



LES RIVIERES EN TRESSES

Éléments de connaissance

BASSIN RHÔNE-MÉDITERRANÉE

Mai 2019

RÉDACTION DU GUIDE

La coordination générale de ce travail a été réalisée par Benoît Terrier (agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse) et Hervé Piégay (université de Lyon).

La réalisation de ce document de la série « Eau & Connaissance » fait suite à un projet de recherche multidisciplinaire de 4 ans de la zone atelier du bassin du Rhône (ZABR).

L'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse remercie vivement les nombreuses personnes qui ont contribué à ce document technique.

Rédaction : B. Terrier (agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse), H. Piégay (université de Lyon), F. Liébault (Irstea, Grenoble), S. Dufour (université de Rennes), B. Belletti (Polimi, Milan, Italie), Y.-F. Le Lay (université de Lyon), P. Marmonier (université de Lyon), E. Comby (université de Besançon), S. Tacon (bureau d'études Morph'eau Conseils), J-M. Faton (réserve naturelle des Ramières), A. Gourhand (syndicat mixte de gestion intercommunautaire du Buëch et de ses affluents), B. Marteau (université de Lyon), B. Räßple (université de Lyon), V. Wawrzyniak (université de Lyon).



Sommaire

Introduction	5
1. QU'EST-CE QU'UNE RIVIERE EN TRESSSES ?	7
1.1 Définition de la rivière en tresses	8
1.1.1 Un style de rivière bien caractéristique	8
1.1.2 Pourquoi les rivières tressent-elles ?	11
1.2 Où sont les tresses dans le bassin Rhône-Méditerranée ?	13
1.2.1 Le bassin où l'on trouve le plus de rivières en tresses en France	13
1.2.2 Toutes les rivières en tresses du bassin Rhône-Méditerranée se ressemblent-elles ?	14
1.2.3 Un style en voie de disparition ?	18
1.3 Des rivières en déficit d'image ?	21
1.4 Des rivières utiles	23
1.4.1 Des réservoirs de biodiversité	23
1.4.2 Des corridors pour la mobilité des espèces	24
1.4.3 Une autoépuration au service de la qualité de l'eau	24
1.4.4 Des espaces récréatifs et touristiques constitutifs de l'identité des territoires	24
1.5 Les éléments clés du chapitre 1	27
2. DES RIVIERES QUI RESPIRENT	29
2.1 Des géométries en constante évolution: la respiration hydrologique	30
2.1.1 Un nombre de chenaux en eau qui varie avec le débit	30
2.1.2 Une respiration hydrologique s'exprimant aussi par les échanges nappe-rivière	30
2.2 Une respiration latérale en lien avec la dynamique sédimentaire	33
2.2.1 La respiration végétale, témoin de la respiration latérale	33
2.2.2 Le transport solide, moteur fonctionnel de la dynamique latérale	35
2.3 Les éléments clés du chapitre 2	38
3. DES RIVIERES SOURCE DE VIE	39
3.1 Mais où se cache la vie dans une rivière en tresses ?	40
3.2 Des milieux terrestres très mobiles : vivre à la surface des galets	41
3.3 Des milieux aquatiques de surface très contrastés	46
3.4 Une vie cachée à l'intérieur des sédiments	48
3.5 Les éléments clés du chapitre 3	51
4. DES RIVIERES SENSIBLES	53
4.1 Des pressions qui ont un effet sur les débits d'étiage	54
4.2 Quelle évolution et quelle trajectoire ? A quelles pressions les rivières en tresses sont-elles sensibles ?	56
4.3 Ces changements ont-ils des conséquences pour les usagers et les riverains ?	59
4.4 Cartographie des pressions sur la morphologie et la continuité écologique sur les rivières en tresses	61
4.5 Les éléments clés du chapitre 4	63

5. COMMENT EVALUER LEUR ETAT DE SANTE ?..... 65

5.1	Comment évaluer l'activité hydromorphologique du tressage ?.....	67
5.1.1	Les indicateurs de l'activité hydromorphologique du tressage.....	67
5.1.2	Les indicateurs de risques associés au changement de l'activité hydromorphologique du tressage	74
5.2	Comment évaluer la diversité écologique des habitats aquatiques et terrestres ?	76
5.2.1	Indicateurs de diversité des habitats aquatiques.....	77
5.2.2	Indicateurs de pression potentielle sur la diversité des habitats aquatiques	80
5.2.3	Indicateurs de diversité des habitats terrestres.....	81
5.2.4	Indicateurs de pression potentielle sur la diversité des habitats terrestres	84
5.3	Les éléments clés du chapitre 5	87

6. POURQUOI ET COMMENT LES GERER ?..... 89

6.1	Apprendre à connaître la rivière en tresses, sa place dans le territoire et son évolution.....	90
6.1.1	Ces tresses ont une histoire	90
6.1.2	Prévoir des temps d'écoute et des temps d'information sur le fonctionnement des rivières en tresses	92
6.2	Jusqu'où aller dans la gestion des rivières en tresses?	93
6.2.1	Faut-il maintenir le tressage de ces rivières à tout prix ?.....	93
6.2.2	Quelles sont les rivières en tresses à préserver ? A restaurer ? Et quelles actions de restauration mener ? ..	94
6.3	Comment maintenir un équilibre entre protection des populations et préservation du patrimoine naturel ? ...	98
6.3.1	Délimiter, préserver et restaurer l'espace de bon fonctionnement d'une rivière en tresses	98
6.3.2	Restaurer la continuité sédimentaire dans une vision à long terme.....	102
6.3.3	Restaurer une dynamique hydrologique.....	104
6.3.4	Vers une gestion adaptative des rivières en tresses	104
6.4	Un exemple à l'étranger : la restauration de l'Isar, en Allemagne.....	105
6.4.1	Historique.....	105
6.4.2	Redonner de l'espace à l'Isar et restaurer la continuité sédimentaire	106
6.5	Les éléments clés du chapitre 6	107

Bibliographie et références..... 108

Liste des figures et des tableaux..... 112

1	Liste des figures	112
2	Liste des tableaux	116

INTRODUCTION

Les rivières en tresses sont des milieux d'exception. **Facilement reconnaissables et pourtant méconnues, elles sont caractéristiques des plaines montagnardes et de leur piémont.** Ces dernières années, **leur intérêt écologique et patrimonial** a été souligné. Ces rivières constituent **de véritables infrastructures naturelles**, des **usines auto-épuratoires** à grande échelle et des **espaces à forte biodiversité**, en lien avec la diversité des milieux terrestres et aquatiques qu'elles produisent. Les rivières en tresses rendent ainsi **de nombreux services à la société**.

Elles sont utilisées comme **des références pour le bon état écologique des rivières**. Le Tagliamento est une rivière alpine italienne drainant le Massif des Dolomites pour se jeter dans l'Adriatique près de la lagune de Marano. Cette rivière emblématique est ainsi souvent prise comme exemple à l'international pour illustrer ce qu'est **une belle rivière alpine** (Figure 1).



Aquat. Sci. 65 (2003) 239–253
1015-1621/03/030239-15
DOI 10.1007/s00027-003-0699-9
© EAWAG, Dübendorf, 2003

Aquatic Sciences

Overview Article

The Tagliamento River: A model ecosystem of European importance

Klement Tockner^{1,*}, James V. Ward¹, David B. Arscott¹, Peter J. Edwards², Johannes Kollmann³, Angela M. Gurnell⁴, Geoffrey E. Petts⁵ and Bruno Maiolini⁶

¹ Department of Limnology, EAWAG/ETH, Überlandstr. 133, CH-8600 Dübendorf, Switzerland

² Geobotanical Institute, ETH, CH-8044 Zürich, Switzerland

³ Department of Ecology, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark

⁴ School of Geography, University of Birmingham, Birmingham B15 2TT, U.K.

⁵ King's College, London, U.K.

⁶ Museo Tridentino di Scienze Naturali, I-38100 Trento, Italy

Received: 21 May 2003; revised manuscript accepted: 21 July 2003

Figure 1 : exemple d'article scientifique publié dans le journal *Aquatic Sciences* sur la rivière Tagliamento en Italie. « Une rivière en tresses emblématique des Alpes et un écosystème d'importance européenne »

Pourtant ces systèmes fluviaux sont de plus en plus rares et tendent à disparaître progressivement. A l'échelle de la France et même de l'Europe, **il n'y a plus que sur le bassin Rhône-Méditerranée que l'on trouve une telle concentration de linéaires fluviaux en tresses**.

La rivière en tresses souligne d'une certaine façon, par la superficie de ses bancs de galets, un excès de sédiments que la rivière abandonne, ne peut pas transporter. Cette incapacité à transporter ces apports vers l'aval peut conduire à des situations parfois délicates du fait des érosions de berge, voire des avulsions¹. Ces situations sont cependant rares dans nos régions car, depuis plus d'un siècle, la plupart de ces systèmes fluviaux ne sont plus si actifs. Beaucoup d'entre eux ont d'ailleurs disparu et certains sont aujourd'hui altérés, corsetés, à bout de souffle. Souffrant parfois d'un déficit d'image et convoités du fait des ressources en granulats qu'ils abritent et du foncier qu'ils occupent, beaucoup de ces tronçons en tresses ont fait l'objet de fortes pressions et sont très dégradés. Or **les rivières en tresses sont fragiles, très sensibles aux pressions humaines** et les réparer est bien souvent un travail de longue haleine. Il est donc essentiel de bien les préserver lorsqu'elles sont encore présentes.

Quelles sont les spécificités de ces rivières et comment peut-on les gérer au mieux ? Quels sont leurs atouts ? Pourquoi en a-t-on parfois peur ? Telles sont les questions que ce guide souhaite aborder.

¹ changement de tracé que la rivière en tresses enregistre au sein de la plaine alluviale

1. QU'EST-CE QU'UNE RIVIERE EN TRESSSES ?

La rivière en tresses a un style fluvial rare et original, qui abrite une vie aquatique et terrestre spécifique et qui confère aux territoires qu'elle traverse leur singularité et leur attractivité.

La présence de rivières en tresses constitue une particularité du bassin Rhône-Méditerranée du fait de son caractère montagneux et de secteurs encore très actifs en termes de transport solide.



1.1 DEFINITION DE LA RIVIERE EN TRESSES

1.1.1 Un style de rivière bien caractéristique

Sur le territoire national, les rivières en tresses constituent une particularité du bassin Rhône-Méditerranée du fait de son caractère montagneux et de secteurs encore très actifs en termes de transport solide. Leur lit principal est constitué **d'un réseau de bras en eau multiples** (appelés *chenaux*) inscrits **dans un corridor graveleux, parfois sableux**. Ces bancs ne sont pas ou peu végétalisés et ils sont hors d'eau en période de basses et moyennes eaux, ce qui donne aux rivières en tresses un aspect minéral parfois très prononcé (Figure 2 et Figure 3). Ces chenaux en eau changent fréquemment de place au sein de ce corridor graveleux car ils érodent facilement leurs berges et enregistrent également des défluviations². Leur nombre évolue en fonction du débit de la rivière, jusqu'à ne former qu'un lit mouillé occupant tout le corridor graveleux lors des plus hautes eaux. Au contraire, certaines rivières en tresses sont parfois asséchées en été. La tresse qui est formée par les bras en eau n'est donc pas toujours visible.



Figure 2 : la rivière Rakaia en Nouvelle-Zélande (source : Google earth)



Figure 3 : la Bléone, dans les Alpes du Sud en France (© SMAVD)

Dans les années 1950, lorsque les chercheurs ont commencé à classer les rivières en fonction de leur tracé en plan ou leur « style fluvial », les rivières en tresses sont apparues comme un style bien à part, différent des rivières à chenal unique rectiligne ou à méandre.

Plus tardivement, les chercheurs ont affiné la classification pour les rivières à chenaux multiples (Figure 4). Ainsi, certaines rivières se caractérisent aussi par plusieurs chenaux en eau, mais ces chenaux enserrent des îles de grande taille qui sont stables dans l'espace et dans le temps et très végétalisées. On ne parle alors plus de tressage pour ces rivières mais d'anastomose ou d'anabranchement. Leur fonctionnement est très différent de celui de la rivière en tresses mais les deux styles peuvent parfois être hybridés, comme par exemple dans le secteur de la plaine de Brégnier-Cordon sur le Haut-Rhône. **Au fil de leur histoire, les rivières peuvent en effet changer de style** et ce changement peut se voir pendant un certain temps dans le paysage.

² une défluviations est un changement de lit d'un cours d'eau

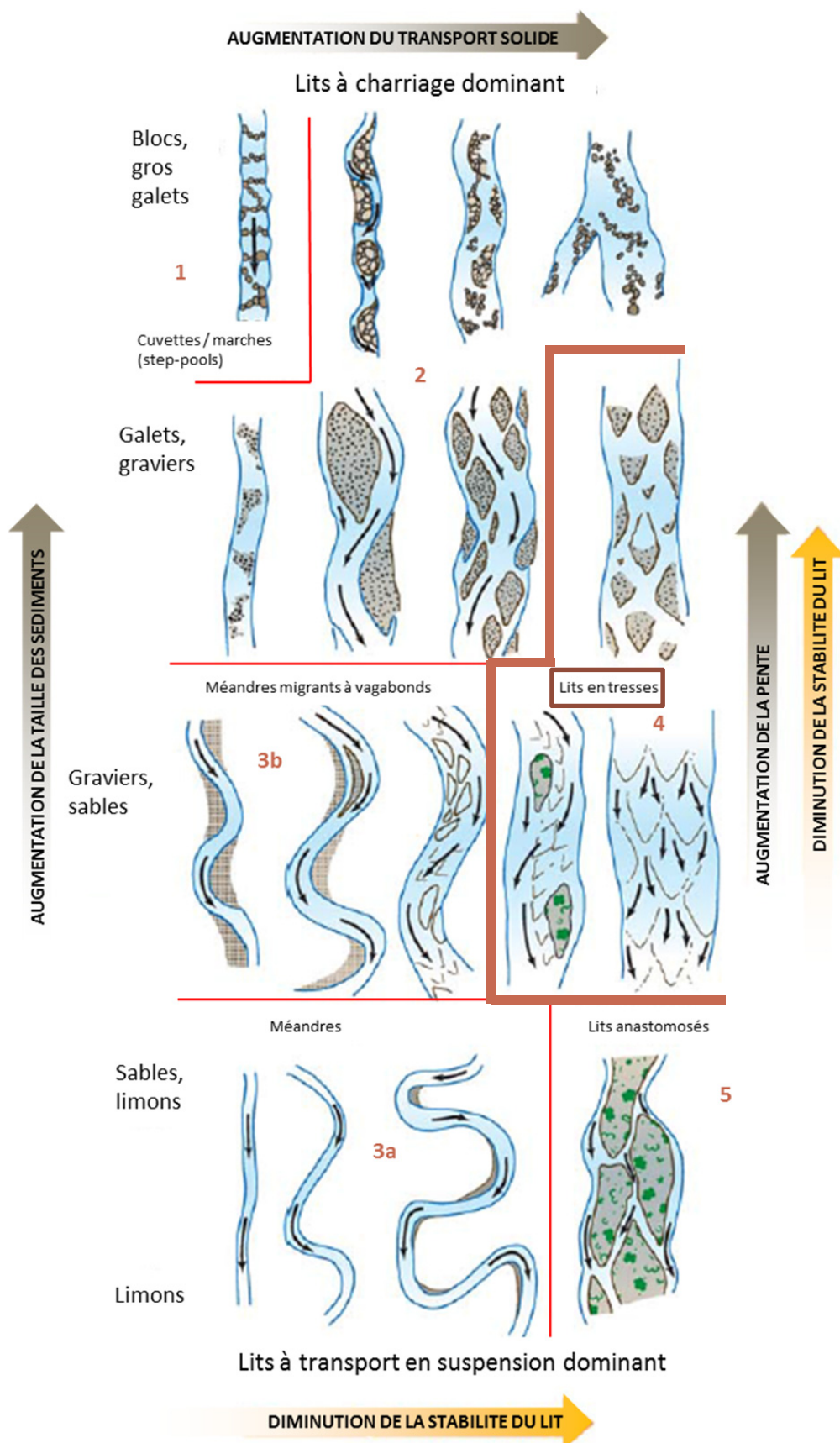


Figure 4 : clé de détermination des différents styles fluviaux (Church 2006) et identification des cinq principaux styles fluviaux

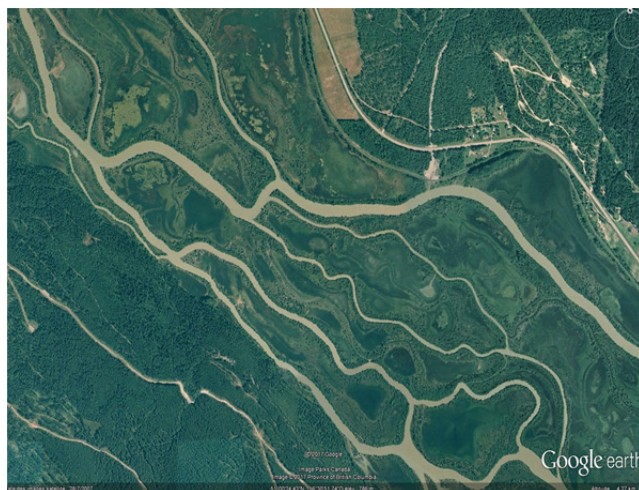


Figure 5 : rivière anastomosée – le fleuve Columbia dans sa partie amont (Canada) (source : Google earth)



Figure 6 : rivière en anabranchement - le Rhône dans le secteur de Brégnier-Cordon, 01-38, en 1970 (source : Géoportail).

Dans le monde, on trouve des rivières en tresses dans des **contextes géographiques très variés, principalement en zones de montagne** ou à leur **périphérie**, et sous différents climats (hautes latitudes, méditerranéens, arides ou tropicaux). Pour qu'il y ait du tressage, il faut **qu'une charge solide abondante** soit amenée au cours d'eau, que la plaine soit suffisamment large pour pouvoir stocker cette charge alors même que le cours d'eau n'a pas la capacité de l'évacuer rapidement. Cette charge abondante et grossière dépend de **processus érosifs et gravitaires amont** capables de la produire et de la transférer vers le réseau. Ces processus s'observent dans la plupart des contextes géologiques (roches sédimentaires, éruptives ou métamorphiques). En France, les rivières en tresses sont relativement rares et relativement méconnues du grand public et des gestionnaires de cours d'eau. La Figure 7 ci-après illustre le paysage typique d'une rivière en tresses.

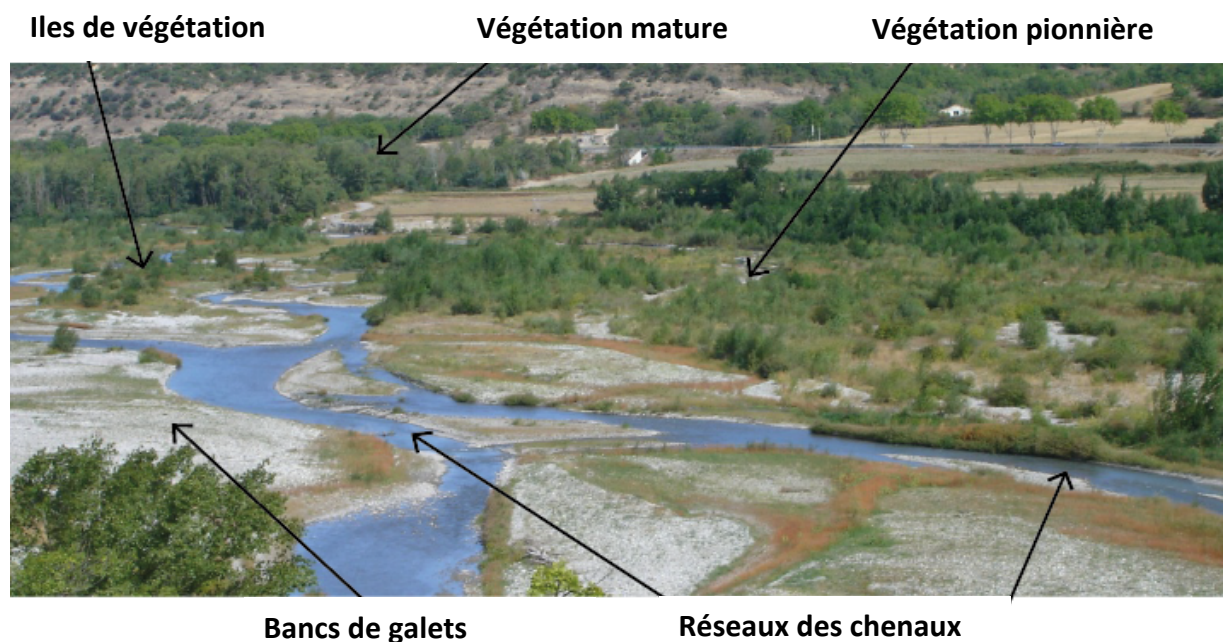


Figure 7 : éléments composant le paysage typique d'une rivière en tresses

Lorsque l'on cherche à caractériser le profil en travers d'une rivière en tresses, on distinguera la **bande active** de tressage (Ba) et la **bande fluviale** (Bt, qui est la bande active à laquelle on ajoute les îlots boisés). La Figure 8 donne un exemple de bande active et de bande fluviale sur la Bléone :

- Ba : la bande active ;
- Bt : la bande fluviale (bande active à laquelle les îlots boisés sont ajoutés).

Le profil en travers de la coupe AA' de la Figure 8B est caractéristique d'une rivière en tresses et met en évidence **plusieurs chenaux d'écoulements possibles**.

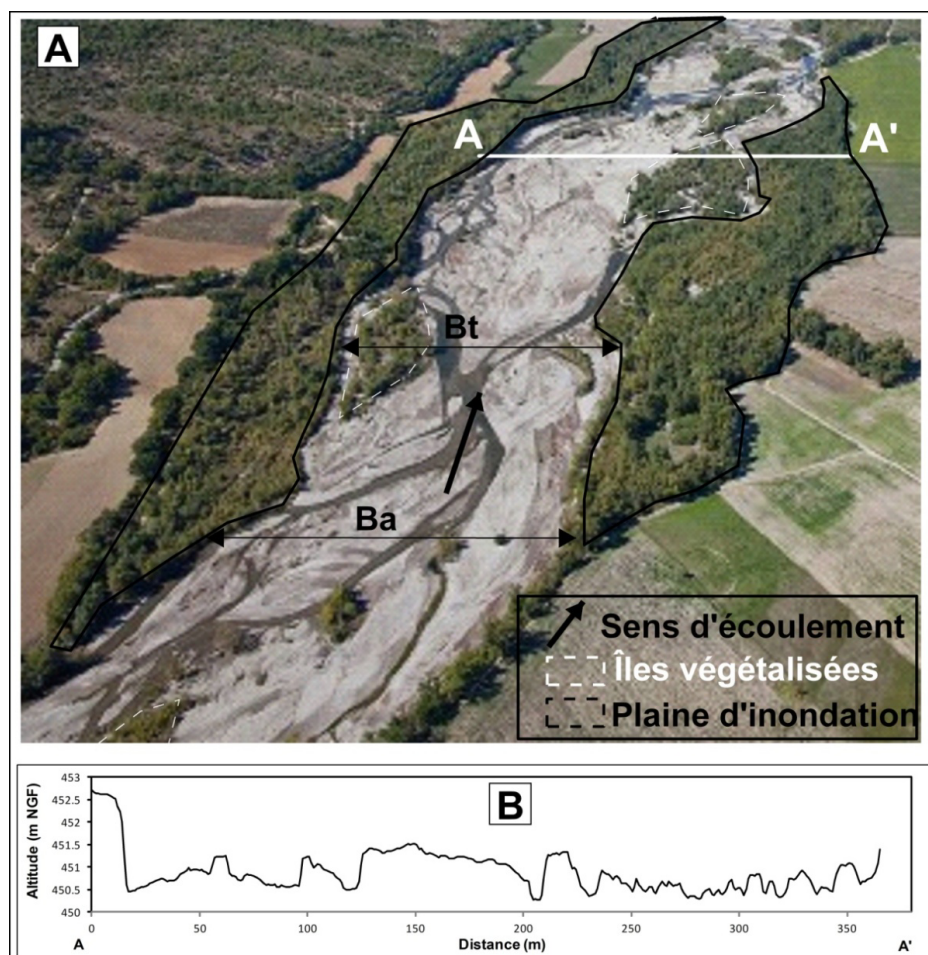


Figure 8 : A) schéma illustrant les unités morphologiques caractéristiques d'une rivière en tresses avec la bande active de tressage (Ba) et la bande fluviale (Bt) ; B) profil en travers de la section AA' - source : Lallias-Tacon, 2015

1.1.2 Pourquoi les rivières tressent-elles ?

Dans la littérature scientifique, **quatre critères principaux** sont présentés comme étant spécifiques à la formation et au maintien du style en tresses, sans qu'aucun de ces paramètres ne semble à lui seul un facteur suffisant (Leopold & Wolman, 1957 ; Schumm, 1977 ; Bravard & Petit, 1997). Ces critères sont :

- **L'abondance de charge de fond graveleuse ou sableuse.** Le tressage résulte en partie d'une capacité de transport de cette charge localement trop faible pour l'évacuer totalement.
- **L'érodabilité des berges,** qui permet l'introduction de grandes quantités de matériaux nécessaires aux processus de formation des bancs et des bras multiples.
- **La variabilité des débits,** qui entretient une forte érosion des berges et un transport irrégulier de la charge de fond qui génère la formation des bancs et des bras multiples.
- **La présence d'un plancher alluvial à forte pente,** qui se traduit par une forte puissance fluviale, accroît l'érosion des berges et la mise en mouvement des sédiments constituant le lit de la rivière.

Cependant des travaux réalisés au sein du bassin du Rhône (Slater, 2007) permettent de nuancer cette vision sur la genèse du tressage.

L'alimentation sédimentaire est en effet **le premier facteur expliquant le tressage**. Pour qu'il y ait tressage, il faut qu'une charge abondante soit fournie au cours d'eau et que celui-ci ne puisse pas directement la transmettre à l'aval ; il y a donc une rupture de la capacité de transport. **La tresse correspond ainsi à une situation de stockage transitoire entre l'amont et l'aval**, qui se rencontre notamment à la faveur d'une réduction de pente. Les contextes favorables à la formation des tresses concernent ainsi souvent les débouchés de vallées intra-montagnardes, lorsque celles-ci rejoignent le piémont, ou encore les secteurs contrôlés par une obstruction majeure, comme par exemple un grand glissement de terrain ou un cône de déjections³. La rivière en tresses n'a pas une capacité de transport plus importante qu'une section à chenal unique située en amont, mais ses berges sont plus fragiles et les échanges latéraux sont ainsi plus importants. La tresse peut être proche de l'équilibre et dans ce cas, au fil des événements de crue, la moyenne des entrées sédimentaires est voisine de la moyenne des sorties. Mais elle peut aussi s'engraisser ou, au contraire, se tarir si les conditions amont viennent à changer. L'érosion des berges n'alimente pas le système en sédiments lorsqu'il est en équilibre avec les apports amont. Une quantité équivalente de sédiment est en effet restockée dans le système. L'érosion de berge provient avant tout d'une forte instabilité des chenaux, résultant d'un transport solide important qui modifie la répartition des forces tractrices dans les sections, et de berges peu cohésives facilement érodables. Quand une tresse se tarit d'un point de vue sédimentaire, les écoulements vont progressivement se concentrer dans un chenal. Les apports sédimentaires amont qui se réduisent sont compensés par des sédiments provenant du lit qui s'incise et, pendant un certain temps, par une érosion des berges car celles-ci sont peu cohésives. Cet ajustement peut se manifester pendant plusieurs décennies jusqu'à ce que le corridor alluvial soit lui-même vidangé de son stock sédimentaire.

L'importance de la pente doit être relativisée (Saulnier, 1999 ; Bravard, 1998 ; Hadibi Saadi, 2006) : sur plus de 40 tronçons en tresses du bassin rhodanien, Slater (2007) observe des valeurs de pente très variables, comprises entre 0,2% et 5%.

Enfin, **la variabilité des débits** est également un critère discutable dans la mesure où **le tressage s'observe sur des cours d'eau avec différents régimes hydrologiques** (régimes glaciaire, nivo-glaciaire, nivopluvial, pluvial méditerranéen).

En résumé, il semble que le critère primordial du tressage soit **un rapport entre l'abondance de la charge de fond fournie par sa section amont et la capacité locale du cours d'eau à la transporter**. Au sein des tronçons en tresses, la faible cohésion du lit et des berges est à l'origine de la **relative instabilité des formes fluviales** qui caractérisent les rivières en tresses.

Compte tenu de l'abondance de la charge sédimentaire et de la capacité limitée de la rivière à la transporter, des dépôts de sédiments se forment localement dans le lit. Ces accumulations sédimentaires sous la forme de bancs aboutissent à la naissance de **barres fluviales** divisant le chenal initial et provoquant la **divergence des flux** et, par conséquent, la diminution locale de la vitesse des écoulements. Les deux chenaux, ainsi obtenus, s'écoulent selon la ligne de plus forte pente et se rejoignent en créant une zone de forte profondeur ou mouille (Figure 9). La divergence des écoulements augmente également les contraintes sur les marges externes de la bande de tressage et favorise l'érosion latérale, d'autant que les berges, bien souvent dessinées dans les alluvions transportées, présentent une faible cohésion.

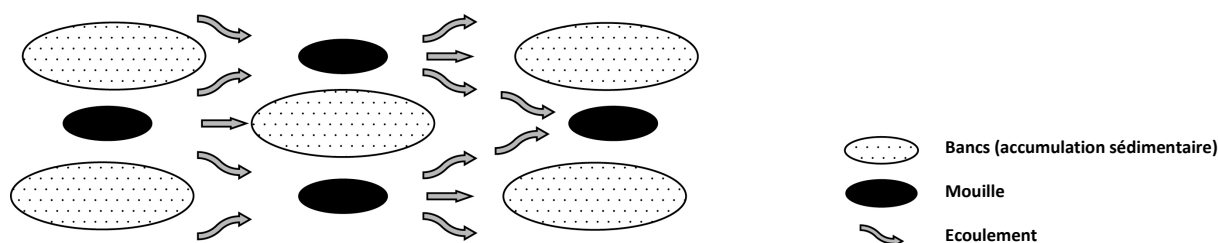


Figure 9 : faciès et écoulement dans les chenaux en tresses (D'après Ferguson, 1993)

³ amas de sédiments, le plus souvent de forme conique, déposés à une rupture de pente concave du lit d'un torrent, au débouché d'un talweg pentu dans une vallée

1.2 OU SONT LES TRESSÉS DANS LE BASSIN RHÔNE-MEDITERRANEE ?

1.2.1 Le bassin où l'on trouve le plus de rivières en tressés en France

Avec plus de 680 km de tronçons en tressés, le bassin Rhône-Méditerranée est de loin le bassin français où les rivières en tressés sont les plus nombreuses.

