostic général de la morphologie des cours d'eau à l'échelle du bassin versant :

- en sectorisant le réseau hydrographique en tronçons hydromorphologiques homogènes et en spatialisant ces tronçons,
- sur des tronçons représentatifs, en analysant plus finement l'hétérogénéité de la morphologie (faciès d'écoulements, types d'habitats).

Cette sectorisation et cette analyse permettent :

→ **de compléter** et de participer à **l'interprétation effectuée à l'échelle du bassin versant** dans le volet 1 (caractérisation des déséquilibres quantitatifs) et le volet 2 (caractérisation de l'état des peuplements piscicoles et des facteurs influant cet état) en s'appuyant sur un découpage du cours d'eau en tronçons hydromorphologiquement homogènes,

→ **d'évaluer**, dans l'hypothèse où des enjeux spécifiques auraient été révélés sur certaines zones du bassin versant (voir volets 1 et 2),:

- **la représentativité** des contextes morphologiques des zones où ces enjeux sont présents,
- **la répartition** de ces contextes morphologiques à l'échelle du bassin versant.

Cette analyse permet également, dans le cadre de la mise en œuvre d'une étude sur l'impact de scénarios hydrauliques sur la vie piscicole (Volet 5), :

- **d'aider au choix et/ou d'évaluer la représentativité des stations d'études** ponctuelles (mise en œuvre d'une méthode micro-habitats) à l'échelle du bassin versant,
- et en lien avec le volet 2, d'indiquer s'il y a lieu de se focaliser sur des faciès spécifiques au regard des espèces en présence.

Méthode générale proposée

Ce volet se compose des 3 étapes suivantes :

- **Etape 1** : déterminer des tronçons hydrogéomorphologiques homogènes sur les cours d'eau et caractériser les faciès présents,
- **Etape 2** : croiser des informations morphologiques avec les enjeux biologiques (cf. Volet 2) ainsi que les déséquilibres quantitatifs (cf. Volet 1) identifiés précédemment pour réaliser un diagnostic à l'échelle du bassin versant,
- **Etape 3** : proposer une première sélection de stations d'études pour conduire une évaluation plus approfondie (cf. Volet 5)

Limites / perspectives

Dans le cas de cours d'eau qui possèdent des aménagements très contraignants sur la morphologie, ces derniers doivent être intégrés dans la démarche de sectorisation. Cependant, l'approche proposée dans le volet 3 de ce guide peut ne pas apporter toute l'information nécessaire pour la sectorisation sur certains cours d'eau.

La numérisation des données disponibles auprès des fédérations départementales des Associations Agréées pour la pêche et la protection du milieu aquatique (FDAAPPMA) concernant les habitats de juvéniles de saumon permettrait de rendre facilement accessible des données d'intérêt pour la mise en œuvre d'une telle démarche sur d'autres bassins versants.

Définitions

La **morphologie** des cours d'eau correspond à la forme que les rivières adoptent en fonction d'une part des conditions hydro-climatiques et géologiques (nature du sol, débit, pente, etc.) et d'autre part des aménagements du chenal, des berges ou du bassin versant (barrage, extractions de sédiments, recalibrages etc.). Cette morphologie est variable dans le temps et dans l'espace (d'amont en aval).

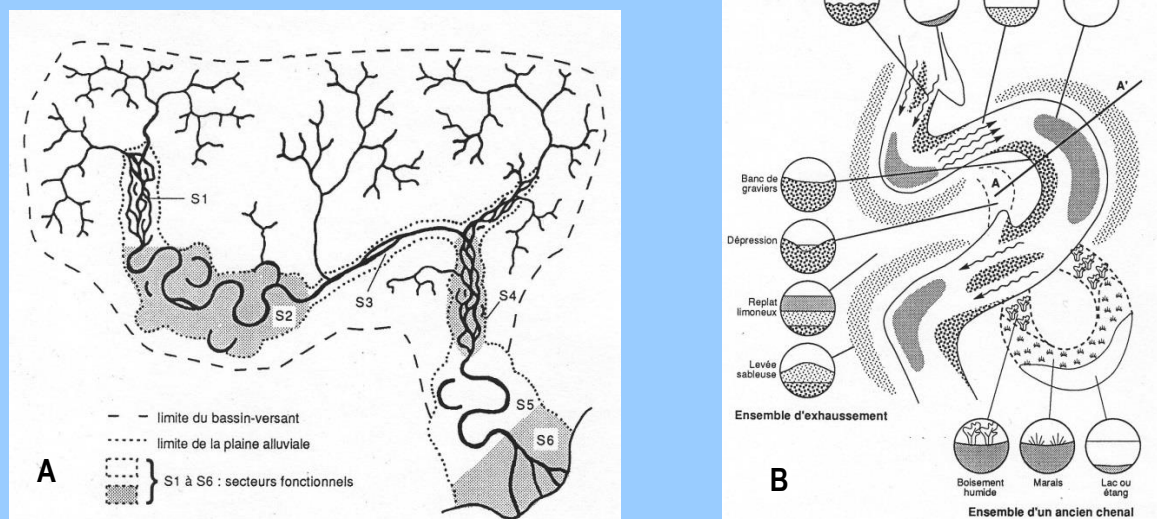


Figure 3.1 : l'emboîtement des éléments constitutifs des hydrosystèmes, A, les secteurs fonctionnels, au sein du bassin versant, B, les ensembles fonctionnels et les unités au sein d'un secteur (Amoros et Petts, 1993)

Ces deux schémas illustrent le caractère emboîté des éléments de caractérisation des hydrosystèmes. Un hydrosystème comprend une succession dans l'espace de secteurs fonctionnels (on parle aussi parfois de tronçons) (figure 3.1 A). Au sein de ces secteurs, il est possible de distinguer des ensembles fonctionnels (chenal, ancien bras...) qui eux-mêmes sont constitués de plusieurs unités (figure 3.1 B). Par exemple, le chenal est un ensemble constitué d'unités (on parle aussi de faciès) comme les mouilles, les seuils...

Tronçon ou secteur : le tronçon hydrographique élémentaire est une portion connexe de rivière, de ruisseau ou de canal, homogène pour des critères de largeur, taux de sinuosité, pente.

Faciès : les cours d'eau sont constitués d'une succession de faciès définis par la hauteur d'eau, la vitesse d'écoulement et le substrat. Il existe des faciès lentiques (à écoulement lent) comme les mouilles (grande profondeur, très faible courant et sédiments fins) ou les plats lents (profondeur moyenne, faible courant et sédiments fins) et des faciès lotiques (écoulement rapide) comme les radiers (très faible profondeur, courant important et substrat grossier) ou des plats courants (profondeur moyenne, courant modéré à important et substrat de type gravier). Diverses typologies sont proposées dans la littérature (Ombredane *et al.*, 1995 ; Malavoi et Souchon, 2002 ; Ombredane *et al.*, 2012). Naturellement, et lorsque des ouvrages hydrauliques ne perturbent pas le fonctionnement, les cours d'eau se composent d'une mosaïque de faciès dont la diversité conditionne la richesse de la faune et de la flore.

Étape 1 – Détermination de tronçons homogènes pour la géomorphologie et caractérisation des faciès présents

Il est ici proposé une méthode de sectorisation d'un réseau hydrographique au sein d'un bassin versant en secteurs ou tronçons homogènes pour la géomorphologie sur la base de variables pré-identifiées.

Méthode

Une sectorisation hydro-géomorphologique peut reposer sur deux types de variables (Schumm 1977) :

- des variables de contrôle (ou variables extrinsèques), comme le débit liquide ou la charge solide, qui jouent à l'échelle du bassin versant. Elles-mêmes sous l'influence du climat et de la couverture végétale, ces variables fluctuent à différents pas de temps et dans différents compartiments spatiaux du bassin. Les variables de contrôle s'imposent directement à la rivière et influencent son fonctionnement physique.
- Des variables de réponse (ou variables intrinsèques), comme la forme du chenal, jouent à l'échelle du tronçon du cours d'eau. Ces variables évoluent sous la pression des variables de contrôle.

A partir de ces variables, il est possible de réaliser des sectorisations plus ou moins détaillées.

Niveau 1 : trois indicateurs liés aux variables de contrôle peuvent être retenus pour effectuer un premier niveau de sectorisation :

- La pente : calculée pour un linéaire donné à partir des points bas du MNT 25 mètres issu de la BD Topo de l'IGN (Exemple du profil en long de l'Iole à la figure 3.2), elle correspond à la pente du fond de vallée.
- La géologie (cartes BRGM, 1/50000^e) : seuls les grands changements stratigraphiques sont répertoriés ainsi que les accidents tectoniques majeurs (Figure 3.3).
- La largeur du fond de vallée obtenue à partir des données de la carte géologique. Le fond de vallée a été confondu avec la couche Fz des cartes géologiques (Figure 3.4). Attention, il faut savoir que ce choix peut induire des approximations sur la largeur réelle du fond de vallée.

Niveau 2 : un second niveau de sectorisation emboîté dans le précédent peut également être testé en utilisant des indicateurs liés aux variables dites de réponse (sinuosité* du lit mineur, largeur du lit mineur). Toutefois, ces différentes données sont plus complexes à obtenir à partir de bases de données préexistantes à l'échelle de tout le réseau. Par exemple, la largeur du lit mineur n'est disponible dans les bases de données IGN que lorsque le chenal fait plus de 7,5 m de large. Cela élimine une grande partie du réseau hydrographique breton. Au regard des objectifs fixés au niveau du territoire et si le temps et le budget le permettent, des relevés de terrain peuvent éventuellement être envisagés.

Par ailleurs, il n'est pas toujours pertinent de réaliser une sous-sectorisation des cours d'eau à partir des variables de réponse (comme l'indice de sinuosité¹⁷). En effet, l'interprétation de celles-ci dans un contexte très aménagé (présence de seuils, recalibrages...) est délicate.

Données et outils mobilisables pour la sectorisation des tronçons :

Deux solutions sont envisageables :

A- Si le temps ou les moyens pour réaliser cette sectorisation sont insuffisants, le recours à la sectorisation de la base de données nationale SYRAH est possible. Bien que moins précise que la deuxième solution présentée ci-après, elle permet une première approche du bassin versant¹⁸.

17

La sinuosité d'un cours d'eau ou d'un tronçon de cours d'eau s'évalue en rapportant la longueur réelle à la distance en ligne droite entre le point amont (A) et le point aval (B). Lorsque le résultat est compris entre 1,25 et 1,5 on dit que le cours d'eau est sinueux. Au delà de 1,5 il est méandrique.

¹⁸ A noter qu'une autre source de données permettant de caractériser des tronçons dans un bassin et/ou d'en faire une sélection représentative est la base RHT (réseau hydrographique théorique) qui fournit sur le réseau des estimations extrapolées de débits classés, largeurs, hauteurs, peuplements de poissons, risque d'intermittence, substrat en place, ainsi que les incertitudes associées à ces estimations (<http://www.irstea.fr/rht>). *Dans le cadre de la présente étude, aucun test n'a été réalisé en s'appuyant sur ces données.*

Pour rappel, la méthode SYRAH a été mise au point par l'Irstea et développée à partir d'informations SIG pour estimer les pressions anthropiques qui s'exercent au sein d'une zone géographique ou sur un tronçon de rivière (urbanisation, agriculture, voie de communication, destruction de corridors rivulaires...) et en déduire les risques de présence d'altérations hydromorphologiques d'un cours d'eau.

Pour plus d'information sur la méthode SYRAH :

<http://www.onema.fr/Hydromorphologie/> / http://www.onema.fr/IMG/Hydromorphologie/14_conn10_outils_vbat.pdf

B- Si le commanditaire souhaite une vision effective à l'échelle du bassin des contraintes hydrologiques et des répercussions écologiques, une sectorisation plus approfondie sera bénéfique pour bien appréhender les différents contextes présents sur le linéaire. Il faut alors réaliser une sectorisation à partir de données accessibles (au minimum : pente, géologie, largeur du fond de vallée). Pour une étude à l'échelle d'un seul bassin, la segmentation manuelle (pas d'automatisation via un SIG) validée par le commanditaire est suffisante. Pour une étude effectuée sur plusieurs grands bassins à l'échelle régionale, la sectorisation peut se faire avec des traitements semi-automatiques sous SIG.

Les données nécessaires à cet exercice sont précisées dans le tableau 3.1 et illustrées par les figures 3.1, 3.2 et 3.3.

Tableau 3.1. : Description des données nécessaires à la sectorisation des cours d'eau en tronçons géomorphologiquement homogènes

Information utilisée	Type de données	Description	Source	Remarques
Confluences	Réseau hydrographique	Format vecteur échelle de représentation: 1/50000ème	BD Carthage (= composante de la BD Cartho de l'IGN) http://www.sandre.eaufrance.fr	Un décalage entre le cours d'eau digitalisé et le cours d'eau tel qu'il apparaît sur les orthophotographies (50 cm de résolution) a été observé.
Géologie Largeur du fond de vallée (en complément du MNT)	carte géologique	Format raster Carte géologique au 1/50000ème numérisée Produite par le BRGM	http://infoterre.brgm.fr visualisable sous logiciel SIG en flux WMS	Les jointures de cartes scannées peuvent dans certains cas induire des erreurs d'interprétation (changements de couleur qui ne correspondent pas à des changements de roches).
Pente du fond de vallée (transversale au cours d'eau) Largeur du fond de vallée	Base de données altimétriques sous forme de MNT (Modèle Numérique de Terrain)	Format raster Composante de la BD Topo de l'IGN Données payantes-gratuité dans le cadre de l'exercice d'une mission de service public Résolution spatiale = 25 m constitution de la base au 1/50000ème	http://professionnels.ign.fr	La résolution de 25 mètres ne permet pas toujours d'identifier clairement les limites précises entre versants et fond de vallées.
Données complémentaires d'aide à l'analyse des données	Ortho-photographie	Format Raster Produite par l'IGN Données payantes-gratuité dans le cadre de l'exercice d'une mission de service public Résolution 50 cm	http://professionnels.ign.fr	Les linéaires de cours d'eau ne sont pas visibles dans leur totalité, certaines portions sont cachées par des ombres et/ou la ripisylve.
Données complémentaires d'aide à l'analyse des données (voir volet 2 – phase 3.3)	obstacles à l'écoulement = ROE (référentiel des obstacles à l'écoulement)	Format vecteur Produite par l'ONEMA - téléchargeable gratuitement - échelle nationale	http://www.onema.fr/REFEREN_TIEL-DES-OBSTACLES-A-L	L'intégralité des obstacles n'est pas référencée, la donnée est donc partielle même si en Bretagne la base de données semble relativement complète

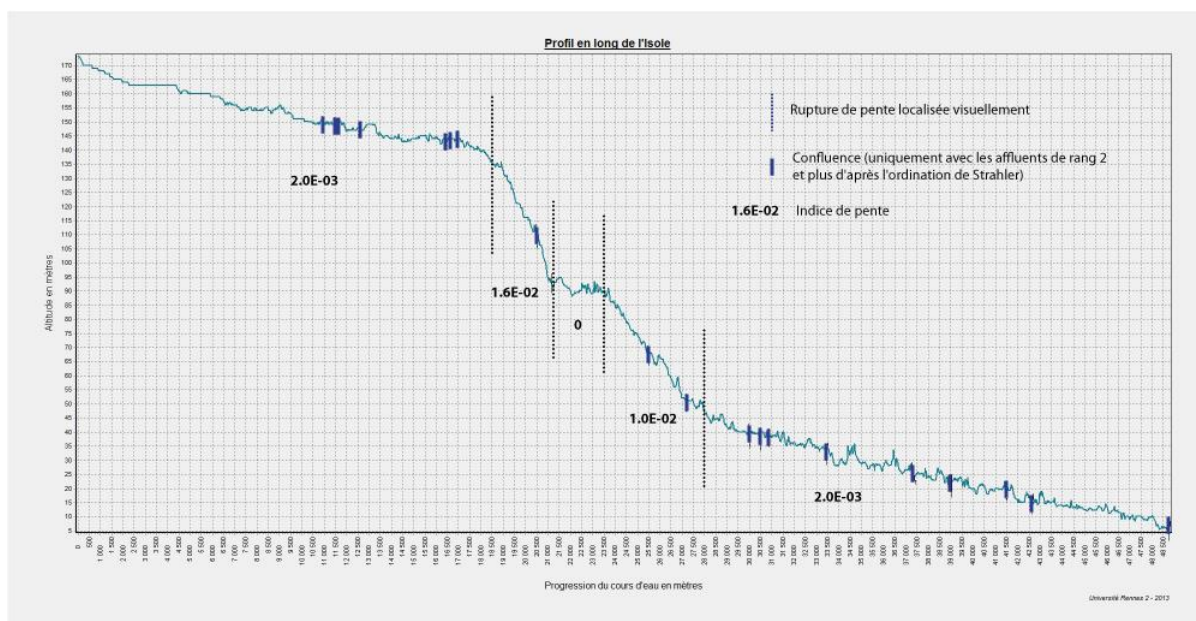


Figure 3.2 : Exemple de profil en long extrait du MNT, découpé selon les ruptures de pente discriminées visuellement. Source : BD Topo et BD Carthage de l'IGN – Cas de l'Isole

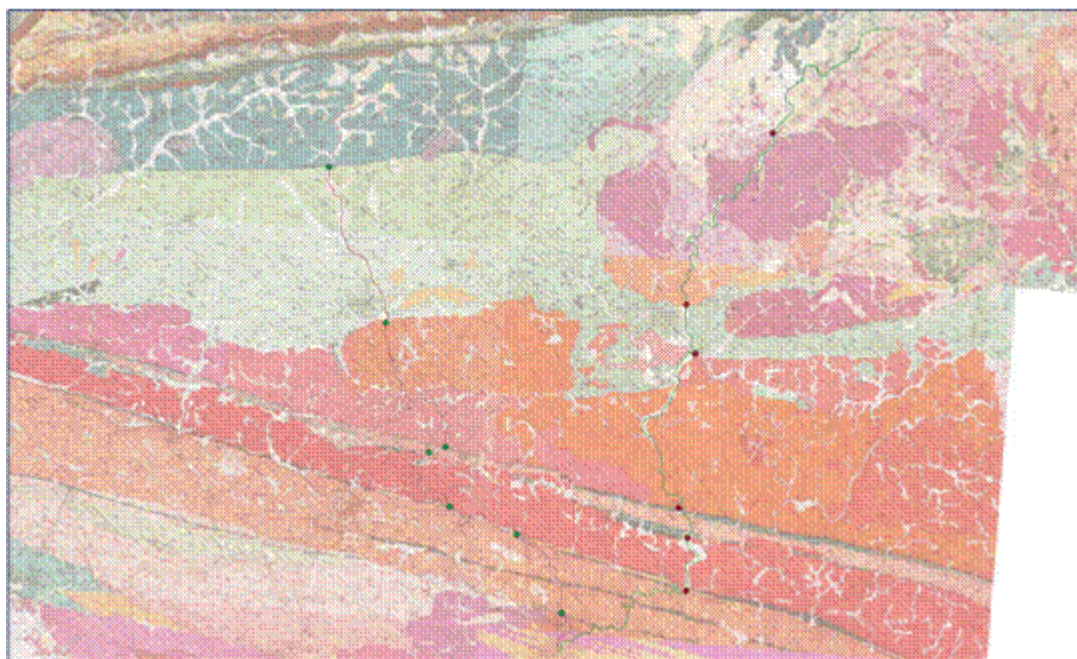


Figure 3.3 : Exemple de limite géologique utilisée dans la sectorisation. Source : BD Carthage de l'IGN, carte géologique imprimée 1/50 000 du BRGM.

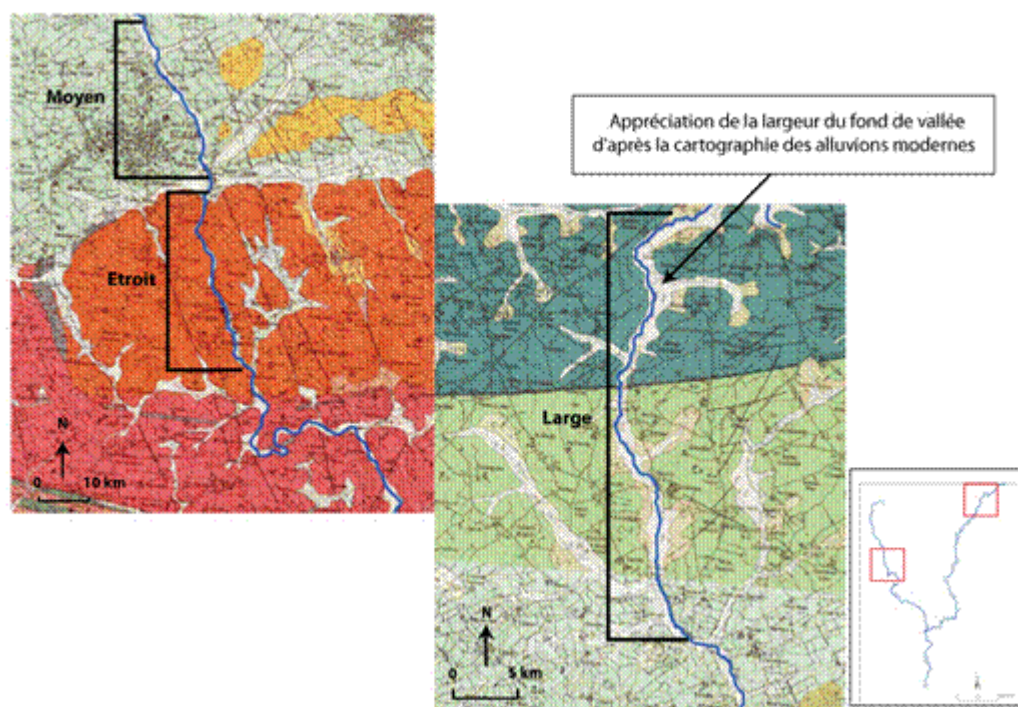


Figure 3.4 : Exemple de définition de la largeur du fond de vallée à partir de la couche Fz (en blanc à droite) des cartes géologiques. Ici, 3 grandes catégories de fond de vallée (étroit, moyen et large). Source: BD Carthage de l'IGN, BRGM.

En fonction de l'analyse des profils et cartes présentées aux figures 3.2 et 3.3, un tableau de sectorisation du cours d'eau pourra être utilement constitué selon le modèle du tableau 3.2.

Tableau 3.2 : modèle de tableau de sectorisation du cours d'eau

Tronçon (de l'aval vers l'amont)	Pente du fond de vallée (%)	Géologie	Largeur de fond de vallée (m)	Distance à la source de la fin de secteur (m)	Coordonnées Lambert 93 amont et aval
Nom rivière – T 1					
Nom rivière - T 2					
Nom rivière - T 3					
Nom rivière - T 4					
Nom rivière - T 5					
...					

Etape 2 – Croisement des informations morphologiques avec les enjeux biologiques et quantitatifs pour réaliser un diagnostic à l'échelle du bassin versant

Les tronçons et stations identifiés en première approche ci-dessus doivent être croisés de manière cartographique avec les enjeux piscicoles (identifiés au volet 2) et les zones dans lesquelles les déséquilibres quantitatifs s'expriment le plus fortement (prélèvements importants, soutien d'étiage faible... étudiés au sein du volet 1) pour permettre un diagnostic à l'échelle du bassin versant.

En complément, il peut être intéressant d'analyser les relations hauteurs / débits et largeur / débit au niveau des stations de pêche électrique à partir des données des stations de jaugeage quand cela est possible et/ou d'observations de terrain. Cela donne en effet des indications sur la stabilité ou non des largeurs en eau en fonction du débit. Si les largeurs en eau varient peu avec les débits, cela donne moins de pertinence aux variations d'abondance de poissons en fonction des débits (voir volet 2 ainsi que l'illustration à la figure 3.5).



Figure 3.5 : Cours d'eau dont plus de la moitié de la largeur est asséchée à l'étiage (ONEMA, 2010b)

Etape 3 – Proposer une première sélection de stations d'études pour conduire une évaluation plus approfondie (Cf Volet 5 : mise en œuvre d'études sur l'impact des scénarios (de gestion hydrologique) sur la vie piscicole)

Lors de la réalisation d'une étude plus approfondie visant à évaluer l'impact de scénarios de gestion hydrologique sur la vie piscicole, cette étude devra porter sur des tronçons à la fois **représentatifs de la géomorphologie** des cours d'eau du bassin et **présentant** à la fois **des enjeux biologiques et quantitatifs**.

Il s'agit donc lors de cette étape de sélectionner et/ou de confirmer (ou non) le choix des tronçons et de séquences de faciès représentatives de ces tronçons (qui représentent les stations d'étude) sur lesquels il serait souhaitable de mettre en œuvre des méthodes d'aide à la détermination de débit minimum biologique (cf. volet 5 : mise en œuvre d'études sur l'impact des scénarios sur la vie piscicole).

Point d'attention pour le choix des stations d'études

Les stations d'étude doivent être choisies pour représenter la diversité des tronçons présents sur le bassin.

Une première sélection de tronçons peut être faite à ce stade en s'appuyant sur les résultats de l'étape 1.

Ensuite, un tronçon étant hétérogène et composé d'une succession de faciès d'écoulement, la station d'étude doit également être correctement positionnée afin de bien représenter la diversité des faciès d'écoulement du tronçon. Lorsque les stations d'études ont été pré-positionnées, les faciès de la station et les faciès du tronçon que cette station représente doivent être comparés ainsi que la répartition de ces faciès au sein de la station et au sein du tronçon (voir exemple en figure 3.5).

Les données disponibles auprès des FDAAPPMA sur les habitats de juvéniles de saumon sont extrêmement utiles à ce stade de l'étude puisqu'elles identifient les faciès d'écoulement de type radier, rapide, plat courant, plat lent et profond. Selon les bassins, les données ne sont pas forcément spatialisées ; une numérisation de ces données est alors nécessaire. A défaut, il est possible d'utiliser un fichier excel donnant les longueurs et largeurs de chaque faciès.

La répartition des faciès par tronçon doit être étudiée et pour les stations d'études pré-sélectionnées, il faut comparer la répartition des faciès au sein de la station avec la répartition des faciès au sein du tronçon afin de savoir si la station est

bien représentative du tronçon.

A titre d'exemple, le travail conduit sur le bassin versant de l'Elle-Isole-Laïta (voir figure 3.5) met en avant la relative représentativité des stations Isole n°1, Isole n°3 et Elle n°3 de l'étude DMB (Mettre la référence du rapport) pour les tronçons considérés respectivement (Isole T3, Isole T11 et Elle T13) mais questionne la représentation de la station Isole n°2.

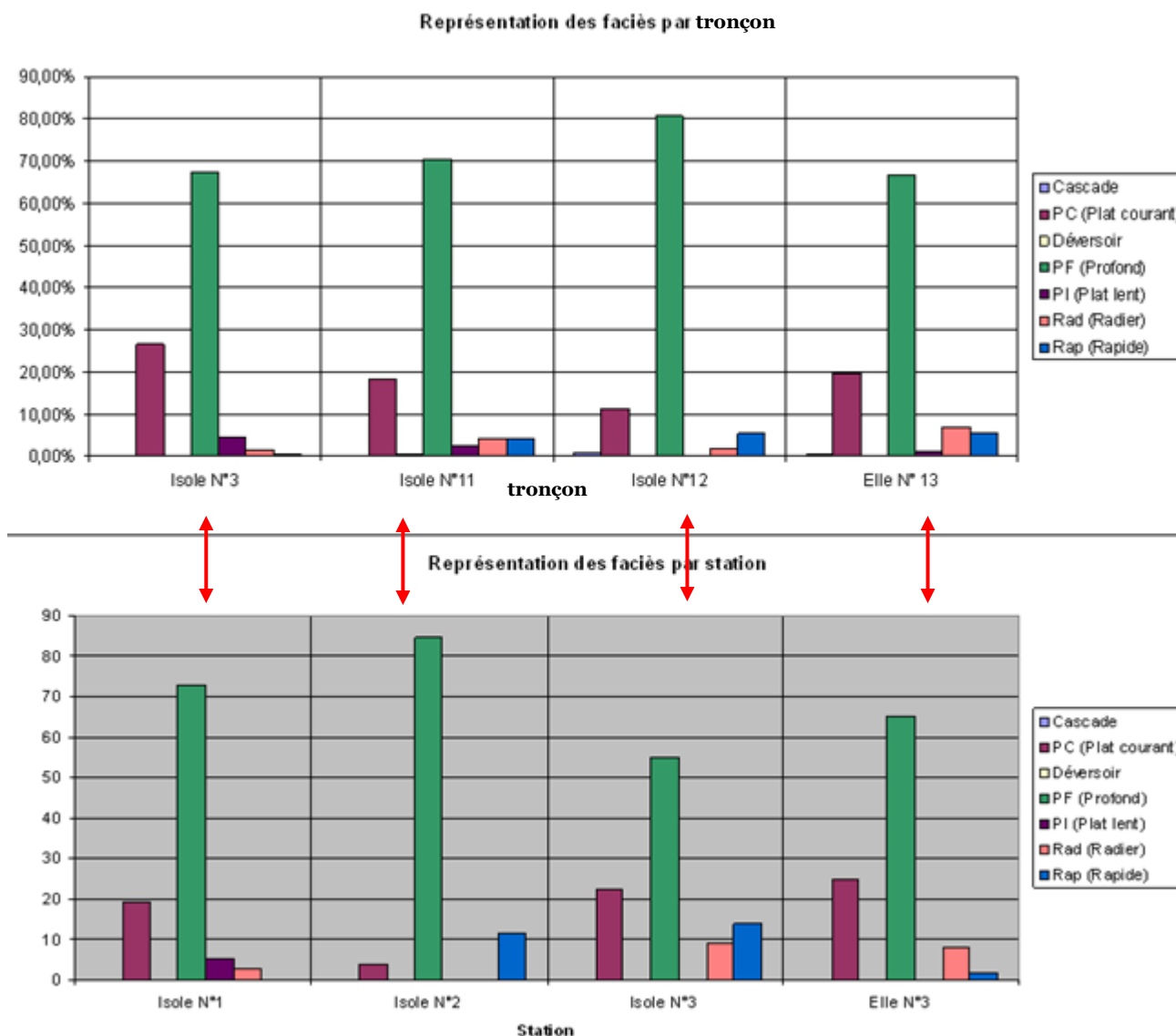


Figure 3.5 : Exemple de distribution des faciès par tronçon et par station pour 4 sites où une méthode de microhabitat a été mise en œuvre dans le cadre de l'étude conduite sur l'Elle Isole Laïta (Sources : données FDPPMA56 et FDPPMA29). La station Isole 1 appartient au secteur Isole 3, la station Isole 2 au secteur Isole 11, la station Isole 3 au secteur Isole 12, la station Elle 3 au secteur Elle 13

En complément au niveau des stations d'études, il peut être intéressant d'analyser les relations hauteurs / débits et largeur / débit à partir des données des stations de jaugeage quand cela est possible et/ou d'observations de terrain. Cela donne en effet des indications sur la géométrie du lit qui peuvent permettre de se rendre compte que des mesures de débit et de largeur de lit dans une gamme plus importante que celle des très faibles débits est nécessaire pour s'assurer de la conformité de ces mesures par rapport à la morphologie du chenal. Cela est notamment vrai lorsque la largeur varie peu alors que le débit augmente.

Ce point ainsi que d'autres recommandations détaillées sont développées au sein du volet 5 (*mise en œuvre d'études sur l'impact des scénarios de gestion hydrologique sur la vie piscicole*).

VOLET 5 – Mettre en œuvre des études sur l'impact des scénarios sur la vie piscicole

FICHE METHODES MICRO-HABITATS

Questionnement :	84
Objectifs :	84
Méthode générale :	84
Définition des principaux concepts	85
Etape 1 - Evaluer l'évolution des habitats piscicoles en fonction du débit sur les tronçons à enjeux ...	87
Etape 2 - Identifier les niveaux de risque pour les habitats piscicoles associés aux scénarios de gestion envisagés.	97

Auteur : Philippe Baran, Pôle Ecohydraulique Onema – Irstea – Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

Questionnement :

Comment quantifier les impacts relatifs de différents scénarios de gestion envisagés sur les espèces piscicoles à enjeux et notamment sur leurs habitats ? Quels sont les compromis possibles ?

Objectifs :

- Evaluer, sur les tronçons à enjeux, **l'évolution du potentiel d'habitat aquatique pour les différents scénarios de gestion de débit identifiés**,
- Identifier les niveaux de risques associés à des fluctuations de débits.

Méthode générale :

L'évaluation des impacts des scénarios de gestion hydrologique sur les habitats aquatiques et notamment sur les habitats piscicoles repose sur la mise en œuvre de méthodes d'aide à la détermination de débit minimum biologique. Dans le domaine des habitats piscicoles, la méthode s'appuyant sur celle des micro-habitats est actuellement l'une des plus employées.

D'autres outils et/ou méthodologies ainsi que des adaptations de protocoles peuvent être proposés dès l'instant où les caractéristiques des habitats piscicoles qui doivent être évaluées ne rentrent pas dans le champ des protocoles standardisés proposés dans les outils d'application de la méthode des microhabitats.

L'utilisation de ces méthodologies doit s'appuyer sur un ensemble de données préalables issues des différents volets du diagnostic territorial (volets 1 à 3).

Pour aborder ce volet, il est proposé de dérouler les 2 étapes suivantes :

- **Etape 1 : fournir des éléments chiffrés quant aux modifications des habitats aquatiques** et surtout des habitats piscicoles sur différents tronçons sur le bassin versant, ceci en fonction des scénarios de modification des débits d'étiage transitant dans le cours d'eau. Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes :
 - Phase 1.1 : détermination des stations d'étude représentatives de la sensibilité des habitats aux débits en s'appuyant sur les volets 1 à 3 du diagnostic territorial,
 - Phase 1.2 : choix des méthodologies les plus adaptées au contexte (espèces à enjeux et habitats concernés),
 - Phase 1.3 : mise en œuvre des méthodologies de caractérisation des habitats et de leur sensibilité au débit.
- **Etape 2 : évaluer le risque écologique, notamment pour le peuplement piscicole, associé aux modifications d'habitats** induites par les différents scénarios de débits d'étiage envisagés. Lors de cette seconde étape, il s'agit :
 - d'évaluer les risques en termes de pertes d'habitat en projetant les débits associés aux scénarios de gestion sur la courbe d'évolution des habitats en fonction du débit,
 - et également d'estimer les conséquences des pertes potentielles d'habitat vis-à-vis du fonctionnement général des populations de poissons.

L'identification du niveau de risque associé à un scénario de gestion quantitative repose sur la sensibilité des habitats piscicoles vis-à-vis des bas débits. Cette sensibilité est appréhendée dans cette étape de l'étude au travers de l'évolution de surfaces d'habitat potentiel pour une espèce donnée et un stade de développement donné. Le risque est reflété par des pertes d'habitat par rapport à des situations d'hydrologie peu ou pas influencées, ou par rapport à un autre scénario de gestion. Ces pertes s'expriment en pourcentage de pertes de quantité d'habitat disponible qu'il convient de ramener à une durée ou une saisonnalité.

Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes :

- Phase 2.1 : Détermination des groupes d'espèces et stades cibles de développement en lien avec les volets 1 à 3 du diagnostic territorial,
- Phase 2.2 : Calcul des surfaces d'habitat disponibles en fonction des valeurs de débits pour les stations d'étude et les tronçons,
- Phase 2.3 : Détermination des plages de sensibilité des habitats aux débits et définition des niveaux de risque. Cette phase vise à estimer l'impact des évolutions de débit sur les habitats piscicoles en positionnant une valeur de débit minimal pour les étiages et une durée de ces « nouveaux » étiages sur différentes courbes afin d'estimer le pourcentage de perte d'habitat associé aux scénarios de gestion envisagés.

Définition des principaux concepts

Les habitats aquatiques sont constitués par plusieurs compartiments (morphologique, hydraulique, végétal, physico-chimiques). Ces différents compartiments varient dans l'espace et dans le temps en fonction des conditions hydro-climatiques. La variation des débits et les processus morphodynamiques (mobilité latérale du cours d'eau, transport de sédiments, de bois-morts) et biologiques (développement de la végétation) assurent un renouvellement des habitats.



Les préférences d'habitat des espèces

Les préférences permettent d'évaluer le potentiel d'accueil d'une partie de rivière pour les espèces considérées.

Le terme préférence recoupe plusieurs aspects du comportement du poisson :

- la recherche de conditions hydrauliques et de substrat précises pour satisfaire un besoin particulier (reproduction, nutrition),
- la recherche de conditions hydrauliques assurant un minimum de dépense énergétique et un refuge pour le repos ou pour se cacher des prédateurs.

Dans la méthode des microhabitats, les préférences des espèces pour une grandeur physique donnée sont le plus souvent traduites sous la forme de courbes normées (courbes de préférence : échelle de 0 à 1). La valeur fournie par ces courbes de préférence représente une densité normalisée de poissons utilisant un habitat donné, pondérée par la disponibilité dans le milieu d'accueil du paramètre physique décrit (voir figure 5.1 pour le paramètre : « vitesse d'écoulement lors de la reproduction »). La plupart des courbes disponibles pour les poissons sont issues de captures par pêche électrique qui ont permis de comptabiliser le nombre de poissons présents dans un microhabitat donné.

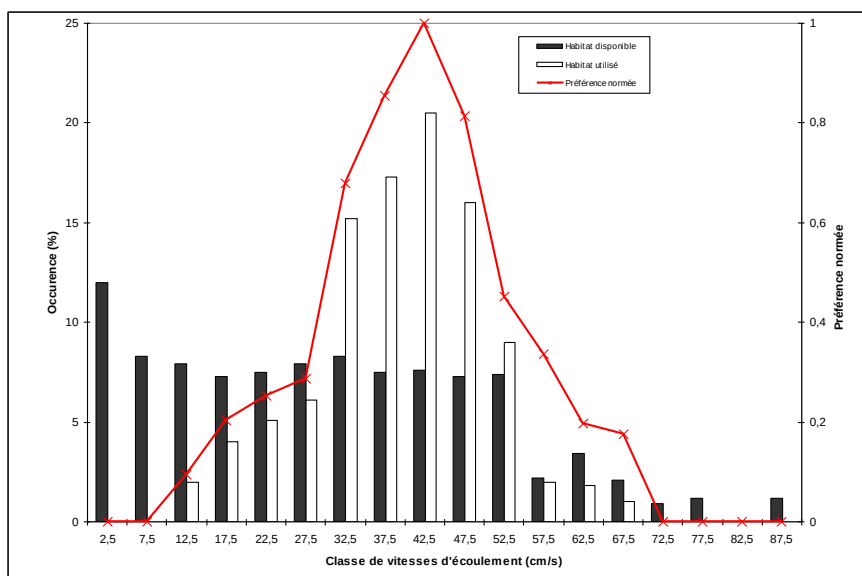


Figure 5.1 : Exemple de courbe de préférence de la truite commune pour la vitesse d'écoulement lors de la reproduction (d'après Delacoste 1995).

Le potentiel d'habitat des espèces :

Dans les méthodes d'habitat, le potentiel d'habitat est systématiquement évalué en croisant une valeur des grandeurs physiques (hauteur d'eau, vitesse d'écoulement, diamètre de substrat) avec une préférence d'une espèce (et souvent d'un stade de développement) pour ces grandeurs physiques.

Pour obtenir le potentiel d'habitat, les valeurs de préférence (probabilité de présence) obtenues pour chaque paramètre (vitesse d'écoulement, hauteur d'eau et diamètre de substrat) en 1 point donné de la rivière sont multipliées entre elles (voir exemple en figure 5.3). Ce mode de calcul fait l'hypothèse d'une indépendance des grandeurs. Il s'agit donc d'un modèle de *quantification de l'habitat morphodynamique* (*habitat morphologique* + *habitat hydraulique* du poisson) qui prédit que tel habitat est favorable au poisson ou que tel autre ne l'est pas, mais le fait qu'un poisson s'y trouve réellement ou non dépend d'une multitude de facteurs non pris en compte dans cette méthode. Dans la méthode des microhabitats, l'habitat potentiel est quantifié sous forme de Surface Pondérée Utile (SPU - traduction directe de l'anglais Weighted Usable Area) qu'il est plus aisé de dénommer pour la compréhension de tous « **surface d'habitat favorable** ».

L'habitat morphodynamique et l'activité des poissons.

Les courbes de préférence (voir un exemple à la figure 5.2) sont donc très généralistes puisque qu'elles sont basées sur les moyennes de nombreuses observations d'individus à un instant donné dans un endroit particulier. Hormis pour la reproduction, il n'a pas été tenu compte de l'activité du poisson, alors que les poissons alternent des phases de repos et de nutrition qui les amènent à utiliser différents habitats (Roussel et Bardonnnet, 2002 ; Baran, données non publiées). L'habitat potentiel évalué par la méthode des microhabitats ne tient pas compte de ces différences. Il ne permet de caractériser qu'un habitat moyen « général ».

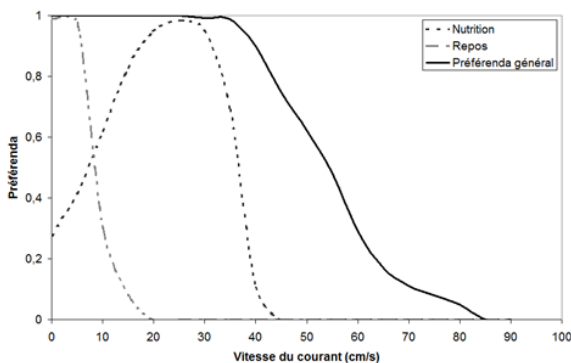


Figure 5.2 : Exemples de courbes de préférence pour la vitesse de courant de la truite juvénile pour différentes activités de nutrition (d'après Roussel et Bardonnnet, 2002), de repos (Baran, comm pers.) et la courbe de préférence utilisée dans les outils EVHA et LAMMI.

La réalité surfacique de l'habitat potentiel.

La méthode des microhabitats quantifie des surfaces favorables qui se traduisent par des m² disponibles à un débit donné pour les poissons. Pour autant, le mode de calcul qui pondère les surfaces mouillées des différentes cellules hydrauliques (cellules homogènes pour les paramètres vitesse, hauteur et granulométrie) par une valeur de préférence d'une espèce pour ces mêmes paramètres (exemple. fig. 5.3), ne permet pas de traduire réellement d'un point de vue cartographique une représentation de m² totalement favorables. Il est en effet possible d'obtenir 3 m² de surface favorable à partir de 3 m² de surface en eau dont les valeurs de préférence pour la vitesse, la profondeur et le substrat sont égales à 1 mais également à partir de 8 m² dont les valeurs de préférence sont respectivement égales à 1, 0,75 et 0,5 (voir cellules 3 et 4 sur la figure 5.3) pour ces trois critères.