La carte de la Figure 10 montre les secteurs du bassin qui abritent des tronçons en tressés :

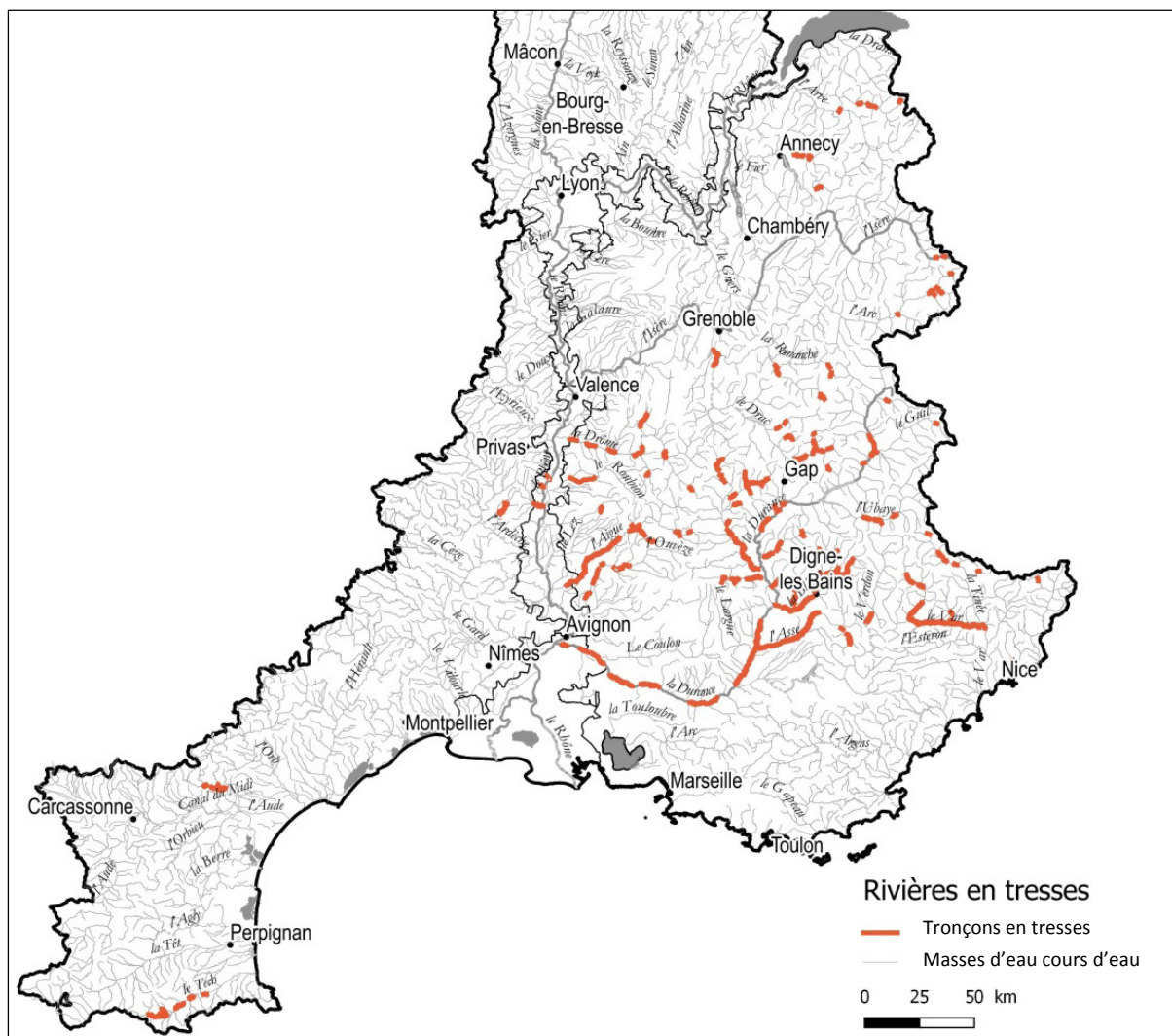


Figure 10 : cartes des tronçons en tressés sur le bassin Rhône-Méditerranée (Bourdin, 2004)

Ces rivières sont majoritairement localisées dans la zone alpine et péréalpine du bassin du Rhône, principalement dans le bassin de la Durance.

Si l'on regarde plus dans le détail la distribution actuelle des rivières en tresses par sous-unités territoriales du SDAGE, on obtient la répartition suivante (Figure 11) :

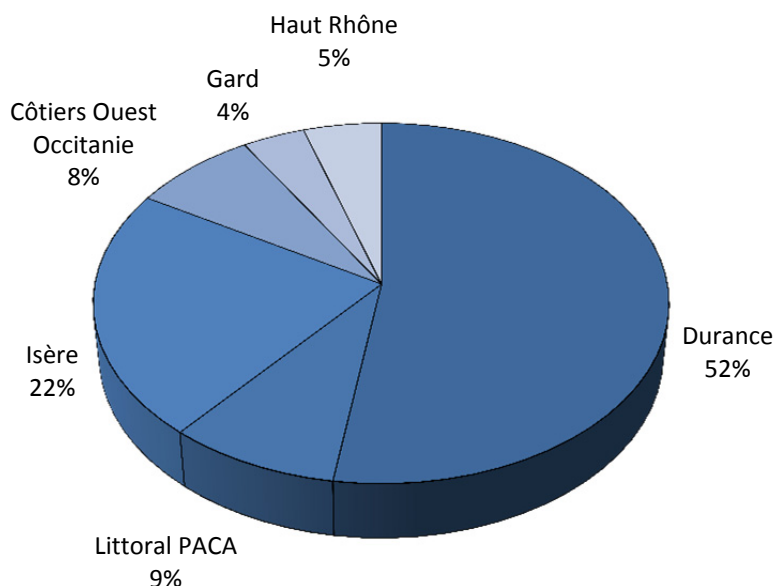


Figure 11 : répartition des masses d'eau en tresses sur le bassin Rhône-Méditerranée par sous-unité territoriale du SDAGE

Le territoire de la Durance regroupe ainsi près de la moitié des rivières en tresses du bassin Rhône-Méditerranée. On observe aussi de nombreuses tresses dans le bassin de l'Isère (Oisans), sur les territoires méditerranéens, notamment certains affluents de rive gauche du Rhône médian, et dans le territoire du Haut-Rhône (en Haute-Savoie). Quelques tronçons sont également répertoriés dans les Pyrénées.

1.2.2 Toutes les rivières en tresses du bassin Rhône-Méditerranée se ressemblent-elles ?

La Figure 12 présente les résultats d'un travail d'analyse mené sur 49 tronçons en tresses. La taille des bassins versants pour les tronçons étudiés varie de 25 km² à 14 000 km². La pente de ces tronçons se situe entre 0,23 % et 5,2 %, et l'altitude moyenne entre 75 m et 1787 m, soulignant que l'aire de répartition potentielle de ces systèmes est relativement importante. La Figure 12 illustre ainsi la diversité des contextes dans lesquels un tressage peut être observé, même si la plupart des tronçons en tresses sont localisés dans les plaines intra-montagnardes ou en zone de piémont.

En moyenne, la bande active des tronçons étudiés mesure 118 m, avec un maximum de 351 m. A titre de comparaison, la moyenne Durance et le Rhin à l'entrée de la plaine d'Alsace ont atteint au XIX^e siècle des largeurs maximales de bande active respectives de 1200 m et 1630 m. Seul le Tagliamento italien présente aujourd'hui une largeur de cette importance (1250 m).

La largeur de la forêt riveraine varie de 11 m à 402 m, avec une moyenne de 104 m alors que la largeur du fond de vallée est en moyenne de 243 m, avec un maximum de 740 m.

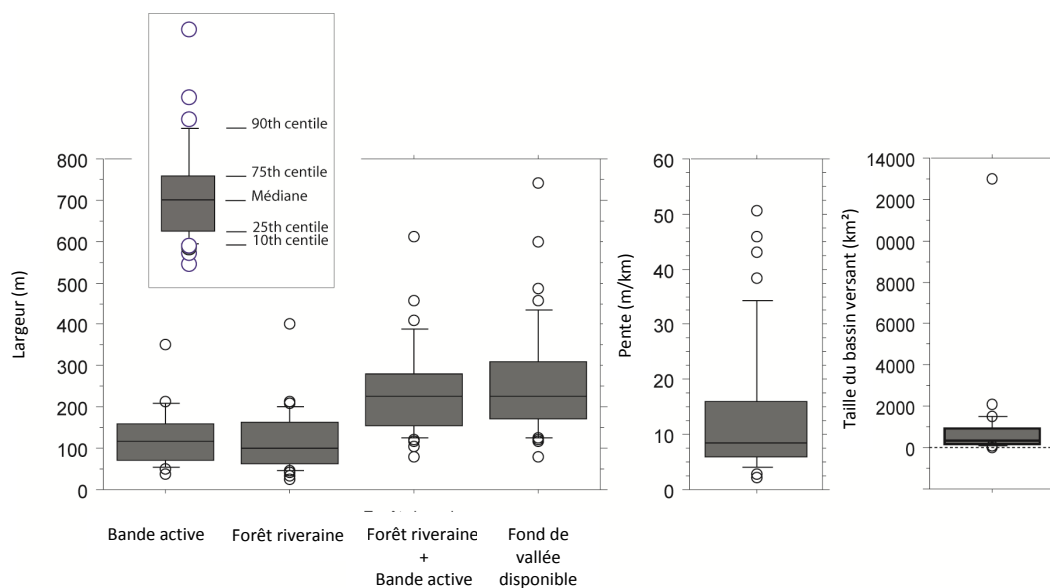


Figure 12 : distribution statistique de six indicateurs évalués sur 49 tronçons en tresses du bassin Rhône-Méditerranée (Piégay et al. 2009 modifié)

Plusieurs types de tresses ont été identifiés dans le bassin Rhône-Méditerranée. Les tronçons en tresses des Alpes du sud (rhodaniens, duranciens et maritimes) sont **moins végétalisés** que les tronçons en tresses de l'Oisans et de Haute-Savoie. Cela peut sans doute s'expliquer par un climat méditerranéen moins favorable à l'installation d'une végétation pionnière, avec des milieux plus secs et plus contraignants. Toutefois, les tronçons du sud-est (duranciens et maritimes) présentent moins d'îles que les tronçons des Alpes du sud-ouest (rhodaniens). Cela peut être dû au fait que **les tresses duranciennes sont encore très actives en termes de transport solide et mieux connectées à leurs sources sédimentaires alors que celles de l'ouest sont moins actives**.

Avec une analyse plus fine, en comparant l'altitude, la pente, la largeur de la bande active rapportée à la taille du bassin versant (ou bande active normalisée) et le pourcentage de couverture boisée dans le corridor naturel, Piégay et al. (2009) ont identifié **7 types de tressage** (Figure 13) :

- les **types 1, 2 et 3** ont des valeurs **plus faibles de pente et de largeur de bande active normalisée**. Ils se situent principalement à **l'aval du réseau hydrographique étudié**.
- Les tronçons de **type 1** se distinguent par une **bande active normalisée plus étroite** mais avec une **couverture boisée plus importante**. Ces tronçons sont situés à l'ouest du bassin hydrographique, dans les Préalpes du Sud (affluents aval du Rhône et du Buëch).
- Les tronçons de **type 2** ont des caractéristiques intermédiaires entre les types 1 et 3 en termes de largeur de bande active normalisée et de couverture boisée dans le corridor naturel, avec une **pente plus forte**. Ils sont situés plus à l'est et plus à l'amont des types 1 et 3.
- Les tronçons de **type 3** ont une **largeur de bande active normalisée plus élevée** et un **corridor boisé plus étroit** que les types 1 et 2. Ils ne présentent pas de distribution géographique particulière.
- Les tronçons de **types 4 et 5** sont **plus pentus et sont situés à plus haute altitude**. Le **type 4** n'est composé que de **2 tronçons présentant une grande largeur de bande active normalisée et un corridor boisé étroit** comparé au type 5. Ces 2 tronçons sont situés dans le bassin versant de la Durance, avec notamment le torrent de Saint Pierre dans le massif de l'Oisans. Le **type 5** est caractérisé par des tronçons situés dans **de petits bassins versants en haute altitude** (Drac, Romanche, Guil, Arc).
- Les tronçons de **type 6 et 7** présentent une **largeur de bande active normalisée relativement élevée** mais une **pente et une largeur de corridor boisé intermédiaire**. Ils sont situés dans la **partie est du bassin rhodanien**. Les tronçons de **type 7** sont situés à une **altitude plus élevée** avec un **pourcentage de couverture boisée plus important** que les tronçons de **type 6**. Les tronçons de **type 7** caractérisent en particulier les affluents de la moyenne Durance (Asse, Bléone, Jabron, Sasse, etc.), mais aussi le Var et le Vénéon dans le bassin versant du Drac.

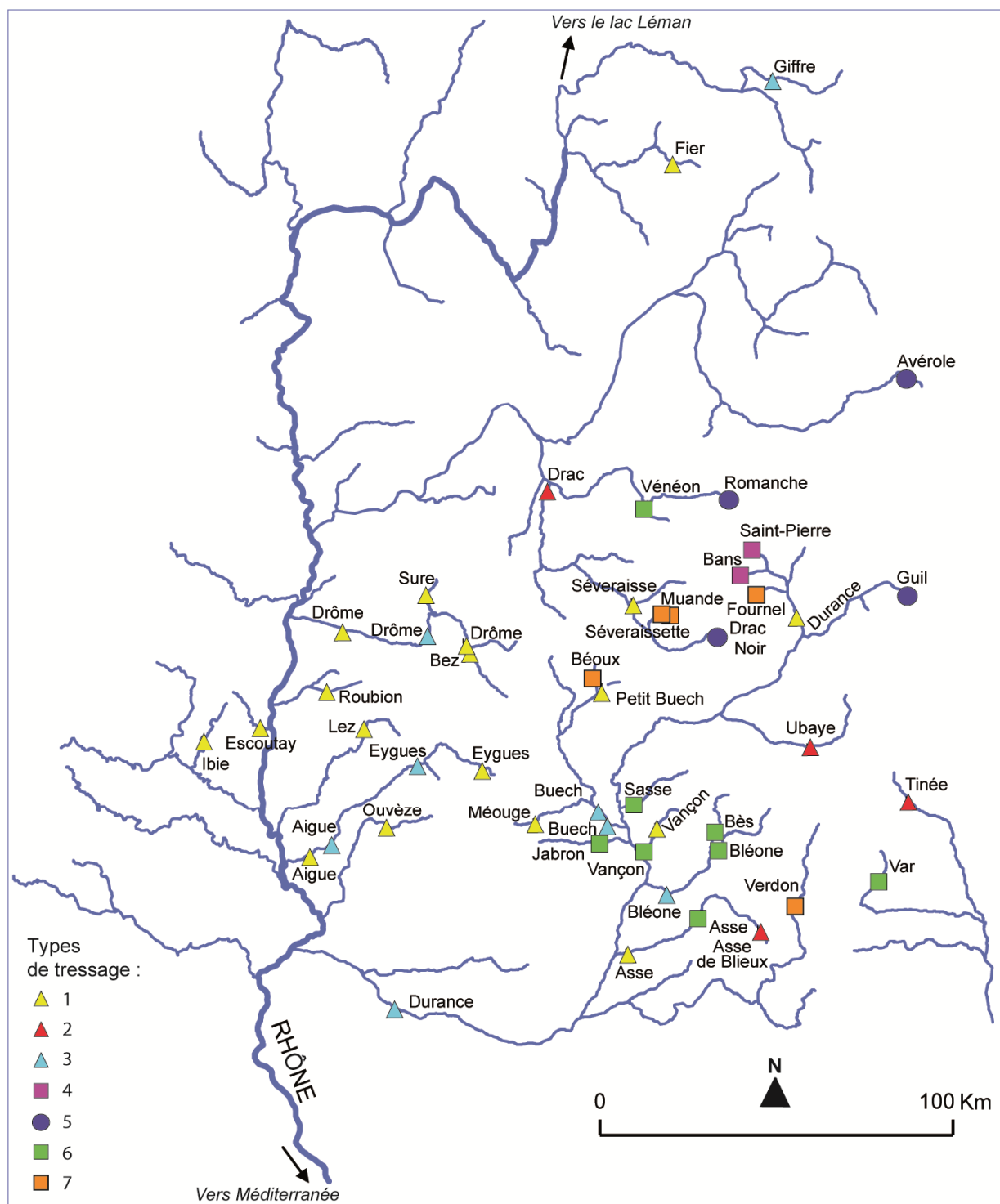


Figure 13 : répartition des sept types de rivières en tresses dans le sud-est de la France (Piégay et al. 2009 modifié)

Le Buëch, une rivière en tresses emblématique du bassin Rhône-Méditerranée

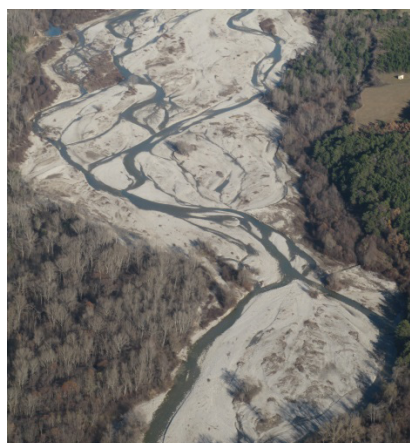
Le bassin versant du Buëch est situé dans les Alpes au sud du département des Hautes-Alpes (05). La vallée est dessinée par le cheminement de l'eau depuis le massif du Dévoluy et ses sommets enneigés jusqu'à Sisteron où coule la Durance. Ce façonnage résulte principalement du Buëch qui est une rivière alpine de type torrentiel à influence méditerranéenne. Cela signifie que **la rivière connaît des assecs en périodes hivernale et estivale, des crues lors de la fonte des neiges au printemps et des orages en automne**. Ces caractéristiques conditionnent le paysage et l'implantation humaine.

L'eau ne cesse de façonner ce paysage des sources du Dévoluy, à plus de 2000 m d'altitude, jusqu'à la confluence avec la Durance à Sisteron, à 400 m d'altitude. Le territoire du Buëch sur ses 120 km de long et ses 1500 km² offre ainsi **une diversité de paysages et de milieux naturels exceptionnelle**, allant des éboulis aux prairies du sud de la vallée.



Figure 14 : le paysage du Buëch et du massif du Dévoluy (© Smigiba)

Les variations saisonnières de débit entraînent une **dynamique naturelle d'apparition et de disparition des bancs de galets** provenant du massif du Dévoluy et offrent **une grande diversité de milieux naturels**. C'est le **phénomène d'érosion et de transport sédimentaire** caractéristique des rivières en tresses.



Le Buëch passe d'un cours d'eau torrentiel à forte pente à une rivière qui s'étale et charrie des matériaux créant ainsi des bancs de galets et **des annexes alluviales**, c'est-à-dire des milieux latéraux en connexion avec la rivière. Cette particularité, à l'origine de la diversité écologique, nécessite d'être préservée pour assurer le bon fonctionnement de ces écosystèmes mais également pour protéger les enjeux humains à proximité.

L'équilibre entre le débit liquide et le débit solide est la clé de la conservation des rivières en tresses. Il est donc important de **préserver les sources d'alimentation en matériaux alluvionnaires** pour la rivière.

Figure 15 : tresses sur le Buëch (© Smigiba)

Les perturbations du fonctionnement des rivières en tresses peuvent avoir des sources variées mais sont généralement liées aux contraintes imposées au cours d'eau limitant sa recharge sédimentaire. Les endiguements, les extractions mais également le reboisement des versants sont **des sources de perturbation dans la vallée du Buëch**. Ces interventions ont conduit à **l'enfoncement du lit dans certains secteurs, menaçant ponts et digues**. Dans d'autres secteurs, **des exhaussements pouvant augmenter le risque d'inondation** sont observés.

1.2.3 Un style en voie de disparition ?

Les études paléogéographiques montrent que **durant la période Tardiglaciaire (il y a 15 000 ans) le style fluvial le plus répandu en Europe était le tressage**. Depuis cette période, le bassin du Rhône a enregistré plusieurs périodes climatiques et les tronçons fluviaux ont ajusté ainsi leur style plusieurs fois. Durant l'optimum climatique médiéval (X^e-XIV^e siècles), le tressage a sans doute fortement reculé alors qu'il a enregistré une nouvelle progression durant le Petit Âge Glaciaire (XIV^e-XIX^e siècles).

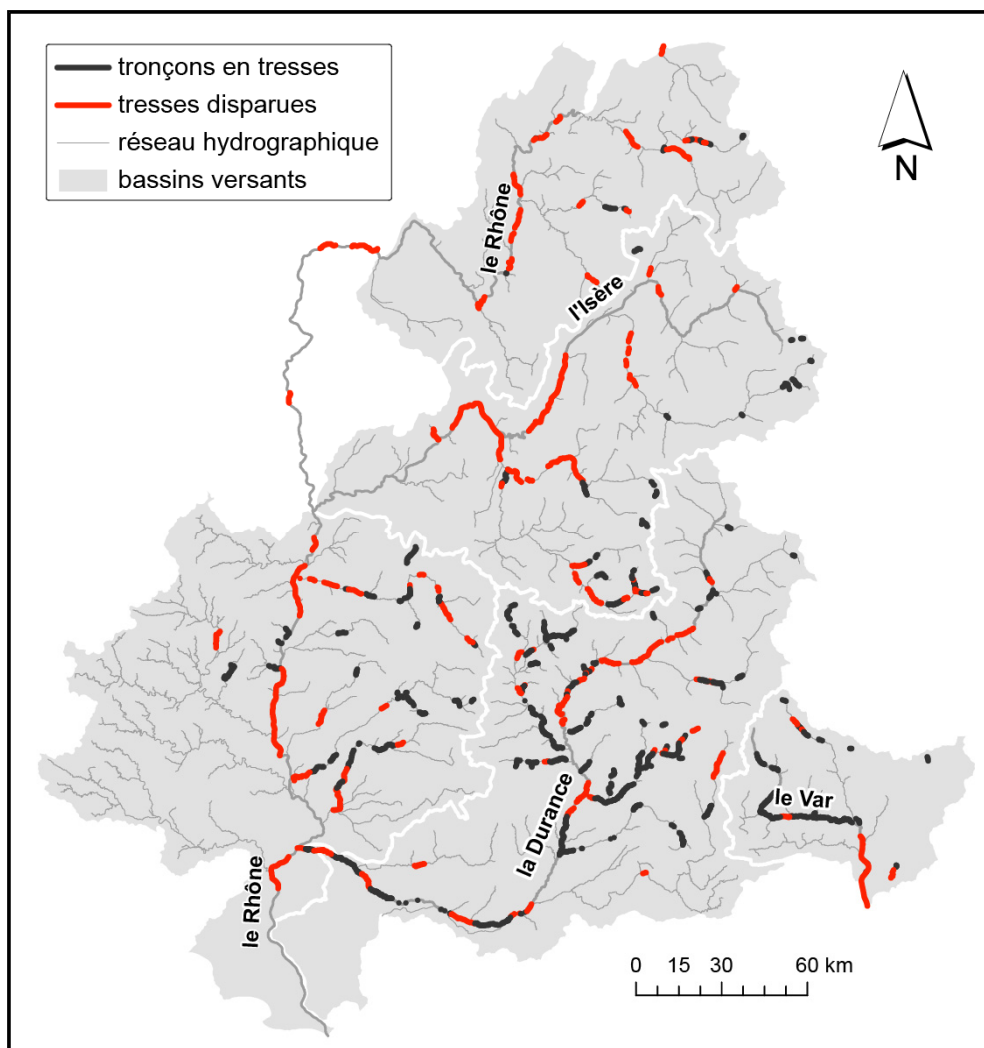


Figure 16 : un style en voie de disparition ? (Piégay et al. 2009 modifié)

1.2.3.1 Phase d'extension du tressage jusqu'à la fin du XVIII^e siècle

Après la période de calme hydrologique de l'optimum climatique médiéval (X^e- XIV^e siècle), le bassin rhodanien a subi des crues plus fréquentes ou intenses qui ont entraîné alors le développement d'une dynamique de tressage sur les cours d'eau de rang inférieur. Celle-ci est favorisée au cours des XVII^e et XVIII^e siècles, par **la diminution du couvert végétal due aux activités humaines**, notamment la pression pastorale, dont les conséquences en termes de production sédimentaire ont pu être exacerbées lors de la période dite du Petit Âge Glaciaire. Cette période se caractérise par un refroidissement et une progression glaciaire à l'origine d'une crise torrentielle entre 1760 et 1820, notamment dans les Alpes du Sud (Bravard & Peiry, 1993). Cependant les connaissances actuelles ne permettent pas de dissocier l'effet de ces deux facteurs (climat ou actions humaines) dans le développement du tressage au sein du bassin du Rhône durant cette époque. **L'extension maximale du tressage dans le bassin Rhône-Méditerranée au cours du petit âge glaciaire (1550-1850) était de 1066 km**, d'après une analyse de l'atlas de Cassini et des cartes d'État-Major (Bourdin, 2004).

1.2.3.2 Phase de rétraction des bandes de tressage depuis le XIX^e siècle

C'est à partir de la fin du XIX^e siècle que la dynamique de tressage sur le bassin Rhône-Méditerranée s'atténue. Ainsi, depuis cette période, **environ 30% du linéaire de rivières en tresses a disparu**, passant de 1066 km à 680 km (Bourdin, 2004). Cette diminution est liée à la sortie du Petit Âge Glaciaire et également à plusieurs facteurs anthropiques affectant les quantités de charges sédimentaires et les régimes de crue (Bravard & Peiry, 1993) (Figure 17) :

- Le **reboisement planifié** des versants par les services RTM (Restauration des Terrains en Montagne) entrepris à partir de la deuxième moitié du XIX^e siècle ; il avait pour objectif de réduire les risques de crues et laves torrentielles en limitant les flux liquides et solides. Ce reboisement a été accompagné dans la plupart des bassins versants par des travaux de correction torrentielle (Liébault, 2003).
- Le **reboisement spontané** de nombreux bassins versants **sous l'effet de la déprise agricole et pastorale**. Les changements les plus importants interviennent dans la seconde moitié du XX^e siècle. La reconquête forestière spontanée des versants est notamment à l'origine d'une phase d'incision des torrents qui se propage vers l'aval à partir des années 1950 (Liébault et al., 2005). On observe simultanément sur les grandes rivières une rétraction des bandes de tressage sous l'effet de la reconquête forestière des plaines alluviales, liée à l'abandon des pratiques pastorales (Piégay, 1995 ; Liébault et Piégay, 2002).
- Les **modifications des débits liquides** sur une part importante du réseau hydrographique suite à la **construction de grands barrages réservoirs** (hydroélectricité, irrigation). Depuis 1920, la mise en place d'aménagements de plus en plus importants a eu des conséquences fortes sur les régimes hydrologiques (diminution des fréquences de remobilisation de la charge) et le transit sédimentaire à l'échelle des bassins versants (rétention dans les retenues des ouvrages).

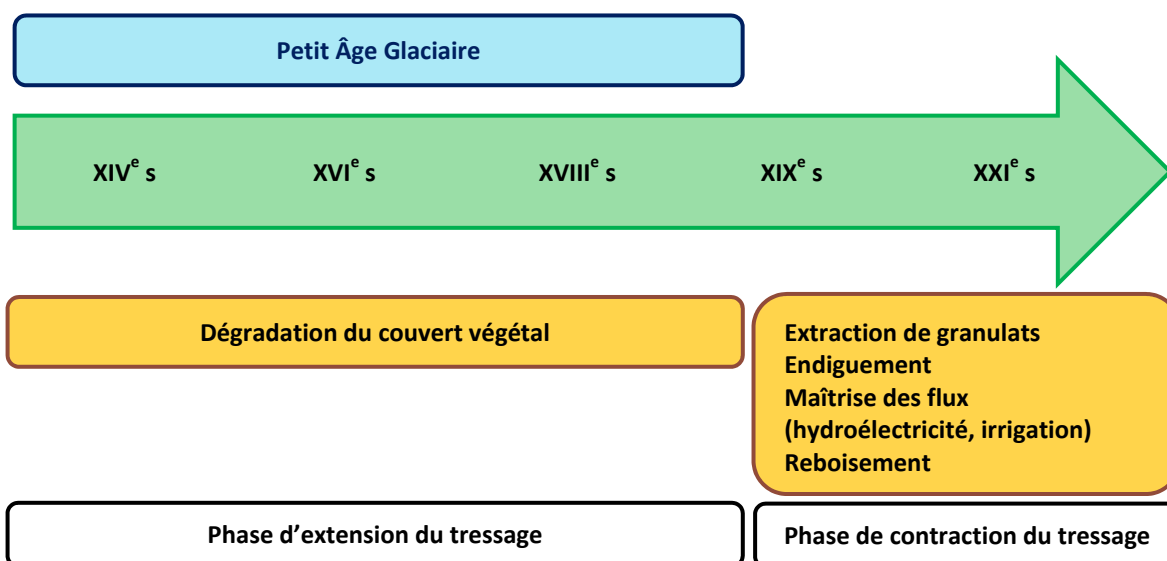


Figure 17 : évolution du tressage dans les Alpes françaises depuis le XIV^e siècle (rapport ZABR action B12, 2013)

Les ouvrages hydroélectriques sur le bassin rhodanien ne sont pas répartis de façon uniforme. Il existe des zones fortement aménagées, telles que l'Isère amont (38), l'Arve (74), la Romanche (05, 38) et la Durance (04, 05, 84), qui contrastent avec des zones moins exploitées, comme par exemple le Giffre (74) ou le Buëch (05). Sur la Durance à l'aval de Cadarache, on estime ainsi que le flux annuel de sédiments grossiers est passé de l'ordre de 400 000 m³ par an avant aménagement à 40 000 m³ par an après aménagement (Couvert et al., 2008). Le nombre de jours de charriage annuel est passé de plus de 100 jours par an à moins de 10 jours par an (Lefort et Chapuis, 2012).

L'objectif principal de ces aménagements est également variable. Ainsi, **les rivières des Alpes du Nord** ont subi d'importantes transformations anthropiques afin de répondre au **besoin de production en hydroélectricité**. **Dans les Alpes du Sud** les constructions ont plutôt été motivées par **une forte demande en eau** notamment **pour l'irrigation** (Bravard & Peiry, 1993).

Des **facteurs locaux** ont également participé fortement au recul du style en tresses au sein du bassin du Rhône en modifiant localement la géométrie du chenal :

- **La construction d'ouvrages de protection contre les inondations.** Des digues sont signalées sur certains tronçons dès le XVI^e siècle, avec par exemple l'endiguement du Drac au niveau de Grenoble, vers 1525. Au cours des XVIII^e et XIX^e siècles, la construction de digues se fait également dans le but de protéger les terres agricoles de l'érosion ; c'est notamment le cas de la Drôme ou de l'Arve (Peiry, 1988 ; Landon, 1999). C'est au cours de la période 1820-1890 que les travaux d'endiguements sont les plus nombreux : Isère savoyarde entre 1829 et 1845, Var entre 1844 et 1869, Durance à la fin du XIX^e siècle... (Bourdin, 2004). Sur l'ensemble des secteurs ayant enregistré une disparition du tressage au cours du siècle précédent, 78 % d'entre eux sont endigués sur une ou deux rives (Hadibi Saadi, 2005). Un exemple de resserrement brutal du lit de la Drôme est donné dans la Figure 18.
- **L'extraction des granulats et les curages en lit mineur** ont également grandement participé à limiter la quantité de charge sédimentaire transitant au sein des tronçons tressés. Ces extractions, que ce soit pour la construction des voies de communication et la fabrication de béton ou pour la protection des populations contre les inondations, ont été **particulièrement importantes entre 1950 et la fin des années 1980** sur certains tronçons. Sur la Durance, on estime ainsi à plus de **60 millions de m³** le volume de matériaux extraits depuis 1960, représentant l'équivalent de **un à deux siècles de transit naturel** (Sogreah et al., 2001). La Figure 19 illustre l'effet des extractions sur la Durance. Sur le Var, le volume total des extractions s'élève à **50 millions de m³ en 30 ans (1960-1990)**, ce qui équivaut à **environ 250 ans d'apports moyens annuels naturels** (Chapuis, 2012).



Figure 18 : réduction brutale de la largeur de bande active de tressage d'environ 300 m à 110 m par endiguement à Allex (26) (© Google earth)

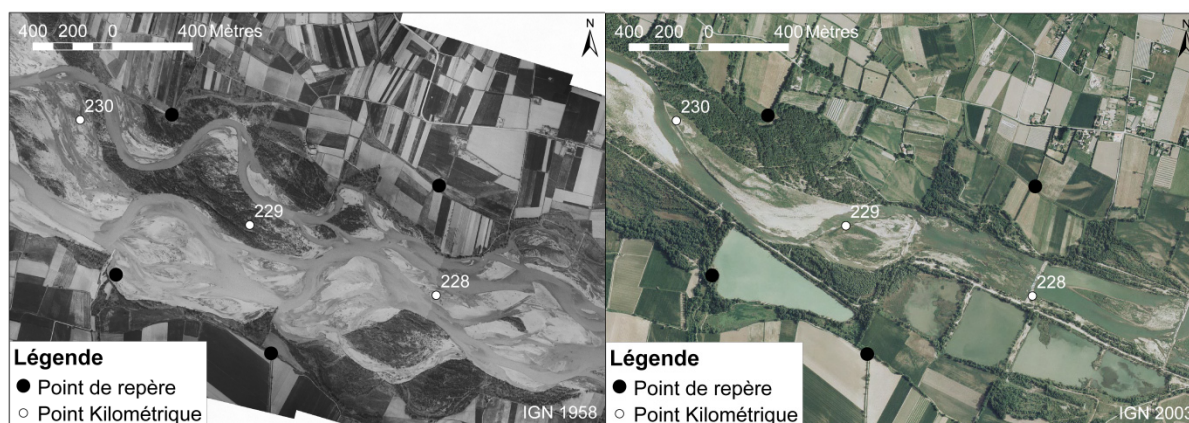


Figure 19 : perte de mobilité latérale sur la Durance à l'aval d'une souille - réduction de la largeur de bande active – avant extractions (à gauche) et après extractions (à droite) (© Chapuis et Collomb, 2012)

1.3 DES RIVIERES EN DEFICIT D'IMAGE ?

Si les rivières en tresses sont un objet d'étude très estimé des scientifiques, elles ne sont en revanche pas toujours appréciées par le grand public ou les riverains. Elles prennent beaucoup de place dans des plaines alluviales souvent étroites, laissant peu d'espace aux activités humaines. Elles sont en outre **difficilement navigables** et posent des **problèmes de franchissabilité**. Leur largeur est de 10 à 15 fois plus importante que pour un lit unique sinueux à débit morphogène équivalent (Malavoi et Bravard, 2010). **Elles bouleversent également les représentations traditionnelles de la rivière, donnant à voir plus de graviers que d'eau.**

Par ailleurs, de nombreuses personnes pensent souvent que la tresse est en exhaussement, ce qui est rarement le cas. **La présence de graviers est perçue comme un risque** en matière d'inondation ou d'érosion, ceux-là étant considérés comme « prenant la place de l'eau ».

Depuis les années 1970, des **enquêtes dites de perception** ou **d'évaluation paysagère** s'efforcent de rendre compte de l'attractivité visuelle exercée par les écosystèmes d'eau courante. Leurs résultats font apparaître des éléments génériques qui permettent de répondre à la question « Qu'est-ce qu'une belle rivière ? » Ainsi, pour le public une belle rivière présente une largeur modeste et méandre doucement entre des berges dont la végétation est tout à la fois diversifiée et entretenue de telle sorte que les usagers puissent voir l'eau (House et Fordham, 1997). **Ce paysage idéal ne correspond pas à celui d'une rivière en tresses.** Dès lors, comment les dépôts alluviaux influencent-ils l'appréciation des paysages fluviaux ?

Une enquête fondée sur un photo-questionnaire a été réalisée à proximité du fleuve Magra (Italie). Malgré une importante pression humaine dans la vallée, ce dernier a conservé un tressage sur une partie de son cours (Le Lay *et al.*, 2013). Le Parco Naturale Regionale di Montemarcello-Magra-Vara contribue à la préservation du milieu naturel et en particulier d'une quarantaine d'espèces de poissons. Durant l'étude, plus de 120 participants (des riverains, des scientifiques et des gestionnaires) ont estimé la valeur esthétique, l'utilité et le besoin d'intervention sur un ensemble de dix photographies au sein desquelles les proportions d'eau, de sédiment et de végétation variaient significativement. Les résultats ont montré qu'en général les dépôts alluviaux influencent négativement l'évaluation des photographies (Figure 20). Les **paysages fluviaux contenant beaucoup de sédiments** sont considérés comme moins beaux, ils satisfont moins facilement les pratiques des usagers et **ils suscitent une motivation accrue pour intervenir et changer l'existant**. Toutefois, les personnes qui habitent à proximité du fleuve et sont ainsi familières du tressage, ainsi que celles qui disposent de connaissances sur le fonctionnement des hydrosystèmes, évaluent plus positivement la présence de bancs de galets dans le paysage.

Ces résultats corroborent les acquis d'études précédentes (Le Lay *et al.*, 2012). Par exemple, dans une enquête conduite auprès d'un échantillon représentatif de la population vivant dans le bassin du Roubion (France), les paysages de rivière en tresses ont compté parmi les moins appréciés de manière assez consensuelle : les participants ont dénoncé **le manque d'eau et l'abondance d'éléments détritiques** (notamment les graviers) dans un paysage perçu comme désertique, mal entretenu et désordonné. Voilà qui souligne des contradictions entre **la valorisation particulièrement positive des rivières en tresses par les scientifiques et leur dépréciation dans l'opinion publique**. Ce contraste doit interroger les gestionnaires sur le niveau de soutien que les habitants sont susceptibles d'apporter aux projets de restauration écologique qui visent à favoriser le transport solide et le développement des bancs alluviaux, en réintroduisant des sédiments dans les cours d'eau. Dans la mesure où nous sommes plus enclins à apprécier ce qui nous est familier et ce dont nous pouvons attendre des bénéfices, des **campagnes d'information environnementale** pourraient être conçues pour limiter cet écart entre les connaissances expertes et vernaculaires et accroître l'adhésion du public aux modalités de gestion et de valorisation.

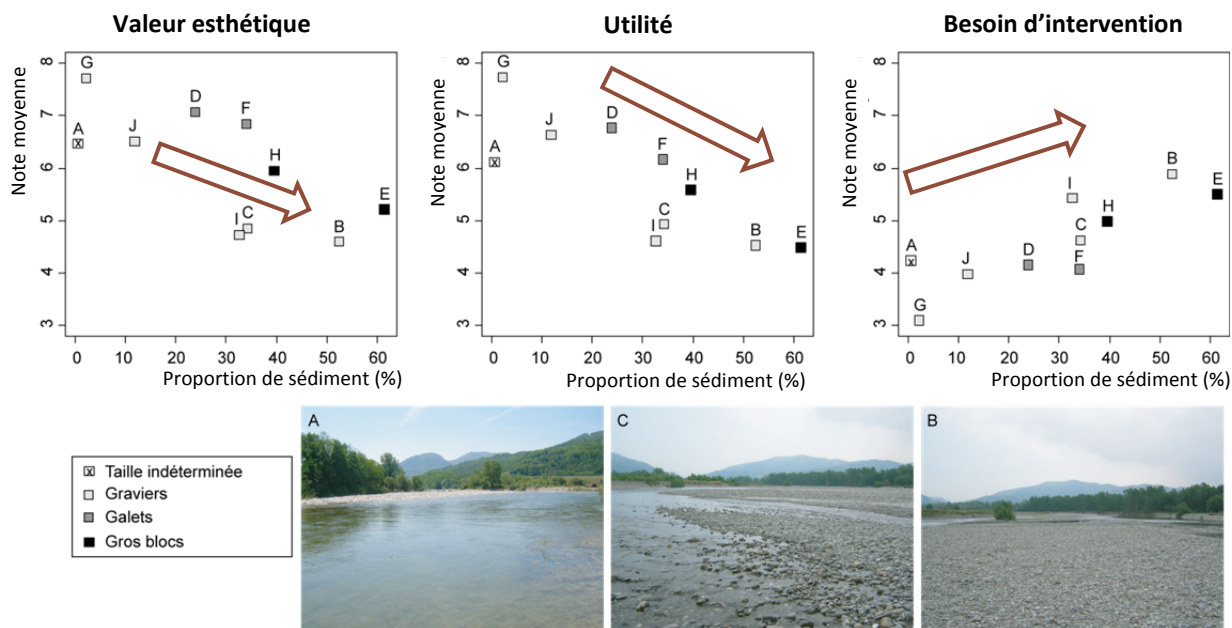


Figure 20 : l'influence de la proportion et de la taille des dépôts alluviaux sur l'évaluation de l'esthétique, de l'utilité et du besoin d'intervention mesurée à partir de dix photographies de paysages fluviaux de la rivière Magra en Toscane. D'après Le Lay *et al.*, 2013

Les chercheurs ont également mobilisé le dessin et des entretiens semi-directifs pour saisir sur la Drôme les représentations mentales et subjectives par lesquelles un individu qualifie son environnement.

L'enquête a permis de mettre en évidence d'une part que la « vallée de la Drôme » était un espace identifié et approprié par le groupe de gestionnaires de l'eau enquêté, et d'autre part qu'elle formait **un territoire construit autour de la rivière et par la gestion de l'eau**. Le tressage de la rivière est par contre très peu présent, tant dans les illustrations que dans les discours, ce qui témoigne de la faible connaissance ou de la faible importance accordée à cet aspect par ce groupe de gestionnaires. Un dessin fait cependant exception (Figure 21) : il révèle l'importance symbolique du tressage de la rivière comme **un élément participant de l'identification et de la spécification du territoire**. Ce dessin a été produit par l'un des gestionnaires de l'eau par ailleurs acteur du développement territorial de la vallée.



Figure 21 : dessin de la « vallée de la Drôme » montrant l'importance du tressage de la rivière comme un des éléments symboliques de cet espace (enquête Girard, 2009)

1.4 DES RIVIERES UTILES

Les rivières en tresses jouent **un rôle majeur pour la biodiversité et la mobilité des espèces**. Par leurs caractéristiques géomorphologiques, elles contribuent fortement à **la bonne qualité des eaux**. Elles sont aussi **des espaces récréatifs appréciés** par les amateurs de sports d'eaux vives avec en conséquence un potentiel touristique important. La liste qui suit n'a pas vocation à être exhaustive mais à mettre l'accent sur un certain nombre de services rendus par les rivières en tresses.

1.4.1 Des réservoirs de biodiversité

Les rivières en tresses offrent une grande diversité d'habitats, allant des plus secs aux plus humides, sur des surfaces extrêmement réduites. Elles constituent donc des mosaïques pouvant héberger **une grande diversité d'organismes, aussi bien terrestres qu'aquatiques**. La mobilité de leurs sédiments assure un renouvellement constant des formes et des assemblages de plantes et d'animaux, qui sont maintenues à un stade juvénile ou pionnier. Ces dépôts de sédiment constituent des zones d'interface entre eau de surface et eau souterraine, colonisées par des organismes stygobies⁴, parfois rares et en danger.



Gomphe à crochets (libellule typique des rivières en tresse) © Patrick Dubois



Petit Gravelot, espèce remarquable typique des cours d'eau en tresses © J. Armand, Réserve Naturelle des Ramières de la Drôme



Petite massette *Typha minima* © Régis KRIEG-JACQUIER



Apron du Rhône Zingel asper © J. Armand, Réserve Naturelle des Ramières de la Drôme

Figure 22 : illustration d'espèces animales et végétale typiques des rivières en tresses

⁴ Le terme « stygobie » provient du grec Styx. Il désigne le fleuve des enfers. La faune stygobie correspond à un assemblage d'espèces caractérisées par une vie exclusive dans les eaux souterraines (Dole-Olivier et Mallard, 2010)

1.4.2 Des corridors pour la mobilité des espèces

Les rivières en tresses sont aussi **des corridors mettant en connexion les réservoirs de biodiversité à l'échelle du paysage** et assurant ainsi leur stabilité à long terme. Ces flux d'organismes dans ces rivières à sédiment très mobile sont encore peu étudiés, tout comme le rôle joué par la taille exceptionnelle de leur habitat hyporhéique⁵. Toutefois l'histoire de la faune stygobie d'Europe occidentale nous renseigne sur l'importance de ces connexions souterraines (Ème et al., 2013). Les connexions entre la plaine du Rhône et les aquifères du sud des Alpes par l'intermédiaire des habitats hyporhéiques des rivières en tresses ont permis à la faune stygobie de trouver refuge pendant la période glaciaire, puis de recoloniser l'espace à la fin des glaciations.

1.4.3 Une autoépuration au service de la qualité de l'eau

Les rivières en tresses possèdent **un habitat hyporhéique très développé** où l'eau de surface s'infiltre, circule sur plusieurs centaines de mètres, puis regagne les chenaux de surface. Les contacts avec les biofilms microbiens sont exacerbés pendant ce trajet entre les particules du sédiment (en termes de surface de contact et de durée). On assiste donc à une **biodégradation des substances organiques** qui sont minéralisées et peuvent être ensuite assimilées par les microalgues en surface. Cette minéralisation est stimulée par la présence d'oxygène dans les interstices. La mobilité des sédiments est donc essentielle au maintien de la qualité des eaux. Dans les poches anoxiques qui viennent à se créer (sous des bras abandonnés à sédiment fin par exemple) les nitrates disparaissent, car utilisés par les bactéries dénitrifiantes à la place de l'oxygène. Pour cet ensemble de processus, on parle d'**autoépuration**. Ce phénomène est **essentiel à la conservation de la qualité des cours d'eau**. La taille de l'habitat hyporhéique fait des rivières en tresses des lieux d'intense activité d'autoépuration encore peu étudiés et méritant d'être quantifiés de manière précise.

1.4.4 Des espaces récréatifs et touristiques constitutifs de l'identité des territoires

Les rivières en tresses offrent un espace permettant la **pratique de nombreuses activités d'eaux vives** (kayak, canoë, baignade, rafting, etc.). Elles constituent des secteurs de pêche très prisés. Elles sont également recherchées par les randonneurs car elles présentent un paysage saisissant.

A l'échelle internationale, un certain nombre de territoires ont fait des rivières en tresses **un élément fondateur de leur identité culturelle et touristique**, notamment en Nouvelle-Zélande (Loumis et Walsh, 1986, Gray et Harding, 2007).



*Baignade dans le Buëch, à Serres (05)
(source : www.buech-serrois.com)*



Promeneurs le long de la Bléone

⁵ La zone hyporhéique est l'ensemble des sédiments saturés en eau situés au-dessous et à côté d'un cours d'eau, contenant une certaine quantité d'eau de surface (Eaufrance, 2016).



Pêcheur sur le Verdon



Le Pré de Madame Carle, dans le massif des Ecrins. En altitude, les rivières en tresses offrent un paysage spectaculaire aux randonneurs (© Anne-Marie Boullier)

Figure 23 : exemple d'activités récréatives et touristiques sur des rivières en tresses

La valorisation de la faune et de la flore dans la réserve des Ramières de la Drôme

La réserve naturelle des Ramières s'étend sur 10 km, dans le lit majeur de la rivière Drôme, en aval de Crest (26). Composée de deux secteurs en tresses reliés par un tronçon endigué depuis le XIX^e siècle, sa superficie couvre 346 ha. Les deux tiers sont situés sur le domaine public fluvial et appartiennent donc à l'État. Différents zonages fondent la protection de ces secteurs tressés, aux niveaux (a) européen avec les dispositifs Life pour l'apron et NATURA 2000, (b) national avec la réserve naturelle nationale et (c) local avec les zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF).

L'évolution des représentations liées au patrimoine naturel des Ramières a été abordée de 1981 à 2008. Les premières velléités de création d'une réserve naturelle apparaissent en 1977. Cette réserve naturelle est souhaitée par différents acteurs, notamment écologistes, afin de protéger ce site des extractions de granulats en lit mineur et de conserver la ripisylve. L'Etat donne un avis favorable en 1984. Le décret ministériel du 2 octobre 1987 crée **la réserve naturelle nationale des Ramières** (Comby et Le Lay 2014). L'année 2008 est marquée par l'ouverture d'un musée à l'entrée payante : **la Gare des Ramières**.

L'adhésion du public à la patrimonialisation de chenaux tressés ne va toutefois pas de soi. Ce paysage fluvial reste **généralement mésestimé** par les personnes qui ne le fréquentent pas régulièrement : il s'avère moins attractif qu'une rivière méandrant entre des berges dont la végétation riveraine est abondante tout en étant régulièrement entretenue (Le Lay et al. 2013). L'étude rétrospective des discours tenus dans la presse montre des représentations différenciées et vise à comprendre comment des groupes sociaux s'approprient cet espace protégé porteur d'enjeux variés. Le choix s'est porté sur un hebdomadaire local, *Le Crestois*. 85 articles ont été numérisés puis analysés.

31 occurrences du terme « **patrimoine** » ont été recensées (présent dans plus d'un article sur trois). L'analyse des cooccurrences montre qu'à quatorze reprises, l'adjectif « **naturel** » qualifie le patrimoine. Les substantifs les plus cités autour de ce patrimoine font référence à la faune. Si les espèces évoquées sont caractéristiques des écosystèmes aquatiques protégés (oiseaux, castors, poissons, insectes et amphibiens), **les figures du patrimoine faunistique varient dans le temps.**

Deux d'entre elles s'avèrent sensiblement plus représentées : **les castors et les hérons** (respectivement 50 et 38 occurrences), suivis de l'apron (18 reprises) et de l'aigrette (11 fois). Si le héron est la figure animale la plus citée jusqu'en 1995, le castor comble rapidement son retard de 1995 à 1999 et le dépasse en 2000. Depuis 1990, **le nombre d'espèces citées s'accroît**, comme le montre l'apparition de l'apron alors mis en lumière par un programme Life. Ces nouvelles espèces témoignent de la reconnaissance publique accrue de la patrimonialité élargie à d'autres espèces protégées.

Lors du lancement de la Gare des Ramières comme structure de valorisation du patrimoine naturel, les choix *marketing* ont conservé le nom historique lié à l'arbre (*ramus* en latin signifiant branche), en l'associant à un logo de castor (Figure 24).



Figure 24 : un panneau à l'entrée de la Gare des Ramières dans la Drôme (Comby 2015)

Comme pour le héron, la mise au premier plan du castor en fait une « espèce parapluie » dont le milieu doit être protégé pour favoriser son maintien et celui d'autres espèces. Si le castor est vu comme une espèce à conserver, son charisme (Lorimer 2007) et son « capital sympathie » en font **la source d'une relation plus affective à la réserve naturelle**. La mobilisation d'un animal peut alors devenir un catalyseur pour **construire une ressource touristique** (Sergio et al. 2006) et de nouvelles modalités de communication à l'égard de l'environnement. Cette sélection d'emblèmes témoigne du passage d'un espace protégé valorisant l'espèce menacée à une mise au premier plan de l'espace tressé comme **lieu d'un potentiel développement local autour de ses fonctions récréatives.**

1.5 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 1

Les éléments clefs :

- **Classiquement, quatre critères principaux** sont présentés comme étant spécifiques à la formation et au maintien du style en tresses : **l'abondance de charge de fond graveleuse ou sableuse, l'érodabilité des berges, la variabilité des débits et la présence d'un plancher alluvial à forte pente. Cette vision est toutefois à nuancer.**
- **Le rapport entre l'abondance de la charge de fond et la capacité du cours d'eau à la transporter** est un critère primordial du tressage. Au sein des tronçons en tresses, la faible cohésion du lit est à l'origine du **fort transport sédimentaire** et de la **relative instabilité des formes fluviales** qui caractérisent les rivières en tresses.
- Le linéaire de rivières en tresses dans le bassin Rhône-Méditerranée est **en forte diminution depuis des décennies**, du fait des **politiques d'aménagement** des cours d'eau (barrages, endiguements...), des **extractions** mais aussi des **reboisements spontanés ou planifiés** de têtes de bassin versant.
- On peut observer une contradiction entre la valorisation particulièrement positive des rivières en tresses par les scientifiques et le déficit d'image dans l'opinion publique.
- Les rivières en tresses sont des **réservoirs de biodiversité** et elles jouent un **rôle majeur de corridor pour la mobilité des espèces**. Elles sont aussi caractérisées par des **processus d'autoépuration intenses** qui contribuent à **une eau de qualité**. Elles offrent des **espaces récréatifs** très appréciés et certains territoires ont fait de leur rivière en tresses **un atout touristique majeur**.

2. DES RIVIERES QUI RESPIRENT

Les rivières en tresses sont souvent considérées comme **des rivières qui respirent**, qui prennent une certaine liberté dans la plaine car elles forment **des paysages changeants au gré des crues**. Elles s'élargissent, érodent leurs berges, se déplacent, remettent leurs chenaux en eau ou encore se végétalisent. C'est cette dynamique qui est un signe de leur bonne santé.



2.1 DES GEOMETRIES EN CONSTANTE EVOLUTION: LA RESPIRATION HYDROLOGIQUE

2.1.1 Un nombre de chenaux en eau qui varie avec le débit

Cette respiration s'exprime notamment au niveau du réseau de chenaux en eau qui évolue en fonction du débit de la rivière. **En condition d'étiage, l'écoulement peut se concentrer dans un chenal unique** et seule la topographie inscrite dans les bancs de graviers rend compte de l'existence d'une tresse composée de bras multiples. **Lorsque le débit augmente, les chenaux se mettent progressivement en eau et le taux de tressage⁶ augmente.** Celui-ci atteint finalement un seuil au-delà duquel les chenaux commencent à déborder sur les bancs latéraux et à devenir coalescents⁷. Ceci est bien démontré par les observations faites par Egozi et Ashmore (2008) sur la rivière Sunwapta au Canada (Figure 25) :

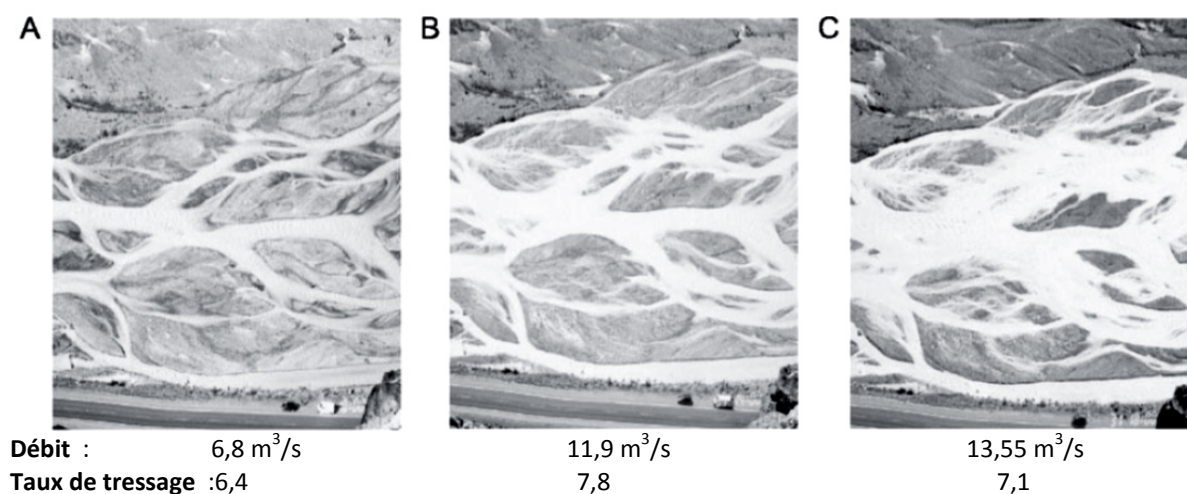
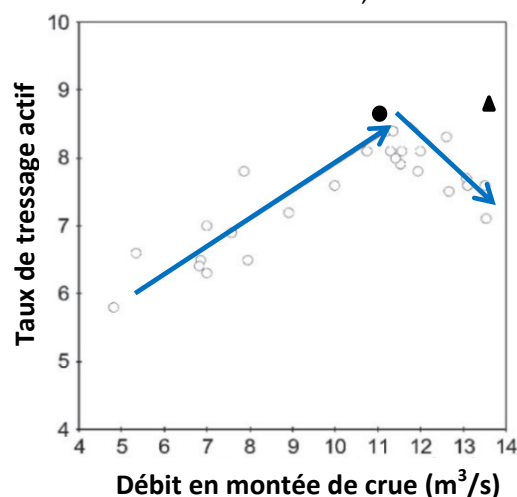


Figure 25: évolution du taux de tressage des bras en eau avec l'augmentation du débit sur la rivière Sunwapta, Canada

En haut : ortho-photographies permettant de visualiser la tresse pour 3 débits

A droite : résultats acquis sur la rivière durant une série d'événements – le point noir correspond au pic de crue; le triangle marque un moment particulier de l'événement à la suite de changements morphologiques importants durant une crue d'après Egozi et Ashmore, 2008



Cette dynamique est aussi illustrée dans la vallée suisse du Val Roseg par Malard et al. (2006) qui ont cartographié le réseau de bras en eau pour différents débits.

2.1.2 Une respiration hydrologique s'exprimant aussi par les échanges nappe-rivière

Le réseau de bras en eau qui constitue une tresse n'est pas uniquement associé à l'écoulement de surface alimenté par le bassin amont. Belletti et al. (2013) ont ainsi montré que certaines rivières en tresses présentent

⁶ le taux (ou indice) de tressage permet de caractériser l'intensité du tressage. S'il peut être défini de plusieurs façons, il est classiquement calculé en comptabilisant le nombre de chenaux sur des sections transversales de longueur définie (Howard et al., 1970)

⁷ deux choses naturellement séparées qui viennent à s'unir de nouveau

un réseau en eau extrêmement développé en conditions d'étiage alors que d'autres ne présentent qu'un chenal unique serpissant au sein du corridor graveleux. L'observation de ces réseaux montre que **bien des bras ne sont pas connectés à l'amont et sont de fait alimentés par des apports phréatiques**. Ces systèmes très connectés à la nappe présentent également au sein du corridor des mares complètement déconnectées en surface avec le réseau coulant. Une typologie des différents bras est ainsi proposée sur la carte ci-après (Figure 26). **Les mares, chenaux alluviaux et phréatiques sont 3 types de chenaux alimentés localement par des eaux souterraines.**

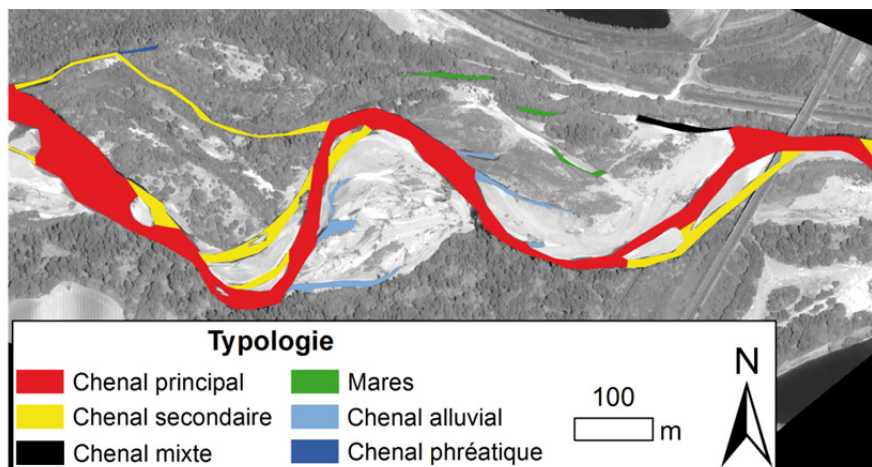


Figure 26 : types de chenaux observés dans un système en tresses alimenté par des écoulements superficiels et souterrains

La connectivité avec la nappe est un élément fonctionnel clé des rivières en tresses qui peut leur conférer des potentialités écologiques fortes. Au sein d'une rivière en tresses, il peut exister de forts contrastes entre secteurs mais aussi au sein d'un même secteur avec des portions très connectées à la nappe et d'autres non, en lien avec la dynamique de la nappe et la topographie.