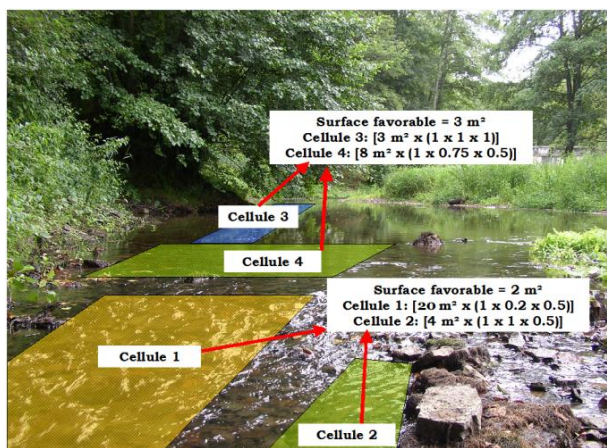


Figure 5.3 : Illustration d'évaluation de qualité d'habitat potentiel aboutissant à des surfaces favorables similaires mais obtenues de manière différente (grande surface à faible préférence vs petites surfaces à forte préférence). Avec $[A \text{ m}^2 \times (\alpha \times \beta \times \delta)] = [\text{Surface réelle du microhabitat en m}^2 \times (\text{valeur de préférence pour la vitesse d'écoulement} \times \text{valeur de préférence pour la hauteur d'eau} \times \text{valeur de préférence pour le diamètre de substrat})]$; les valeurs de α , β et δ sont comprises entre 0 et 1

Étape 1 - Evaluer l'évolution des habitats piscicoles en fonction du débit sur les tronçons à enjeux

Principe :

Les variations de débits dans un cours d'eau induisent des changements dans les caractéristiques hydrauliques. Ces caractéristiques, projetées dans un cadre morphologique donné (topographie des fonds et des berges, rugosité du substrat) influencent les choix des espèces aquatiques en termes de lieu de vie et donc leurs conditions de croissance, de repos et de reproduction. Il est donc possible, sur la base d'une caractérisation des paramètres morpho-hydrauliques et d'un croisement avec les préférences biologiques des espèces d'estimer une qualité d'habitat disponible dans le cours d'eau. Cette estimation est ciblée pour une espèce, un stade de développement voire une activité donnée et fait l'objet des méthodes dites d'habitat dont les plus utilisées sont les méthodes des microhabitats •.

Le travail à conduire dans cette étape vise donc à déterminer des stations d'études représentatives (caractérisés par une hétérogénéité des habitats représentative de l'hétérogénéité du tronçon de rivière dans lequel la station est localisée) dans lesquelles une description des caractéristiques morphologiques et hydrauliques permettra, par leur croisement avec des préférences biologiques, d'évaluer une qualité et une quantité d'habitat disponible.

Phasage :

Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes (figure 5.4) :

- Phase 1.1 : détermination des stations d'études représentatives de la sensibilité des habitats aux débits,
- Phase 1.2 : choix des méthodologies les plus adaptées au contexte (espèces à enjeux et habitats concernés),
- Phase 1.3 : mise en œuvre des méthodologies de caractérisation des habitats et de leur sensibilité au débit.

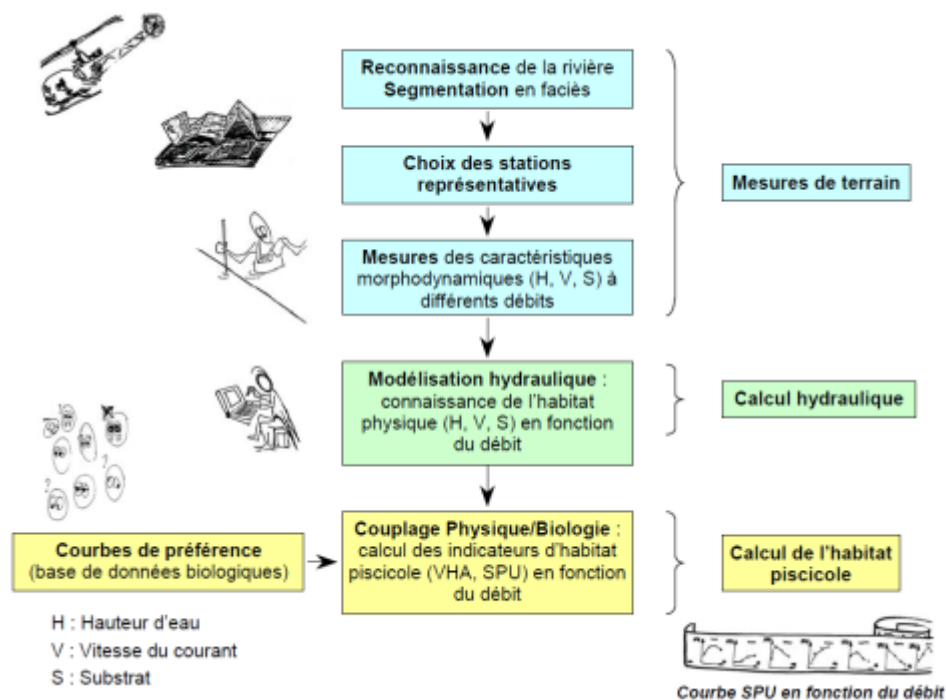


Figure 5.4 : Principales étapes de mise en œuvre d'une méthode d'habitat (d'après Sabaton et al., 1995).

Surface Potentiellement Utilisable (SPU) : valeur quantitative exprimant un potentiel d'habitat pour une espèce ou un stade d'une espèce donnée, sur une portion de cours d'eau et à un débit donné (= VHA * surface mouillée).

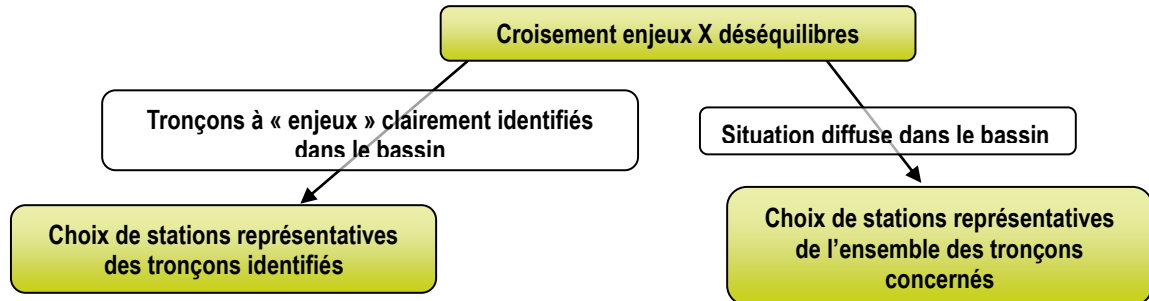
Valeur d'Habitat (VHA) : note qualitative exprimant la « qualité » de l'habitat en fonction de différents paramètres (hauteur d'eau, vitesse du courant, substrat) pour une espèce ou un stade d'une espèce donnée, sur une portion de cours d'eau et à un débit donné (note varie entre 0 et 1). Plus la note est élevée, plus la « qualité » de l'habitat est favorable.

Phase 1.1 : Détermination des stations d'étude

▪ Éléments généraux :

Le choix des stations d'étude repose sur l'analyse des données issues des différents volets du diagnostic territorial (voir l'étape 2 du volet 3 : croisement des informations morphologiques avec les enjeux biologiques et quantitatifs pour le choix des stations d'étude). Ce choix s'organise sur la base de la spatialisation des enjeux et leurs croisements avec les risques de déséquilibres quantitatifs.

Deux stratégies peuvent se présenter :



▪ Délimitation des stations :

Les stations d'étude doivent être composées de plusieurs séquences de faciès d'écoulement (au minimum 2) ce qui représente en général, selon les cours d'eau, des stations de longueur minimale égale à 10-15 fois la largeur plein bord (figure 5.5). Pour la mise en œuvre de l'outil EVHA (cf. description détaillée en phase 1.2), il est indispensable que la station soit terminée en aval par une section hydraulique de contrôle pour laquelle, lors de l'augmentation des débits, il n'y ait pas d'influences significatives sur la ligne d'eau (choix d'un radier assez pentu).

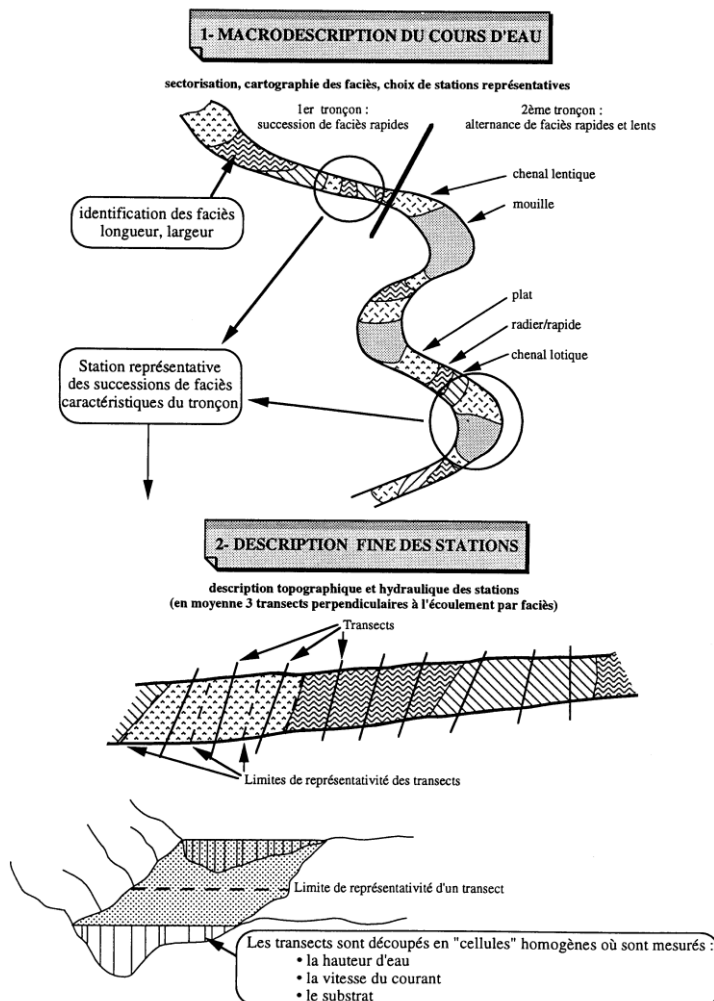


Figure 5.5 : Identification d'une station représentative d'un tronçon hydromorphologique homogène (d'après Pouilly, 1995)

Phase 1.2 : Choix des méthodologies les plus adaptées

Les méthodes :

Trois types de méthodes d'aide à la détermination de débit minimum biologique (DMB) existent :

- méthodes hydrologiques basées sur l'identification de débits caractéristiques à partir desquels il est considéré que les conditions environnementales se dégradent significativement (DMB = % du module, % des étiages mensuels, valeurs de débits classés...),
- méthodes hydrauliques basées sur l'identification de débits caractéristiques à partir desquels les surfaces en eau et les grandeurs hydrauliques (hauteur, vitesse d'écoulement) diminuent très significativement,
- méthodes d'habitat basées sur l'identification de débits caractéristiques à partir desquels le potentiel d'habitat des espèces se dégrade très significativement.

Les méthodes d'habitat :

Les méthodes d'habitat se sont développées à partir des années 1970 aux USA et 1980 en France. Elles constituent aujourd'hui pratiquement 30% des méthodes mises en œuvre pour définir des débits écologiques. La plus connue d'entre elle en France est la méthode des microhabitats (Ginot *et al.*, 1998) (soit la « Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) » aux USA (Bovee, 1982)).

Le principe de ces méthodes repose sur la relation entre les conditions hydrauliques et l'utilisation qui en est faite par les organismes aquatiques. Elles font plusieurs postulats :

- la majorité des organismes aquatiques d'eaux courantes présentent des préférences marquées pour certaines valeurs de conditions hydrauliques (V : vitesse et H : hauteur d'eau) et pour les substrats de fond (G : granulométrie), noté HVG dans la suite du document,
- les modifications de ces conditions hydrauliques en fonction des valeurs de débits affecteront donc les organismes aquatiques dans leur comportement, et donc indirectement dans leur distribution et leur croissance.

En connaissant l'évolution des conditions hydrauliques HVG dans un tronçon de cours d'eau en fonction du débit ainsi que les préférences des espèces présentes, il est donc possible d'établir une relation entre la valeur de débit transitant dans le cours d'eau et un potentiel d'accueil pour les espèces.

Le principe de ces méthodes est de coupler la description physique d'un cours d'eau (mesures par points représentatifs des caractéristiques hydrauliques : hauteur d'eau, vitesse de l'écoulement et de la qualité du substrat) avec des modèles biologiques de préférences de différentes espèces ou stade de développement d'espèces aquatiques. Au final, on aboutit à des surfaces d'habitat favorable à telle ou telle espèce (Surface Pondérée Utile en m² ou Valeur d'Habitat en %), surfaces qui évoluent en fonction du débit.

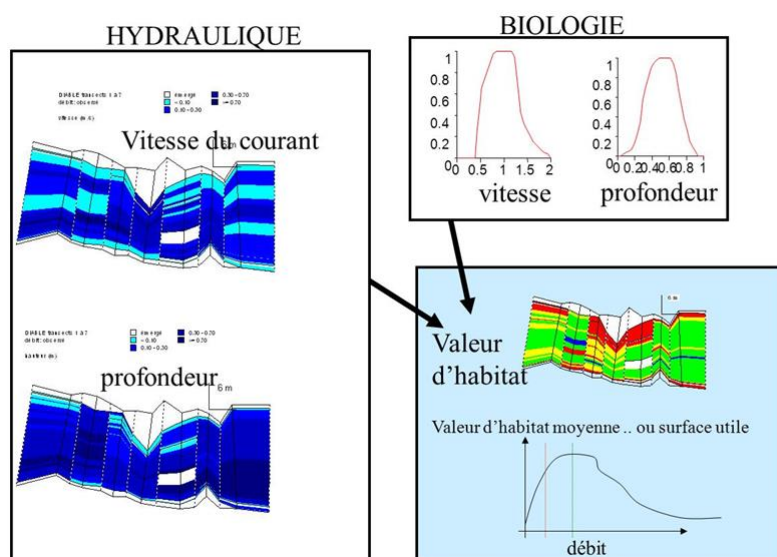


Figure 5.6 : Schéma du principe des méthodes microhabitats – Source : N. Lamouroux - Irstea

Phase 1.3 : Mise en œuvre des méthodes d'habitat

1.3.1 Présentation des outils et leur mise en œuvre :

Aux USA, le principal outil utilisé est le PHysical HABitat SIMulation (PHABSIM).

En France, seuls des outils d'application des méthodes d'habitat existent. Ces outils permettent également de fournir les données nécessaires à l'application des méthodes hydrauliques :

- EVHA (EValuation de l'HABitat), (Ginot, 1998 ; Ginot *et al.*, 1998) : <http://www.irstea.fr/evha>
- LAMMI (Logiciel d'Application de la Méthode des Microhabitats) (Sabaton *et al.*, 1995 ; Tissot *et al.*, 2011) : <http://chercheurs.edf.com/fichiers/fckeditor/Commun/Innovation/logiciels/LAMMI/GuideMetho.pdf>,
- ESTIMHAB (ESTIMAtion de l'HABitat) (Lamoureux *et Capra*, 2002, Lamoureux *et Souchon*, 2002 ; Souchon *et al.*, 2003; Sabaton, 2003) : <http://www.irstea.fr/estimhab>,

La mise en œuvre des méthodologies doit respecter les guides techniques disponibles pour les trois outils. En particulier l'acquisition des données sur le terrain fait l'objet d'un certain nombre de recommandations résumées ci-après pour les différentes méthodes.

A. L'outil EVHA (EValuation de l'HABitat) repose sur une seule campagne de mesures sur le terrain. A partir de ces mesures, un modèle hydraulique est calé pour calculer les différentes valeurs de vitesses et de hauteur d'eau à plusieurs débits. Ces valeurs sont ensuite croisées avec les préférences des poissons (Ginot, 1998 ; Ginot *et al.*, 1998). La modélisation hydraulique physique utilisée est de type mono-dimensionnel et fluvial (calcul de la ligne d'eau de l'aval vers l'amont intégrant la topographie, la rugosité et la côte de ligne d'eau de la section précédente). Elle est basée sur les formules de pertes de charge linéaire de Limérimos (1970) (Figure 5.7).

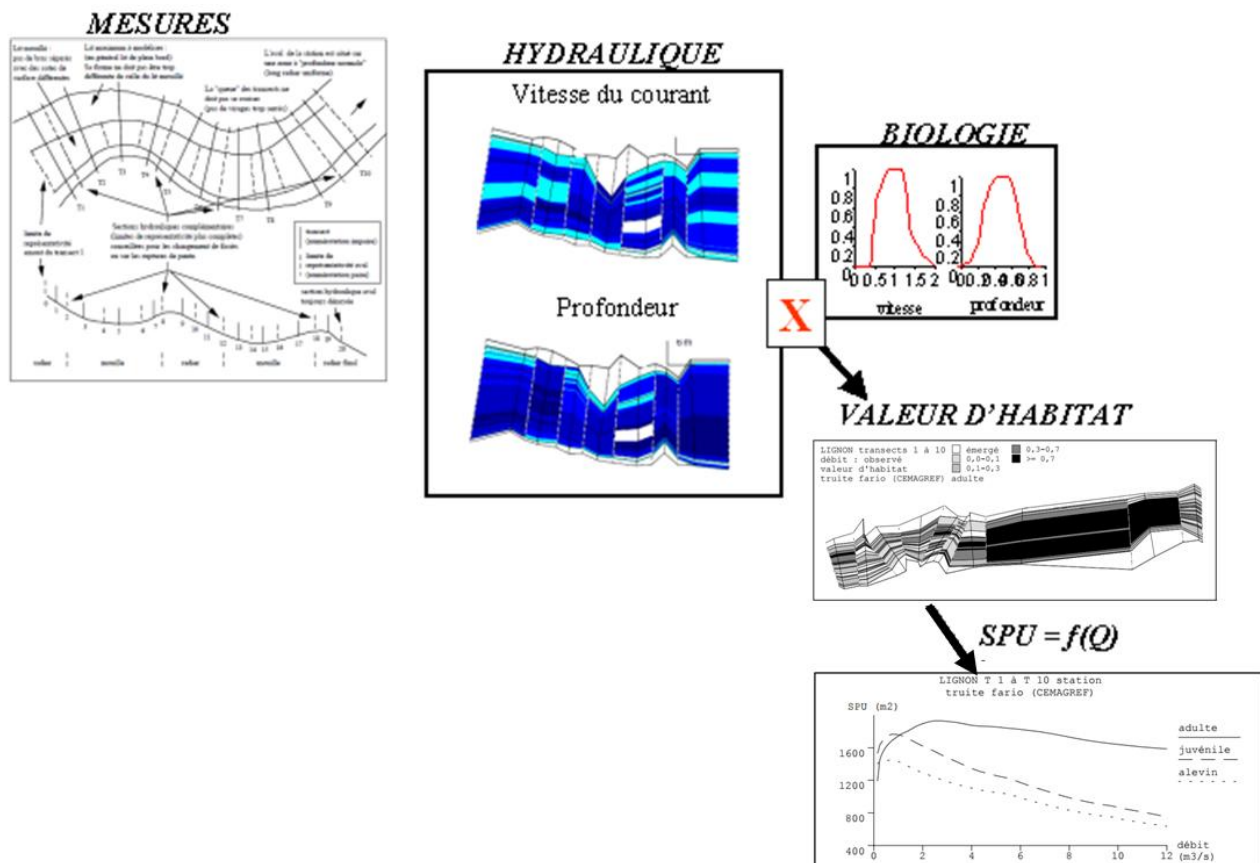


Figure 5.7 : Schéma de mise en œuvre et d'application de l'outil EVHA sur une station d'étude pour évaluer la sensibilité du potentiel d'habitat piscicole à la valeur de débit d'une station d'étude.

La mise en œuvre de la méthodologie doit respecter le guide technique disponible sur : <http://www.irstea.fr/evha>

Sur la station étudiée, un nombre minimal de séquences de faciès d'écoulement représentatifs du tronçon sont analysés (l'idéal étant d'avoir plus de deux séquences faciès lotiques-faciès lenticles) (voir figure 5.8). Après un relevé topographique de la station, une mesure des paramètres vitesse, profondeur et composition du substrat (détermination des fractions dominantes et accessoires ainsi que de la fraction présentant le plus fort diamètre (échelle de *Wentworth*)) est réalisée le long de 1 à 3 transects par faciès (en fonction de sa taille et de l'hétérogénéité des écoulements au sein de ce faciès). Des transects doivent être placés sur les sections de contrôle hydraulique. Un jaugeage permet de connaître précisément la valeur de débit au droit de la station au moment des mesures.