Le Val Roseg en Suisse est un exemple de système assez exceptionnel. En effet, la partie amont de la plaine alluviale alimentant la nappe, le réseau superficiel est alors déconnecté. Au contraire la partie aval bénéficie de résurgences phréatiques et présente un réseau de tressage extrêmement ramifié. Dans la Figure 27 ci-après, Malard et al. (2006) distinguent **des eaux chargées en matière en suspension (MES) connectées au réseau coulant alimenté par l'amont** (en gris) et **des eaux claires issues des apports phréatiques** (en bleu).

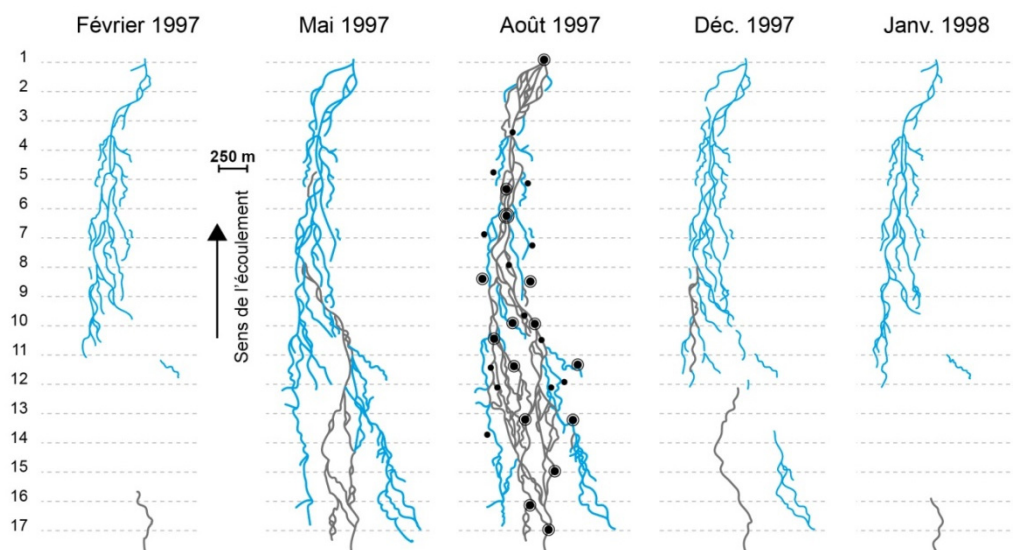


Figure 27 : cycle d'expansion-contraction du réseau de chenaux en eau. Les chenaux en bleu correspondent aux branches phréatiques, les gris aux chenaux turbides connectés aux sources sédimentaires amont. Les points noirs avec deux, un, ou sans anneaux correspondent respectivement aux sites échantillonnés pour les invertébrés benthiques, la matière organique benthique et les invertébrés de la zone hyporhéique.

A l'échelle régionale, Belletti et al. (2013) ont pu **séparer en condition d'étiage les systèmes en tresses dont le réseau de tressage résulte en basses eaux de ces apports souterrains locaux des systèmes alimentés par des écoulements superficiels amont**. Ils ont pour cela utilisé **l'indicateur de diversité H' des linéaires aquatiques**. Cet indicateur est d'autant plus élevé que le linéaire des différents types de chenaux est équi-représenté (voir section 5.2.1.1).

La typologie proposée comprend 5 types, des rivières en tresses de basse altitude et à faible pente (type 1) à des tresses de haute altitude et à forte pente (type 5) (carte Figure 28 ci-après) :

- **le type 1** correspond à des rivières en tresses avec une faible largeur normalisée de la bande active (W^* voir section 5.1.1.2), avec moins de pente et de moins haute altitude que **les types 2 et 3**.
- **Le type 2** correspond à **des rivières en tresses de plaine bien alimentées en sédiments** (avec une largeur normalisée de la bande active W^* élevée) et **très connectées à la nappe**. On peut les qualifier de « **tresses phréatiques** ». Ce type 2 correspond potentiellement **aux rivières en tresses les plus intéressantes sur le plan écologique**, surtout en ce qui concerne les habitats aquatiques.
- Le **type 3** comprend des rivières en tresses généralement de plus haute altitude et avec un peu plus de pente que les types 1 et 2, avec une largeur normalisée de la bande active W^* moins élevée que le type 2.
- Les **types 4 et 5** correspondent à des types de rivières en tresses de haute altitude avec une charge solide abondante et des hautes eaux d'été. Le type 5 correspond à des rivières de plus haute altitude et à plus forte pente que le type 4.

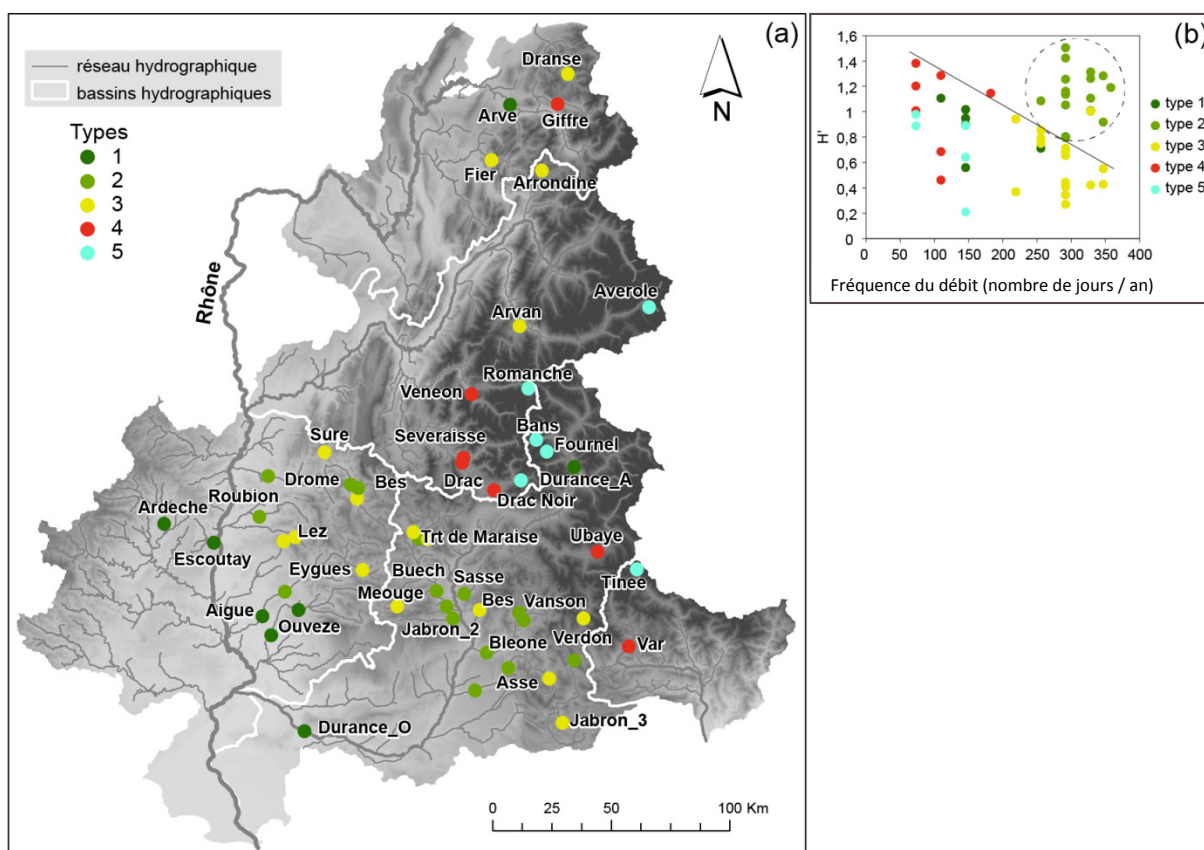


Figure 28 : typologie des rivières en tresses en fonction des types de chenaux en eau en conditions d'étiage d'après Belletti et al. (2013) a) Répartition géographique des types de tresses dans les Alpes françaises et (b) Relation entre la diversité des types de chenaux H' (calculé avec l'indice de Shannon appliqué à la longueur de chacun des types) et la fréquence du débit (exprimée en nombre de jours par an) lors de l'observation. Cette analyse permet d'identifier les tresses phréatiques (type 2) parmi l'ensemble des tresses.

2.2 UNE RESPIRATION LATÉRALE EN LIEN AVEC LA DYNAMIQUE SEDIMENTAIRE

2.2.1 La respiration végétale, témoin de la respiration latérale

La tresse présente une autre forme de respiration qui est associée à la dynamique de la végétation. La végétation riveraine colonise progressivement les bancs de galets durant des périodes hydrologiquement calmes puis disparaît sous l'effet de l'érosion latérale lors des crues. Ceci est très visible par exemple sur le secteur Luc-Recoubeau (26) dans la Drôme durant la période 1948-2006 (Figure 29). La largeur de la bande active fluctue de manière plus ou moins régulière sur un cycle d'une dizaine d'années, sachant qu'il est bien établi aujourd'hui que **le débit morphogène renouvelant significativement la mosaïque végétale d'une tresse correspond en gros à la crue décennale.**

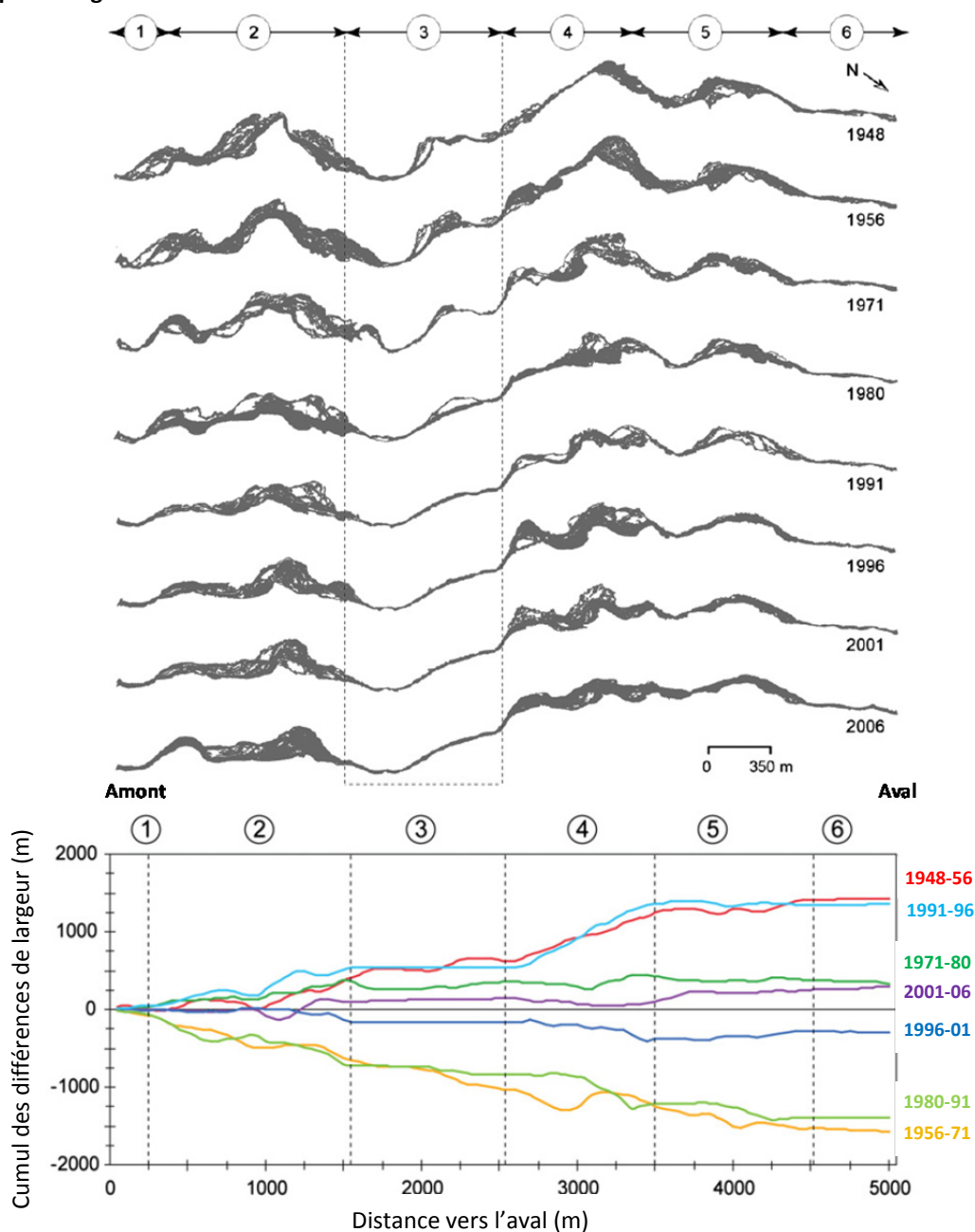


Figure 29 : en haut : tracé en plan de la tresse de la Drôme entre Luc-en-Diois et Recoubeau (26) entre 1948 et 2006. Les 6 tronçons indiqués permettent de se localiser sur la figure du bas. En bas : cumul par période et de l'amont vers l'aval des différences de largeur. Quand le cumul est négatif, le lit se rétracte, quand il est positif, il s'élargit (d'après Toone et al., 2014)

La Figure 29 ci-avant permet de **visualiser cette respiration** sur un tronçon de 5 km de la Drôme à l'aval de Luc-en-Diois où on observe l'évolution de la largeur du lit tous les 50 m (Toone et al. 2014). **Lorsque le cumul des différences de largeurs est positif, le corridor graveleux s'élargit significativement.** C'est le cas des périodes 1948-1956, 1991-1996 et dans une moindre mesure 1971-1980 et 2001-2006. Dans ces 4 cas, **il s'agit de périodes où une crue importante est survenue.** Au contraire, lorsque le cumul des variations de largeurs est négatif, pour les périodes 1956-1971, 1980-1991 et 1996-2001, **le tronçon se rétracte, la végétation peut librement s'installer sans être endommagée par les crues.**

Sur la Drôme, la rétraction du corridor graveleux qui s'observe à la suite de la crue de 2003 peut être visualisée sur une cartographie annuelle de la végétation réalisée entre 2005 et 2011 à partir d'images aériennes prises par un drone (Figure 30, Raeppele et al. 2017). On voit notamment que **le phénomène n'est pas continu** d'une année à l'autre mais qu'**il s'exprime plutôt certaines années**, comme en 2007 dans ce cas. Il dépend en effet de conditions printanières particulièrement humides permettant aux plantules de s'installer sur de grandes superficies et de survivre également au-delà de la première période végétative. De fait, **cette dynamique de rétraction ne dépend pas de la dynamique morphologique de la tresse mais bien davantage de conditions hydroclimatiques locales, ce qui explique qu'il y a effectivement plusieurs types de rivières en tresses dans des ensembles régionaux climatiquement contrastés** comme l'est l'arc alpin.

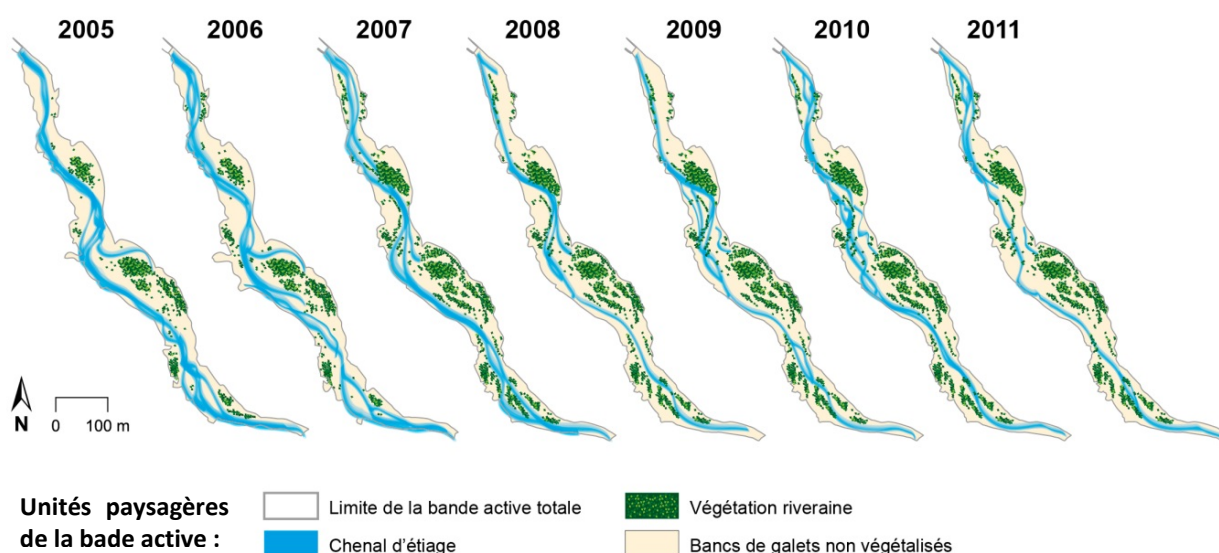


Figure 30 : cartographie annuelle de la végétation sur la Drôme entre 2005 et 2011 (Raeppele et al. 2017)

La dynamique cyclique de **renouvellement de la mosaïque végétale** de la tresse est en revanche intrinsèquement **liée à sa capacité d'érosion latérale**. En se rétractant, le système contraint davantage les écoulements dans un chenal plus étroit et lui donne **davantage d'énergie pour éroder ses berges en période de crue**. C'est ainsi que Piégay et al. (2009) montrent bien que **l'érosion latérale est d'autant plus forte sur une tresse que celle-ci a enregistré une forte rétraction latérale et que son chenal principal est de plus en plus sinueux.**

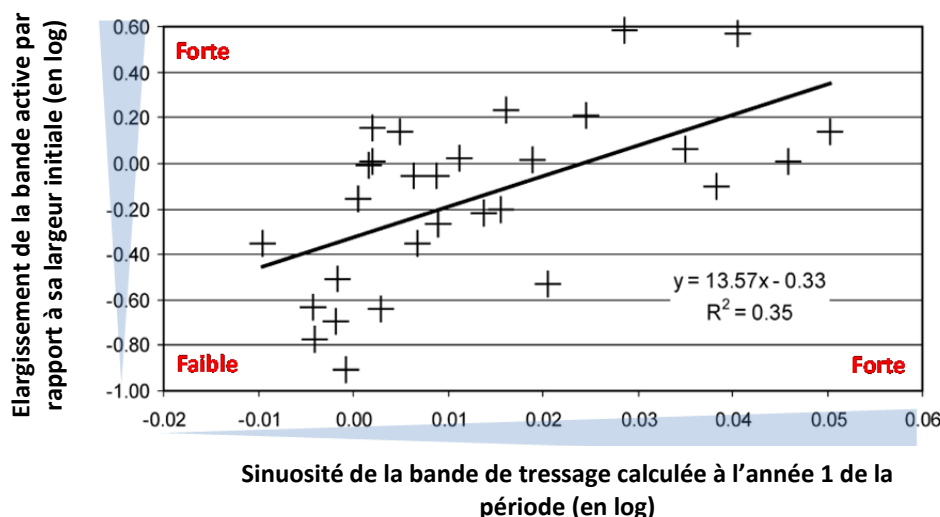


Figure 31 : relation entre l'élargissement de la bande active rapportée à sa largeur initiale (en log) et la sinuosité initiale de la bande de tressage (année 1 de l'observation, valeurs données en log) (Piégay et al. 2009)

La bande active augmente significativement par rapport à sa largeur initiale (Y positif) lorsque elle est initialement très sinueuse et bien végétalisée. Au contraire elle s'élargit beaucoup moins (Y négatif) quand elle est initialement relativement rectiligne, très large, active.

La Figure 31 montre ainsi que, **quand la bande active se rétracte et devient de fait sinueuse à l'échelle d'une ou deux décennies, elle enregistre ensuite un élargissement beaucoup plus marqué que quand elle est encore large et rectiligne**. Ces observations faites sur plusieurs rivières entre les années 1950 et 2000 montrent que cela n'est pas spécifique à un secteur géographique mais que cela **s'applique à tous les types de tresses**. Les fluctuations pluri-décennales peuvent être très fortes. Dans certains cas, elles peuvent être du même ordre de grandeur que les rétractions séculaires enregistrées par les tresses européennes du fait de la réduction des apports sédimentaires résultant de différentes actions humaines (contrôles torrentiels, reboisement planifié ou spontané suite à une déprise agro-pastorale).

2.2.2 Le transport solide, moteur fonctionnel de la dynamique latérale.

La dynamique morphologique des tresses traduit aussi **la variabilité dans l'espace et dans le temps de la charge sédimentaire** qui transite au sein du tronçon. Cette charge en sédiments grossiers, **d'origine locale** (sapements de berges) **ou venant de l'amont** (charge résultant de l'érosion des versants et transférée par les affluents), **se déplace uniquement lors des crues**, sur des distances annuelles de quelques centaines de mètres, voire de quelques kilomètres, comme en témoignent les expérimentations de traçage sédimentaire. La mobilité des formes élémentaires du lit en tresses est donc intimement liée à la dispersion des graviers vers l'aval, qui se traduit par **des phénomènes complexes de construction et de destruction de bancs, de formation et de migration de chenaux**. Cette grande instabilité des lits en tresses est indissociable de l'abondance de la charge sédimentaire en transit et elle ne doit pas être considérée comme un dysfonctionnement, mais plutôt comme **un indicateur d'une bonne alimentation du système en sédiments**.

Lors des crues, les chenaux en eau érodent les berges et se déplacent. Le réseau de chenaux en eau évolue ainsi au fil du temps dans le corridor graveleux. Une des manifestations les plus spectaculaires de cette dynamique est sans doute **le changement brutal de tracé du chenal principal de la tresse au sein de ce corridor**, qui en se déplaçant détruit les bancs et remet en circulation des volumes importants de graviers. D'après les études conduites sur le Tagliamento en Italie, ce phénomène qui se traduit par **un réarrangement complet du réseau de chenaux** ne se produit que **pour des crues de période de retour supérieure à 2 ans** (Bertoldi et al., 2010).

Des levés LiDAR aéroportés sur le Bès, affluent principal de la Bléone, ont été réalisés avant et après une grosse crue d'hiver (période de retour 15 ans) (Figure 32). L'exploitation de ces levés LiDAR a **montré l'importance de ce réajustement du réseau de chenaux en eau dans la dynamique morphologique du lit et la réorganisation du lit en tresses**. C'est un élément de la respiration du système en lien avec les conditions de transport des sédiments.

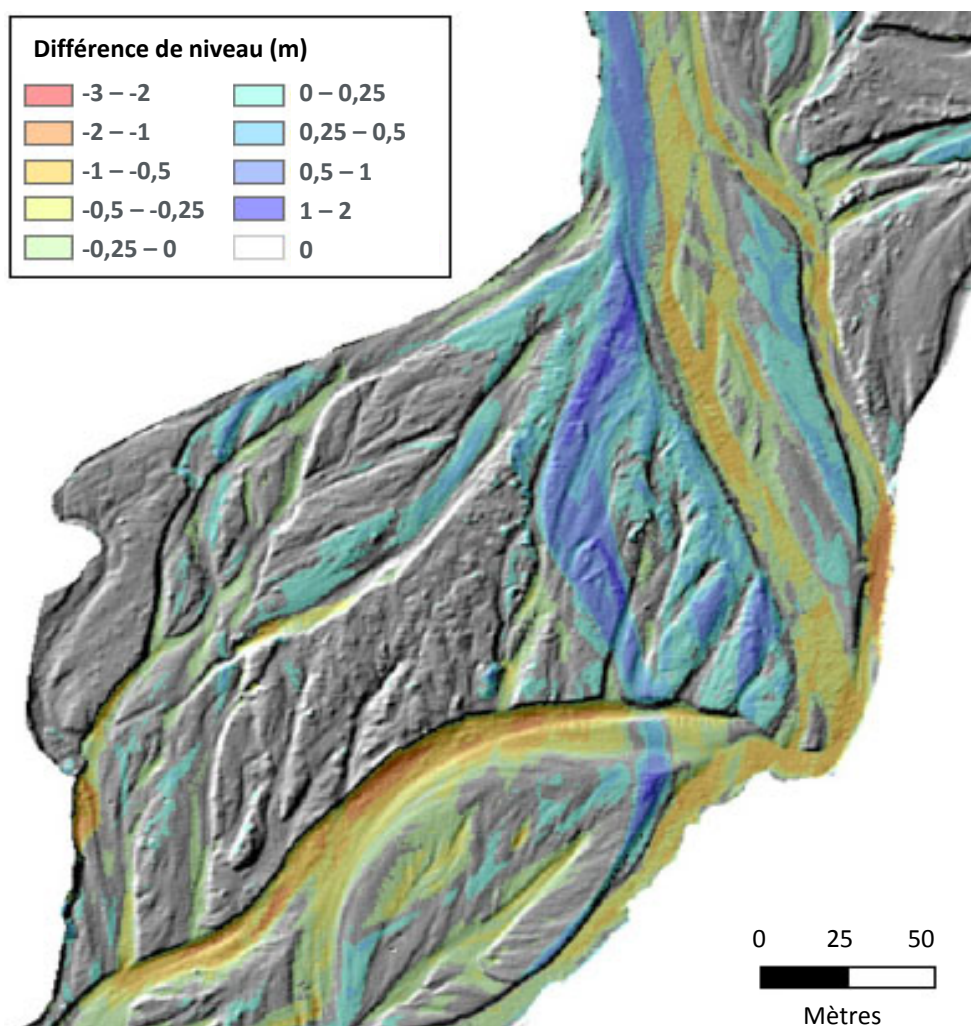


Figure 32 : basculement du chenal en eau principal du Bès au sein du corridor graveleux lors de la crue de décembre 2009, d'après le croisement de levés LiDAR aéroportés (Lallias-Tacon et al., 2014) - cette figure illustre en bleu les zones de dépôt sédimentaire et en jaune, orange et rouge les zones qui se sont creusées. Avant la crue de 2009, le chenal principal était dans la zone bleue la plus foncée, alors qu'il a basculé dans la zone jaune et orange à la faveur de cette crue.

Vues du ciel, les bandes actives présentent une physionomie caractéristique dite de **structure en perles** (Figure 33), qui se traduit par **une suite plus ou moins régulière de zones d'expansion et de contraction latérale du lit actif**. Cette structuration longitudinale caractéristique résulte de l'effet combiné du confinement lié à l'espace disponible dans le fond de vallée et à la mise en place de mégaformes sédimentaires liées au stockage temporaire de la charge sédimentaire (désignées parfois zones de sédimentation, Church 1983). Ces mégaformes ont été parfois interprétées comme le résultat de vagues sédimentaires en transit, dont la vitesse de progradation vers l'aval peut atteindre plusieurs centaines de mètres par an (Nicholas et al. 1995). L'analyse systématique des fluctuations longitudinales de la largeur des bandes actives de plusieurs rivières en tresses alpines a permis de montrer un effet systématique du confinement sur les signatures morphologiques (Lallias-Tacon 2015). On voit très nettement apparaître **l'influence des obstructions et du confinement** (cônes de déjections, terrasses anciennes, versants) **sur la variabilité longitudinale de la largeur de bande active**. Ces irrégularités ponctuelles liées au contexte local offrent une résistance au transit de la charge sédimentaire, atténuent la pente locale et sont souvent à l'origine de zones d'expansion des bandes de tressage en amont.



Figure 33 : exemple de structure en perles d'un lit en tresses : la Bléone à La Javie (Google Earth)

L'érosion latérale est ainsi un processus naturel assez caractéristique des systèmes en tresses. De fait, sur un tronçon en tresses, elle peut toucher tout le linéaire de berges et il est très difficile de lutter contre, si ce n'est en protégeant l'ensemble de ses berges. En effet les protections réalisées localement sont rapidement contournées et engagent alors bien souvent les aménageurs dans une spirale d'intervention, la protection appelant la protection. Pour éviter de telles situations, souvent compliquées et coûteuses pour la collectivité, la gestion de l'érosion passe aussi par des actions préventives. Ne pas augmenter le risque d'érosion en augmentant la vulnérabilité des terrains potentiellement érodables est ainsi une solution particulièrement pertinente. De fait la politique de définition, de protection voire de restauration d'un espace de bon fonctionnement est particulièrement appropriée pour les rivières en tresses. C'est à la fois une politique préventive de gestion du risque et de préservation de la qualité écologique de la rivière (voir aussi la section 6.3.1).

2.3 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 2

Les éléments clefs :

- On parle souvent de **respiration des rivières en tresses**. Celles-ci s'élargissent, érodent leurs berges, se déplacent latéralement, remettent leurs chenaux en eau, se végétalisent et forment **des paysages qui changent au gré des crues**. Cette dynamique est un signe de leur **bonne santé**.
- Le linéaire de chenaux en eaux fluctue beaucoup au cours du temps **en fonction du débit de la rivière et de son alimentation phréatique**.
- Le corridor graveleux est aussi lui-même extrêmement fluctuant au cours du temps. Il **s'élargit lors des crues par érosion latérale** et **se rétracte ensuite progressivement par végétalisation**.
- Les processus de rétraction et d'élargissement sont complexes car ils dépendent de différents facteurs externes : **phase d'exhaussement ou d'incision de la tresse pour l'érosion, contexte hydro-climatique pour la végétation** qui contrôle à la fois la colonisation et la croissance végétales.
- **L'érosion latérale est le moteur écologique d'une tresse**. Elle permet **le renouvellement des milieux aquatiques et terrestres**.

3. DES RIVIERES SOURCE DE VIE

Les rivières en tresses forment **une mosaïque d'habitats diversifiés**. Malgré des surfaces de galets nus importantes pouvant sembler hostiles, elles hébergent **une vie insoupçonnée** à forte valeur patrimoniale et rare à l'échelle européenne.



3.1 MAIS OU SE CACHE LA VIE DANS UNE RIVIERE EN TRESSSES ?

Ce qui frappe le plus à la vue d'une rivière en tresses, c'est **l'extension souvent spectaculaire des dépôts de galets et de graviers** (Figure 34). Ces immenses bancs de sédiment régulièrement remodelés pourraient laisser penser qu'elles n'hébergent que peu de vie. En effet, à part quelques îlots plus boisés, ces surfaces de galets nus paraissent hostiles au premier abord. Pourtant, **ces étendues de sédiments mobiles en contact avec la nappe souterraine forment une mosaïque d'habitats hébergeant une vie insoupçonnée.**



Figure 34 : vue aérienne de la Bléone (04) (source : M. Colin)

Le premier processus expliquant les richesses faunistique et floristique de ces rivières est la **mobilité des sédiments**. En effet, les crues régulières mobilisent les sédiments, creusent et déplacent les chenaux secondaires qui peuvent ensuite être abandonnés aux marges de la bande active et former des mouilles isolées. Une grande diversité d'habitats est donc générée au fil du cycle hydrologique. Sans vie au départ, les sédiments sont rapidement colonisés par une flore et une faune pionnières qui vont évoluer au fil des mois vers des assemblages plus matures. Ainsi, **la mobilité des sédiments de la bande de tressage est le garant de la diversité biologique et de la valeur patrimoniale des communautés présentes**. La dynamique sédimentaire est ainsi **un véritable moteur écologique**, mais il faut malgré tout que celui-ci ne s'emballe pas afin que la vie ait le temps de se réinstaller entre deux phases de régénération. De fait, les tresses très actives sont sans doute moins riches en nombre d'espèces que des tresses moins actives qui laissent aux successions écologiques un peu de temps pour se dérouler. Ces tresses très actives accueillent néanmoins des espèces à forte valeur patrimoniale, adaptées aux conditions de vie imposées par la dynamique sédimentaire.

Un second processus majeur garant de la très spécifique diversité faunistique dans les plaines de tressage est le **développement extrême de l'habitat hyporhéique et des contacts avec la nappe phréatique**. En effet, les eaux de surface ne sont qu'une faible part de l'eau du cours d'eau, la plus grande partie de celle-ci s'infiltre dans les sédiments à l'amont des plaines alluviales, baigne les interstices des sédiments (qu'on appelle alors **habitat hyporhéique**) et se mélange aux eaux souterraines. Ainsi, la plus grande part de l'eau de ces rivières est invisible, mais elle héberge tout de même des organismes, une faune aquatique originale et diversifiée, la faune stygobie (voir des exemples en Figure 43, p48). Cet habitat hyporhéique de très grande taille contrôle lui-même la diversité biologique aquatique des rivières en tresses et des processus écologiques qui s'y déroulent. Dans ce cadre, **les tresses présentant une forte composante phréatique sont les tresses qui présentent la plus forte biodiversité aquatique**. En matière écologique, de toute évidence, toutes les tresses ne se valent pas et il existe des « points chauds » de biodiversité.

3.2 DES MILIEUX TERRESTRES TRES MOBILES : VIVRE A LA SURFACE DES GALETS

Les grands bancs de galets qui couvrent le lit des rivières en tresses sont sans cesse remodelés et constituent de grands habitats ouverts attirant des espèces colonisatrices. Ces dernières constituent des peuplements pionniers rares à l'échelle européenne. Par endroit, certains habitats protégés des crues deviennent plus matures, d'autres sont plus proches du niveau d'eau et sont donc plus humides. C'est cette étonnante **proximité d'habitat très différents, allant du très sec au très humide**, qui induit la diversité des associations floristiques et faunistiques observées dans les rivières en tresses.

Certaines **espèces végétales** colonisant la bande de tressage sont rares et possèdent donc une forte valeur patrimoniale (voir l'encadré sur les Ramières de la Drôme en p. 43). Mais ces communautés ne sont vraiment diversifiées que dans les secteurs où le tressage est suffisamment dynamique pour renouveler la mosaïque d'habitats sans contraintes latérales. Ainsi dans le secteur en tresses des Ramières de la Drôme, on trouve près de 50 espèces végétales dans les peuplements ligneux pionniers. Cette richesse est importante si on la compare à celle des secteurs endigués, où on observe moitié moins d'espèces dans ces mêmes milieux. Lorsque l'on considère la micro-distribution de cette diversité (sur des quadrats de 4m²), les secteurs endigués apparaissent comme pauvres et homogènes (de 3 à 9 espèces par quadrat, Figure 35) alors que les secteurs tressés sont hétérogènes et plus riches (de 4 à 14 espèces selon les quadrats). Les effets des endiguements et de la limitation de la mobilité des chenaux sont aussi sensibles sur les communautés de ligneux (voir encadré en p. 43).

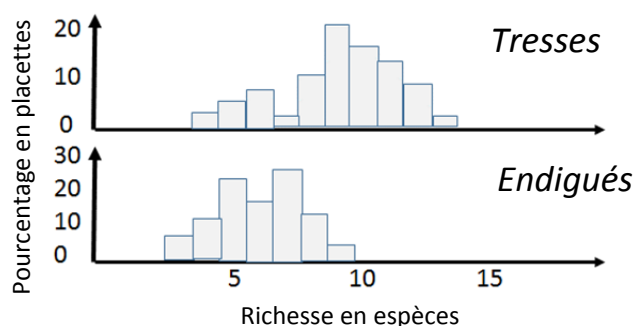


Figure 35 : richesse en espèces végétales des milieux pionniers dans le secteur des Ramières de la Drôme où la bande de tressage est très large (en haut) et un secteur où elle est figée par un endiguement (en bas) (relevés effectués sur des placettes de 2m de côté) (d'après Dufour et al. 2007)

Les **invertébrés terrestres** vivant sur les bancs de galets de la bande de tressage appartiennent à un grand nombre de groupes taxonomiques représentés par un faible nombre d'espèces. Ils restent peu étudiés, car cet habitat est situé à la limite entre les mondes aquatiques et terrestres (Fayet, 1981 ; Bence et al., 2018). Un travail réalisé sur l'Asse (Datry et al. 2014) a permis de mettre en évidence une diversité impressionnante d'organismes : près de 100 taxons terrestres ont été récoltés, ce qui est bien supérieur à la richesse du compartiment benthique de la rivière. De plus, ce travail a montré l'existence d'une succession dans les communautés selon l'âge de l'habitat échantillonné qui est régi par la mobilité des sédiments à l'origine du renouvellement de ces milieux :

- Les bancs graveleux jeunes (moins de 2 ans) sont pauvres (12 ± 2 taxa en moyenne) avec des associations caractérisées par un perce-oreille (*Labidura riparia*), une araignée (*Pardosa wagleri*), des Coléoptères Elateridae et Carabidae (*Asaphidion nebulosum*, *Scarites terricola*).
- Les bancs graveleux d'âge intermédiaire (de 2 à 11 ans) sont plus riches (15 ± 4 taxa) avec des fourmis, des orthoptères, des araignées (*Pardosa agricola*, *Callilepis schiszteri*) et des Coléoptères Aphodiidae.
- Enfin, les bancs plus matures (plus de 11 ans) sont les plus riches (16 ± 3 taxa) mais avec une faune plus ordinaire, formée d'Opilions, d'araignées (*Pardosa hortensis* illustré en Figure 36, *Zadaron italicum*), des myriapodes, d'Isopodes Oniscidae (cloportes), de Psocoptères et de Coléoptères Throscidae.



Figure 36 : un Arachnide Lycosidae des bancs de galets des rivières en tresses : *Pardosa hortensis* (collection B. Kaufmann, Université Lyon 1, photographie P. Marmonier)

Ces premiers résultats soulignent que **les bancs graveleux des rivières en tresses pourraient contenir une faune patrimoniale dont la conservation constitue un enjeu de gestion à considérer**. Les successions écologiques, mises en évidence avec la maturation de ces milieux, indiquent que le maintien d'un régime hydrologique naturel, incluant des crues morphogènes rajeunissant les habitats, est nécessaire au maintien de la biodiversité et des fonctions qu'elle remplit dans ces milieux (décomposition de litière, par exemple). Par ailleurs, ces communautés d'invertébrés terrestres sont utilisées comme indicateurs du bon fonctionnement écologique de ces milieux, comme par exemple sur la Durance (voir encadré p. 44). Comparée aux communautés benthiques du chenal actif composées d'espèces généralistes peu sensibles aux perturbations anthropiques, **la faune terrestre des bancs apparaît comme plus diversifiée et spécialisée** (Vander Vorste et al. 2015). Les deux encadrés qui suivent illustrent cet aspect sur les Ramières de la Drôme et sur la Durance.

Les Ramières de la Drôme : des communautés à forte valeur patrimoniale

La réserve naturelle nationale des Ramières de la Drôme est caractérisée par deux corridors fluviaux naturels où les digues sont absentes, ce qui permet le développement d'une large bande de tressage (Figure 37). Dans ces secteurs aux sédiments mobiles, les peuplements herbacés sont extrêmement riches, car il existe d'importants apports de graines par dérive à partir de l'amont. Les communautés sont dominées par des espèces pionnières, la plupart annuelles et peu spécifiques de ces milieux. Mais on trouve aussi des espèces plus rares et strictement inféodées à ces grands bancs de galets, comme *Juncus sphaerocarpus* (espèce typique des bancs de sable humide proches de l'eau, légèrement vaseux) ou *Vulpia membranacea* (espèce des dépressions sableuses plus sèches).



Figure 37 : deux vues aériennes d'un même secteur des Ramières de la Drôme. La photo de gauche a été prise lors de la crue de novembre 2016. Sur la photo de droite on peut observer au centre la bande active de tressage, sur chaque bord la forêt alluviale (ligne rose : limite entre forêt de bois tendre, près des chenaux, et de bois dur, à l'extérieur). (Sources : IGN - géoportail.gouv.fr et J.M. Faton, Réserve des Ramières de la Drôme)

Chaque crue conséquente mobilise le sédiment et permet le renouvellement de ces communautés herbacées, mais lorsque les effets des crues sont moins violents, la végétation évolue soit vers des prairies alluviales sèches et riches en orchidées, soit plus classiquement vers des assemblages ligneux comme des saulaies ou des peupleraies. Dans les secteurs endigués, où la bande de tressage est étroite, la végétation est fortement dominée par le peuplier noir (*Populus nigra*), alors que dans les zones où les digues sont plus éloignées, les communautés sont plus équilibrées entre les saules (*Salix eleagnos*, *S. purpurea*, *S. alba*), le peuplier (*P. nigra*) et l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*). Ces semis de bois tendre évoluent lentement, dans la partie la plus large de la plaine, vers des forêts de bois dur au bout d'une soixantaine d'années (Figure 33).

Dans ces forêts, on trouve d'anciens bras isolés (nommés freydières), souvent alimentés par la nappe phréatique et riches en plantes aquatiques. Ainsi la freydière d'Allex est tapissée de végétation aquatique dominée par *Potamogeton coloratus*. Cette plante est un bon marqueur des apports phréatiques car elle exige une bonne qualité de l'eau, une stabilité de la température et une bonne oxygénation de ses racines.

La faune aquatique des Ramières possède aussi des espèces à forte valeur patrimoniale. Dans la bande de tressage, pourtant régulièrement remaniée par les crues, on trouve trois espèces de Libellules, *Gomphus similimus* (dont les larves survivent aux crues en s'enfouissant dans les sédiments), *Oxygastra curtisii* et *Boyeria irene* (qui se cachent dans les racines des saules). Dans les bras isolés, *Cordulegaster boltoni* et *Coenagrion mercuriale* sont fréquents près des sources, car ce sont des espèces polluo-sensibles recherchant des eaux de bonne qualité.

Les oiseaux ne sont pas absents de ce tableau : les bancs de graviers et la réserve sont de vastes zones de nourrissage pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau (Aigrette garzette, Héron cendré ou Chevalier guignette et depuis peu, le Harle bièvre), mais très peu d'espèces nichent sur les bancs de galets. Seul le Petit Gravelot choisit les bancs les plus dénudés pour pondre à même le sol des œufs imitant des cailloux roulés. Cette espèce a donc besoin de la mobilité des sédiments pour se reproduire et le nombre de couples nichant au printemps augmente avec la remobilisation des galets durant l'hiver. Si une crue vient détruire la couvée de printemps, une nouvelle nichée plus tardive vient remplacer la première (texte établi à partir des suivis à long terme menés à la Réserve des Ramières par J.M. Faton et coll.).

<https://www.laqaaredesramieres.com/fr/explorer-la-reserve/animaux>

Des espèces patrimoniales particulièrement liées à la dynamique alluviale sur la Durance

Grande rivière à la fois alpine et méditerranéenne, la Durance a été, et est encore, fortement impactée par les activités humaines (modification du régime des crues, prélèvement de graviers, barrages de retenues...). Pour autant, les crues régulières de la Durance entretiennent encore une diversité d'habitats naturels en perpétuel mouvement : iscles graveleux, sablonneux ou limoneux, mouilles, lônes... Ces habitats accueillent une faune et une flore particulièrement adaptées à cette dynamique.

Pour suivre sur le long terme l'efficacité de ses actions de restauration du tressage actif, le Syndicat Mixte d'Aménagement de la Durance (SMAVD) a souhaité mener des investigations sur des indicateurs biologiques pertinents traduisant le bon fonctionnement des milieux alluviaux dynamiques.

A côté des espèces emblématiques de Durance telles que l'Apron du Rhône ou la Sterne pierregarin, une récente bioévaluation du patrimoine naturel a mis en lumière un certain nombre d'espèces étroitement liées au tressage actif et présentant un très fort enjeu de conservation, mais pourtant moins connues que la Cicindèle des rivières ou le Tridactyle panaché (Figure 38).



Figure 38 : tridactyle panaché (Photo V. Deureumaux) seul (à gauche) et avec une abeille domestique (à droite, photo F. Boca)

Fort de ce constat, les invertébrés terrestres de la bande active semblaient de bons candidats comme bioindicateurs de la dynamique alluviale. A partir d'un jeu de données de 118 placettes de relevés entomologiques, des cortèges entomologiques différents caractérisent 3 états morphologiques de la rivière (tresses, méandres et faciès chenalisés, Figure 39), soulignant le retour à une certaine typicité biologique de la Durance en tresses et démontrant ainsi l'efficacité des mesures de restauration entreprises sur le cours d'eau.

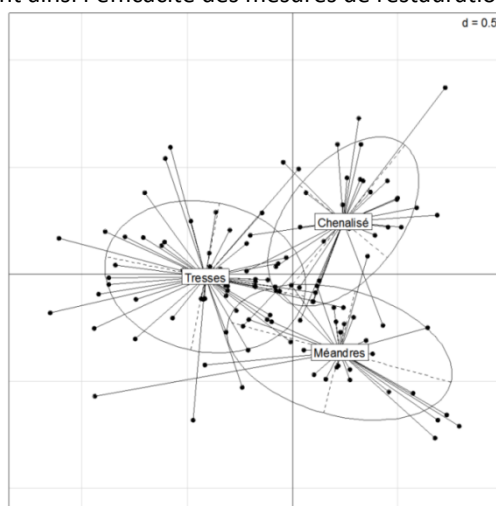


Figure 39 : localisation des cortèges entomologiques de 118 placettes sur le plan factoriel (analyse inter-classe en présence-absence) selon l'état morphologique de la rivière (noté par trois ellipses avec 54 placettes en tresses, 29 en méandres et 35 chenalisées). Etude réalisée en 2016-2017 regroupant 211 espèces (conservatoire d'Espaces Naturels de PACA, CNRS/CEFE en SMAVD)

Des espèces patrimoniales particulièrement liées à la dynamique alluviale sur la Durance

Ainsi, un protocole de suivi a été élaboré par Bence (2018). Il repose sur un inventaire standardisé des insectes dans la bande active du cours d'eau ou de sa bordure. Les espèces ciblées appartiennent à de nombreux groupes considérés comme bioindicateurs de milieux pionniers liés à la dynamique alluviale. Il s'agit en majorité d'Orthoptères, auxquels s'ajoutent des Coléoptères (Cicindèles ou autres) et certaines espèces d'Hétéroptères, de Dermaptères ou de Lépidoptères. La composition du cortège d'espèce est l'indicateur central permettant de mesurer l'évolution du fonctionnement de la rivière. Ce protocole est appliqué sur 45 zones de suivi (de 1,5 km de long) disposées sur le Durance et ses principaux affluents et constituées de 4 placettes de 1000 m². Ces placettes sont disposées de façon guidée sur les milieux pionniers représentatifs : plages sableuses ou limoneuses humides, surfaces sableuses sèches, étendue de gros galets, bordure d'écoulement issu d'une résurgence. Les quatre placettes peuvent être déplacées chaque nouvelle année de suivi (tous les trois ans) pour s'adapter à la modification naturelle du milieu. Sur chaque placette, trois passages sont réalisés entre mai et septembre. Couplé à un suivi hydromorphologique, ce suivi biologique permettra de mesurer l'efficacité des actions de restauration de la dynamique fluviale.

(source : SMAVD)

3.3 DES MILIEUX AQUATIQUES DE SURFACE TRES CONTRASTES

La dynamique des sédiments dans les rivières en tresses contrôle aussi la diversité des habitats aquatiques : les chenaux actifs en migrant dans la bande de tressage génèrent une grande diversité d'habitats plus ou moins isolés. Ces bras latéraux abandonnés constituent des habitats très hétérogènes à l'échelle de la plaine, en raison de leur position dans la bande de tressage et de leur connexion au réseau actif (par l'amont, par l'aval, ou totalement isolés), la fréquence de ces connexions (permanentes ou temporaires) et le type d'eau qui les alimente (eau de surface, des interstices ou souterraine, Figure 44). Certains bras isolés dans la plaine et alimentés en eau souterraine sont nommés localement « adoux ». Ils constituent des systèmes remarquables qui sont bien souvent des hot-spots de biodiversité (voir l'encart ci-après sur la rivière Tagliamento en Italie).

Les communautés aquatiques sont différentes d'un type de chenal à l'autre :

- **La faune des chenaux actifs** (chenal principal ou chenaux secondaires) est **très peu diversifiée** car soumise à de fortes contraintes abiotiques, comme des vitesses de courant très importantes, une grande instabilité des sédiments, des assèchements fréquents des petits bras secondaires et une très faible disponibilité en matière organique particulaire. Cette faune est **dominée par des insectes adaptés aux forces d'arrachement** (Ephéméroptères plates du genre *Rithrogena*) ou par **des organismes descendant facilement dans les interstices des alluvions grossières** (le Plécoptère *Leuctra major*).
- **La faune des bras latéraux abandonnés** (chenaux alluviaux connectés uniquement par l'aval au réseau courant, chenaux phréatiques ou mares) vit dans des milieux généralement plus calmes voire stagnants, avec des dépôts de sédiments plus fins et plus riches en matière organique. **Les assemblages d'invertébrés** sont souvent **plus diversifiés mais surtout très variables d'un type de bras à l'autre** (voir encadré ci-après sur la rivière Tagliamento en Italie). Cette faune peut regrouper des communautés de petit cours d'eau lent (avec des Crustacés Amphipodes *Gammarus sp.* ou des Ephéméroptères du genre *Baetis*) ou des organismes d'eau presque stagnante, comme des Odonates. Ainsi dans le Lèze (09, 31), les petits bras secondaires isolés à l'étiage hébergent des insectes prédateurs comme la punaise aquatique *Nepa cinerea* (Figure 40) qui ne résiste pas au courant ou la libellule *Cordulegaster boltoni* (Figure 40) qui vit enterrée dans le sable fin peu organique.

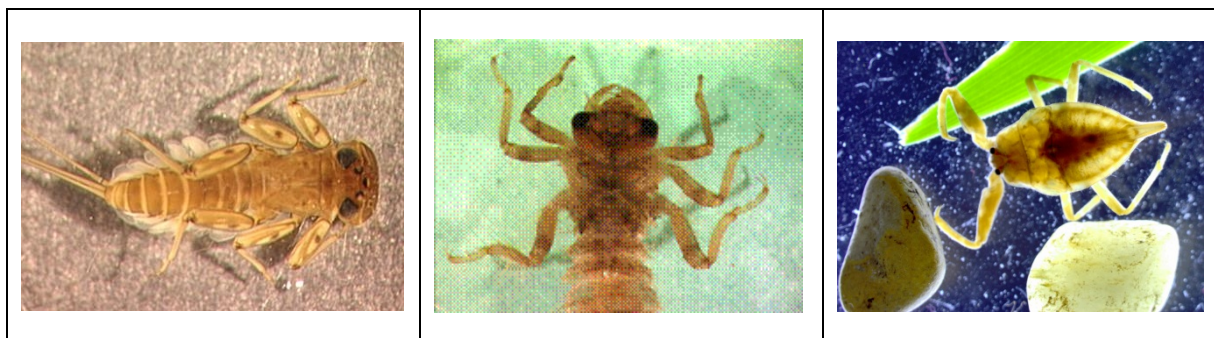


Figure 40 : des invertébrés de surface des rivières en tresses : une larve d'Ephéméroptère du chenal courant (*Rithrogena* sp.), une larve de libellule Anisoptère (*Cordulegaster boltoni*) et une jeune larve d'Hétéroptère (*Nepa cinerea*) appelé aussi scorpion d'eau, ces deux derniers vivent dans les bras secondaires déconnectés du chenal courant (Photo P. Marmonier).

Le Tagliamento, une des dernières grandes rivières alpines sauvages d'Europe

Le Tagliamento est une rivière Alpine italienne descendant du massif alpin des Dolomites pour se jeter dans l'Adriatique près de la lagune de Marano (Figure 41). Peu endigué, du moins dans sa partie amont, sans barrage, le Tagliamento constitue une des dernières rivières alpines à hydrologie et morphologie presque naturelles en Europe.

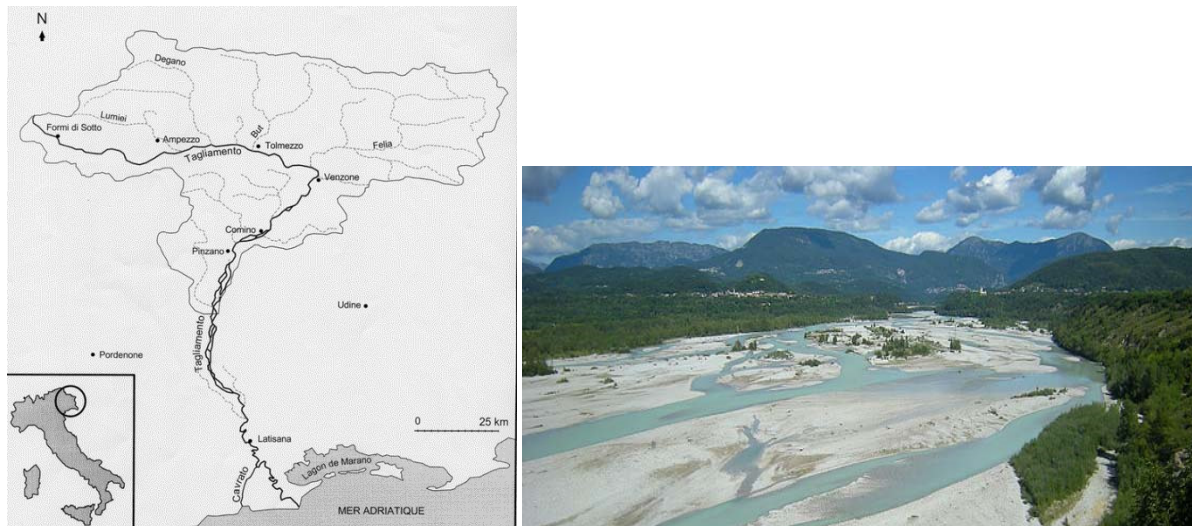


Figure 41 : la rivière Tagliamento au nord de l'Italie. Carte de localisation (source rivernet.org) et vue aérienne de la plaine de tressage (source Salviamo il Paesaggio.it).

La faune de cette rivière a été étudiée par Karaus (2004) qui a identifié **presque 4 fois plus d'espèces dans les petits bras isolés que dans le chenal actif** (82 contre 24). Cette faune des bras isolés est très particulière car elle est constituée de 53% d'espèces d'eau calme ou stagnante et elle varie fortement d'un bras à l'autre (51% des espèces ne sont présentes que dans un seul bras). On peut citer 5 espèces de libellules (*Sympetrum striolatum*, *Aeschna affinis*, *Platycnemis pennipes*, *Lestes viridis*, *Calpteryx splendens*), 13 espèces de coléoptères, 10 espèces de Trichoptères Limnephilidae présents dans ces annexes et absents du chenal (Karaus, 2004). Alors que la diversité des Diptères, des Ephéméroptères et des Plécoptères diminue du chenal actif vers les bras isolés, celle des Crustacés, des Coléoptères et des Trichoptères augmentent (Arscott, 2001). Ainsi, **de nombreuses espèces contribuant à la biodiversité de l'écosystème ne sont présentes que dans ces bras isolés**, qui constituent donc des **hot-spots de biodiversité**.

Cette faune aquatique, particulièrement les Crustacés et les Trichoptères, participe à un processus important : la décomposition et **le recyclage de la matière organique particulaire** (MOP, comme les feuilles mortes). Ce processus est essentiel au fonctionnement du cours d'eau car les apports de MOP contribuent à la productivité des rivières. La vitesse de décomposition de cette MOP est très rapide dans les chenaux actifs (notés 1 dans la Figure 42), très lente dans les systèmes terrestres (de 4 à 7) et elle est intermédiaire dans les bras isolés (2 et 3). Ces derniers jouent donc un rôle de stockage de cette MOP qui, en se décomposant lentement, reste disponible et peut être restituée aux chenaux actifs au cours de l'hiver.

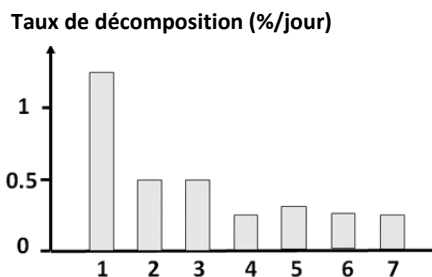


Figure 42 : taux de décomposition des feuilles de peuplier noir dans les chenaux et la plaine alluviale de la rivière Tagliamento. 1 : chenal actif ; 2 : chenal connecté en aval ; 3 : chenal isolé en amont et en aval ; 4 : bancs de galets nus ; 5 : bancs protégés par un embâcle ; 6 : îles dans le chenal ; 7 : forêt riveraine (valeurs recalculées d'après Langhans 2007).

3.4 UNE VIE CACHEE A L'INTERIEUR DES SEDIMENTS

Il existe **une vie dans les interstices présents entre les galets**, dans cette partie invisible de la rivière appelée **zone hyporhéique**. Ces **organismes interstitiels** (ou hyporheos) peuvent être de plusieurs types : certains peuvent être des animaux épigés, appartenant à la faune du fond de la rivière (le benthos) mais qui quittent la surface pour aller plus profond entre les galets et trouver des conditions locales plus satisfaisantes (vitesse lente du courant, stabilité des particules, biofilms sur les sédiments et la Matière Organique Particulaire). A côté d'eux, on trouve des animaux hypogés ou stygobies, c'est à dire **adaptés au milieu souterrain** : ils sont aveugles, dépigmentés et possèdent un rythme de vie et un niveau physiologique réduit (Figure 43). Ce sont souvent des organismes rares, surtout parmi les Mollusques et les Crustacés, qui possèdent donc une forte valeur patrimoniale (UICN France & MNHN, 2012).



Figure 43 : trois espèces hypogées ou stygobies : (a) une larve de coléoptère Dyticidae *Siettitia cf. avenionensis*, (b) le Crustacé Ostracode *Fabaeformiscandona breuili*, (c) un Crustacé Amphipode *Niphargus kochianus*. (Photo M.J. Dole-Olivier et P. Marmonier)

La localisation spatiale de cette diversité cachée pose un problème récemment résolu grâce aux apports de la géomorphologie. Dans la plupart des rivières en tresses l'eau de surface peut disparaître dans les galets au fil des saisons et des variations du débit. Ces fluctuations de longueur et de connexion des chenaux sont particulièrement marquées par exemple sur le Val Roseg compte tenu de la configuration de la vallée à l'origine d'apports phréatiques importants (comme vu précédemment Figure 27, p31).

D'un point de vue spatial, les eaux de surface disparaissent en entrée de plaine alluviale, là où la bande de tressage s'élargit, où le plancher rocheux peu perméable s'enfonce et où le volume des interstices entre les galets du lit augmente : il y a infiltration d'une grande partie de l'eau de surface vers le milieu hyporhéique et la fréquence des assèchements augmente (Figure 44). En sortie des plaines, lorsque la rivière s'approche du défilé suivant, la largeur de la bande de tressage diminue, le plancher rocheux remonte près de la surface et le volume des interstices du lit diminue : les eaux souterraines ressortent vers les chenaux de surface qui deviennent alors plus permanents (Capderrey et al., 2013, Figure 44).

Des **échanges verticaux** équivalents ont lieu à l'échelle des unités géomorphologiques (Figure 44). **En amont des îles ou des bancs de galets** (zone appelée « tête du banc »), le niveau de l'eau en surface étant plus haut qu'en aval, il y a généralement **infiltration d'eau vers le milieu hyporhéique**. Inversement, **en aval des îles ou des bancs** (zone appelée « queue du banc »), le niveau d'eau en surface est plus bas qu'en amont et il y a **exfiltration d'eau interstitielle vers les chenaux de surface** (Marmonier et Dole, 1986).