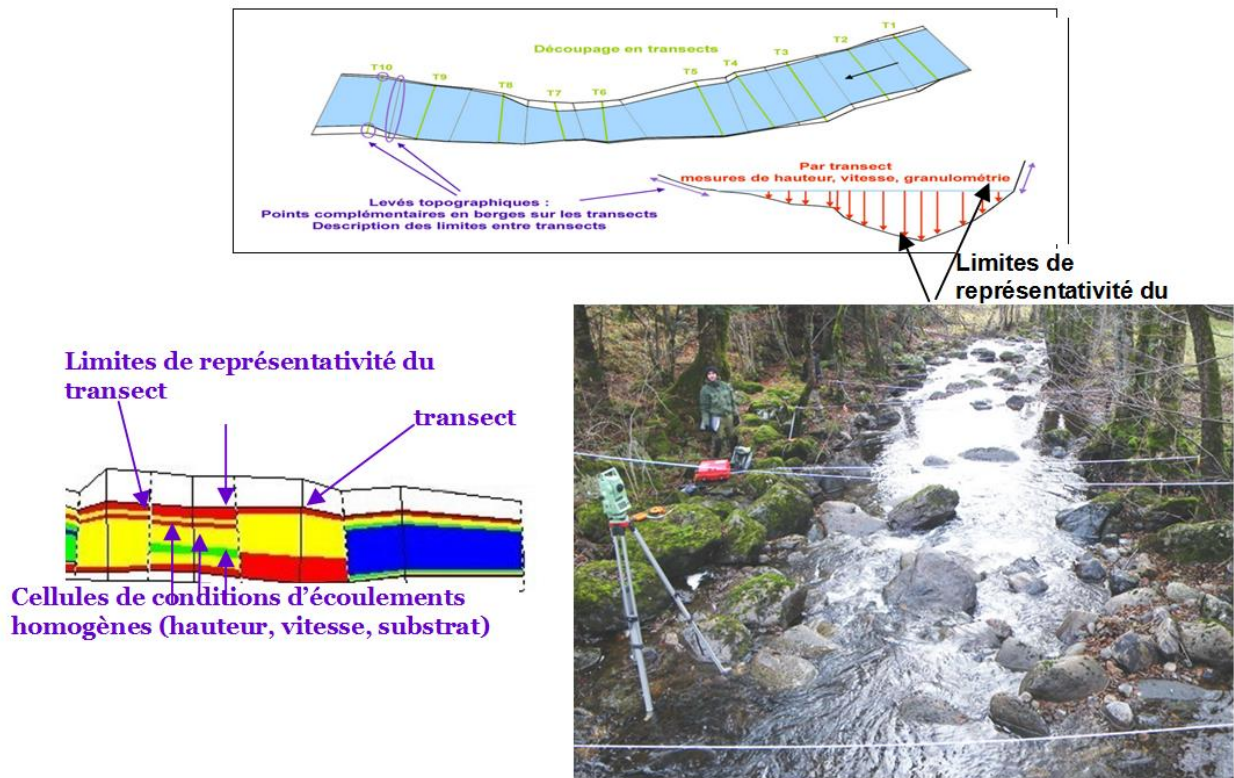


Figure 5.8 : représentation et illustration de l'acquisition des données sur le terrain d'après le protocole EVHA

Point de vigilance :

Disposer d'une section hydraulique aval de calage sur une zone de radier ou un seuil de blocs.

B. L'outil LAMMI (Logiciel d'Application de la Méthode des Microhabitats) (Sabaton et al, 1995 ; Tissot et al., 2011) extrapole directement les conditions de hauteurs d'eau et de vitesses à un débit choisi d'après des mesures effectuées à différents débits. Les valeurs sont ensuite croisées avec les préférences des espèces piscicoles. Cette méthode offre la possibilité de recalculer les grandeurs hydrauliques pour des débits compris entre 2 valeurs mesurées sur la base d'un modèle statistique simplifié de type :

$V = a Q^b$ et $H = a Q^b$ avec a et b sont estimés statistiquement à partir des mesures disponibles aux différents débits. V : vitesse de courant, H : hauteur d'eau et Q : débit du cours d'eau (Figure 5.9)

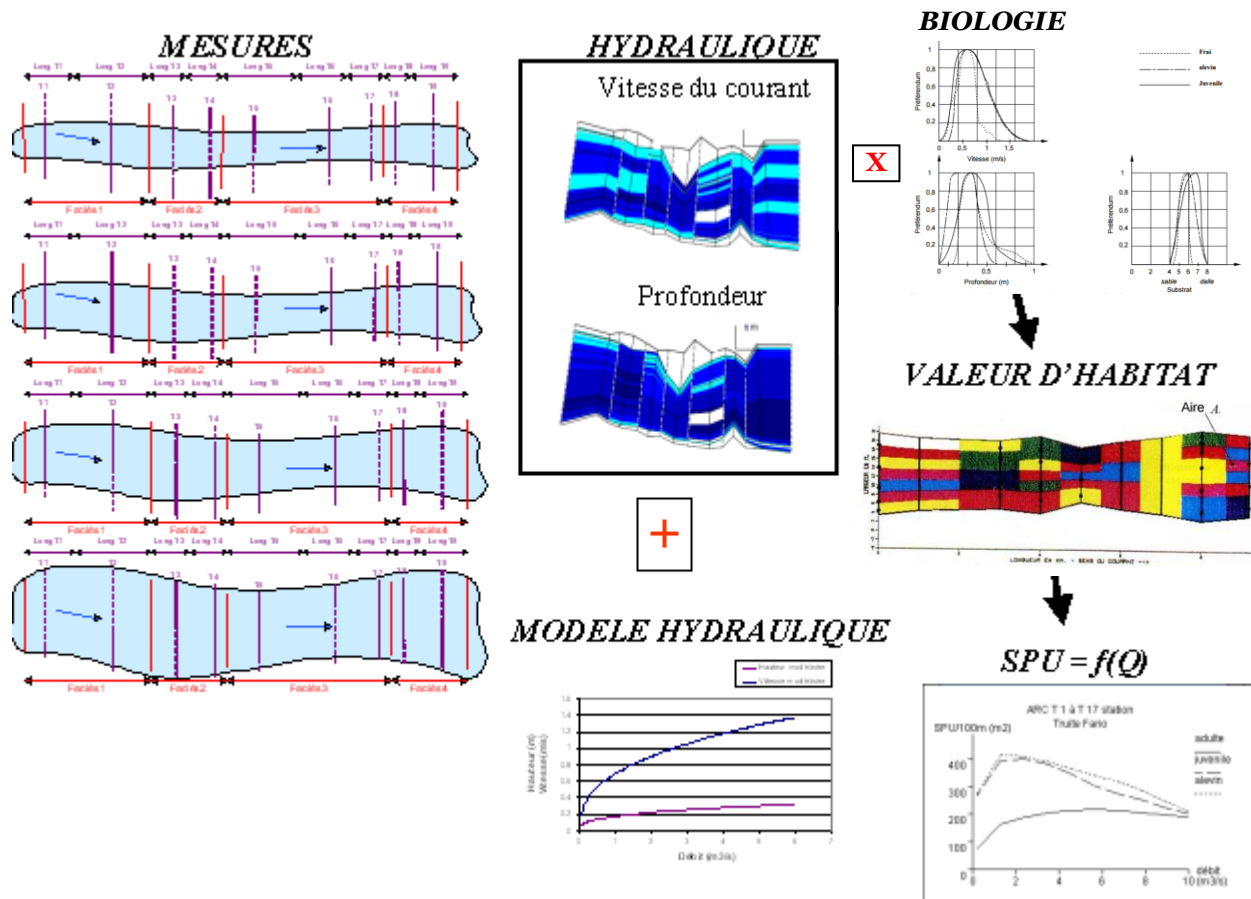


Figure 5.9 : Schéma de mise en œuvre et d'application de l'outil LAMMI sur une station d'étude pour évaluer la sensibilité du potentiel d'habitat piscicole à la valeur de débit d'une station d'étude. SPU : Surface Pondérée Utile

La mise en œuvre de la méthodologie doit respecter le guide technique disponible sur : <http://chercheurs.edf.com/fichiers/fckeditor/Commun/Innovation/logiciels/LAMMI/GuideMetho.pdf>

Comme pour l'application d'EVHA, plusieurs séquences de faciès d'écoulement représentatifs du tronçon sont analysées. Des transects transversaux sont positionnés dans chaque faciès (de 1 à 3 transects par faciès en fonction de sa taille et de l'hétérogénéité des écoulements) (Voir figure 5.10). Les paramètres vitesse, profondeur et composition du substrat (description du recouvrement pour chaque classe granulométrique selon l'échelle de Cailleux) sont mesurés et décrits. **Ces mesures sont réalisées aux mêmes transects et si possible aux mêmes points** à différentes valeurs de débits sur une courte période (ex : débits lâchés). Un jaugeage permet de connaître précisément la valeur de débit sur la station au moment des mesures. Cette méthode s'applique préférentiellement dans les zones où un contrôle des débits en amont est possible.

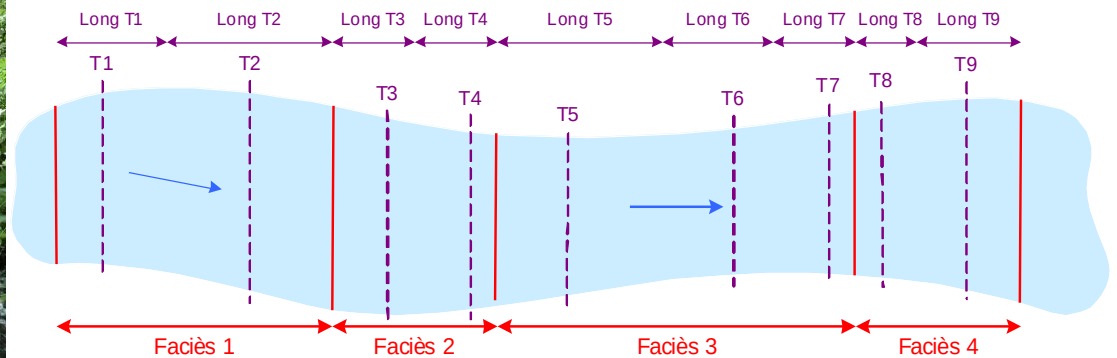
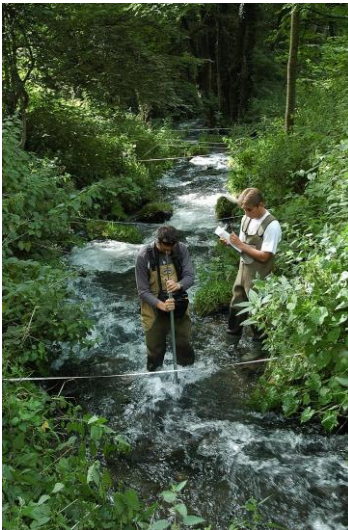


Figure 5.10 : représentation et illustration de l'acquisition des données sur le terrain d'après le protocole LAMMI

Points de vigilance :

Effectuer les mesures sur une courte période de temps en laissant un piquetage des transects en place,
Disposer d'au moins 3 valeurs de débits différentes suffisamment espacées.

C. L'outil Estimhab (ESTIMATION de l'HABitat) (Lamoureux et Capra, 2002, Lamoureux et Souchon, 2002 ; Souchon et al., 2003; Sabaton, 2003) est un modèle basé sur des relations statistiques entre Surface d'Habitat Favorable = $f(\text{débit})$ et des grandeurs caractéristiques de la géométrie hydraulique du cours d'eau (lois hauteur (H) – débit (Q), largeur (L) – débit (Q); module / débit médian ; taille moyenne des particules). La relation hauteur-débit est estimée à partir de données mesurées à deux débits différents (Q1, Q2, cf Figure 5.11).

Les variables à mesurer sur le terrain à deux débits différents sont une largeur moyenne de la station et au moins une centaine de couples "taille granulométrie/hauteur d'eau" (voir ci-après - Figure 5.12).

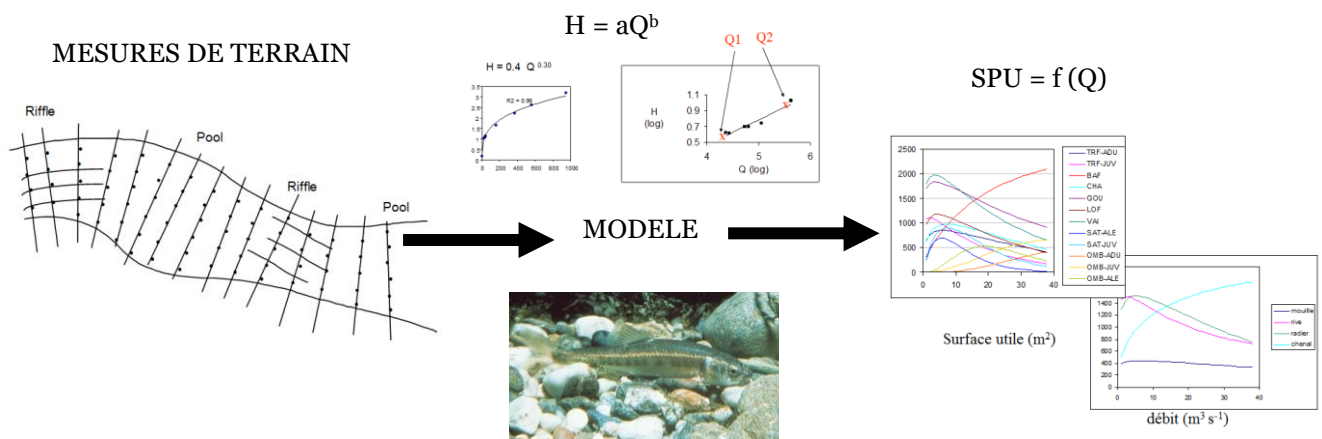


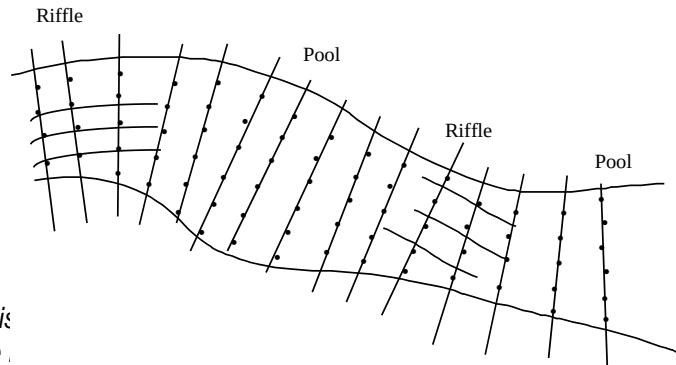
Figure 5.11 : Schéma de mise en œuvre et d'application de l'outil ESTIMHAB sur une station d'étude pour évaluer la sensibilité du potentiel d'habitat piscicole à la valeur de débit d'une station d'étude. Avec H = hauteur, L = largeur, Q = débit, SPU = Surface Pondérée Utile

La mise en œuvre de la méthodologie doit respecter le guide technique disponible sur : <http://www.irstea.fr/estimhab>

Une mesure de la longueur de la station est réalisée. La station doit ensuite être divisée en un minimum de 15 transects régulièrement espacés dont la largeur mouillée est mesurée. Sur chaque transect et à espacement régulier sont mesurés la profondeur et le substrat. Au total, au moins 100 points de mesures doivent être faits. Il n'est pas tenu compte des faciès d'écoulement dans la distribution des transects, qui se fait de manière régulière (voir figure 5.12). La granulométrie est appréhendée via le diamètre de la particule au-dessus de laquelle est effectuée la mesure de profondeur. Les mesures seront à effectuer à deux débits aussi différents que possible.



Figure 5.12 : représentation et illustration de l'acquisition d'eau et substrat) sur le terrain d'après le protocole .



Points de vigilance :

Bien repérer la station pour effectuer les mesures exactement sur le même linéaire lors des deux campagnes,

Bien respecter le nombre minimal de transects.

Bien déduire la largeur hors d'eau (bancs d'alluvions, blocs émergés) de la largeur totale des transects.

Rapidement vérifier sur le terrain que la largeur mouillée moyenne mesurée au second débit est bien supérieure à celle du 1^{er} débit.

La réalité surfacique de l'habitat potentiel.

La méthode des microhabitats quantifie des surfaces favorables qui se traduisent par des m² disponibles à un débit donné pour les poissons. Pour autant, le mode de calcul qui pondère les surfaces mouillées des différentes cellules hydrauliques (cellules homogènes pour les paramètres vitesse, hauteur et granulométrie) par une valeur de préférence d'une espèce pour ces mêmes paramètres (exemple. fig. 5.13), ne permet pas de traduire réellement d'un point de vue cartographique une représentation de m² totalement favorables. Il est en effet possible d'obtenir 3 m² de surface favorable à partir de 3 m² de surface en eau dont les valeurs de préférence pour la vitesse, la profondeur et le substrat sont égales à 1 mais également à partir de 8 m² dont les valeurs de préférence sont respectivement égales à 1, 0,75 et 0,5 (voir cellules 3 et 4 sur la figure 5.13) pour ces trois critères.

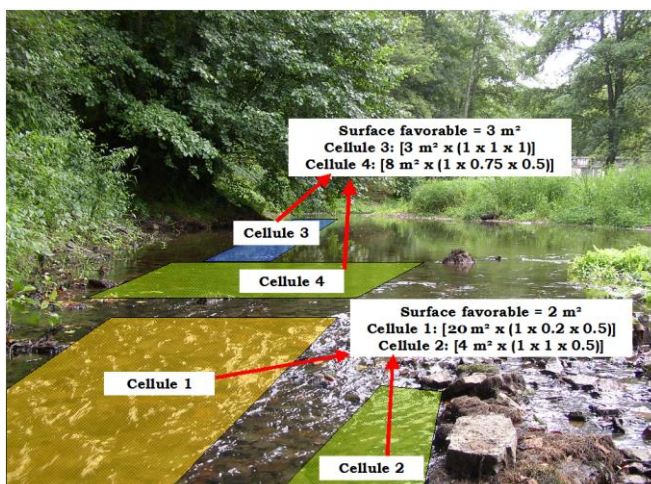


Figure 5.13 : Illustration d'évaluation de qualité d'habitat potentiel aboutissant à des surfaces favorables similaires mais obtenues de manière différente (grande surface à faible préférence vs petites surfaces à fort préférence). Avec $[A \text{ m}^2 \times (\alpha \times \beta \times \delta)] = [\text{Surface réelle du microhabitat en m}^2 \times (\text{valeur de préférence pour la vitesse d'écoulement} \times \text{valeur de préférence pour la hauteur d'eau} \times \text{valeur de préférence pour le diamètre de substrat})]$; les valeurs de α , β et δ sont comprises entre 0 et 1]

1.3.2 Eléments généraux pour le choix d'une méthode

Chaque outil disponible (EVHA, LAMMI, ESTIMHAB) permet de répondre à la quantification du potentiel d'habitat piscicole et à la sensibilité de ce potentiel à la valeur de débit. Selon les contextes, il est indispensable d'effectuer un choix entre ces outils, choix qui sera basé sur (Tableau 5.1) :

- les espèces piscicoles concernées ainsi que leurs habitats,
- la topographie des tronçons (notamment la pente),
- le rapport entre le temps passé sur le terrain et la précision souhaitée en matière d'évaluation des risques de pertes d'habitat et notamment le besoin ou non de cartographie,
- le nombre de sites/stations à prospecter et les moyens disponibles.

Tableau 5.1 : tableau de recommandations pour l'utilisation des logiciels EVHA, LAMMI et ESTIMHAB

	EVHA	ESTIMHAB	LAMMI
	=	-	+
Domaine d'application technique	- non valable et/ou impossible à calibrer en écoulements complexes (écoulements bi ou tri-dimensionnels, pente >5%, granulométrie relative trop forte, lit en tresses)	- morphologie artificielle ou chenalisée exclue - modèle calibré dans la même gamme qu'"Evha" mais utilisable au delà (pentes plus fortes, largeurs moindre) avec expertise *	- non adapté aux rivières de plaine (pente faible/faible taux d'étagement) - les mesures devant être réalisées à différentes valeurs de débits sur une courte période, la mise en œuvre de cette méthode peut être complexe dans les cours d'eau où le débit n'est pas contrôlé (ex. débits lâchés) - difficulté d'utilisation pour les cours d'eau de moyenne à grande taille où l'accès aux mesures pour des débits élevés est compliqué
	+	+	=
Précision / Objectivité	La précision demande de respecter un nombre suffisant de transects, et de vérifier les extrapolations de ligne d'eau à d'autres débits en situation d'écoulements bi-tri-dimensionnels	Estimhab peut lisser les résultats par rapport à Evha lorsque celui-ci est bien calibré (perte de précision) mais peut aussi mieux extrapoler l'habitat à des débits différents	- Sensible au choix/poids des transects - Extrapolations des vitesses parfois discutables (surtout en pentes >5%)
	-	+	-
Facilité d'utilisation	- Nécessité d'une topographie complète - Mesures de vitesses, calibration'	- Facilité d'utilisation qui ne doit pas masquer le besoin d'expertise et de formation adaptée - Nécessité d'être précis et vigilant sur les débits pour lesquels des mesures ont été réalisées par rapport à la gamme de débits modélisés	- Nécessite des mesures à 3-4 débits - Mesures de vitesses - Les transects ne doivent pas changer entre les campagnes de mesures
	+	-	=
Cartographie / Produits	- Cartographie précise des conditions (parfois discutable en écoulement hétérogène) - Méthode obsolète sur les systèmes d'exploitation actuels - Permet d'identifier des habitats particuliers notamment des faciès spécifiques sur lesquels il peut être intéressant de réaliser des analyses séparées (ex : cas des radiers pour les juvéniles de saumon – voir § en page suivante)	- Pas de cartographie - Intégration de modèles biologiques (courbes de préférences) par l'utilisateur impossible - Moins d'espèces considérées, mais possibilité de travailler par guildes	- Cartographie sommaire et simplifiée

* : Raison = les propriétés statistiques des cours d'eau ayant servi à développer Estimhab restent valables pour des pentes très fortes (Alpes, DOM), des grands cours d'eau (Rhône) et des cours d'eau à bras multiples

Utilisation de ces méthodes pour les salmonidés et perspectives :

Pour les salmonidés, on peut raisonnablement émettre l'hypothèse qu'une diminution drastique des débits diminue les surfaces de radier (assèchement, ...), habitats préférentiels des juvéniles. Cependant, quelle que soit la méthode utilisée (EVHA, ESTIMHAB, ...) basée sur des stations multi faciès, une diminution de débit, entraînant une évolution des plats courant, rapides, voir plats lents, vers des faciès de type radier sans perte de surface, aura parfois pour conséquence une augmentation de la SPU des juvéniles de salmonidés.

Cette remarque interroge sur la manière dont ces méthodes sont mobilisées pour mesurer l'impact des fluctuations de débit pour des espèces qui ont une ségrégation spatiale marquée.

Tout d'abord, il convient de rappeler que dans les méthodes de microhabitat, le choix des stations d'étude constitue une étape cruciale afin de s'assurer de la présence de différentes séquences de faciès représentatifs pour chacune des espèces.

L'utilisation de ces méthodes de micro habitat pour des stations « mono faciès » dans le cas de cours d'eau à salmonidés pourrait apporter des informations complémentaires. Cependant, le fait de se focaliser sur la réactivité hydraulique des différents faciès présents ajoute d'autres questions et difficultés. Notamment si un zoom est réalisé sur les radiers, il faut s'assurer de leur représentativité.

En perspectives, d'autres méthodes plus adaptées aux habitats fonctionnels de ces espèces pourraient être développées en s'appuyant notamment sur les travaux présentés dans le volet 2 (« biologie piscicole »).

A l'issue du diagnostic territorial (volets 1 à 3), il convient donc de s'interroger sur la méthode la plus adaptée pour évaluer l'impact de fluctuations de débit sur la vie piscicole.

Perspective pour la comparaison des différentes méthodes en fonction du contexte

En perspective, afin d'identifier les méthodes les plus pertinentes à mobiliser dans tel ou tel contexte, il pourrait être intéressant de comparer sur une même station (ou une même typologie de station) les résultats issus de différentes méthodes et d'évaluer l'incertitude du Δ SPU (Surface Pondérée Utile) pour ces différentes méthodes.

Étape 2 - Identifier les niveaux de risque pour les habitats piscicoles associés aux scénarios de gestion envisagés.

Principe :

Il s'agit lors de cette seconde étape, d'évaluer les risques en termes de pertes d'habitat en projetant les débits associés aux scénarios de gestion sur la courbe d'évolution des habitats en fonction du débit. Il s'agit également d'estimer les conséquences des pertes potentielles d'habitat vis-à-vis du fonctionnement général des populations de poissons.

L'identification du niveau de risque associé à un scénario de gestion quantitative repose sur la sensibilité des habitats piscicoles vis-à-vis des bas débits. Cette sensibilité est appréhendée dans cette étape de l'étude au travers de l'évolution de surfaces d'habitat potentiel pour une espèce donnée et un stade de développement donné. Le risque est reflété par des pertes d'habitat par rapport à des situations d'hydrologie peu ou pas influencées ^B. Ces pertes s'expriment en pourcentage de certaines quantités d'habitat disponible à certains débits jugés caractéristiques (QMNA₂, QMNA₅, VCN10₂) qu'il convient également de ramener à une durée ou une saisonnalité.

^B La notion de risque en termes d'habitat piscicole

La réaction des organismes aquatiques aux modifications de leurs habitats et notamment leurs habitats physiques ne s'organise pas sous forme de seuils comme cela peut être observé pour les paramètres physico-chimiques. Il n'existera jamais de quantité ou de qualité d'habitat physique seuil à partir de laquelle on observera une mortalité massive des individus. Les réactions à l'évolution des habitats ne seront donc ni binaires ni linéaires. Très souvent, on dégagera des plages de débits à partir desquelles les pertes d'habitat seront plus significatives.

Face aux changements pénalisants d'habitat, les espèces et notamment les poissons vont adopter une succession de comportements qui se traduiront d'abord par une réduction de l'activité alimentaire conduisant à un ralentissement voir un arrêt de la croissance (Poff & Allan, 1995). Ces changements physiologiques peuvent affecter la maturité des gonades et conduire à des mortalités. Toutefois, selon le contexte de compétition entre les individus et/ou les espèces, des comportements d'émigration pourront être observés afin de s'adapter aux nouvelles conditions.

Donc, en fonction de l'intensité des événements et de leur durée, c'est la dynamique des populations piscicoles qui sera affectée et donc le nombre d'individus d'une ou plusieurs générations. A l'échelle des peuplements, ce sont essentiellement les structures qui seront modifiées avec des changements dans les occurrences des différentes espèces.

Phasage :

Le travail à conduire se scinde en 3 phases distinctes :

Phase 2.1 : Détermination des groupes d'espèces et stades cibles de développement (en lien avec les volets 1 à 3 du diagnostic territorial),

Phase 2.2 : Calcul des surfaces d'habitat disponibles en fonction des valeurs de débits pour les stations d'étude et les tronçons,

Phase 2.3 : Détermination des plages de sensibilité des habitats aux débits et définition des niveaux de risque.

Phase 2.1 : Détermination des groupes d'espèces et stades de développement cibles.

Le choix des espèces et des stades de développement cibles doit s'appuyer sur deux types de connaissances :

- les connaissances en termes d'espèces piscicoles présentes sur le bassin (répartition, abondance),
- les connaissances sur la sensibilité des espèces vis-à-vis des conditions hydrauliques.

La présence des espèces de poissons sur les tronçons de rivière doit être appréhendée sur la base des données existantes (voir le volet 2 : identifier et caractériser les enjeux piscicoles - fiche « biologie »). Pour cela on s'intéressera aux informations issues :

- des pêches électriques effectuées dans le cadre des réseaux de surveillance (<http://www.image.eaufrance.fr/poisson/cours/p-ce-resultats.htm>),
- des Plans Départementaux de Gestion Piscicole des Fédérations de pêche,
- de la cartographie des zones de frayères classées au L432-3,
- des inventaires ZNIEFF 1 et 2 et NATURA 2000 (<http://inpn.mnhn.fr/carto/metropole/znief>),
- des connaissances directes des acteurs (agents de l'Onema, Fédérations de pêche, techniciens de rivière, membres des AAPPMA).

La sensibilité des espèces aux conditions hydrauliques doit être appréhendée sur la base des connaissances sur l'écologie des espèces. Tous les poissons sont sensibles aux conditions hydrauliques notamment en rapport avec leur capacité de nage. Dans le cas d'une réflexion sur des valeurs de débits minimales, il convient de cibler en priorité les espèces :

- qui seraient pénalisées potentiellement par une réduction des grandeurs hydrauliques que sont la vitesse du courant et la profondeur de l'eau. Ces espèces cibles seront donc en priorité celles dont les exigences en matière de vitesse de courant sont les plus significatives (espèces à comportement rhéophiles pour la nutrition et/ou la reproduction) (voir tableau 5.3 et tableau 2.1 du volet 2 sur les exigences des espèces),
- qui expriment des comportements territoriaux pouvant conduire à une compétition entre les individus et donc une régulation des densités en fonction du nombre, de la taille et de la qualité des territoires disponibles.

On peut d'ores et déjà identifier des espèces ou des groupes d'espèces (non exhaustif) en fonction des types écologiques de tronçons de cours d'eau qui seront à privilégier dans les analyses (voir tableau 5.2).

Tableau 5.2 : tableau d'identification des espèces à privilégier dans les analyses en fonction du type écologique (d'après Huet, 1949) du tronçon du cours d'eau

Zones de Huet	Espèces et stades prioritaires	Espèces et stades complémentaires
Truite supérieure	Truite commune – stade adulte et reproduction	Chabot
Truite médiane	Truite commune – stade adulte et reproduction	Chabot
Truite inférieure	Truite commune – stade adulte et reproduction. Ombre commun – stade juvénile/adulte/reproduction	Chabot
Barbeau supérieur	Ombre commun – stade juvénile/adulte/reproduction. Barbeau – stade adulte	Blageon – stade adulte. Spirlin stade adulte
Barbeau médian	Barbeau – stade juvénile/adulte. Hotu stade juvénile/adulte	Blageon – stade adulte. Spirlin stade adulte. Vandoise - stade adulte
Barbeau inférieur	Barbeau – stade juvénile/adulte. Hotu stade juvénile/adulte	Spirlin stade adulte. Vandoise - stade adulte
Brème supérieure	Ablette. Barbeau – stade juvénile/adulte. Hotu stade juvénile/adulte	Spirlin stade adulte
Brème inférieure	Ablette. Barbeau – stade juvénile/adulte. Hotu stade juvénile/adulte	Spirlin stade adulte

Tableau 5.3 : Principales exigences vis-à-vis de la vitesse de courant pour les espèces de poissons communes dans les cours d'eau français.

Espèces	Exigences vis-à-vis du courant (nutrition/abris)	Exigences vis-à-vis du courant (reproduction)
CYPRINIDAE		
Ablette	N-Rh	N
Barbeau commun	Rh+++	Rh++
Barbeau méridional	Rh++	Rh
Blageon	Rh+++	Rh++
Bouvière	Limno	
Brème bordelière	Limno	
Brème commune	Limno	
Carassin	Limno	
Carpe commune	Limno	
Chevaine	N-Limno	Rh
Gardon	N-Limno	
Goujon	N-Rh	
Hotu	Rh++	Rh+
Rotengle	Limno	
Spirin	Rh+++	Rh++
Tanche	Limno	
Toxostome	Rh-N	Rh+
Vairon	N-Limno	Rh
Vandoise	Rh+	Rh+
COTTIDAE		
Chabot	Rh++	Rh++
COBITIDAE		
Loche franche	Rh+	
Loche de rivière	Limno	
PERCIDAE		
Perche	N-Limno	
Grémille	Limno	
GADIDAE		
Lote	N-Limno	
ESOCIDAE		
Brochet	N-Limno	
SALMONIDAE		
Truite commune	Rh+++	Rh++
Saumon atlantique	Rh++++	Rh+++
Ombre commun	Rh++++	Rh++

Rh : rhéophile – affectionne les vitesses de courants modérées (+), soutenues (++), fortes (+++), très fortes (++++)

N : Neutre – peut évoluer ponctuellement dans des vitesses de courant soutenues

Limno : limnophile – affectionne les milieux à faibles vitesses de courant

Le choix des espèces cibles doit bien évidemment s'appuyer sur leur répartition dans le bassin versant. Il est délicat de définir des seuils d'abondance à partir desquels l'espèce ne peut plus être considérée comme cible pour un tronçon donné. Cela doit faire partie du diagnostic piscicole du bassin (voir volet 2 : identifier et caractériser les enjeux piscicoles).

Phase 2.2 : Calcul et expression des surfaces d'habitat disponibles et autres caractéristiques hydrauliques et morphologiques en fonction des valeurs de débits pour les stations d'étude et les tronçons.

Sur la base des données hydrauliques et/ou topographiques recueillies sur le terrain par les mises en œuvre de l'une ou l'autre des méthodologies d'application de la méthode des microhabitats, du choix des espèces et des stades de développement cibles, il est possible de réaliser pour différentes valeurs de débits :

- ⇒ les calculs d'évolution des paramètres hydrauliques,
- ⇒ les calculs d'évolution des surfaces d'habitat favorables.

Ces calculs sont à effectuer impérativement à l'échelle des stations d'étude. L'extrapolation à l'échelle d'un tronçon peut se faire en pondérant les résultats par la représentativité des faciès d'écoulement (possible en utilisant les outils EVHA et LAMMI) ceci dans le cas où il n'aurait pas été possible de choisir une station totalement représentative. Ces calculs de surface d'habitat favorable peuvent aussi être effectués à l'échelle des faciès en s'intéressant notamment aux radiers, habitats caractéristiques des juvéniles de saumon ceci dans le cas des outils EVHA ou LAMMI.

L'évolution des surfaces sera représentée sous plusieurs formes d'expression que ce soit en termes d'unité ou matière de valeurs de débits.

Les surfaces d'habitat favorables (ou Surface Pondérée Utile) peuvent être exprimées :

- en m² sur la totalité de la station ou d'un tronçon ou en m²/100 m pour une station d'étude (figure 5.18),
- en % de variation entre différents débits, par exemple par rapport à des débits de référence (figures 5.19 et 5.20).

Ces différentes expressions seront présentées en fonction de la valeur de débit transitant dans la rivière mais également sous forme de chronique annuelle (figure 5.21 et 5.22).

L'évolution des surfaces mouillées en fonction du débit à l'échelle des stations d'étude et des tronçons (figure 5.13) doit également être présentée de même que celle des vitesses de courant et des profondeurs (figure 5.14).

Dans le cas de l'utilisation du logiciel EVHA (et de façon sommaire dans « Lammi »), grâce à sa spatialisation, il peut être intéressant d'individualiser les profils transversaux et les lignes d'eau correspondantes à différents débits afin d'observer les conditions de contacts entre l'eau et la berge. De même, on portera une attention particulière aux profils de plus faibles tirants d'eau afin de les confronter aux valeurs minimales nécessaires aux déplacements des espèces cibles (en général 1,5 fois la hauteur de corps Baudoin et al, 2014) (Tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Tirant d'eau minimal nécessaire pour la nage de quelques espèces (Baudoin et al., 2014)
[taille en cm]

Espèces	Tirant d'eau minimum nécessaire pour la nage
Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>) Truite de mer ou de rivière [50-100 cm] (<i>Salmo trutta</i>)	20 cm
Truite de rivière ou truite de mer [25-55 cm] (<i>Salmo trutta</i>)	10 cm
Truite de rivière [15-30 cm] (<i>Salmo trutta</i>)	5 cm
Vandoises (<i>Leuciscus sp hors Idus</i>)	5 cm
Barbeau fluviatile (<i>Barbus barbus</i>) Chevaine (<i>Squalius cephalus</i>) Hotu (<i>Chondrostoma nasus</i>)	10 cm
Chabots (<i>Cottus sp</i>) Goujons (<i>Gobio sp</i>) Grémille (<i>Gymnocephalus cernuus</i>) Lamproie de Planer (<i>Lampetra planeri</i>) Loche franche (<i>Barbatula barbatula</i>) Loche de rivière (<i>Cobitis taenia</i>)	5 cm

Phase 2.3 : Détermination des plages de sensibilité des habitats aux débits.

L'objectif visé pour cette phase est d'estimer l'impact des évolutions de débit sur les habitats piscicoles en positionnant une valeur de débit minimal pour les étiages et une durée de ces « nouveaux » étiages sur différentes courbes : courbe d'évolution de la surface mouillée en fonction du débit, courbe d'évolution de la surface d'habitat en fonction du débit, courbe d'évolution de la hauteur d'eau en fonction du débit.

Pour cette phase, il est donc important de disposer, pour chacun des scénarios de gestion envisagés, des valeurs de débit ainsi que de leur durée d'application possible vis-à-vis des cycles hydrologiques.

Pour illustrer la démarche, un exemple d'un cours d'eau de moyenne montagne d'un massif cristallin a été choisi sur la base de 2 scénarios de débits et d'un usage hydroélectrique avec une capacité de dérivation d'un débit équivalent à 60% du module. L'usage est annuel.

- Le scénario 1 correspond à un débit réservé de 0,6 m³/s mis en œuvre toute l'année,
- Le scénario 2 correspond à un débit d'étiage égal au 10^{ème} du module du cours d'eau (soit 0,42 m³/s) mis en œuvre toute l'année.

Ces scénarios de gestion sont comparés aux situations actuelles par l'intermédiaire du QMNA2 et du QMNA5.

L'analyse des différentes courbes doit reposer sur leur forme générale afin d'identifier le type de sensibilité par rapport au débit :

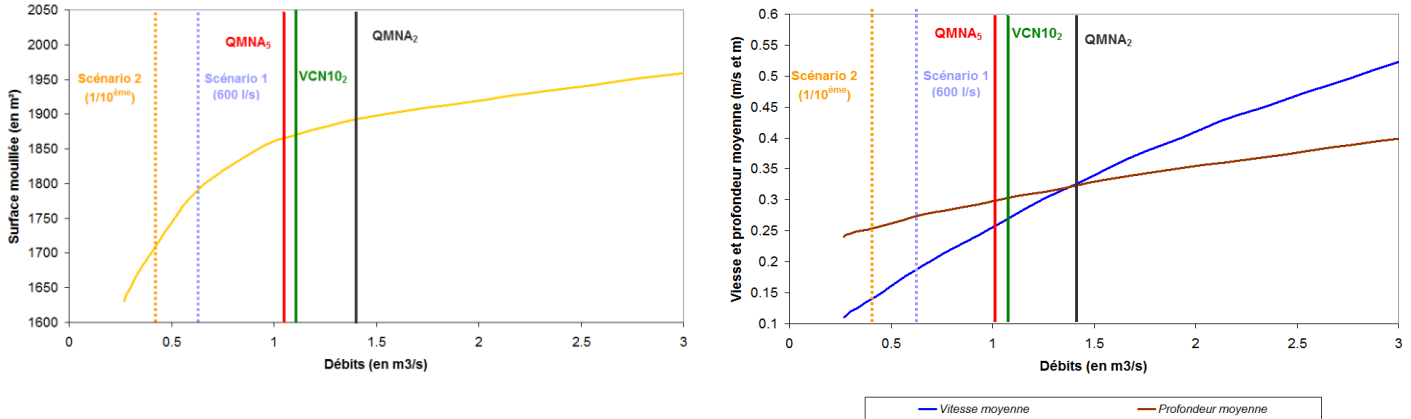
- très peu d'évolution de l'habitat en fonction du débit,
- une progression linéaire par rapport au débit,
- une progression croissante non linéaire (voir exemple sur la figure 5.18) par rapport au débit,
- une progression avec un optimum et une régression pour des valeurs de bas et hauts débits,

Ensuite, pour estimer le risque de perte d'habitat, il est possible d'analyser, pour les deux derniers cas (progression croissante non linéaire et progression avec un optimum et une régression) :

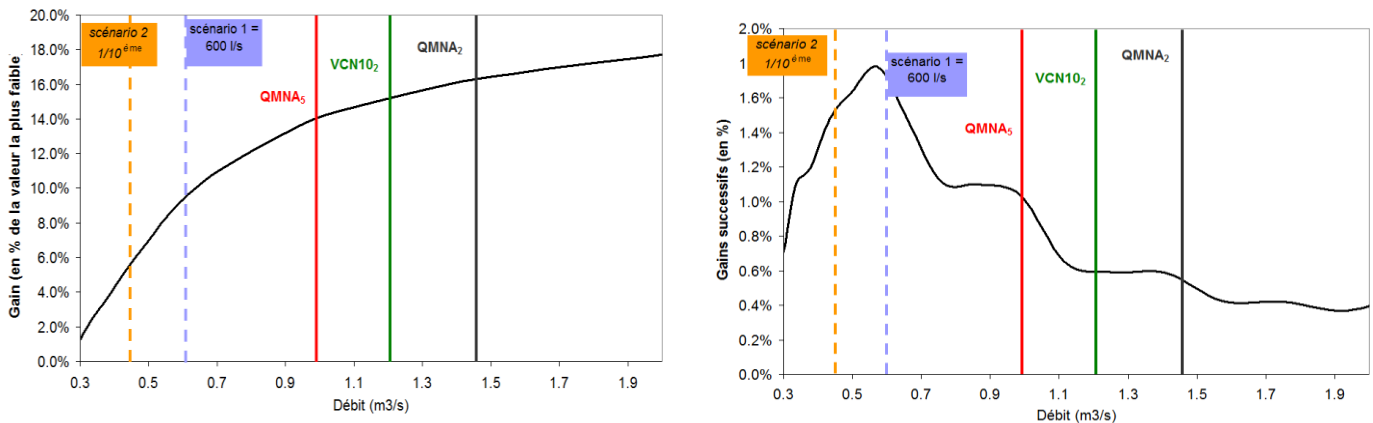
- les % d'évolution d'une valeur de débit à l'autre en recherchant les points de fortes évolutions. Pour cela, on calculera le gain ou la perte de surface d'habitat d'une valeur de débit à l'autre.
- les % d'évolution par rapport aux situations observées à des valeurs de débits d'étiage caractéristiques (QMNA5, QMNA2, VCN102) sachant qu'il n'existe aucune valeur guide indiquant des seuils à ne pas dépasser (expertise nécessaire),
- l'évolution de la durée des périodes de plus faible valeur d'habitat.

Analyse de l'évolution de la surface mouillée et des paramètres hydrauliques :

L'évolution de la surface mouillée et des paramètres hydrauliques (vitesse et hauteur d'eau) sont les premiers critères à analyser afin de définir les plages de débits associées à des évolutions plus ou moins importants de surface en eau (figures 5.13 et 5.14).