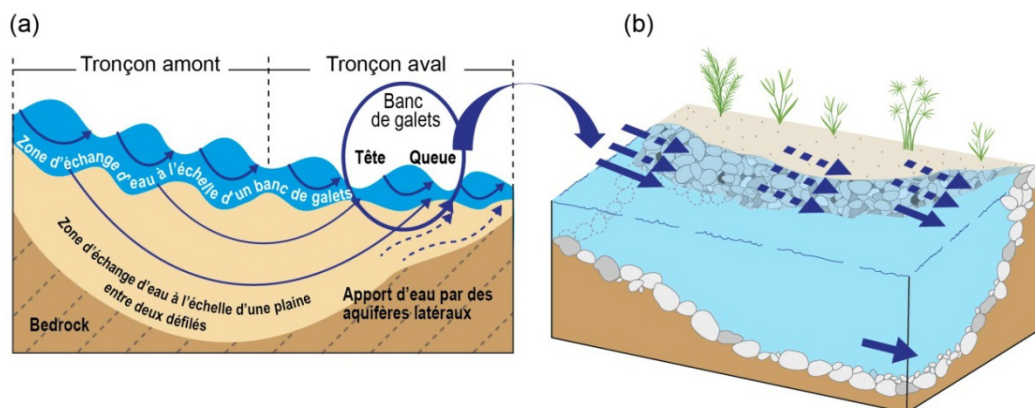


Figure 44 : les zones d'échange d'eau entre la rivière et les interstices des sédiments de la zone hyporhéique : (a) à l'échelle d'une plaine entre deux défilés, (b) à l'échelle d'un banc de galets entre la tête et la queue du banc (modifié d'après Capderrey et al., 2013, par P. Marmonier)

Dans ce contexte hydrologique complexe, les secteurs situés en sortie de plaine alluviale (notés S sur la Figure 45) sont souvent les plus riches et les plus densément peuplés, aussi bien en organismes de surface qu'en espèces stygobies. Ils correspondent aux secteurs où les risques d'assèchements sont les plus faibles. Mais si l'on combine les deux échelles spatiales, celle des plaines et celle des bancs, des différences marquées apparaissent entre les groupes d'organismes :

- **les espèces épigées**, appartenant à la faune benthique de la rivière, sont plus abondantes dans les têtes de bancs de galets en sortie de plaine (notées t et S sur la Figure 45) car c'est ici qu'elles trouvent des eaux interstitielles bien oxygénées et riches en MOP. C'est aussi à cet endroit que l'on échantillonne les plus fortes abondances d'organismes benthiques exigeants, appartenant au groupe des EPT (Ephémère-Plécoptères-Trichoptères).
- Inversement, **en queue des bancs de galets et en sortie de plaine** (notées q et S sur la Figure 45), **les apports d'eau souterraine sont les plus intenses**. Ce sont les zones les plus stables thermiquement même si elles sont moins bien oxygénées. C'est ici que les organismes strictement aquatiques (Mollusques, Crustacés...) et les organismes stygobies (peu exigeants pour l'oxygénation de l'eau) atteignent les plus fortes densités. Ces zones constituent donc **des hot-spots de biodiversité**.

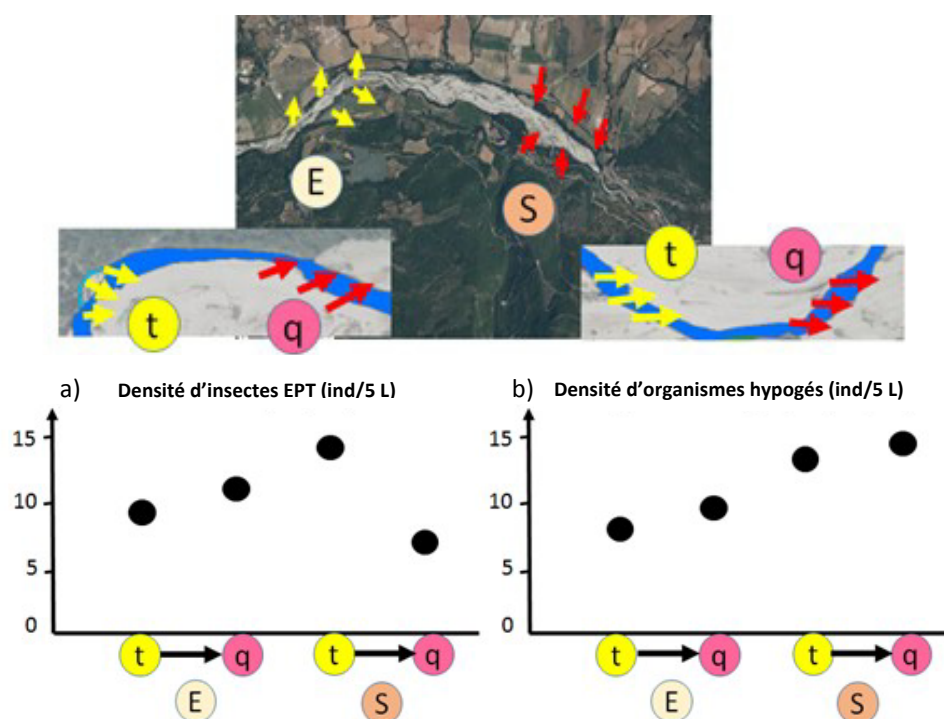


Figure 45 : distribution des organismes dans les sédiments de rivières en tresses. (a) Densité des organismes épigés du groupe des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères et (b) densité des organismes stygobies. Amont (entrée, E) et aval (sortie, S) des plaines de tressage. Amont (tête, t) et aval (queue, q) des bancs de galets (moyennes pour 12 rivières et 3 réplicats, d'après Capderrey et al., 2013).

Les interstices des sédiments du lit des rivières en tresses constituent **un volume de vide important** qui explique l'existence d'échanges verticaux et latéraux marqués entre eau de surface, eau hyporhéique et eau de la nappe phréatique (voir le guide technique de l'agence de l'eau RMC ; Paran et al., 2015). **Ces échanges stimulent les contacts entre l'eau et les communautés microbiennes fixées aux sédiments** (en termes de durée de contact et de volume concerné), ce qui augmente l'intensité des processus écologiques. Ainsi dans les rivières en tresses, la transformation de la matière organique particulaire ou la biodégradation des substances polluantes dissoutes se font essentiellement à l'intérieur des sédiments. Ces processus microbiens consomment de l'oxygène et le maintien d'une bonne perméabilité des sédiments est essentiel à leur déroulement. **Il importe donc de conserver une bande de tressage active et une bonne mobilité des sédiments pour maintenir l'efficacité des processus d'autoépuration.**

Utiliser l'imagerie thermique aéroportée pour détecter les zones d'eau plus fraîche

Comme évoqué précédemment les « hot-spots » de biodiversité des rivières en tresses sont étroitement liés aux apports d'eau froide, en aval de bancs ou par suintements latéraux. Il est possible de les détecter depuis les airs par **imagerie thermique aéroportée** (IRT). Cette technique consiste à imager la surface des rivières grâce à une caméra thermique généralement installée sur un drone, un ULM ou un hélicoptère. Elle s'avère être particulièrement adaptée aux rivières en tresses généralement larges et peu occultées par la végétation.

L'imagerie thermique aéroportée permet de **distinguer les « anomalies thermiques » à la surface de l'eau** et ainsi de quantifier et qualifier ces habitats thermiques à l'échelle d'un tronçon de rivière. Elle permet également, lorsque la résolution des images est suffisante, d'étudier de manière fine l'évolution de ces habitats dans le temps et dans l'espace (Wawrzyniak et al., 2013). Elle permet aussi de faire le lien entre la diversité des habitats, leur répartition et le contexte géomorphologique et géologique de la rivière étudiée (Marteau et Piégay, 2018).

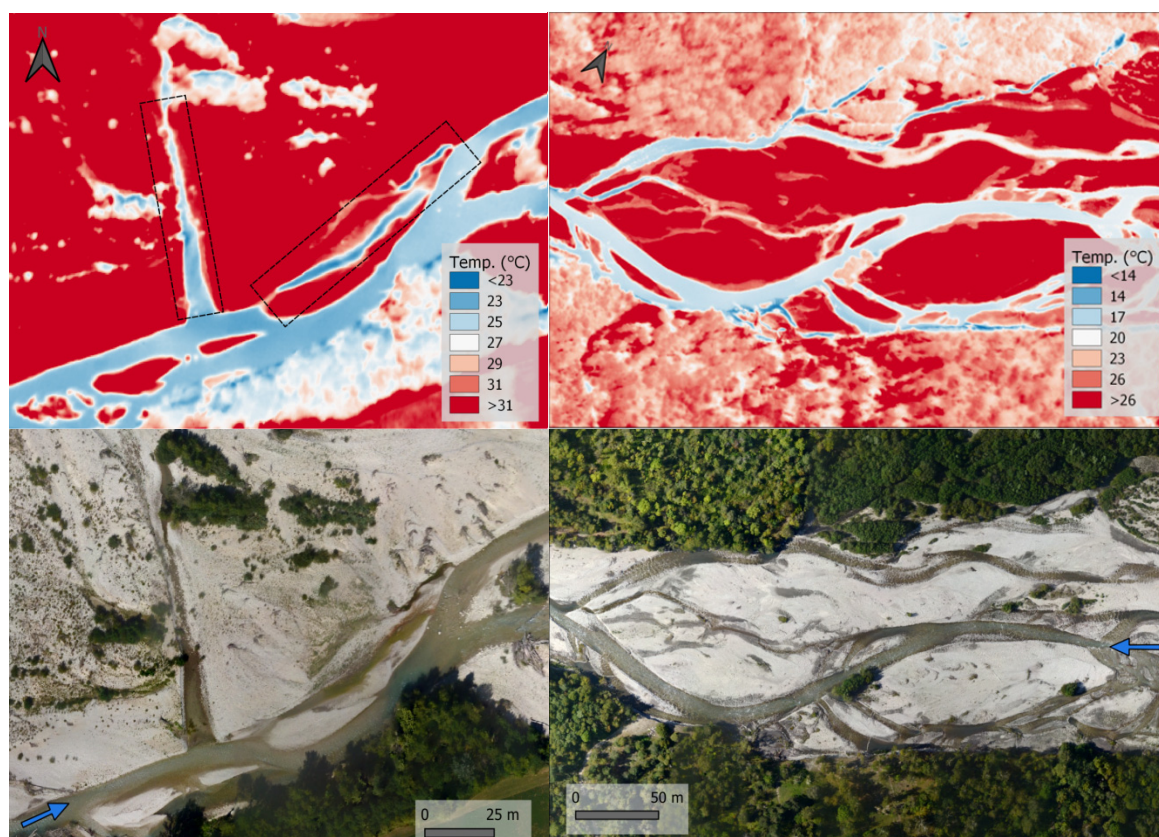


Figure 46 : exemple de résultats obtenus par imagerie thermique aéroportée. A gauche on distingue le refroidissement des eaux observé sur le Buëch en exfiltration de banc. A droite l'imagerie met en évidence les variations latérales de température observées sur un secteur du Drac. Le chenal central est plus chaud que les bras secondaires externes qui enregistrent des exfiltrations.

3.5 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 3

Les éléments clefs :

- Le premier processus expliquant les richesses faunistique et floristique des rivières en tresses est la **mobilité des sédiments**. Un second processus majeur est le développement extrême de l'**habitat hyporhéique et des contacts avec la nappe phréatique**.
- **La dynamique des sédiments dans les rivières en tresses contrôle la diversité des habitats aquatiques** : les chenaux actifs en migrant dans la bande de tressage génèrent **une grande diversité d'habitats** plus ou moins isolés.
- Les bancs graveleux des rivières en tresses peuvent contenir **une faune patrimoniale rare à l'échelle européenne** et dont la conservation constitue **un enjeu de gestion** à considérer.
- Les organismes interstitiels (ou hyporheos) présents entre les galets sont de plusieurs types : certains peuvent être **des animaux épigés**, appartenant à la faune du fond de la rivière (le benthos). D'autres sont **des animaux hypogés ou stygobies** adaptés au milieu souterrain. Ce sont souvent des organismes rares, surtout parmi les Mollusques et les Crustacés, qui possèdent **une forte valeur patrimoniale**.
- Les apports d'eau souterraine sont les plus intenses **en queue des bancs de galets et en sortie de plaine**. Ces endroits sont **des « hot-spots » de biodiversité** où l'on trouve les plus fortes densités d'organismes strictement aquatiques (Mollusques, Crustacés...) et les organismes stygobies (peu exigeants pour l'oxygénation de l'eau).
- Il est essentiel de **conserver une bande de tressage active et une bonne mobilité des sédiments** pour **maintenir l'efficacité des processus d'autoépuration**.
- Si ce chapitre s'est plus particulièrement concentré sur les bancs graveleux, c'est **la mosaïque d'habitats** graveleux, sableux et limoneux, sec ou humide, qui fait **la richesse biologique des rivières en tresses**.

4. DES RIVIERES SENSIBLES

Les rivières en tresses sont particulièrement **sensibles aux pressions affectant les débits d'été et la disponibilité en sédiments.**

L'aménagement des fonds de vallée (pour l'hydroélectricité par exemple), l'exploitation des granulats mais aussi les changements de conditions de recharge sédimentaire peuvent **conduire à la disparition du tressage.**



Les rivières en tresses sont **sensibles à différentes pressions**. Ce chapitre explicite les pressions sur la disponibilité en eau et la disponibilité en sédiments.

4.1 DES PRESSIONS QUI ONT UN EFFET SUR LES DEBITS D'ETIAGE

Sous l'effet des prélèvements dans les nappes et de dérivations par canaux gravitaires, les systèmes en tresses peuvent se trouver déconnectés et perdre les caractéristiques d'une tresse active en basses eaux, à savoir un réseau de bras et de mares en eau occupant tout le corridor graveleux, garant d'une diversité écologique maximale.

Un travail réalisé dans le cadre de la révision de l'état des lieux de 2019 pour la directive cadre européenne sur l'eau a permis **d'identifier les cours d'eau subissant des pressions fortes sur l'hydrologie et soumis à des prélèvements d'eau significatifs**. Ce travail a exploité les données de prélèvements sur le bassin Rhône-Méditerranée, les débits d'étiage calculés à partir de mesures hydrométriques et d'un travail de régionalisation mené par l'Irstea, ainsi que les résultats d'études d'évaluation des volumes prélevables conduites sur de nombreux sous-bassins. Une modélisation hydrologique du réseau hydrographique a ainsi permis de mettre en relief **les cours d'eau sous forte tension hydrologique du point de vue de la ressource en eau**.

En analysant les résultats de ce travail pour les corridors fluviaux de rivières en tresses, il apparaît clairement que plusieurs tronçons sont potentiellement **caractérisés par un affaissement de nappe affectant les écoulements superficiels**. Les résultats sont illustrés dans la Figure 47.

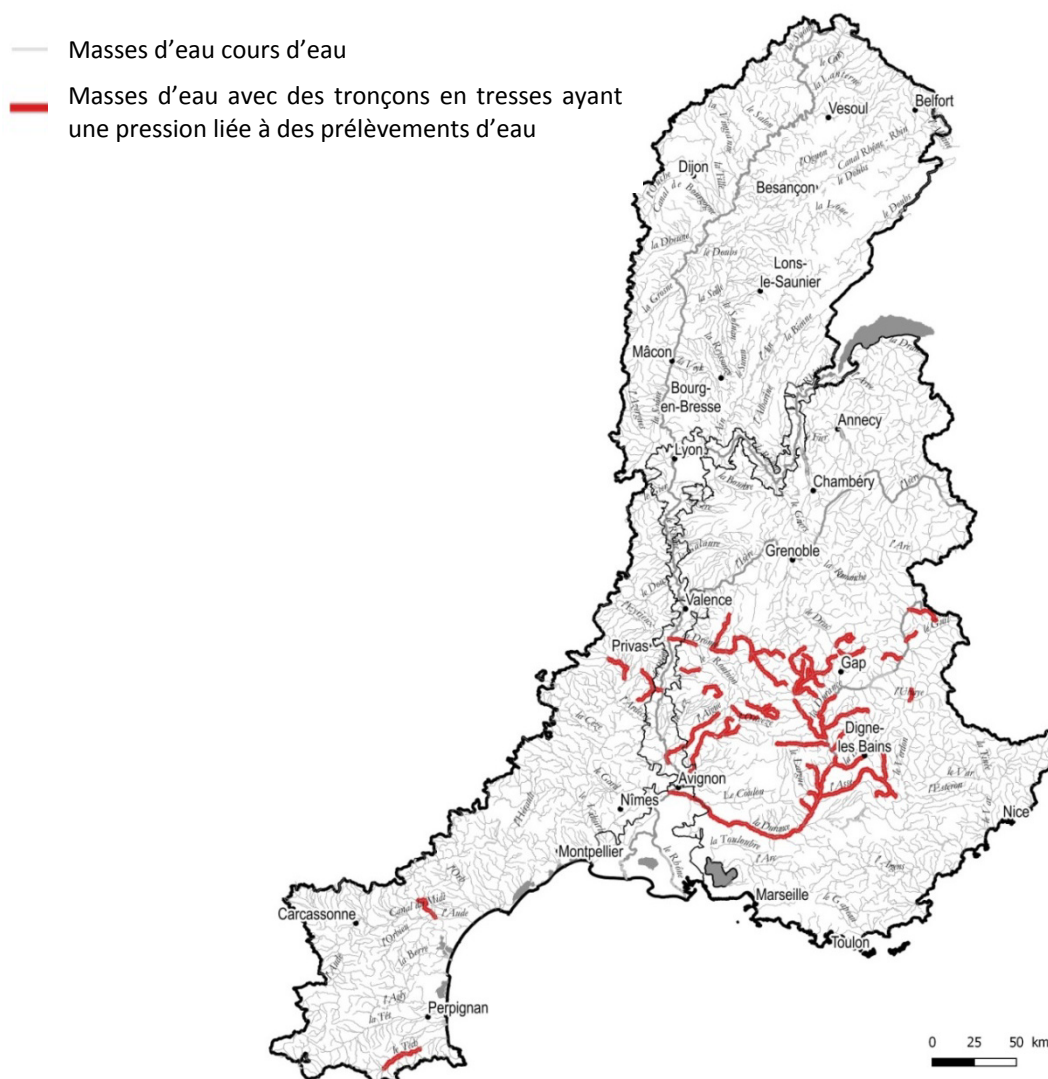


Figure 47 : cours d'eau en tresses soumis à une forte pression de prélèvements en eau

A titre d'exemple, sont **concernés par une pression forte due aux prélèvements d'eau** le Drac à l'aval de Saint Bonnet en Champsaur, l'Ouvèze à l'aval du Toulourenc, l'Eygues à l'aval de Nyons, la Sasse, le Petit Buëch, l'Asse sur tout son parcours, le Buëch aval ou encore la Bléone aval.

Ceci est particulièrement visible sur le Roubion qui présente un lit en tresses qui peut être soumis, du fait des prélèvements d'eau, à des assècs dans la plaine de Montélimar (26). Les étiages de l'Asse sont également de plus en plus marqués (Figure 48). L'analyse des séries hydrologiques issues de la banque hydro confirme ces prélèvements d'eau excessifs. L'Asse à Beynes (04) et le Roubion à Soyans (26) enregistrent ainsi **des débits d'étiage en nette réduction sur la période étudiée** (débits mensuels minimaux naturels - QMNA). Le point de rupture de la série est observé en 1998 sur le Roubion. Sur l'Asse, 3 périodes sont observées : avant 1978, 1978-2003 et depuis 2003.

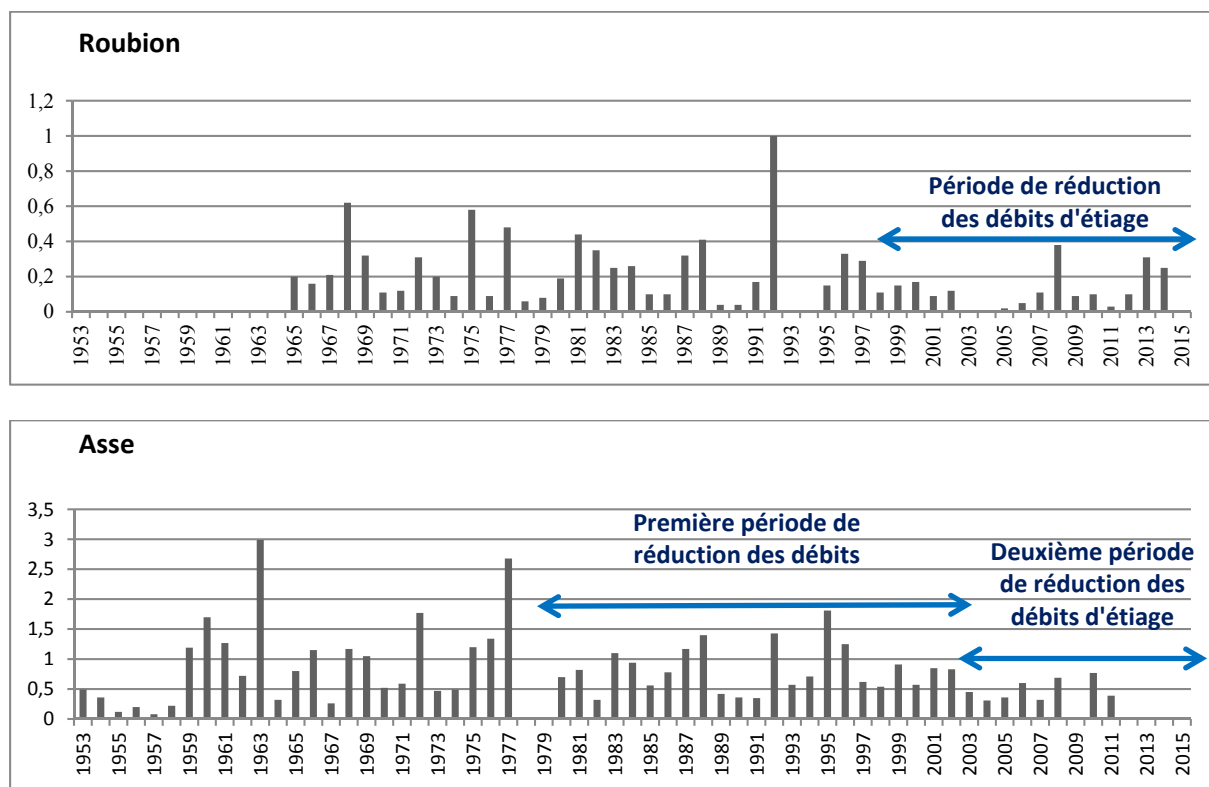


Figure 48 : débits mensuels minimaux naturels (QMNA, en m³/s) de deux rivières dont le corridor alluvial fait l'objet d'importants prélèvements d'eau dans la nappe d'accompagnement.

La Drôme, de Crest au Rhône, fait également l'objet de pressions de prélèvements. Cependant dans ce cas, il semble que la pression n'affecte pas encore le potentiel d'habitat dans la réserve naturelle des Ramières comme le montre les suivis récents de ses habitats aquatiques. Sur ce site, il a été en effet possible d'observer les différents habitats aquatiques pour une large gamme de débit à partir de photographies fournies par l'institut national de l'information géographique et forestière (IGN) et d'images provenant du satellite Pléiade.

Quel que soit ainsi le débit de la rivière, celle-ci dispose **d'une grande diversité d'habitats en lien avec l'affleurement de la nappe** (Figure 37).

Dans le cas de l'Asse, le contraste entre la situation d'hiver où le réseau en tresses est très dense avec de nombreux chenaux alimentés par la nappe et la situation d'étiage estival est marqué. En période estivale, l'eau n'est concentrée que dans un chenal unique, celui qui écoule l'eau superficielle. Les milieux aquatiques adjacents sont quasiment inexistantes (Figure 49). Si ce contraste entre la période hivernale et estivale est naturel, il est aggravé par les prélèvements d'eau.



15-2-2013



10-7-2012

Figure 49 : illustration de la différence entre une période de hautes eaux mettant en eau tout le réseau de bras (février 2013) et une situation d'étiage (juillet 2012) au sein d'une tresse déconnectée de sa nappe (Asse, 04).

4.2 QUELLE EVOLUTION ET QUELLE TRAJECTOIRE ? A QUELLES PRESSIONS LES RIVIERES EN TRESSES SONT-ELLES SENSIBLES ?

Dans le contexte alpin, les tresses sont **des formes naturelles associées à de fortes charges sédimentaires liées à l'érosion des versants**. Les archives sédimentaires montrent en effet l'existence de motifs de tressage bien avant les premières implantations humaines.

C'est bien souvent le **tarissement sédimentaire** qui explique la disparition du corridor graveleux. **L'aménagement des fonds de vallée** (hydroélectricité), **l'exploitation des granulats** (Figure 50) et **des changements dans les conditions de recharge sédimentaire** (reconquête forestière et réchauffement climatique post Petit Âge Glaciaire) contribuent en effet à **réduire le flux sédimentaire amont**.



Figure 50 : gravière le long de la Durance, témoin d'une exploitation de granulats

La disparition du tressage s'exprime par une végétalisation du corridor graveleux. Lorsque cette recharge sédimentaire se tarit, **les formes ont tendance à se figer**, le lit mouillé s'incise légèrement dans les bancs, la mobilité morphologique diminue et la végétation colonise les bancs de graviers qui sont plus rarement inondés et mis en mouvement. **Certaines tresses disparaissent ainsi complètement** comme la Bédouze ci-après (Figure 51) alors que **d'autres se rétractent** comme la Bléone (Figure 52). A l'aval de certains barrages, le tarissement sédimentaire s'accompagne également d'une réduction de la fréquence et de l'intensité des crues qui accélère le processus de végétalisation.



Figure 51 : sur le torrent de la Béoux (26), l'ancien lit en tresses (flèche bleue) est devenu corridor forestier sous l'effet du tarissement des apports sédimentaires (© Rodolphe Montagnon)



Figure 52 : le tressage de la Bléone (04) en rétraction, d'après les archives photographiques de l'IGN

Ces tresses qui se rétractent au cours du XX^e siècle, comme en témoignent les archives photographiques de l'IGN, doivent leur existence à **une charge en sédiments grossiers qui se déplace lentement vers l'aval**, avec un ordre de grandeur de **quelques centaines de mètres par an**. Ceci conduit à penser que les tresses alpines observées très loin des sources sédimentaires peuvent être en équilibre avec une charge sédimentaire qui a été produite il y a 150 ou 200 ans, au cours du Petit Âge Glaciaire, et **qu'elles ne sont plus en équilibre aujourd'hui avec les conditions actuelles d'érosion dans les montagnes**. Si cette hypothèse est validée, elle présente des conséquences importantes en termes de gestion. **Si le renouvellement actuel de la charge sédimentaire est**

très insuffisant pour maintenir les tresses, il est légitime de s'interroger sur l'intérêt d'engager des moyens importants pour la préservation voire la restauration de ces milieux qui ne pourront pas perdurer. A l'inverse, si une tresse est encore en équilibre avec les conditions actuelles de recharge, mais que son état a été fortement altéré par des contraintes locales (endiguements, extractions, discontinuités du transport solide), alors les efforts à mettre en œuvre pour restaurer durablement un bon fonctionnement sont légitimes.

L'analyse systématique de l'évolution du profil en long et de la morphologie des tresses alpines a montré, sur un linéaire de 128 km, que **56% du réseau était en incision**, **20% en équilibre**, et plus surprenant, **24% en exhaussement**, bénéficiant alors de très bonnes conditions d'alimentation sédimentaire (Figure 53). On note également que les sites en incision sont aussi ceux qui se rétractent, alors que les sites en exhaussement présentent une bande active stable ou en élargissement. Ce diagnostic montre qu'il existe encore dans les Alpes des tresses qui bénéficient de bonnes conditions de recharge sédimentaire et qui devraient se maintenir, **à condition de préserver la continuité du transport solide depuis les sources sédimentaires**. Les tresses les plus actives sont toujours associées à une forte activité sédimentaire en provenance des berges ou de torrents actifs. L'érosion résiduelle post Petit Âge Glaciaire est donc encore suffisante dans certaines vallées pour alimenter et maintenir un style en tresses.

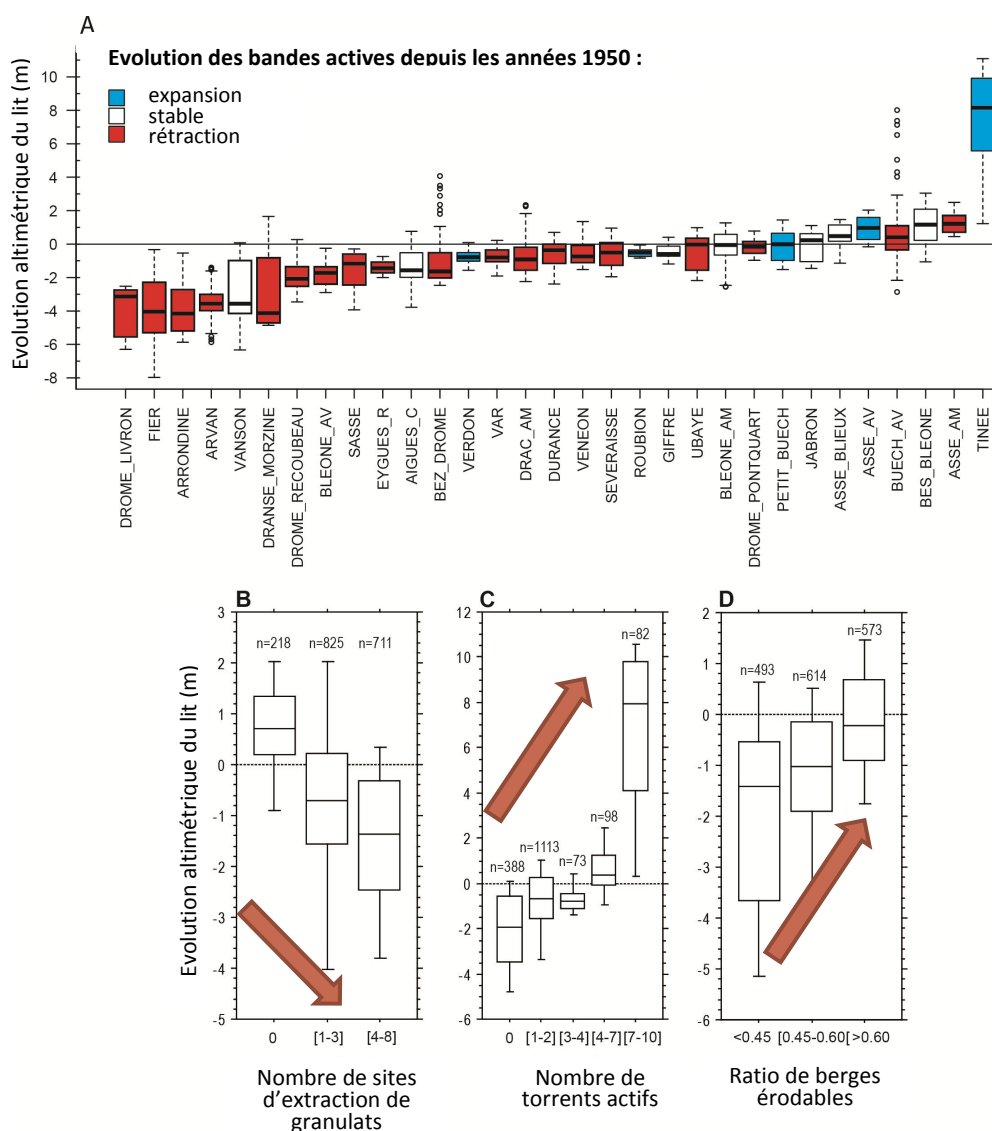


Figure 53 : (A) évolutions altimétrique et planimétrique des tronçons en tresses au cours du XX^e siècle ; évolution altimétrique en fonction (B) du nombre de sites d'extractions de granulats, (C) du nombre de torrents actifs et (D) de la présence de berges érodables. D'après Liébault et al., 2013.

4.3 CES CHANGEMENTS ONT-T-ILS DES CONSEQUENCES POUR LES USAGERS ET LES RIVERAINS ?

Les mesures de gestion prises dans le passé afin de gérer les tronçons en tresses renvoient à la gestion d'une charge solide abondante et excédentaire, avec la chenalisation de la bande active, l'extraction des granulats et les curages en lit mineur. Or comme cela vient d'être exposé, ces opérations ont généré **l'enfoncement du lit d'un grand nombre de cours d'eau en tresses**. L'incision de ces rivières a eu de lourdes conséquences, en provoquant **la déstabilisation de nombreux ouvrages d'art** (ponts, digues, seuils etc.), **la baisse du niveau des nappes d'accompagnement**, **le dépérissement de forêts alluviales**, **la déconnexion d'affluents**, **la baisse de la biodiversité** etc. Les exemples de la Drôme et du Drac dans les encadrés ci-après illustrent ces phénomènes.

Les impacts négatifs des extractions et de la chenalisation sur la Drôme (26)

Sur la Drôme, les extractions massives de matériaux ont été conduites de manière industrielle principalement dans les années 1970 et 1980, avec des prélèvements atteignant $250\,000\text{ m}^3$ de granulats par an. Ce volume est à comparer aux $40\,000\text{ m}^3$ de matériaux transportés annuellement par la rivière. Depuis 1928, on estime à **$8\,000\,000\text{ m}^3$ le déficit sédimentaire du lit de la Drôme**, dont 75% serait directement imputables aux prélèvements de granulats (Landon, 1999).

La rivière est également **corsetée par des endiguements** qui **accélèrent les écoulements en crues** et **augmentent la capacité du cours d'eau à creuser son lit**.

Cette perte majeure de matériaux sur la Drôme due aux extractions et à la chenalisation s'est traduite par un **enfoncement quasi généralisé du fond du lit pouvant atteindre 5 m** par endroits.

L'incision du lit de la Drôme a conduit à **déstabiliser les ouvrages d'art** en mettant à nu leurs fondations : des ponts se sont effondrés (Figure 54), des seuils ont été détruits, les digues sont fragilisées et doivent faire l'objet de travaux de confortement.

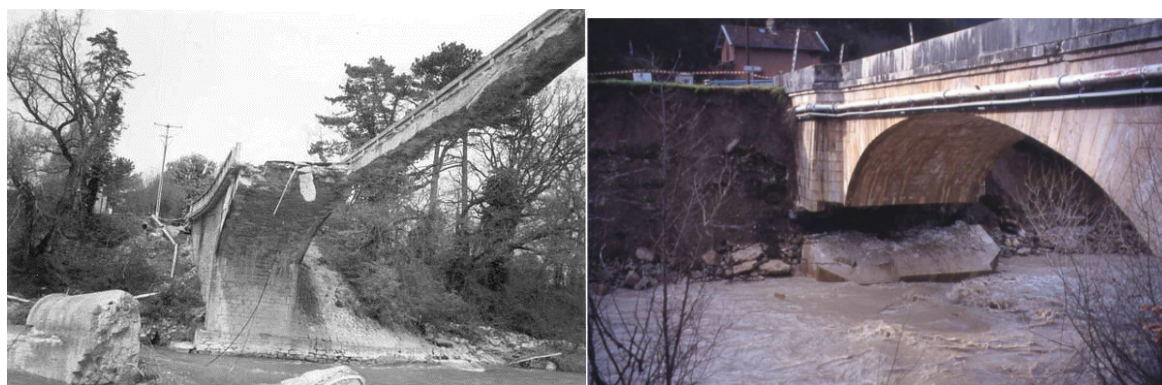


Figure 54 : exemples de conséquence de l'enfoncement du lit : à gauche, l'effondrement du pont de Mirabel-et-Blacons suite à la crue de janvier 1994 (©Syndicat Mixte Rivière Drôme) - à droite, le basculement de la culée du Pont de Chaînes suite à la crue de novembre 2003 à Die (26) (©F. Liébault)

L'enfoncement du lit a entraîné **l'enfoncement de la nappe phréatique** qui accompagne le cours d'eau. Des **captages d'eau potable** se retrouvent ainsi **menacés** et **la forêt riveraine**, perchée, dépérit. Sur certains secteurs le déficit en matériaux a entraîné **la disparition totale des graviers** et **l'écoulement du cours d'eau sur le substrat rocheux**, sans possibilité de cache, de zone d'alimentation ou de frai pour les poissons. Ces phénomènes ont été observés sur un grand nombre de cours d'eau en tresses.

Sur le bassin versant de la Drôme, le reboisement des versants consécutif à la déprise pastorale a entraîné une diminution de la production de sédiment qui amène à penser que la Drôme devrait continuer à s'inciser dans les prochaines décennies. C'est pour cette raison que **des mesures de rétablissement de la continuité sédimentaire et de restauration de l'espace de bon fonctionnement** sont préconisées sur ce cours d'eau.

Les impacts négatifs des extractions et de la chenalisation sur le Drac (05)

Le Drac prend sa source dans le massif des Ecrins à plus de 2500 m d'altitude. Il est issu de la confluence des Drac Blanc et Noir qui confluent à Orcières (05). Des **extractions massives de matériaux** ont eu lieu entre les années 1960 et 2012. Suite aux crues de 2006, 2008 et 2011, une incision de 3 à 4 m est observée en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05) sur près de 4 km. L'enfoncement du lit dans un substratum argileux tendre a entraîné de nombreux dysfonctionnements (Figure 55 et Figure 56) et menaçait la digue du plan d'eau de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05).



Figure 55 : incision du lit (à gauche) et dépérissement de la forêt alluviale (à droite)



Figure 56 : déconnexion des affluents (à gauche) et assèchement des bras morts (à droite)



Menés durant l'hiver 2013-2014, les travaux de restauration ont consisté à **rétablir un profil en long d'équilibre** et à **recharger le cours d'eau avec plus de 370 000 m³ de sédiments**. La **continuité sédimentaire** a également été restaurée à l'amont du site restauré avec la suppression d'un seuil.



Figure 57 : vue aérienne du Drac en 1961 (à gauche) et en 2013 (à droite)



Figure 58 : vue aérienne du Drac en 2015 après les travaux de reconstitution du matelas alluvial ; source des photographies : ©CLEDA, Burgeap et IGN

Les suivis après travaux témoignent de la mise en place d'une tresse, comme illustré dans les Figure 57 et Figure 58.

Les nombreux impacts négatifs liés aux extractions de matériaux et à la chenalisation des cours d'eau ont amené **un renversement des logiques de gestion**. Ces mesures de gestion sont décrites au chapitre 6.

4.4 CARTOGRAPHIE DES PRESSIONS SUR LA MORPHOLOGIE ET LA CONTINUITE ECOLOGIQUE SUR LES RIVIERES EN TRESSES

Un travail mené lors de la révision de l'état des lieux de 2019 pour la directive cadre européenne sur l'eau a révélé que **près de 40% des rivières en tresses ont leur fonctionnement perturbé de manière significative par des travaux de chenalisation ou par l'impact d'extractions passées.**

La Figure 59 présente ainsi une cartographie des masses d'eau concernées par une pression sur la morphologie. Les rivières en tresses du bassin versant de la Durance apparaissent particulièrement affectées par cette pression, mais sont également concernées en dehors de ce périmètre le Giffre aval, le Roubion, le Jabron ou la Drôme.

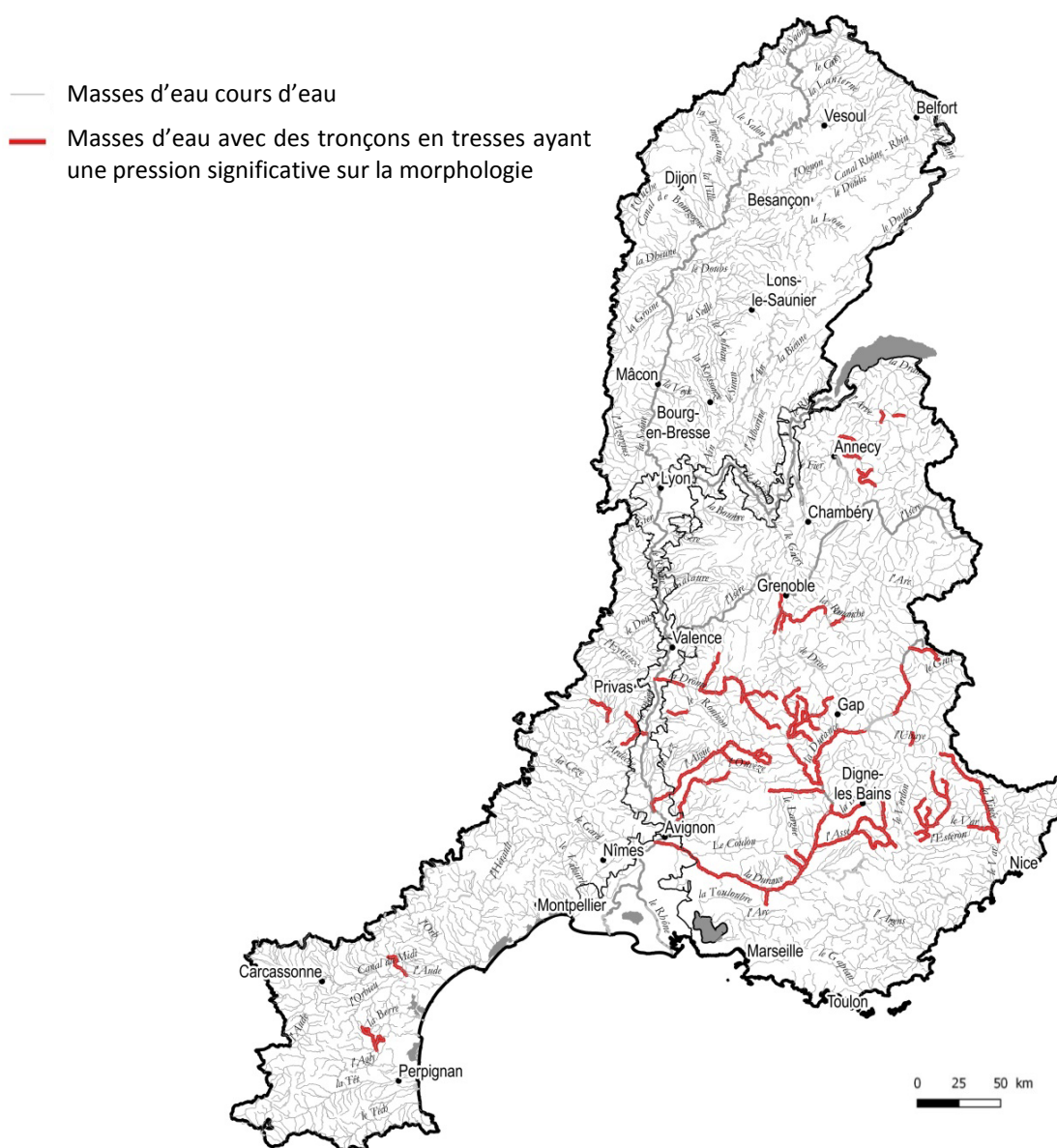


Figure 59 : cartographie des rivières en tresses qui subissent des pressions sur la morphologie

Ce même travail d'analyse sur les pressions subies par les cours d'eau a montré que **les deux tiers des masses d'eau en tresses présentaient des problèmes de continuités piscicole ou sédimentaire** (Figure 60). **Plus de 40% de ces masses d'eau contiennent des tronçons classés en liste 2** au titre de l'article L.214-17 du Code de l'environnement.

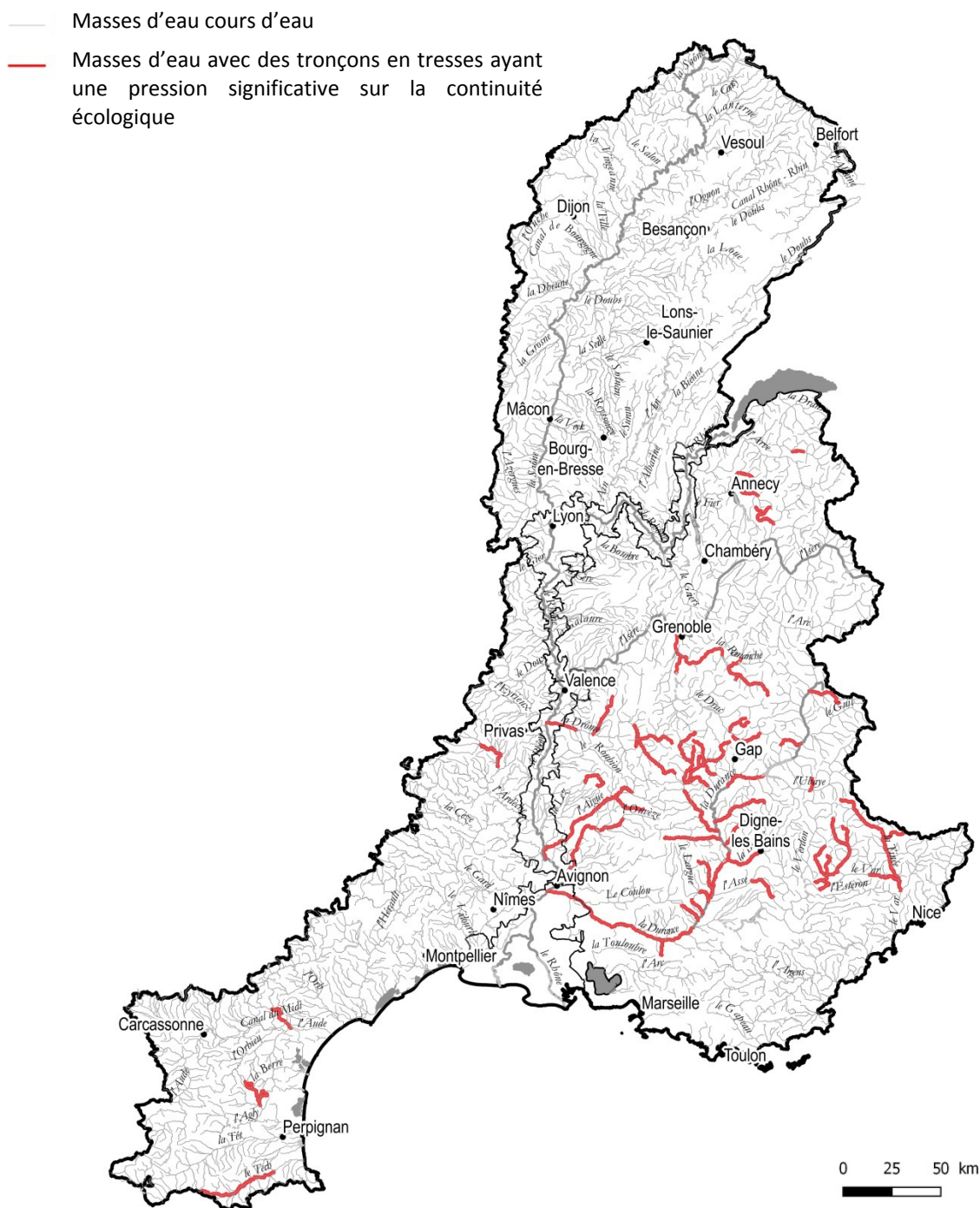


Figure 60 : cartographie des rivières en tresses qui subissent des pressions sur la continuité écologique

4.5 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 4

Les éléments clefs :

- Des prélèvements excessifs dans les nappes ou des dérivations par canaux d'irrigation gravitaires ou à partir d'ouvrages hydroélectriques peuvent engendrer une déconnexion des systèmes en tresses avec leur nappe d'accompagnement.
- A pression égale, l'impact des prélèvements et des dérivations sur la mosaïque d'habitats des rivières en tresses peut être plus ou moins marqué. **Certaines tresses qui ne bénéficient pas de la présence d'une nappe souterraine affleurante sont plus vulnérables que d'autres.**
- Une perturbation du régime hydrologique se traduisant par **la disparition des crues fréquentes** peut également conduire à **une végétalisation, à une fixation des bancs et à une baisse de l'activité du tressage**. C'est un problème assez courant à l'aval d'ouvrages hydro-électriques. Ce point n'est pas détaillé dans cet ouvrage.
- L'aménagement des fonds de vallée (hydroélectricité), l'exploitation des granulats et des changements dans les conditions de recharge sédimentaire (reconquête forestière et réchauffement climatique post Petit Âge Glaciaire) contribuent à réduire le flux sédimentaire amont et **peuvent conduire à la disparition du tressage**.
- L'enfoncement du lit d'un grand nombre de cours d'eau en tresses a eu des conséquences lourdes en provoquant **la déstabilisation de nombreux ouvrages d'art** (ponts, digues, seuils etc.), **la baisse du niveau des nappes d'accompagnement, le dépérissement de la forêt alluviale, la déconnexion d'affluents, une baisse de la biodiversité**, etc.
- **En 2016, près de 40% des rivières en tresses ont leur fonctionnement perturbé de manière significative par des travaux de chenalisation ou par l'impact d'extractions passées ou de curages encore d'actualité. Les deux tiers des masses d'eau en tresses présentent des problèmes de continuités piscicole ou sédimentaire.** Plus de 40% de ces masses d'eau contiennent des tronçons classés en liste 2 au titre de l'article L.214-17 du Code de l'environnement.
- Si le renouvellement actuel de la charge sédimentaire est très insuffisant pour maintenir les tresses, il est légitime de s'interroger sur l'intérêt d'engager des moyens importants pour la préservation voire la restauration de ces milieux qui ne pourront pas perdurer. A l'inverse, **si une tresse est encore en équilibre avec les conditions actuelles de recharge**, mais que son état a été fortement altéré par des contraintes locales (endiguements, extractions, discontinuités du transport solide), alors **les efforts à mettre en œuvre pour restaurer durablement un bon fonctionnement sont légitimes.**

5.COMMENT EVALUER LEUR ETAT DE SANTE ?

Suivre l'évolution des rivières en tresses et les effets de la gestion sur l'activité hydromorphologique et la diversité écologique requiert **des indicateurs adaptés** à la dynamique particulière de ces milieux à forte valeur patrimoniale.



Les rivières en tresses sont des milieux spécifiques, notamment du fait du dynamisme de leur morphologie. Etablir un diagnostic de leur état nécessite **l'utilisation d'indicateurs adaptés**. Ces indicateurs doivent permettre de caractériser une rivière en tresses à un moment donné mais aussi de **suivre son évolution dans le temps** afin **d'évaluer l'effet des actions de gestion**, d'aider à la prise de décision ou d'informer le public. Dans ce chapitre nous présentons des indicateurs permettant de caractériser deux propriétés d'une rivière en tresses : son **activité hydromorphologique** et sa **diversité écologique potentielle** à partir d'une analyse de ses habitats et des sous-indicateurs associés permettant d'évaluer un risque potentiel en matière d'inondabilité ou d'érodabilité ou une altération potentielle de ces propriétés du fait de pressions humaines.

L'activité hydromorphologique du tressage est un élément important de diagnostic. Un tressage actif souligne un important transport solide, une bonne connexion de la tresse avec son bassin versant. Elle peut être en train de s'exhausser et cela constitue potentiellement une situation à risque pour les usagers de la vallée en termes d'inondation ou d'érosion latérale. C'est aussi souvent une tresse qui présente **un potentiel écologique élevé**. Quand le tressage est au contraire en perte de vitesse et qu'il s'accompagne d'un abaissement du fond du lit, les risques sont de nature différente. Le risque d'inondation existe aussi si des digues sont affouillées et qu'elles risquent d'être déstabilisées lors des crues. Les risques résultant de dommages aux ouvrages sont également à considérer avec attention.

Les rivières en tresses, du fait de leur fonctionnement hydromorphologique bien particulier, possèdent **des caractéristiques biologiques également particulières** (cf. chapitre 3). Un diagnostic de leur état actuel, ainsi qu'une planification de leur gestion à long terme doit donc porter aussi sur cette composante biologique.

A l'échelle d'un tronçon, nous proposons notamment des indicateurs de la diversité biologique potentielle des milieux aquatiques et terrestres. Les travaux récents ont souligné **qu'il existe un lien entre la diversité des habitats et la diversité des communautés vivantes d'une tresse**. La diversité des habitats étant relativement facile à mesurer comparativement à la diversité des communautés vivantes, nous proposons ici plusieurs indicateurs permettant d'inférer ainsi une diversité écologique potentielle à partir de la mesure de la diversité des habitats. Certains indicateurs portent sur le **compartiment aquatique** alors que d'autres concernent le **compartiment terrestre**. **Des sous-indicateurs** permettent également d'évaluer la dégradation ou l'amélioration potentielles de cette diversité des habitats.

Il est également important de bien replacer le tronçon en tresses dans le contexte du bassin versant. Y-a-il un tressage présent sur tout le réseau ou seulement sur quelques secteurs ? **Un tressage plutôt ponctuel, localisé, sur un réseau qui ne l'est pas, doit être considéré avec une grande attention compte tenu de sa contribution potentielle à la biodiversité du bassin et de sa valeur patrimoniale et biologique.**

Tableau 1 : synthèse des indicateurs d'activité morphologique et de diversité d'habitats et sous-indicateurs de risque ou de pression potentielle

Questions	Indicateurs
Le tressage est-il actif ?	- Le type de tresses - La largeur normalisée de la bande active (W*) - La rugosité du lit (BRI et BRI*) - Les apports sédimentaires potentiels - L'encaissement dans la plaine alluviale récente (T)
Le tressage est-il en train de disparaître ?	Suivi de l'évolution des indicateurs ci-avant - Réduction significative de W* - Augmentation significative de T ou de BRI
Est-il potentiellement dangereux pour les usagers et riverains de la vallée ?	Suivi de l'évolution des indicateurs ci-avant - Augmentation significative de W* - Réduction significative de T ou de BRI <i>NB : dans ce cas, mettre en évidence un risque d'exhaussement par rapport à une situation initiale</i>

Questions	Indicateurs
Le secteur en tresses possède-t-il un fort potentiel d'habitats aquatiques ?	- Diversité des linéaires aquatiques H' - Taux de tressage de basses eaux (Pttw) ou rapport entre le taux de tressage total et le taux de tressage coulant - Largeur normalisée de la bande active (W*)
Le secteur en tresses possède-t-il un fort potentiel d'habitats aquatiques actuellement soumis à une forte pression ?	- Seuil de diversité des linéaires aquatiques en fonction du débit - Seuil de taux de tressage de basses eaux ou rapport entre le taux de tressage total et le taux de tressage coulant en fonction du débit - Rapport entre la largeur normalisée de la bande active et la diversité des linéaires aquatiques ($H' > 200j/an$)
Le secteur en tresses possède-t-il un fort potentiel d'habitats terrestres ?	- Largeur du corridor naturel - Diversité des habitats terrestres - Type de tresses
Le secteur en tresses possède-t-il un fort potentiel d'habitats terrestres actuellement soumis à une forte pression ?	- Seuil de largeur du corridor naturel - Seuil de diversité des habitats terrestres - Fragmentation du corridor naturel

5.1 COMMENT EVALUER L'ACTIVITE HYDROMORPHOLOGIQUE DU TRESSAGE ?

Plusieurs indicateurs sont proposés pour évaluer l'activité hydromorphologique du tressage. Contrairement aux perceptions que peuvent parfois avoir des riverains, il est important de bien avoir à l'esprit **qu'il n'y a généralement pas « trop de graviers »**. Ces situations critiques peuvent exister mais elles sont rares dans nos régions.

5.1.1 Les indicateurs de l'activité hydromorphologique du tressage

5.1.1.1 Le type de tresses

Le type de tresses est l'indicateur le plus simple de l'activité du tressage. Il renseigne également sur la **diversité des habitats terrestres** présents sur un tronçon.

Les rivières en tresses se distinguent souvent en fonction des caractéristiques de la végétation riveraine (Figure 61) :

- les tresses à bancs nus (*bar braided*)** : les bancs situés entre les chenaux multiples sont majoritairement sans végétation ligneuse. Ce type correspond aux tronçons de tressage les plus actifs morphologiquement ; on trouve dans ces tronçons la fréquence de remobilisation des dépôts sédimentaires la plus importante. Le régime de perturbation très intense se traduit par une diversité d'habitats terrestres assez faible.
- les tresses à îles multiples (*multiple-island braided*)** : les bancs sont nombreux, ils sont soit nus soit couverts par une végétation pionnière plus ou moins éparse. Ce type correspond aux tronçons de tressage dont l'activité est intermédiaire entre les 2 autres types. La diversité d'habitats terrestres (et

donc la richesse spécifique potentielle) est importante en lien avec l'établissement de taches végétalisées abritant une végétation pionnière (ex. : saules, peupliers).

- **les tresses à grandes îles (*large island braided*)** : les chenaux entourent des îles peu nombreuses, généralement de grande taille et couvertes de végétation. Ce type correspond aux tronçons de tressage bien souvent les moins actifs. Il possède une diversité d'habitats terrestres plus importante que les tresses à bancs, avec dans certains cas des îles pouvant accueillir des espèces post-pionnières (ex. : frêne).

Cet indicateur est qualitatif, il ne nécessite pas de mesures spécifiques. Il est évalué **à dire d'expert sur la base d'observations de terrain ou d'images aériennes**. Il est néanmoins possible de rendre cet indicateur quantitatif en mesurant sur les images aériennes la **densité et la proportion des îles végétalisées au sein du corridor**. Cependant, il n'existe pas à l'heure actuelle de valeurs-seuils validées permettant de distinguer automatiquement les 3 types.

Cet indicateur est intéressant lorsqu'on l'analyse sur une certaine période de temps, en s'appuyant sur plusieurs dates d'observation. Le site IGN « Remonter le temps » (<https://remonterletemps.ign.fr/>) est très utile pour faire un premier diagnostic qualitatif à partir des photographies aériennes d'archives. Il est alors possible de **diagnostiquer une trajectoire évolutive** de la tresse et de mener une réflexion sur les causes à l'origine de l'état observé. Cette étape est importante pour identifier les pistes d'action possible.

Cet indicateur doit être utilisé prudemment car il est **sensible au régime des crues**. En effet, **un tronçon « à îles multiples » peut devenir un tronçon à « bancs » après une crue morphogène (cette situation correspond bien souvent à une crue décennale)**. Si cet indicateur est suivi dans le temps ou s'il sert à comparer plusieurs sites, il convient de **toujours préciser la durée de la période séparant l'observation et la ou les dernières crues morphogènes** (bien souvent une crue décennale). Il est également sensible à un développement de la végétation plus ou moins rapide selon le contexte biogéographique et climatique (voir la partie 1.2.2 sur les tresses méditerranéennes versus les tresses rhodaniennes ou des Alpes du Nord au chapitre 1).

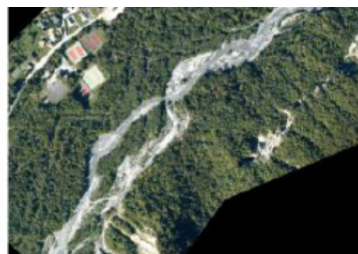
Tresses à bancs nus



Tresses à îles multiples



Tresses à grandes îles



Activité du tressage



Figure 61 : illustration des 3 types de tronçon en tresses – 1) à bancs nus 2) à îles multiples 3) à grandes îles (modifiée d'après Belletti et al., 2015)

5.1.1.2 La largeur normalisée de la bande active (W^*)

L'intensité de l'activité hydromorphologique peut également être renseignée par un indicateur quantitatif relativement simple à calculer : la largeur de la bande active. Celle-ci est définie comme **la largeur moyenne sur un tronçon donné de la surface composée d'eau et de graviers non végétalisés**.

Cependant, dans la mesure où la largeur des cours d'eau s'accroît d'amont en aval, il convient de **normaliser cette largeur afin de retirer cet effet taille**. Pour cela, la largeur de la bande active est divisée par la racine carrée de la taille du bassin versant en amont du point de mesure. On utilise souvent la notation W^* pour cet indicateur (W =width – largeur en anglais). Cette formule a été légèrement adaptée pour le bassin Rhône-Méditerranée (Figure 62). Elle a **une validité régionale**, qui est encore à ajuster pour d'autres régions du globe.

Plus la valeur de cet indicateur est forte, plus le tronçon peut être considéré comme actif en matière de transport solide et de dynamique de tressage.

La mesure de la largeur de la bande active s'effectue soit *in situ* soit sur des images aériennes ou satellites.