Figures 5.13 et 5.14 : Exemples d'évolution de la surface mouillée, des vitesses et des profondeurs moyennes en fonction des valeurs de débits.



Figures 5.15 et 5.16 : Exemples d'évolution en pourcentage de surface mouillée calculés par rapport à la valeur de surface mouillée observée à 300 l/s (5.15) pour la gamme de débit considéré et évolution de la pente de la courbe de la figure 5.15 (5.16).

Sur la gamme de débits étudiée, la surface mouillée évolue de manière très significative entre 300 et 1 m³/s. Pour des débits supérieurs à 1 m³/s, l'évolution de la surface mouillée se poursuit mais elle est moins marquée (figure 5.15).

L'évolution de la pente de la courbe de la figure 5.15 (figure 5.16) montre que les pertes sont très sensibles pour des débits inférieurs à 600 l/s (scénario 1) car la pente de la courbe est forte.

Par rapport aux étiages biennaux (QMNA₂) actuellement observés (figure 5.15) :

- le scénario 2 (10^{ème} du module) entraîne une perte de 10% de la surface mouillée,
- le scénario 1 (600 l/s) conduit à une perte de 6% de la surface mouillée.

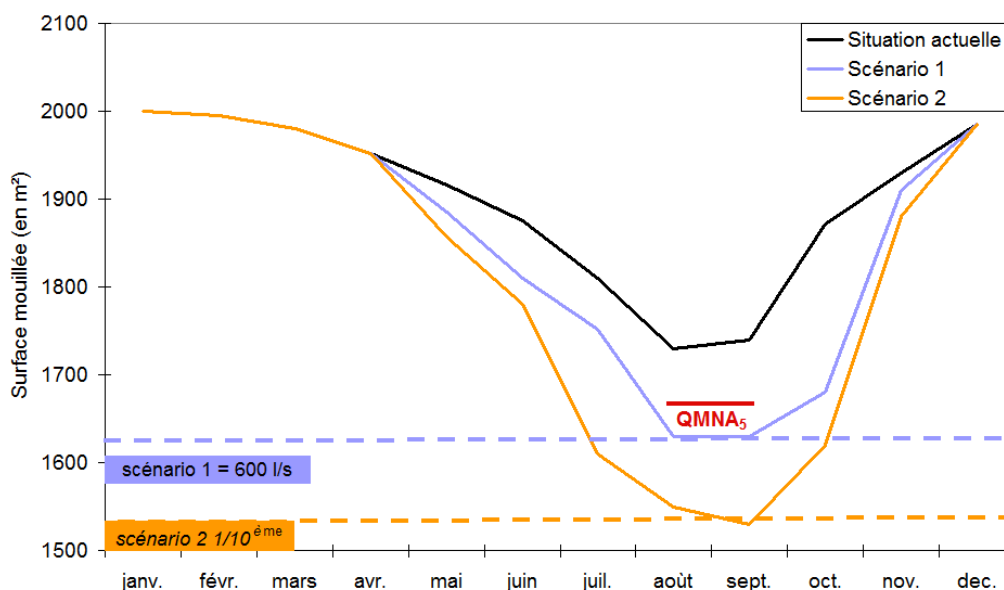
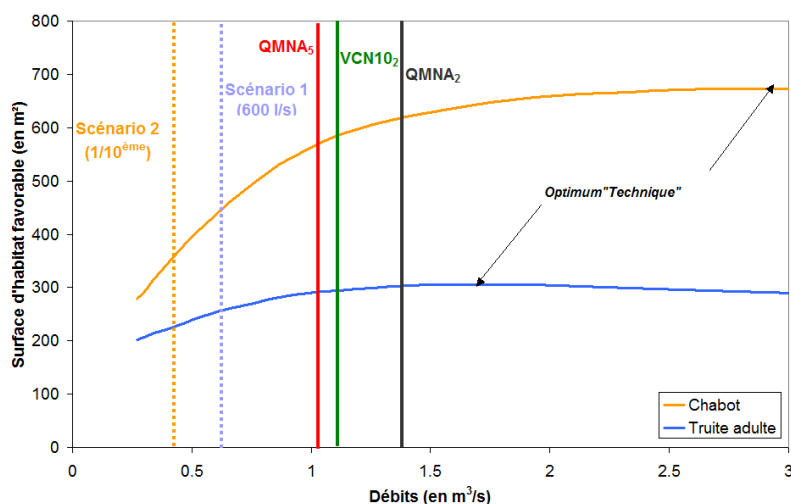


Figure 5.17: Comparaison des chroniques de surface mouillée au cours du cycle annuel (moyennes mensuelles) pour la situation actuelle et celles induites par les scénarios 1 et 2. Les lignes pointillées représentent la valeur de surface mouillée observée pour le scénario 1 (600 l/s) et pour le scénario 2 (10^{ème} du module). Les lignes pleines tiennent compte des surverses de débit à la prise d'eau lorsque le $Q_{entrant} > Q_{maximal}$ dérivé (60% module).

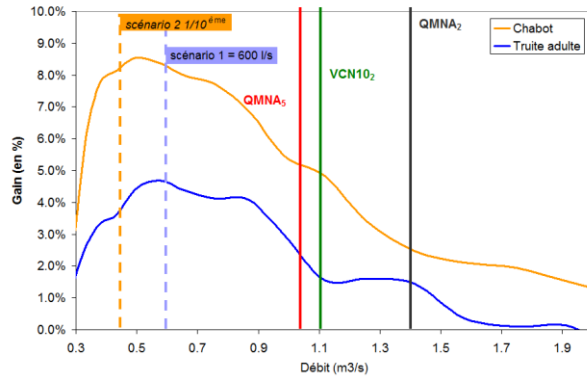
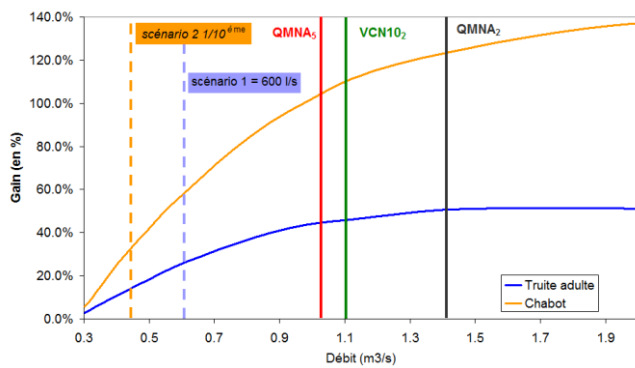
Lorsque l'on projette les deux scénarios de débits au niveau du cycle annuel de variation des moyennes mensuelles de surface en eau (figure 5.17), on constate que les pertes sont très significatives pour le scénario 2 à la fois en quantité et en durée. Ils entraînent une réduction de la surface mouillée à des valeurs inférieures à celles observées au $QMNA_5$ sur une durée respectivement de 2,5 mois pour le scénario 1 et 4 mois pour le scénario 2.

Analyse de l'évolution de la surface d'habitat favorable :



Attention : L'optimum « technique » correspond au débit pour lequel la surface d'habitat favorable à une espèce est la plus élevée. **Ce n'est jamais une valeur guide pour la fixation d'un débit minimum ni un objectif de gestion.** En effet, les conditions d'étiage correspondent très souvent à des situations où les surfaces d'habitat sont restreintes. Il est extrêmement rare que les surfaces maximales d'habitat favorable aux poissons soient observées à des valeurs de débit proches des étiages voir même inférieures aux étiages.

Figure 5.18 : Exemples d'évolution des surfaces d'habitat favorable pour la truite commune adulte et le chabot en fonction des valeurs de débits.



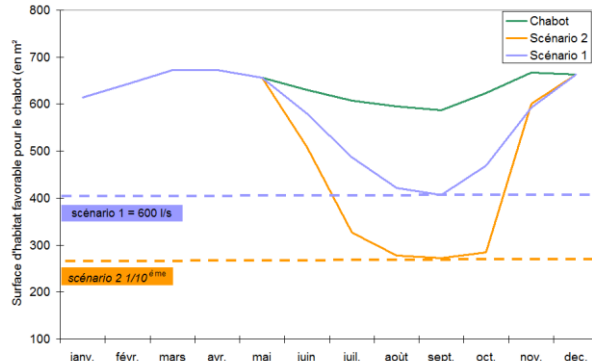
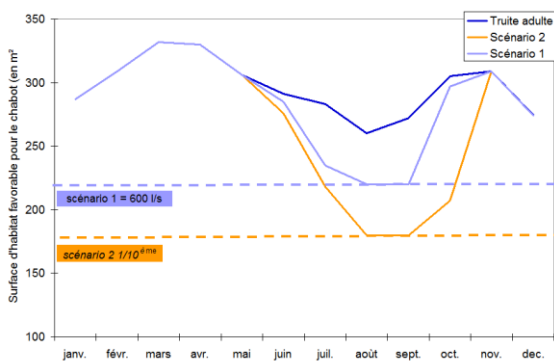
Figures 5.19 et 5.20: Exemples d'évolution en pourcentage de surface d'habitat favorable calculés par rapport à la valeur observée à 300 l/s (5.19) pour la gamme de débit considéré et évolution de la pente de la courbe de la figure 5.19 (5.20).

Les surfaces d'habitat favorable pour les 2 espèces cibles présentent une évolution sur la gamme de débit étudié (figure 5.18). Pour le chabot, les gains sont importants de 300 L/s à 1000 L/s puis ils diminuent pour les débits supérieurs pour atteindre des valeurs peu importantes à partir du VCN10 biennal (VCN10₂). Pour la truite, les gains sont très significatifs entre 300 L/s et 600 L/s et restent importants jusqu'à 900 L/s. A partir des étiages quinquennaux (débits supérieurs au QMNA₅), ces gains sont moins significatifs.

Les pertes sont très sensibles pour des débits inférieurs à 500 L/s (qui représente 13% du module) pour le chabot, et pour des débits inférieurs à 600 L/s (scénario 1) pour la truite (figures 5.19 et 5.20).

Par rapport aux étiages biennaux (QMNA₂) actuellement observés (figure 5.18) :

- le scénario 2 (10^{ème} du module) entraîne une perte de la surface d'habitat favorable de 50% pour le chabot et de 28% pour la truite adulte,
- le scénario 1 (600 L/s) conduit à une perte de la surface d'habitat favorable de 29% pour le chabot et 15% pour la truite adulte.



Figures 5.21 et 5.22: Comparaison des chroniques de surface d'habitat favorable au cours du cycle annuel (moyennes mensuelles) pour la situation actuelle et celles induites par les scénarios 1 et 2. Les lignes pointillées représentent la valeur de surface d'habitat observée pour le scénario 1 (600 l/s) et le scénario 2 (10^{ème} du module). Les lignes pleines tiennent compte des surverses de débit à la prise d'eau lorsque le Qentrant > Qmaximal dérivé (60% module).

Le scénario 2 (10^{ème} du module) conduit pour les 2 espèces cibles à des pertes très significatives de surface d'habitat favorable et une forte augmentation des durées de faible surface d'habitat (figures 5.21 et 5.22). En effet, les durées de faible surface d'habitat sont augmentées d'un facteur 3 pour le scénario 2.

Le scénario 1 (600 L/s) conduit également à des pertes importantes et une augmentation des durées de faible surface d'habitat d'un facteur 2.

Analyse d'autres évolutions de paramètres :

Dans l'exemple présenté, le scénario 2 (10^{ème} du module) conduit pour certains radiers à des tirants d'eau moyens de 6 cm soit des valeurs très proches des exigences minimales des truites adultes en termes de déplacement. Le scénario 1 (10^{ème} du module) permet de conserver des lames d'eau >12 cm soit des valeurs compatibles avec le déplacement des truites adultes.

Un examen détaillé à l'échelle des faciès montre également que les pertes de surfaces mouillées et d'habitat du chabot sont très fortes aux deux scénarios sur les faciès radiers. La connectivité avec les habitats de berges a également été étudiée. Le débit minimum permettant de conserver un minimum de connectivité aux berges a été recherché.



En effet sur la photo n°5.1, au débit observé, les habitats de berges (herbiers, systèmes racinaires, sous-berges...) ne sont pas connectés à la lame d'eau. Cela signifie que pour certaines espèces utilisant fortement ces habitats (alevins et juvéniles de truites, écrevisse à pied blanc par exemple), l'habitat sera pénalisé pour ces valeurs de débits.

Photo n°5.1 : Exemple de situation d'étiage prononcée conduisant à une forte déconnexion des berges avec la lame d'eau (rivière Alène – Morvan (photo P. Baran)).

Dans le cas d'étude, les berges restent assez largement connectives à la lame d'eau pour des débits de l'ordre de 750 L/s. A 600 L/s, il ne reste que 25% des berges connectées et au 10^{ème} du module, seule 5% sont connectives.

Synthèse des niveaux de risques :

La synthèse des niveaux de risques repose sur les analyses de gains et de pertes au niveau :

- des surfaces mouillées et des paramètres hydrauliques
- des surfaces d'habitat des espèces cibles,
- des capacités de déplacement,
- de la connectivité aux berges
- du comportement de certains types de faciès.

Un tableau de synthèse des pertes induites par les différents scénarios envisagés par rapport à une situation d'étiage de référence choisie (ici QMNA₂) doit être construit (voir en exemple le tableau 5.3).

Tableau 5.3 : tableau comparatif de l'impact des scénarios de débits

Scénarios	Pertes par rapport aux surfaces observées QMNA ₂				Durées de faible surface d'habitat (en jours supplémentaires par rapport au QMNA ₂)		Franchissabilité des radiers
	Surface mouillée	Habitat chabot	Habitat truite adulte	Connectivité des berges	Chabot	Truite adulte	
Scénario 1 (Q= 600 L/s)	- 6%	- 29 %	- 15%	- 67%	+ 33 jours	+ 24 jours	OK
Scénario 2 (Q= 10 ^{ème} module)	- 15%	- 50%	- 28%	- 93%	+ 63 jours	+ 48 jours	Délicate

Le scénario 2 (10^{ème} du module) conduit à des pertes importantes sur tous les critères. Il présente donc de très forts risques pour l'habitat des espèces piscicoles du cours d'eau et pourrait conduire à une dégradation de son état écologique.

Le scénario 1 (600 L/s) induit également des pertes d'habitat favorable, mais plus faibles pour les deux espèces étudiées. Les risques de dégradation de l'état écologique existent toutefois et doivent être prises en compte pour rechercher certains ajustements éventuels du scénario, soit en termes de valeurs soit en termes de durée.

L'analyse des risques peut aboutir comme dans le cas présenté à des ajustements éventuels du scénario de débit.

GLOSSAIRE – SIGLES et ACRONYMES

GLOSSAIRE

Aquifère : corps (couche, massif) de roches perméables comportant une zone saturée - ensemble du milieu solide et de l'eau contenue -, suffisamment conducteur d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables. Castany G. et Margat J. (1977) - Dictionnaire français d'hydrogéologie. Orléans, BRGM éditions, 249 pages.

Bioindicateur : Un bioindicateur est un indicateur constitué par une espèce végétale, fongique ou animale ou par un groupe d'espèces dont la présence ou l'état renseigne sur certaines caractéristiques (physico-chimiques, microclimatiques, biologiques et fonctionnelles) de l'environnement ou sur l'incidence de certaines pratiques.

Débit : volume d'eau qui traverse une section transversale d'un cours d'eau par unité de temps. Les débits des cours d'eau sont exprimés en m³/s avec trois chiffres significatifs (ex : 1,92 m³/s, 19,2 m³/s, 192 m³/s), ou pour les petits cours d'eaux, en L/s. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit « écologique » : Les notions de débits "biologiques", "écologiques" ou "environnementaux" ("e-flows" en anglais) font l'objet de multiples définitions, souvent associées au contexte réglementaire considéré. La déclaration de « Brisbane » (<http://www.watercentre.org/news/declaration>) décrit les débits écologiques comme la "quantité, la saisonnalité et la qualité des débits nécessaires à la durabilité des écosystèmes d'eau douce et estuariens ainsi qu'aux besoins et au bien-être des hommes qui dépendent de ces écosystèmes". Cette définition large nous permettra de proposer une démarche de définition des régimes écologiques transposables à différents cadres réglementaires.

Débit instantané : valeur physique réellement mesurée : elle est acquise soit directement, soit indirectement en fonction d'une courbe de calage débit / hauteur lue ou enregistrée automatiquement sur une échelle limnimétrique.

Débit moyen journalier : il s'agit du rapport entre le volume écoulé, durant une journée complète (de 0 à 24h), et la durée correspondante. Ce volume est calculé à partir de la chronique des débits instantanés. Si le débit est exprimé en m³/s, le volume est calculé en m³ et la durée est de 86 400 s. [HYDRO : www.hydro.eaufrance.fr/aide.php]

Débit mensuel : débit moyen sur un mois. Il est obtenu le plus souvent en additionnant les débits moyens journaliers du mois et en divisant par le nombre de jours du mois. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit mensuel interannuel : moyenne arithmétique des débits mensuels d'un mois donné, calculée sur une période suffisamment longue pour être représentative. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débits mensuels de récurrence x années : débits fréquents issus du traitement statistique de séries de débits d'étiage mensuels. On parlera de débit mensuel de récurrence une année, débit mensuel de récurrence une année sur cinq, débit mensuel de récurrence une année sur dix... [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit annuel : débit moyen sur une année. Il est obtenu le plus souvent en additionnant les débits moyens journaliers de l'année et en divisant par le nombre de jours de l'année. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit annuel interannuel : moyenne des débits annuels sur une période d'observations suffisamment longue pour être représentative des débits mesurés ou reconstitués. Il est fréquemment dénommé module interannuel ou **module**. Il permet de caractériser l'écoulement d'une année « moyenne ». [HYDRO]

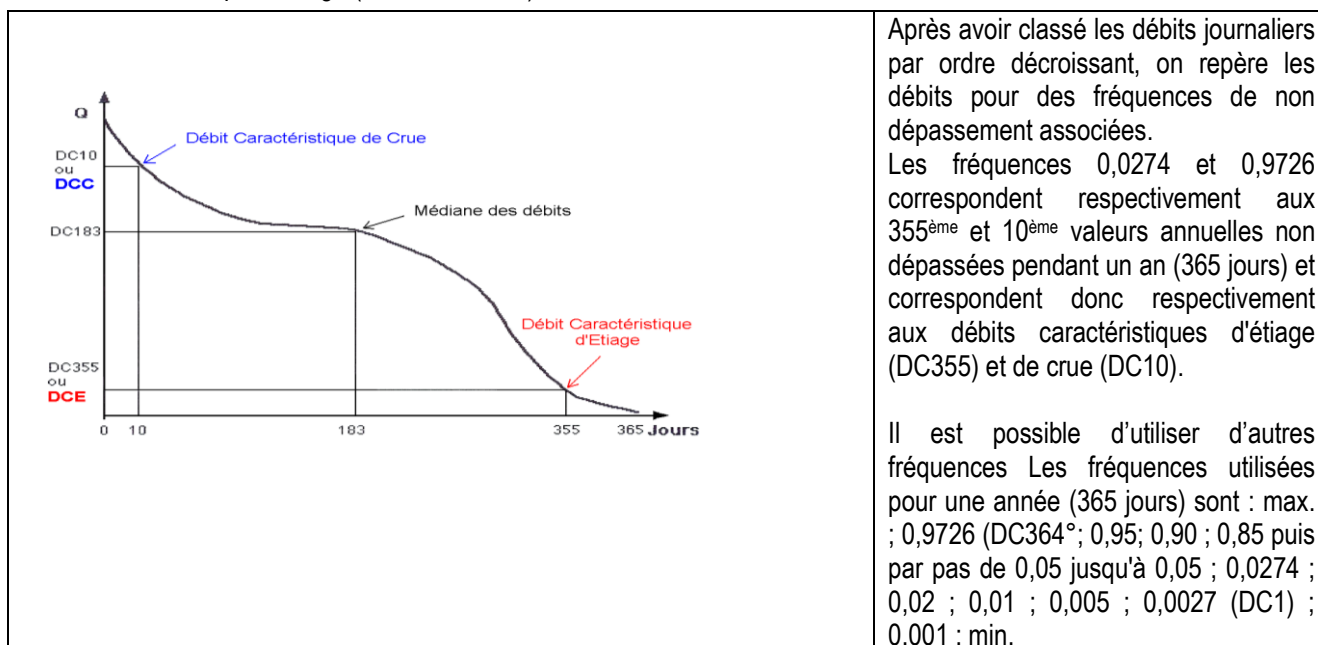
Débit naturel : débit d'un cours d'eau non perturbé par les interventions humaines [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit influencé : débit d'un cours d'eau perturbé du fait des interventions humaines mais tels que les écoulements conservent leurs caractéristiques générales. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit d'étiage de référence : débit de référence légal, souvent défini comme le débit mensuel d'étiage de récurrence 5 (ou de fréquence 1/5, c'est-à-dire se produisant en moyenne une année sur cinq), désigné par le sigle QMNA5. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débits caractéristiques d'étiage d'un cours d'eau : débit minimum d'un cours d'eau calculé sur un pas de temps donné en période de basses eaux. Ainsi pour une année donnée on parlera de :

- débit d'étiage journalier : débit le plus faible de l'année,
- débit d'étiage de n jours consécutifs (VCNn), en biologie aquatique on utilise fréquemment le VCN10
- débit d'étiage mensuel : moyenne mensuelle des débits journaliers la plus faible de l'année (QMNA) Le QMNA se détermine à partir des débits moyens mensuels calendaires à la différence de VCN30 (débit moyen minimal sur 30 jours consécutifs quelconques qui peuvent être à cheval sur 2 mois).
- débit seuil minimal non dépassé pendant n jours consécutifs pendant l'année (QCNn).
- débit caractéristique d'étiage (DC355 ou DCE)



Sur plusieurs années il est possible d'associer statistiquement les débits d'étiage à différentes fréquences de retour. On détermine ainsi, par exemple, la valeur de QMNA 5 ans, le VCN3 biennal ou 2 ans.

[EauFrance : www.eaufrance.fr – Lang Delus (2011)¹⁹]

Débits de crue : débit maximum d'un cours d'eau calculé sur un pas de temps donné en période de hautes eaux (période de crue). Ainsi pour une année donnée on parlera :

- débit maximal crue : plus fort débit instantané (QIX) ou le plus fort débit journalier (QJX).
- débit de crue sur n jours consécutifs (VCXn). Le VCN5 de la période du 1^{er} décembre au 15 mars est le débit maximal calculé sur 5 débits journaliers consécutifs pendant cette période.
- débit seuil maximal sur n jours consécutifs (QCXn). Le QCX5 de la période du 1^{er} décembre au 15 mars est le plus grand minimum de 5 débits journaliers consécutifs observé pendant cette période.

Sur plusieurs années, il est possible, à partir d'un échantillon le plus fourni possible de débits de crue annuels, de déterminer par une étude statistique la valeur du débit associé à différentes périodes théoriques de retour (2, 5, 10 et jusqu'à 50 ans). Un intervalle de confiance est calculé, qui dépend du nombre d'années disponibles, de leur homogénéité, de la méthode utilisée.

[EauFrance : www.eaufrance.fr – Lang Delus (2011)]

Débit réservé à l'aval d'un ouvrage situé dans le lit d'un cours d'eau : débit minimal éventuellement augmenté des prélèvements autorisés sur le tronçon influencé. Il est exprimé notamment dans les cahiers des charges et les règlements d'eau. Souvent utilisé à tort à la place de débit minimal. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

¹⁹ Claire Lang Delus, « Les étiages : définitions hydrologique, statistique et seuils réglementaires », *Cybergeographie* : European Journal of Geography [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 571, mis en ligne le 30 novembre 2011, consulté le 12 avril 2015. URL : <http://cybergeographie.revues.org/24827> ; DOI : 10.4000/cybergeographie.24827

Débit minimal : débit réglementaire traduit par une valeur réglementaire imposée par un règlement d'eau ou un arrêté d'autorisation en aval d'un ouvrage localisé de prise d'eau en application de l'article L.214-18 du Code de l'Environnement. Cet article vise explicitement les « ouvrages à construire dans le lit d'un cours d'eau » et les « dispositifs » à aménager pour maintenir un certain débit. [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Débit d'objectif d'étiage : débit moyen mensuel au dessus duquel il est considéré que, dans la zone d'influence du point nodal, l'ensemble des usages est possible en équilibre avec le bon fonctionnement du milieu aquatique. [SDAGE Loire Bretagne : <http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage/>]

Débit de crise : débit moyen journalier en dessous duquel seules les exigences de la santé, de la salubrité publique, de la sécurité civile et de l'alimentation en eau potable de la population et les besoins des milieux naturels peuvent être satisfaits [SDAGE Loire Bretagne : <http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage/>].

Débit seuil d'alerte : débit moyen journalier en dessous duquel une des activités utilisatrices d'eau ou une des fonctions du cours d'eau est compromise. Il sert donc de seuil de déclenchement des actions correctives. [SDAGE Loire Bretagne : <http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage/>]

Module d'un cours d'eau : Débit moyen annuel pluriannuel en un point d'un cours d'eau. Le module est évalué par la moyenne des débits moyens annuels sur une période d'observations suffisamment longue pour être représentative des débits mesurés ou reconstitués [EauFrance : www.eaufrance.fr]. Une méthode de détermination du module est proposée dans l'annexe 3 de la circulaire relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau - guide méthodologique en vue de l'estimation du module d'un cours d'eau. Sauquet et al. 2011. [Disponible sur : http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf]

Point nodal : Point clé pour la gestion des eaux défini en général à l'aval des unités de références hydrographiques pour les Schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) et/ou à l'intérieur de ces unités dont les contours peuvent être déterminés par les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE). A ces points peuvent être définies en fonction des objectifs généraux retenus pour l'unité, des valeurs repères de débit et de qualité. Leur localisation s'appuie sur des critères de cohérence hydrographique, écosystémique, hydrogéologique et socio-économique [EauFrance : www.eaufrance.fr]

Processus biogéochimique : processus de transport et de transformation cyclique d'un élément ou composé chimique entre les grands réservoirs que sont la géosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère, dans lesquels se trouve la biosphère

Les méthodes des microhabitats

Il s'agit d'une famille de méthodes qui analysent la relation dynamique entre le débit et les variations des paramètres de l'habitat physique (Hauteur, Vitesse, Granulométrie : HVG dans la suite du document) des cours d'eau. Le principe de ces méthodes est de coupler la description physique d'un cours d'eau (mesures par points représentatifs des paramètres hauteur d'eau, vitesse de l'écoulement et qualité du substrat) avec des modèles biologiques de préférences de différentes espèces ou stade de développement d'espèces aquatiques. Au final, on aboutit à des surfaces d'habitat favorable à telle ou telle espèce (Surface Pondérée Utile en m² ou Valeur d'Habitat en %), surfaces qui évoluent en fonction du débit.

Ces méthodes constituent des supports d'aide à la décision pour le choix d'un débit ou d'un régime réservé, bien que l'information qu'elles produisent ne constitue qu'une partie de l'ensemble des éléments à acquérir pour établir une véritable analyse de situation d'un cours d'eau.

Le taux d'étagement est un indicateur de la fragmentation et de l'artificialisation des cours d'eau. Il permet d'apprécier globalement les effets cumulés des obstacles à la fois sur la continuité écologique et sur l'hydromorphologie. Il s'agit du rapport de la somme des hauteurs des obstacles divisé par la dénivellation naturelle du cours d'eau

SIGLES et ACRONYMES

AEP : Approvisionnement en Eau Potable

ARPEGE : Action de Recherche Petite Echelle Grande Echelle

BGM : Bretagne Grands Migrateurs

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BD : Base de Données

BV : Bassin Versant

CERFACS : Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique

CLE : Commission Locale de l'Eau

CMIP : Coupled Model Intercomparison Project

CNRM : Centre National de Recherches Météorologiques

CV : Coefficient de Variation

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCE : Directive cadre sur l'eau

DC : Débit de Crise

DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer

DMB : Débit Minimum Biologique

DOE : Débit Objectif d'Etiage

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DRIAS : Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement

DSA : Débit Seuil Alerte

ENSEMBLES : Production d'ensembles de simulations de l'échelle mensuelle à séculaire

ESTIMHAB : estimation de l'habitat

ETP : EvapoTranspiration Potentielle

EVHA : Evaluation de l'habitat

FDAAPPMA : Fédération Départementale des Associations Agrées pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques

GIEC : Groupe d'Expert Intergouvernemental sur l'évolution du Climat

HVG : hauteur, vitesse, granulométrie

IA -SAT: Indice d'Abondance de juvéniles de Saumon ATLantique

IFIM : Instream Flow Incremental Methodology

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

Inra : Institut National de Recherche Agronomique

IPR : Indice Poisson Rivière

IPSL : Institut Pierre Simon Laplace

Irstea : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

LAMMI : Logiciel d'Application de la Méthode des Microhabitats

MES : Matières En Suspension

MISE : Mission Interservices de l'Eau

MNT : Modèle Numérique de Terrain

Onema : Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques

PHABSIM : physical habitat simulation

QMNA : débit d'étiage mensuel

RCS : Réseau de Contrôle et de Suivi

RHP : Réseau Hydrobiologique et Piscicole

RNABE : Risque de Non Atteinte du Bon Etat

ROE : Référentiel des Obstacles à l'Ecoulement

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SIG : Système d'Information Géographique

SIGES : Système d'Information pour la Gestion des Eaux Souterraines

SPU : Surface Pondérée Utile

STEP : STation d'EPuration

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VCNn : Débit minimal de n jours consécutif .On parle de VCN30 pour la moyenne des 30 jours consécutifs les plus faibles de l'année.

ZNIEFF : zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie – Partie 1

- Baran P., 2008. Le débit élément clé de la vie des cours d'eau : bilan des altérations et des possibilités de restauration, *La Houille Blanche*, 6, 26-33 - DOI: 10.1051/lhb:2008068
- Barthélémy C., Souchon Y., 2009. La restauration écologique du fleuve Rhône sous le double regard du sociologue et de l'écologue. *Natures Sciences Sociétés*, 17, 113-121
- Lamoureux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. Soumis. Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée,
- Lang Delus C. 2011. Les étiages : définitions hydrologique, statistique et seuils réglementaires, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 571, mis en ligne le 30 novembre 2011, consulté le 12 avril 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/24827> ; DOI : 10.4000/cybergeo.24827
- Malavoi J.R., 2007. Impacts de la chenalisation des rivières et principes de restauration *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, vol. 93, n° 2.
- Poissons. Journées nationales d'études petits barrages AFEID-GIGB, Bordeaux, 2-3 février 1993, In Degoutte G. 1994, Petits barrages, recommandations pour la conception, la réalisation et le suivi, Cemagref Editions, 379-390.
- Souchon Y., 2007. La restauration hydraulique et biologique des cours d'eau : pourquoi s'impose-t-elle et comment la mettre en œuvre ? *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, vol. 93, n° 2, 54 - 61.
- Souchon Y., Andriamahefa H., Breil P., Albert M.B., Capra H., Lamoureux N., 2002. Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau. *Natures Sciences Sociétés*, 10, Suppl.1, 26-41.
- Souchon Y., Valentin S., Capra H., 1998. Peut-on rendre plus objective la détermination des débits réservés par une approche scientifique ?, *La Houille Blanche*, 8, 41-45
- Stroffek S., 2007. Réalité opérationnelle de la restauration des cours d'eau en France *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, vol. 93, n° 2.
- Valentin, S., Souchon, Y., Wasson, J. G., 1994. Evaluation of hydropowering effects on fish community and habitat. *Rehabilitation of freshwater fisheries. Fishing News Books, Oxford*, 138-151.
- Valentin S., Capra H., Ginot V., Souchon Y., 1998. De l'eau pour les poissons ! Aide à la détermination des débits réservés, *Revue du Conseil Supérieur de la Pêche, Eaux libres*, 25, 46 - 47
- Valentin S., Souchon Y., 1997. Conséquence du débit réservé sur la vie piscicole. *In: Comité Français des Grands Barrages, Degoutte, G. (Ed.)*, 150-158

Bibliographie réglementaire

Directive européenne sur les eaux de surface de décembre 2000

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:FR:PDF>

Loi relative à la pêche en eau douce de 1984

<http://legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000692732>

Loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006

http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=59914992F94A985886A0495B7FC31708.tpdjo08v_1?cidTexte=JORFTEXT000000649171&dateTexte=20110929

Article L.214-18 du Code de l'Environnement (Créé par Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 - art. 6 JORF 31 décembre 2006)

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000006833152&dateTexte=&categorieLien=cid>

Article L. 432-5 du Code de l'environnement

http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do;jsessionid=B3D24C013D8D12B215AA979CD1E98C9A.tpdjo02v_2?idArticle=LEGIARTI000006834116&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20061230

Circulaire DGALN/DEB/SDEN/EN4 du 21 octobre 2009 relative à la mise en œuvre du relèvement au 1er janvier 2014 des débits réservés des ouvrages existants

http://www2.equipement.gouv.fr/bulletinofficiel/fiches/Bo200921/met_20090021_0100_0020.pdf

Circulaire du 3 août 2010 relative à la résorption des déséquilibres quantitatifs en matière de prélèvements d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation dans les bassins où l'écart entre le volume prélevé en année quinquennale sèche et le volume prélevable est supérieur à un seuil de l'ordre de 30 %

http://www.bulletinofficiel.developpement-durable.gouv.fr/fiches/BO201017/met_20100017_0100_0025.pdf

Circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L.214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau

En sus de la circulaire, 5 annexes :

1 : modalités de mise en œuvre

2 : méthode d'aide à la détermination des valeurs de débit minimum biologique

3 : guide méthodologique en vue de l'estimation du module

4 : note méthodologique de caractérisation d'un cours d'eau atypique au sens du 1° article R,214-111 CE

5 : éléments constitutifs du suivi écologique du débit minimal

http://www.circulaires.gouv.fr/pdf/2011/07/cir_33531.pdf

SDAGE Loire Bretagne 2010 - 2015 - Orientation 7 Maîtriser les prélèvements d'eau - Disposition 7A Assurer l'équilibre entre la ressource et les besoins

http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage_et_sage/sdage_2010_2015#sdage

Bibliographie – Partie 3 – Volet 1 « HYDROLOGIE »

- Andermann, C. Longuevergne, L., Bonnet, S., Crave, A., Davy, P., Gloaguen, R., 2012. Impact of transient groundwater storage on the discharge of Himalayan rivers, *Nature Geosciences*, doi: 10.1038/NGEO1356
- Carn-Dheilly, A, Arn-Dheilly A., 2008. Caractérisation hydrogéologique et chimique du Bassin Versant des Echelles (35). Rapport final BRGM/RP-56289-FR. 42 p., 27 ill.
- Gascuel-Oudou, C., Mérot, P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. *Journal of Hydrology*, n°89, 93-107.
- CSEB, 2005. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau – Fiches techniques & scientifiques : http://www.cseb-bretagne.fr/index.php?option=com_remository&Itemid=28&func=fileinfo&id=36
- Datry, T., Snelder, T., Sauquet, E., Pella, H., Catalogne, C., Lamouroux, N., & NIWA, N. Z., 2012. Hydrologie des étiages : typologie des cours d'eau temporaires et cartographie nationale. Rapport final. Convention Onema Cemagref 2011. pp. 44
- Egis Eau, 2013. Bilan besoin – ressources – sécurité en eau – Syndicat Mixte Ellé-Isole-Laïta (SMEIL). 26 p.
- Giuntoli, I., Renard, B. 2009. Identification des impacts hydrologiques du changement climatique : vers un réseau de référence pour la surveillance des étiages. Rapport 2009. Convention Onema-Cemagref 2009 pp. 86
- INERIS, AE, BRGM, CEMAGREF, DEB, DGPR, INRA, LDPH, OIEau, ONEMA, Pôles Onema/Cemagref, SoeS (2011) Guide « pressions-impacts » pour la mise à jour des états des lieux DCE – Partie II : dispositifs et caractérisation des pressions et impacts sur les eaux de surface. Version 1. p. 86
- Lucassou, F., Mougin, B. avec la collaboration de Stollsteiner, P., 2015. Essai d'élaboration d'indicateurs piézométriques pour la gestion quantitative AEP dans le département des Côtes d'Armor. Rapport final. BRGM/RP-64123-FR, 156 p., 74 ill., 6 ann.
- Mougin, B., Allier, D., Blanchin, R., Carn, A., Courtois, N., Gateau, C., Putot, E., 2008. SILURES Bretagne - Rapport final -Année 5 - BRGM/RP-56457-FR - 129 p., 37 ill., 7 ann. dont 2 planches.
- Wittenberg, H., 1999. Baseflow recession and recharge as nonlinear storage processes, *Hydrological Processes*, [Volume 13, Issue 5](#), pages 715–726, 15 April 1999
- Wyns, R., 1998. Ressources en eau de la Margeride ouest - PRD 324 - Modélisation de la géométrie (altitude, épaisseur) des arènes granitiques du bassin-versant lozérien de la Truyère (Lozère, Massif Central). Rapport BRGM R 40191, 18 p., 9 fig., 4 pl. hors-texte.
- Wyns, R., Baltassat, J.M., Lachassagne, P., Legchenko, A., Vairon, J., Mathieu, F., 2004. Application of proton magnetic resonance soundings for groundwater reserve mapping in weathered basement rocks (Brittany, France) - *Bull. Soc. Géol. Fr.*, t. 175, n°1, pp. 21-34

Bibliographie – Partie 3 – Volet 2 « BIOLOGIE PISCICOLE »

- Alabaster, J.S., D.G. Shurben et G. Knowles 1979 The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolt of salmon, *Salmo salar* L., *J. Fish Biol.* 15, 705-712.
- Bacon P.J., Gurney W.S.C., Jones W., McLaren I.S., Youngson A.F., 2005. Seasonal growth patterns of wild juvenile fish: partitioning variation among explanatory variables, based on individual growth trajectories of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Journal of Animal Ecology*, 74 (1), 1-11.
- Baglinière J.L., Porcher J.P., 1994. Les stocks de reproducteurs et le comportement lors de la reproduction génésique in Gueguen C. et Prouzet P. (Coord), *Le Saumon atlantique*, IFREMER (Ed.), Brest, France, 101-122.
- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P., Voegtli B., 2014. Informations sur la Continuité Ecologique – ICE, Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons - Principes et méthodes, Collection « *Comprendre pour agir* », Onema, 200 p.
- Beall E., Marty C., 1983. La reproduction du Saumon atlantique (*Salmo salar* L.), en milieu semi-naturel contrôlé. *Bull. Fr. Piscic.*, 289, 77-93.
- Belliard J. et N. Roset, 2006. L'indice poissons rivière (IPR). Notice de présentation et d'utilisation. Plaquette. Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) DG, CSP DR5., 20 p.
- Beschta R. L., Bilby R. E., Brown G. W., Holtby L. B., Hofstra T. D., 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions' in Salo, E. F., and Cundy, T. (Eds), *Stream-side Management: An Interdisciplinary Symposium on Forestry and Fisheries Interactions*. College of Fisheries and College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, 191 -232.
- Blanc L., 2000, Données spatio-temporelles en écologie et analyses multi-tableaux : Examen d'une relation. *Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard- Lyon 1*, Lyon (France), 266 p.
- Bouaïcha N. 2001. Impact sanitaire des toxines de cyanobactéries en milieu d'eau douce. *Revue Française des Laboratoires*, 336, 39-46.
- Briand J., Jacquet S., Bernard C. and Humbert J., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research*, 34 (4), 361-377.
- COGEPOMI, 2012. Plan de gestion des poissons migrateurs Bretagne 2013-2017. DREAL, Onema, et Bretagne Grands Migrateurs (Rennes), 162 p.+ annexes
- <http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/plan-de-gestion-des-poissons-a1839.html>
- http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Chap-4_cle1e6e94-1.pdf
- COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon de l'Atlantique (Population du lac Ontario) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 29 p. (www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).
- Crisp D.T., 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. *Freshwater Biology*, 19, 41-48.
- Crisp D.T., 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia*, 323, 201-221.
- Crisp D.T., 2000. Trout and Salmon : Ecology, Conservation and Rehabilitation. Blackwell Science (Ed), Cambridge, England, 212 p.
- Croze O., 2008, Impact des seuils et barrages sur la migration anadrome du Saumon atlantique (*Salmo salar* L.) : caractérisation et modélisation des processus de franchissement. Doctorat de l'Univ de Toulouse - spécialité Fonctionnement des écosystèmes et des agrosystèmes, Toulouse (France), 316 p.
- Dill R., Fay C., Gallagher M., Kircheis D., Mierzykowski S., Whiting M., Haines T. Water quality issues as potential limiting factors affecting juvenile Atlantic salmon life stage in Maine rivers. Report to Maine Atlantic Salmon Technical Advisory Committee by the Ad Hoc Committee on Water Quality. Atlantic Salmon Commission. Bangor, ME. 28 p.

DREAL Centre, ONEMA, MEEDDM, Agence de l'eau Loire Bretagne, 2011. Fiche d'aide à la lecture du SDAGE LOIRE-BRETAGNE- Application dans les SAGE des dispositions 1 B-1 1-B2 et de l'orientation fondamentale 9B concernant le Taux d'Étagement des cours d'eau, Secrétariat technique du bassin Loire-Bretagne (ed), Fiche n°6, 22 p.

http://www.centre.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/SDAGE_Fiche_lect_6_Tx_etag.pdf

Dumas J., Olaizola M. & Barriere L., 2007. Survie embryonnaire du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans un cours d'eau du sud de son aire de répartition, la Nivelle. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 384 (1), 39-60

Elliott J.M., 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology*, 25, 61-70.

Elliott, J. M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford: Oxford University Press. 286 p.

Elliott J.M., 2009. Validation and implications of a growth model for brown trout, *Salmo trutta*, using long-term data from a small stream in north-west England, *Freshwater Biology*, 54, 2263–2275 doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02258.x

Elliott J.M., Hurley M.A., 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic Salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology*, 11, 592–603.

Elliott J.M., Hurley M.A., 1998. An individual-based model for predicting the emergence period of sea trout fry in a lake district stream. *Journal of Fish Biology*, 53, 414-433.

Elliott J.M., Elliott J.A., 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77 (8), 793-817

Flodmark L.E.W., Vollestad L.A., Forseth T., 2004. Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology*, 65, 460-470.

Forseth T., Larsson S., Jensen A. J., Jonsson B., Näslund I. et Berglund I. 2009. Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *Journal of Fish Biology*, 74, 133–149.

Germis G., 2013. Description du protocole de pêche selon la méthode des indices d'abondance de juvéniles de saumon appliquée sur les cours d'eau bretons. Bretagne Grands Migrateurs. 8 p.

Disponible sur : www.observatoire-poissons-migrateurs-bretagne.fr/images/pdf/Saumon/protocole_ia%20sat.pdf

Gurney W.S.C., Bacon P.J., Youngson A.F., 2008. Process-based modeling of decadal trends in growth, survival and smolting of wild salmon (*Salmo salar*) parr in a Scottish upland stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 2606-2622.

Kendy E., Apse C., Blann K. with selected case studies by Smith M.P. and Richardson A., 2012. A practical Guide to environmental flows for policy and planning – with nine case studies in the united states, The nature conservancy , Conservation Gateway (ed), 72 p. Disponible sur :

<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Documents/Practical%20Guide%20Eflows%20for%20Policy-low%20res.pdf>

(consulté le 01/4/2015)

Kroupova H. Machova J., Svobodova Z., 2005, Nitrite influence on fish: a review, *Vet. Med. – Czech*, 50 (11), 461–471

Lang Delus C., 2011. Les étiages : définitions hydrologique, statistique et seuils réglementaires, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 571, mis en ligne le 30 novembre 2011, consulté le 12 avril 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/24827> ; DOI : 10.4000/cybergeo.24827

Léonard A., Zegel P., 2010, Référentiel des obstacles à l'écoulement Version 1- descriptif du contenu, ONEMA, 30 p

Lewis W.M. Jr, Morris D.P., 1986. Toxicity of nitrite to fish : A review, *Transactions of American Fisheries Society*, 115 (Issue 2), 183-195 DOI:10.1577/1548-8659

Maisse G., Baglinière J.L., 1991; Biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans les rivières françaises in Baglinière J.L., Maisse G. (eds), "*La truite - biologie et écologie*", INRA Editions, Paris, 25-45

Malcolm I.A., Youngson A.F., Soulsby C., 2003. Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: effects of groundwater-surface water interactions. *River Research and Applications*, 19, 303-316.

Mano V., J. Némery, P. Belleudy, 2007. Un an de mesure des flux de Matières En Suspension (MES) et de Carbone sur une rivière alpine : l'Isère. SHF : « Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains », Lyon, 28-29 novembre 2007.

- Massa F., Baglinière J.L., Prunet P., Grimaldi C., 2000. Survie embryon-larvaire de la truite (*Salmo trutta*) et conditions chimiques dans la frayère. *Cybium*, 24 (3) suppl., 129-140.
- MEDDE, 2013. L'eau potable en France – dossier de la rubrique Eau et Biodiversité – Eaux et milieux aquatiques – La ressource en eau- dossier du 20 mars 2013
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-qualite-de-l-eau-potable-et.html>
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Belliard J., Berrebis Dit Thomas R., Porcher J.P., 2002. Adaptation et validation d'un indice poisson (FBI) pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau français, *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 365/366, 405-433.
- Ojanguren A.F., Reyes-Gavilan F.G., Brana F., 2001. Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *Journal of Thermal Biology*, 26, 165–170.
- Ombredane D., Rougeron N., Richard A., Baglinière J.L., 2012. Recolonisation de deux fleuves Bas normands, la Sienne et la Vire, par les migrateurs amphihalins. Rapport de fin de contrat Agence de l'eau Seine-Normandie - Région Basse Normandie, INRA (Rennes), 196 p. + annexes
- Prévost E., Baglinière J.L., 1995. Présentation et premiers éléments de mise au point d'une méthode simple d'évaluation du recrutement en juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année en eau courante. In Gascuel D., Durand J.L., Fonteneau A. (eds). Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources halieutiques. Actes du colloque, Rennes du 29 juin au 1er juillet 1993, Orstom Editions, Paris : 39-48.
- Prévost E., Nihouarn A., 1999. Relation entre indicateur d'abondance de type CPUE et estimation de densité par enlèvements successifs pour les juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) de l'année. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 352, 19-29.
- Quillet E., A. Fauré, B. Chevassus, F. Krieg, Y. Harache, J. Arzel, R. Métailler et G. Boeuf, 1992. The potential of brown trout (*Salmo trutta* L.) for mariculture in temperate waters, *Buvisindi Icel. Agr. Sci.*, 6, 63–76.
- Richter A., Kolmes S.A., 2005. Maximum temperature limits for Chinook, coho and chum salmon, and steelhead trout in the Pacific Northwest. *Reviews in Fisheries Science*, 13, 23-49.
- Rodier J., Legube B., Merlet N. et coll., 2009. L'analyse de l'eau. 9e édition Dunod (Ed), Paris, 1526 p.
- Référentiel des Obstacles à l'Ecoulement sur les cours d'eau (ROE), 2012. Données et guide d'utilisation disponibles sur : http://www.eaufrance.fr/squelettes/avertissement_ROE.html
- Roussel J.M., 2007. Carry-over effect in brown trout (*Salmo trutta*): hypoxia on embryos impairs predation avoidance by juveniles in experimental channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64, 786-792.
- Stanley J.G., Trial J.G., 1995. Habitat Suitability Index models: nonmigratory freshwater life stages of atlantic Salmon. Biological Science Report 3, Washington, D.C: U.S. Dept. of the Interior, National Biological
- Tissot L., Souchon Y., 2010. Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen, *Hydroécol. Appl.*, 17, 17–76
- UE, 2006. DIRECTIVE 2006/44/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 6 septembre 2006 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons (version codifiée). *Journal officiel de l'Union européenne*, L264, 20-31.
 Disponible sur : http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fr/oj/2006/l_264/l_26420060925fr00200031.pdf
- UICN France, MNHN, SFI, ONEMA, 2010. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine, Paris (France), 11 p.
 Disponible sur : http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Liste_rouge_France_Poissons_d_eau_douce_de_metropole.pdf
- Webb J.H., McLay H.A., 1996. Variation in the time of spawning of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and its relationship to temperature in the Aberdeenshire Dee, Scotland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 2739-2744

Bibliographie – Partie 3 – Volet 3 « GEOMORPHOLOGIE DES COURS D'EAU »

FDAAPPMA du Finistère, 2002. Description des habitats piscicoles et estimation du potentiel de production en juvéniles de Saumon atlantique sur l'Ellé finistérien. Quimper (Finistère, France), 24 p.

FDAAPPMA du Morbihan, 2001. Description des habitats piscicoles et estimation du potentiel de production en juvéniles de Saumon atlantique sur l'Ellé morbihannais, Saint Avé (Morbihan, France). 27 p.

Malavoi J.R., Souchon Y., 2002, Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques, Note Technique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365/366, 357-372.

Ombredane D., Haury J., Chapon P.M., 1995. Heterogeneity and typology of fish habitat in the main stream of a breton coastal river (Elorn - Finistère, France). *Hydrobiologia*, 300/301, 259-268

Ombredane D., Rougeron N., Richard A., Baglinière J.L., 2012. Recolonisation de deux fleuves Bas normands, la Sienne et la Vire, par les migrateurs amphihalins. Rapport de fin de contrat Agence de l'eau Seine-Normandie - Région Basse Normandie, INRA (Rennes), 196 p. + annexes

Onema, 2010b. La restauration des cours d'eau - Recueil d'expériences sur l'hydromorphologie – Pourquoi restaurer - L'altération de l'hydromorphologie d'un cours d'eau à l'origine de dysfonctionnements, 25 p. Disponible sur http://www.onema.fr/IMG/Hydromorphologie/l_Pourquoi_restaurer.pdf

Schumm S.A., 1977. The fluvial system. Blackburn Press (Ed), 338 p

Bibliographie – Partie 3 – Volet 2 « METHODES MICRO-HABITATS »

- Baran P., 2011. Les méthodes d'aide à la détermination de valeurs de débit minimum.
- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. et Voegtli B., 2014. Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema. 200 pages
- Bovee K.D. 1982. A guide to instream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Paper No. 12 (FWS/OBS 82/26). Western Energy and Land Use Team, US Fish and Wildlife Service, Fort Collins.
- Belaud A., 1995, Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune, LIA - ENSAT, 8 pages
- Delacoste M., Baran P., Lascaux J.M., Segura G., Belaud A., 1995. Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune, LIA - ENSAT, Toulouse, 8 p.
- Ginot V., 1995, EVHA : Un logiciel d'évaluation de l'habitat du poisson sous Windows. Bulletin français de Pêche et Pisciculture, 337-338-339, 303-308
- Ginot V., Souchon Y., Capra H., Breil P., Valentin S., 1998. EVHA version 2.0 Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière, Guide méthodologique Cemagref, Lyon, 109 p.
- Huet M., 1949, Aperçu des relations de la pente et des populations piscicoles des eaux courantes ». Schweiz. Z; Hydrol., II (3-4), 332-351
- Lamoureux N., 2008. Estimhab - Estimation de l'impact sur l'habitat aquatique de la gestion hydraulique des cours d'eau, guide Cemagref Lyon suite au séminaire d'échange de novembre 2007 de Létra en Beaujolais, Lyon, 20 p.
- Lamoureux N., Capra H. 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. Freshwater Biology, 47, 1543-1556.
- Lamoureux N., Souchon Y. 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. Freshwater Biology, 47, 1531-1542.
- Limérinos J.T., 1970. Determination of the Manning coefficient from measured bed roughness in natural channels. U.S. Geol. Survey Water Supply paper. 1898 B, 47 pages
- Malavoi J.R., AREA, 2000 : Typologie et sectorisation des cours d'eau du bassin Loire-Bretagne. Rapport Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- Pouilly M., Valentin S., Capra H., Ginot V., Souchon Y., 1995. Méthode des microhabitats : principes et protocole d'application, note technique Cemagref, Lyon, 13 p.
- Poff, N. L., & Allan, J. D. (1995). Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. Ecology, 76(2), 606-627.
- Rapport ONEMA/Pôle d'Ecohydraulique. Annexes de la circulaire 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L214-18 du code de l'environnement.
- Roussel J.M., Bardonnnet A., 2002, Habitat de la truite commune pendant la période juvénile en ruisseau : préférences, mouvements, variations journalières et saisonnières, *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 365/366 : 435-454
- Sabaton C., 2003. Méthode des microhabitats dans les cours d'eau - Approche IFIM et approche ESTIMHAB, Rapporte EDF R&D département Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, Chatou (France), 18 p.
- Sabaton C., Valentin S., Souchon Y. 1995. La méthode des microhabitats. Protocoles d'application. EDF Direction des Etudes et Recherches et Cemagref, BEA/LHQ. p. 32.
- Souchon Y., Lamoureux N., Capra H., Chandèsris A., 2003. La méthodologie Estimhab dans le paysage des méthodes de microhabitat, note Cemagref de Juillet 2003, Lyon, 9 p.
- Tissot L., Sabaton C., Gouraud V., 2011, Logiciel d'Application de la Méthode des Microhabitats Lammi - Guide méthodologique, 42 p

ANNEXES

Annexes du volet 2 :**Annexe 2.1 : Tableau présentant la liste des principales espèces françaises avec leurs principaux traits biologiques (D'après Oberdorf et al., 2002)**

Famille Espèces (code)	Origine 1	Guildes trophiques 2	Guildes de reproduction 3	Habitat d'alimentation 4	Coef sensibilité (qualité d'eau) 5	Degré rhéophile 6	Coef flexibilité d'habitat 7
Pétromyzontidés							
Lamproie de Planer (LPP)	N	PLA	LITHO	B	-	-	-
Salmonidés							
Truite fario (TRF) ou Truite de Mer (TRM)	N	INV	LITHO	P	5,5	R	0,03
Saumon atlantique (SAT)	N	INV	LITHO	P	I	R	-
Thymallidés							
Ombre commun (OBR)	N	INV	LITHO	P	3	R	0,03
Esocidés							
Brochet (BRO)	N	PIS	PHYTO	P	5,5	-	0,03
Cyprinidés							
Gardon (GAR)	N	OMN	PHYLI	P	8	-	0,46
Chevesne (CHE)	N	OMN	LITHO	P	7	-	0,55
Vandoise (VAN)	N	OMN	LITHO	P	4,5	R	0,11
Blageon (BLN)	N	OMN	PHYLI	P	4	R	0,06
Barbeau (BAF)	N	OMN	LITHO	B	5	R	0,06
Barbeau méridional (BAM)	N	OMN	LITHO	B	I	R	-
Spirin (SPI)	N	INV	LITHO	P	5	R	0,06
Ablette (ABL)	N	OMN	PHYLI	P	7,5	-	0,42
Brème commune (BRE)	N	OMN	PHYLI	B	7	-	0,39
Brème bordelière (BRB)	N	OMN	PHYTO	B	-	L	0,28
Carassin(CAR)	N	OMN	PHYTO	B	T	L	-

1 : D'après Persat et Keith (1997) : N = espèces natives, E = espèces exotiques

2 : D'après Michel et Oberdorff (1995); Pont et al. (1995) : INV = invertivores, OMN = omnivores, HER = herbivores, PAR = parasites, PIS = piscivores

3 : D'après Balon (1975) : LITHO = lithophiles, PHYTO = phytophiles, PHYLI = Phyto-lithophiles, OSTRA = ostracophiles, ARIAD = ariadnophiles

4 : D'après Grandmottet (1983) ; Oberdorff et Hugues (1992) ; Berrebi et al. (1998)

5 : D'après Verneaux (1981) ; Phlippart et Wrangen (1983) : Valeurs faibles = tolérance faible, I = espèces intolérantes, T = espèces tolérantes

6 : D'après Pouilly (1994) ; Schiemer et Waidbecher (1992) : R = espèces rhéophiles, L = espèces limnophiles, - : absence d'information

7 : D'après Grandmottet (1983) : valeurs faibles = faible flexibilité d'habitat, valeurs fortes = forte flexibilité d'habitat, - : absence d'information.

Famille Espèces (code)	Origine 1	Guiltes trophiques 2	Guiltes de reproduction 3	Habitat d'alimentation 4	Coef sensibilité (qualité d'eau) 5	Degré rhéophile 6	Coef flexibilité d'habitat 7
Cyprin doré (CAA)	E	OMN	PHYTO	B	T	L	-
Carpe(CCO)	E	OMN	PHYTO	B	6	L	0,11
Hotu (HOT)	N	HER	LITHO	B	6	R	0,04
Toxostome (TOX)	N	OMN	LITHO	B	6	R	0,04
Goujon (GOU)	N	INV	LITHO	B	5,5	-	0,12
Vairon (VAI)	N	OMN	LITHO	P	4,5	-	0,08
Rotengle (ROT)	N	OMN	PHYTO	P	6	L	0,08
Bouvière (BOU)	N	HER	OSTRA	P	5,5	L	0,07
Tanche (TAN)	N	OMN	PHYTO	B	6,5	L	0,12
Cobidés							
Loche franche (LOF)	N	INV	LITHO	B	7	R	0,30
Ictaluridés							
Poisson-chat (PCH)	E	INV	LITHO	B	6,5	L	0,03
Anguillidés							
Anguille (ANG)	N	INV	-	B	T	-	-
Gadidés							
Lote (LOT)	N	PIS	LITHO	B	4	R	0,13
Gasterosteidés							
Epinoche (EPI)	N	OMN	ARIAD	P	T	L	-
Epinochette (EPT)	N	OMN	ARIAD	P	-	L	-
Percidés							
Perche commune (PER)	N	PIS	PHYLI	P	5	-	0,14
Sandre (SAN)	E	PIS	PHYTO	P	7	-	0,27
Grémille (GRE)	N	INV	PHYLI	B	7	-	0,27
Centrarchidés							
Perche soleil PES)	E	INV	LITHO	P	5,5	L	0,22
Cottidés							
Chabot commun (CHA)	N	INV	LITHO	B	3	R	0,07

1 : D'après Persat et Keith (1997) : N = espèces natives, E = espèces exotiques

2 : D'après Michel et Oberdorff (1995); Pont et al. (1995) : INV = invertivores, OMN = omnivores, HER = herbivores, PAR = parasites, PIS = piscivores

3 : D'après Balon (1975) : LITHO = lithophiles, PHYTO = phytophiles, PHYLI = Phyto-lithophiles, OSTRA = ostracophiles, ARIAD = ariadnophiles

4 : D'après Grandmottet (1983) ; Oberdorff et Hugues (1992) ; Berrebi et al. (1998)

5 : D'après Verneaux (1981) ; Phlippart et Wrangen (1983) : Valeurs faibles = tolérance faible, I = espèces intolérantes, T = espèces tolérantes

6 : D'après Pouilly (1994) ; Schiemer et Waidbecher (1992) : R = espèces rhéophiles, L = espèces limnophiles, - : absence d'information

7 : D'après Grandmottet (1983) : valeurs faibles = faible flexibilité d'habitat, valeurs fortes = forte flexibilité d'habitat, - : absence d'information.

Annexe 2.2 : Influence de la température sur les différents stades de développement du saumon (*Salmo salar*) et de la truite (*S. trutta*)

Les conditions de migration

Lors de la migration, la température agit plus comme un inhibiteur que comme un stimulant chez le saumon atlantique (Baglinière et Porcher, 1994). En effet, il a été démontré que toute activité migratoire en eau douce cesse au dessus de 22°C (Alabaster et al., 1991 in Crisp, 2000) voire 20°C (Thioulouse, 1972 in Baglinière et Porcher, 1994). Cependant, des températures optimales ont été observées entre 5,5°C (Menziès et Smart, 1966 in Baglinière et Porcher, 1994) et 11°C pour sauter des obstacles (Mills et Graesser, 1981 in Baglinière et Porcher, 1994).

Des critères de températures similaires peuvent vraisemblablement être appliqués à la truite (*S. trutta*) mais avec des limites plus faibles de 2-3 °C comparativement à celles du Saumon (Crisp, 2000).

Les conditions de reproduction et de survie sous gravier

→ Saumon (*S. salar*) :

Une température supérieure ou égale à 12°C bloque le frai des saumons (Beall et Marty, 1983). La température optimale pour la fécondation et l'incubation des œufs est d'environ 6°C (MacCrimmon et Gots, 1979 in COSEPAC, 2006).

Les températures létales inférieure et supérieure des œufs enfouis dans le gravier sont respectivement de < 0°C et de > 12°C (Crisp, 2000). Pour cette température létale supérieure Elliott et Elliott (2010) donne 16°C. Mais, des survies à l'éclosion supérieures à 50% sont observées dans la gamme [0°C - < 12°C] (Gunnes 1979 in Crisp, 2000).

Pour les embryons vésiculés (souvent dénommés alevins) vivant encore dans les graviers, les températures létales varient un peu par rapport à celles des œufs. Les températures létales inférieures et supérieures (permettant malgré tout à 50% des individus de survivre pendant 7 jours d'exposition) sont de 0-2°C et 23-24°C chez le Saumon (Elliott et Elliott, 2010).

→ Truite (*S. trutta*) :

Les températures létales inférieure et supérieure des œufs sont respectivement de < 0°C et de 15,5 °C d'après (Crisp, 2000) mais pour la température létale supérieure, Elliott et Elliott (2010) ne donnent que 13°C. Des survies à l'éclosion supérieures à 50% sont observées dans la gamme [0°C - 11°C] (Gunnes 1979 in Crisp, 2000).

Pour les embryons vésiculés (souvent dénommés alevins) vivant encore dans les graviers, les températures létales varient un peu par rapport à celles des œufs. Les températures létales inférieures et supérieures (permettant malgré tout à 50% des individus de survivre pendant 7 jours d'exposition) sont de 0-1°C et 20-22°C chez la truite (Elliott et Elliott, 2010).

Survie et croissance des juvéniles (stade parr)

→ Saumon (*S. salar*) :

La température létale supérieure des juvéniles est comprise entre 26,7 à 28,5°C et peut parfois atteindre la valeur extrême de 32,9°C (Elliott, 1991). Le juvénile de saumon atlantique possède une température minimale limite de croissance de 6°C et une température maximale limite de croissance de 22,5°C (Elliott et Hurley, 1997 in Crisp, 2000). Dans sa gamme optimale de croissance (15 - 19°C) (DeCola 1970 in Stanley et Trial, 1995 ; Dill *et al.*, non daté), la température optimale de croissance a été estimée à 15,9°C (Elliott et Hurley, 1997 in Crisp, 2000).

→ Truite (*S. trutta*) :

Cette espèce présente à ce stade une température létale supérieure plus faible que celle du saumon et estimée à 24,7°C (Elliott 1994). Sa température minimale limite de croissance est de 3,6°C et sa température maximale limite de croissance à 19,5°C (Elliott et Hurley, 1997 in Crisp, 2000). Dans sa gamme optimale de croissance, entre 12 et 15 °C (McCauley et Casselman 1980 in Quillet *et al.* 1992), la température optimale de croissance a été estimée à 13°C (Quillet *et al.* 1992) ou 13,1°C (Elliott *et al.* 1995 in Elliott 2009). Par contre Ojanguren *et al.* (2001) trouvent des valeurs optimales de croissance comprises entre 16,8 et 17,35 °C pour des rivières du nord de l'Espagne. Des valeurs du même ordre de grandeur ont été trouvées sur des rivières norvégiennes (Forseth *et al.*, 2009). Pour les truites résidentes plus âgées, ces températures optimales sont plus élevées comparativement au 13,1°C des juvéniles : 13,9°C pour des truites de 300 g et 17°C pour des truites piscivores (Elliott et Elliott, 2010).