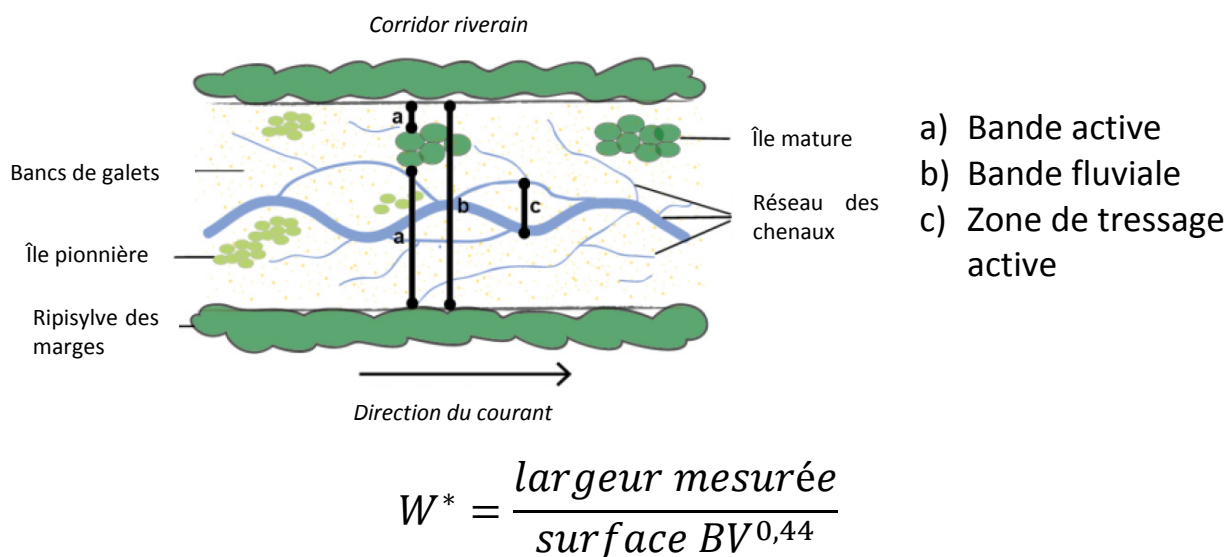


Figure 62 : illustration du principe de calcul de W^* . La rétraction des tresses incisées est marquée par des valeurs de W^* faibles alors que les tresses en exhaussement ont des valeurs de W^* plus importantes.

Là encore, cet indicateur doit être utilisé prudemment car il est **sensible au régime des crues**. En effet, un tronçon à « îles multiples » peut devenir un tronçon à « bancs nus » après une crue morphogène (bien souvent une crue décennale). Si cet indicateur est suivi dans le temps ou s'il sert à comparer plusieurs sites, il convient de toujours préciser la durée de la période séparant l'observation et la ou les dernières crues morphogènes. Il est également sensible au développement de la végétation, qui est plus ou moins rapide selon le contexte biogéographique et climatique.

De fait, il est recommandé de s'appuyer sur un jeu de photographies anciennes afin de calculer la largeur de bande active normalisée W^* à différentes dates et d'évaluer son évolution au cours du temps. On pourra alors déduire de l'analyse que :

- si W^* est en constante réduction, le tressage est sans doute en perte d'activité ;
- s'il est variable, le W^* maximal donne une idée de l'activité de la tresse à la suite des crues morphogènes, notamment en positionnant cette valeur sur le graphique régional ci-après (Figure 63).

Par rapport à l'échantillon étudié :

- des valeurs de W^* supérieures à $10 \text{ m/km}^{0,44}$ sont indicatrices de **secteurs en tresses encore actifs** ;
- des valeurs de W^* inférieures à $10 \text{ m/km}^{0,44}$ sont plutôt observées pour **des secteurs dont le tressage n'est plus actif**.

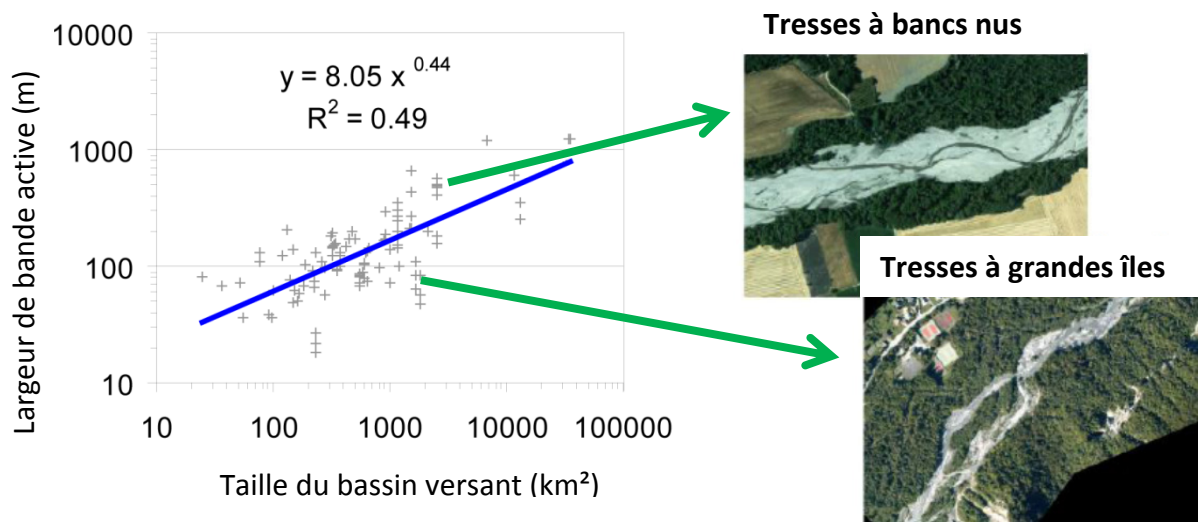


Figure 63 : relation entre la largeur de la bande active (m) et la taille du bassin versant

5.1.1.3 La rugosité de la bande active (BRI et BRI*)

La **signature morphologique du tressage** est liée au rapport entre la capacité de la rivière à transporter les sédiments et la fourniture en sédiments de la rivière. Comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, le tressage se développe suite à une incapacité de la rivière à transporter tous les sédiments qui proviennent de l'amont (on parle alors d'une capacité de transport limitée). **Le tronçon en tresses constitue ainsi une zone de transition, de stockage temporaire entre les zones amont qui apportent beaucoup de charge solide notamment pendant certains événements exceptionnels et la zone aval qui va évacuer cette charge.**

Lorsque les apports sédimentaires amont d'une tresse diminuent, on observe généralement un enfoncement du chenal principal dans le corridor graveleux, ce qui se traduit par une surélévation de la surface des bancs par rapport au talweg. Si cette évolution se poursuit, elle conduit à la concentration des écoulements dans un chenal unique, à la végétalisation des bancs, et **in fine à la disparition du tressage.**

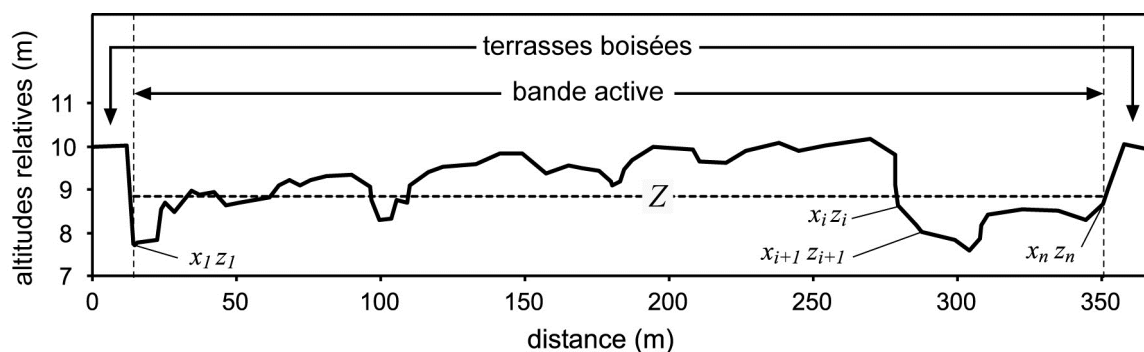
Une tresse dont la capacité de transport est limitée se caractérise généralement par un état morphologique différent de celui d'une tresse limitée en fourniture sédimentaire, ce qui permet de placer la tresse sur un gradient de fourniture sédimentaire.

Un indicateur de forme du lit, la **rugosité de la bande active** ou **BRI** (pour *Bed Relief Index* en anglais), permet de distinguer ces 2 situations. **La rugosité du lit**, qui traduit une dissipation d'énergie (donc de capacité de transport), **aura tendance à augmenter lorsque la disponibilité sédimentaire devient insuffisante par rapport à la capacité de transport.** Inversement, **une capacité de transport limitée aura tendance à produire une morphologie à faible rugosité.**

Cet indicateur de rugosité peut se calculer sur la base de mesures topographiques du lit de la rivière (profil en travers de la bande active). Il correspond alors à l'écart-type de l'altitude le long d'un transect. Cet écart-type peut aussi être normalisé par la largeur de la bande active afin d'obtenir un indicateur adimensionnel noté BRI* (voir Figure 64 ci-après pour le calcul du BRI et du BRI*).

Lorsque la valeur est faible (<0,004) il est fort possible que le site soit **limité en capacité de transport** et au contraire, **lorsqu'elle est élevée (>0,004)** celui-ci est alors plutôt **limité en fourniture sédimentaire.**

Cet indice n'est pas infallible car bien souvent les tresses enregistrent différentes pressions auxquelles elles ajustent leur morphologie à différents pas de temps et il est ainsi judicieux de combiner plusieurs indicateurs pour rendre les conclusions plus robustes.



$$BRI = \left[\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (z_i - Z)^2 \right]^{0.5}$$

$$BRI^* = \frac{BRI}{x_n - x_1}$$

Figure 64 : calcul de la rugosité de la bande active, BRI et BRI*

Comment calculer le BRI ?

Le BRI peut être calculé à partir d'un profil en travers levé directement sur le terrain ou extrait directement à partir de données LiDAR.

Si l'on dispose de données LiDAR, il est possible de calculer cet indicateur sur un grand nombre de transects et d'établir un diagnostic robuste, tronçon par tronçon. Pour se faire, il est possible d'utiliser la Toolbox « Fluvial Corridor » sous ArcGis (www.umrevs-isig.fr) et le module BRI développé sous R (Tacon, 2015).

Si l'on travaille avec des données LiDAR, le BRI sera sous-estimé car il ne prendra pas en compte la topographie immergée du lit, le LiDAR étant incapable de traverser la colonne d'eau. Il faut donc être vigilant si l'on compare des BRI calculés à partir de profils en travers et de LiDAR. Dans tous les cas, les fronts de berge ne sont pas intégrés dans le calcul. **La largeur de bande active est donc mesurée entre les 2 pieds de berges pour la normalisation du BRI.** On recommande également **d'exclure les îles boisées du calcul** et de **ne considérer que les espaces non végétalisés et les chenaux en eau.**

Si les points de mesure du profil sont positionnés à intervalles réguliers le long du transect, on utilise la formule classique de l'écart-type présentée ci-dessus, avec Z, l'altitude moyenne du lit le long du transect, z_i l'altitude du lit à l'intervalle i et n, le nombre de points de mesure. Si les points sont positionnés à intervalles irréguliers, soit il faut interpoler le transect selon un pas fixe, soit il faut calculer un écart-type pondéré par les intervalles de mesure.

La Figure 65 ci-après illustre le calcul de la rugosité de bande active sur un tronçon de l'Asse et un tronçon du Vançon.

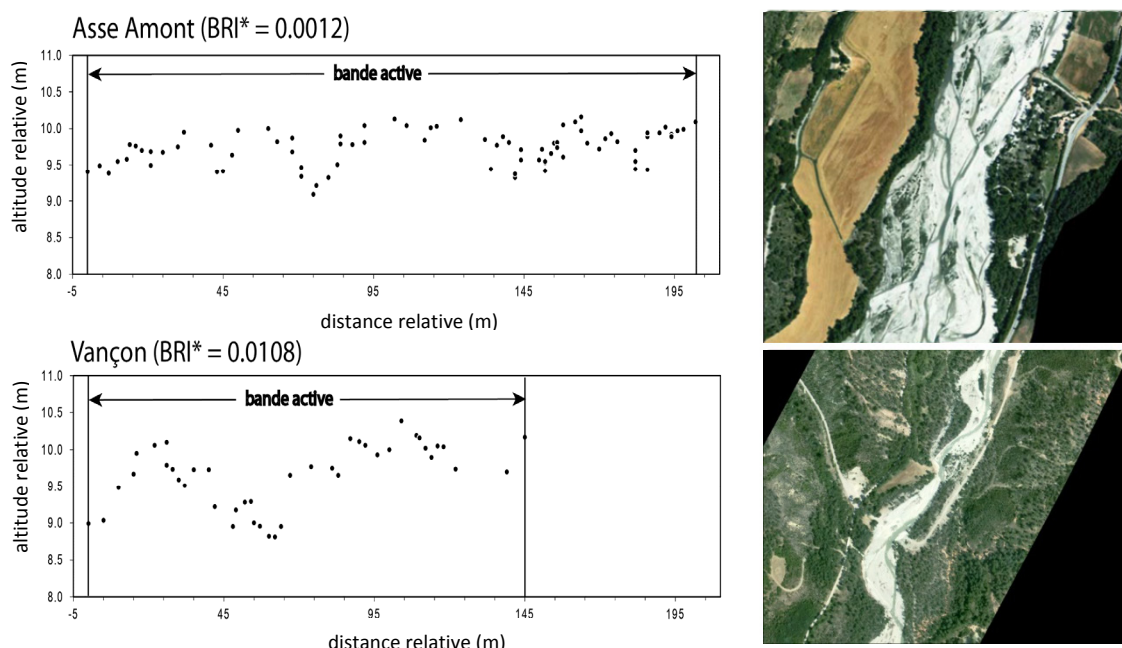


Figure 65 : exemple de rugosité de la bande active normalisée pour l'Asse amont et le Vançon, sur deux tronçons présentant des signatures morphologiques très différentes

L'Asse amont présente un BRI^* faible (0,0012), inférieur à 0,004, ce qui est caractéristique d'une fourniture sédimentaire importante et d'une capacité de transport limitée. Au contraire, le Vançon présente un BRI^* assez élevé (0,0108), supérieur à 0,004, ce qui traduit une fourniture sédimentaire limitée. Il a ainsi tendance à commencer à s'inciser dans son corridor graveleux et à déconnecter progressivement les bancs adjacents qui vont alors avoir tendance à se végétaliser.

5.1.1.4 Le potentiel d'apport sédimentaire

Les conditions actuelles de recharge sédimentaire d'un tronçon peuvent être appréhendées à partir d'une analyse par photo-interprétation des torrents actifs en amont du tronçon. Nous recommandons d'effectuer cette analyse sur **un linéaire amont d'au moins 10 km** (ce qui correspond approximativement aux conditions de recharge des 20 dernières années, si on considère une vitesse de propagation moyenne de la charge de fond de 500 m/an).

Très simplement, il est possible de retenir comme métrique **le nombre de torrents actifs**. Cette métrique est également intéressante à suivre dans le temps si des photographies aériennes anciennes sont disponibles. C'est un bon indicateur d'un éventuel changement en termes d'alimentation sédimentaire.

Le travail effectué sur une trentaine de tronçons fluviaux sur la zone alpine a montré que cette métrique était statistiquement liée à l'évolution altimétrique du lit principal au cours des dernières décennies (cf. Figure 53).

Un torrent actif est reconnu de manière experte à partir de l'examen des orthophotographies aériennes récentes. Il présente **deux caractéristiques principales** :

- une **bande active est visible** sur les photographies aériennes (présence de bancs de graviers non végétalisés sur un linéaire de plusieurs km) ;
- sa contribution a **un effet sur la morphologie de son émissaire** (formation d'un cône de déjection, élargissement de la bande active en aval de la confluence...).

La photographie aérienne présentée Figure 66 illustre la présence d'un torrent actif (le Salso Moreno) présentant un potentiel d'apport sédimentaire qui semble significatif pour la Tinée.

Cet indicateur est intéressant pour **identifier les secteurs susceptibles de maintenir des tresses actives dans les prochaines décennies**. Il est surtout adapté aux tresses qui se développent dans les vallées intra-alpines, où la recharge sédimentaire provient essentiellement des affluents torrentiels.

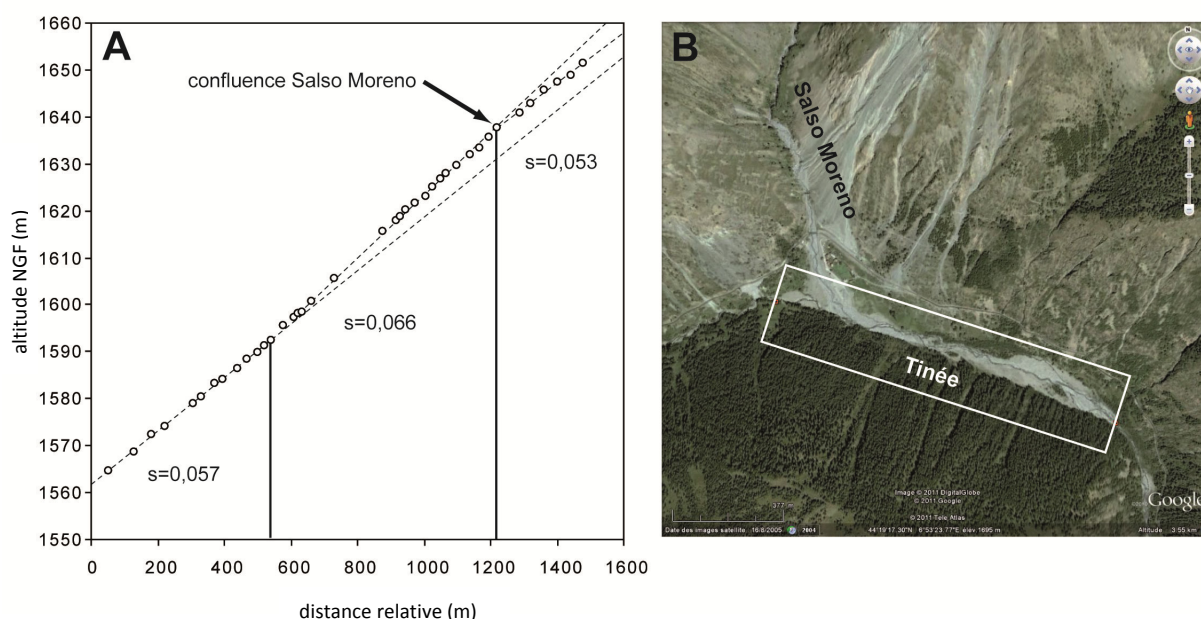


Figure 66 : exemple de la haute vallée de la Tinée, où le tressage apparaît en aval immédiat de la confluence avec un torrent actif, le Salso Moreno (Liébault et al., 2013)

Cet indicateur peut être mieux paramétré en calculant également le W^* pour la section aval de chacun des affluents aux différentes dates d'observation disponibles. Il peut aussi être complété par des mesures de la granulométrie de surface du lit des affluents et des paramètres de géométrie (largeur, profondeur, pente) (voir à ce titre Clément et Piégay, 2003 ou Liébault et al., 2008).

5.1.1.5 L'encaissement de la bande active dans la plaine alluviale récente (T)

Cet indicateur correspond à la différence d'altitude entre la bande active et les niveaux topographiques de la plaine alluviale récente, bien souvent abandonnés par la bande active au cours des deux derniers siècles du fait d'un tarissement sédimentaire. On parle bien souvent d'altitude relative. C'est l'altitude du lit majeur par rapport à l'altitude du niveau d'eau d'étiage ou du niveau topographique moyen de la bande active.

Il rend ainsi compte de l'évolution altimétrique contemporaine de la tresse et permet de distinguer les tresses en exhaussement et celles en incision. Les niveaux topographiques de la plaine alluviale récente correspondent en effet très souvent, dans les vallées en tresses du sud-est de la France, à une ancienne bande de tressage alimentée par les nappes sédimentaires du Petit Âge Glaciaire (XIV^e - XIX^e siècles). L'encaissement des bandes actives actuelles dans ces nappes a été largement modulé par les pressions qui ont pesé sur le régime sédimentaire des tresses (extractions de graviers, endiguement, reconquête forestière du bassin versant...). L'analyse des données collectées dans le bassin Rhône-Méditerranée montre que **cet indicateur fluctue entre 4 m et 10 m dans les vallées les plus incisées**, alors que **pour les tresses en exhaussement, les bancs actifs peuvent se retrouver à une altitude supérieure à celle des terrasses boisées**.

Le calcul de cet indicateur peut se faire sur des profils en travers levés sur toute la largeur de la plaine. Il est possible également de le mesurer à partir de levés LiDAR. Si l'on dispose de séries de photographies aériennes permettant de cartographier la rétraction et de la dater, une valeur de T peut être calculée pour chaque période de rétraction (Figure 67) (Tacon, 2015 et Tacon et al., 2017).

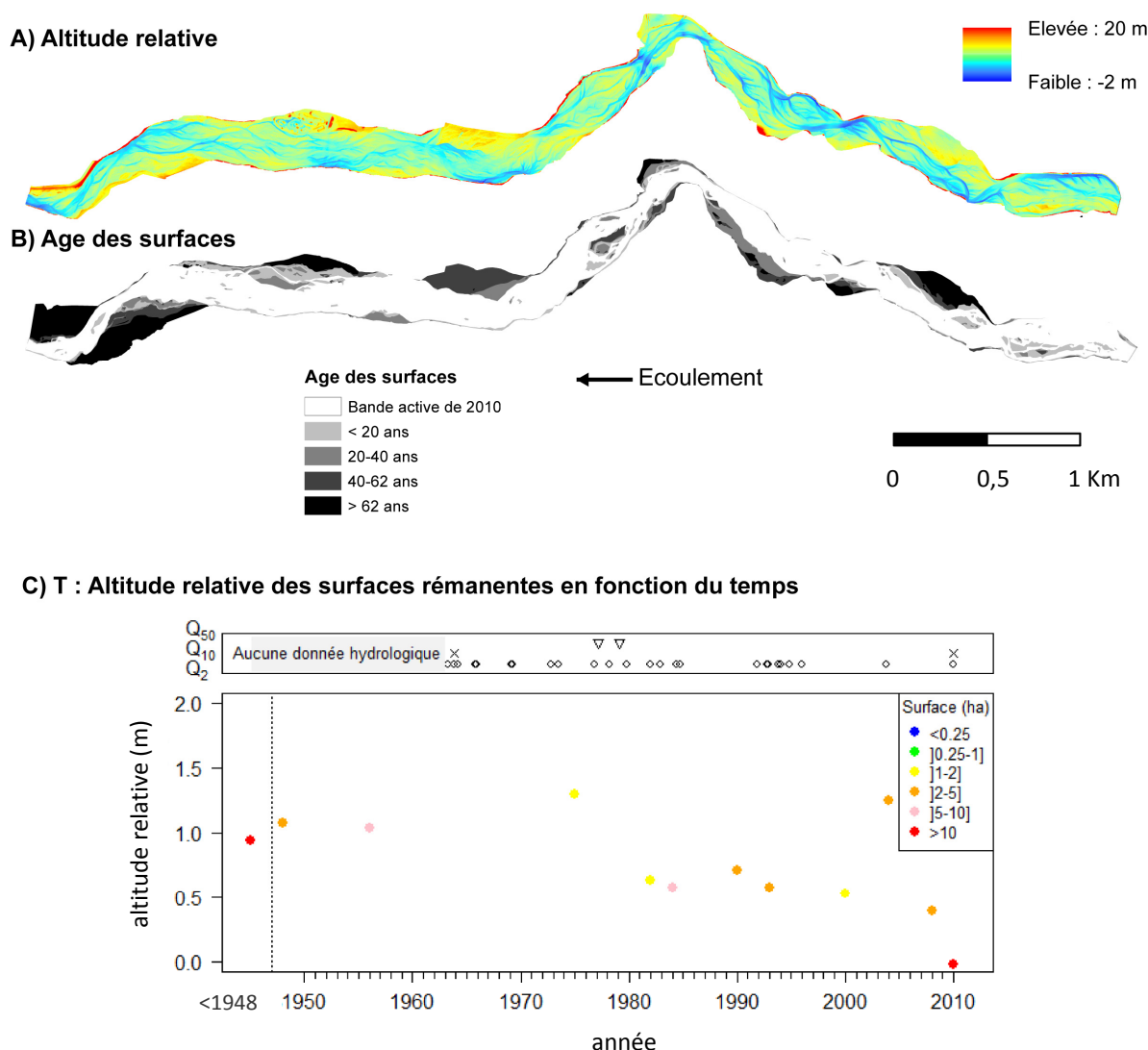


Figure 67 : détermination de l'altitude relative (T) des unités du lit majeur en fonction de leur âge et des unités végétales associées. La variation de l'altitude relative des unités de lit majeur ne peut se calculer que si le lit en tresses enregistre en même temps une incision et une rétraction. A et B : les couches d'information nécessaires pour le calcul de cet indicateur : A) l'altitude relative à la ligne de basse eau, B) l'âge des unités du lit majeur. A et B, permettent ainsi d'observer C) le processus d'incision en fonction de la rétraction et de la date du début de la végétalisation.

Dans le cas présent, on constate que les unités de la bande active avaient tendance à être de plus en plus hautes entre 1950 et 1970 et qu'un changement brutal s'observe dans les années 1970 avec un décalage de près de 70 cm entre ces unités et les unités plus récentes. C'est sans doute le signe d'un épisode d'incision qui, compte tenu de la période, a de fortes chances d'être associé à des activités d'extraction.

5.1.2 Les indicateurs de risques associés au changement de l'activité hydromorphologique du tressage

Le W^* peut être utilisé pour évaluer où se situe le tronçon dans son contexte régional. Est-il actuellement en phase d'exhaussement ? Des risques d'inondation ou d'érosion latérale sont-ils potentiellement à prévoir du fait de cette situation ? Doit-on être vigilant ? La rivière peut au contraire suivre une trajectoire de déficit sédimentaire et être alors plutôt soumise à un risque d'incision, avec des incidences sur la stabilité des ouvrages de protection et sur les niveaux de nappe.

Dans ce cadre, il est judicieux de calculer le W^* moyen du tronçon, suivre sa trajectoire temporelle depuis 50 ans et la comparer avec les tronçons voisins.

Sur la Figure 68, un grand nombre de tronçons en tresses sont représentés, permettant d'avoir une vue synoptique du contexte régional de tressage avec deux limites extrêmes représentées par des droites, une représentant la bande active maximale pour une taille de bassin donnée dans le contexte régional. Les tronçons proches de cette limite supérieure sont caractérisés par un tressage actif, à priori des rivières en tresses bien alimentées en sédiment et sans doute en situation d'exhaussement. La limite inférieure correspond à la limite du tressage. En deçà de cette ligne, les rivières ne présentent plus vraiment un style en tresses et enregistrent un ajustement progressif résultant d'un déficit sédimentaire. La Drôme dans son secteur aval par exemple est typiquement dans ce cas comme le montre sa trajectoire évolutive. Quant à la Bléone à l'aval de Digne, on constate que son tressage fluctue au cours du temps mais qu'il reste en situation médiane. Le tressage ne semble pas remis en question mais celui-ci n'est pas extrêmement actif.

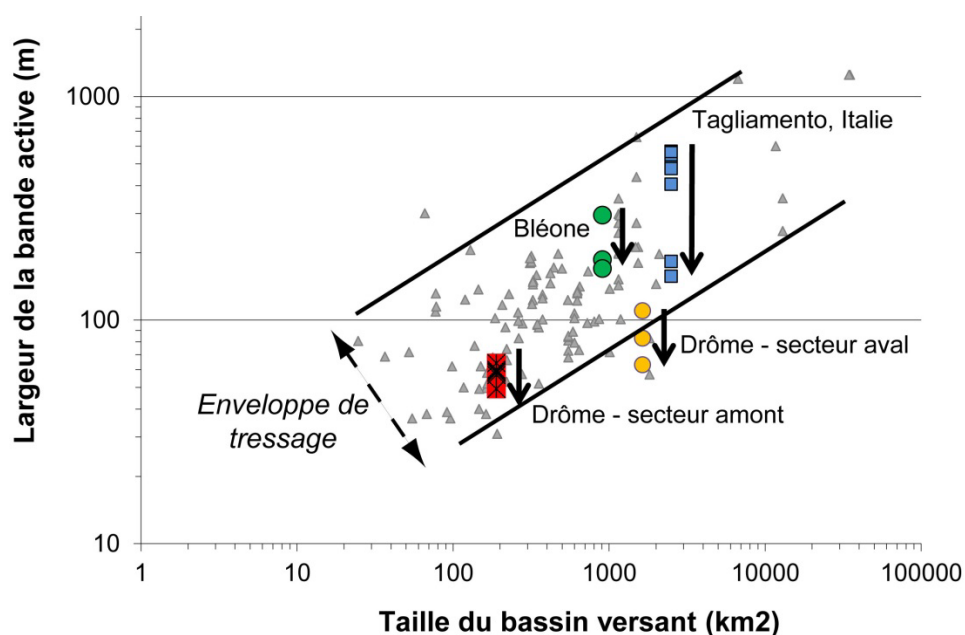


Figure 68 : répartition des tronçons en tresses du sud-est de la France en fonction de la largeur de leur bande active et de la taille de leur bassin versant. Les deux droites indiquent l'enveloppe de tressage observée dans ce contexte régional. D'après Piégay et al. 2009, modifié.

Ce travail a pu être complété dans la région du Piémont en Italie par la prise en compte de l'indicateur T. La Figure 69 présente ainsi un schéma combinant l'évolution de W^* au cours du temps et T (différence altimétrique moyenne entre la ligne de basses eaux et la plaine alluviale adjacente) qui représente ni plus ni moins un indicateur de l'intensité de l'incision contemporaine du chenal. La flèche rouge montre la trajectoire évolutive de bon nombre de tronçons caractérisés par une forte rétraction et incision de leur bande active. La flèche verte souligne un potentiel de réajustement de certains tronçons qui restent plutôt incisés mais qui ont malgré tout encore un transit sédimentaire et une hydrologie leur permettant de conserver un tressage (et une largeur de bande active plus modérément réduite). Ces éléments soulignent que la plupart des rivières en tresses de cette région ont été sévèrement altérées, principalement par des extractions de matériaux. Bien rares sont les sites présentant encore un tressage de qualité, bien alimentés par des apports amont, peu incisés et peu rétractés. Ce graphique de synthèse permettant de diagnostiquer l'état des rivières italiennes n'est pas encore disponible sur le territoire français pour évaluer l'état de nos tronçons en tresses car il repose sur une couverture LiDAR basse résolution acquise à l'échelle de tout le bassin (non disponible actuellement en France).

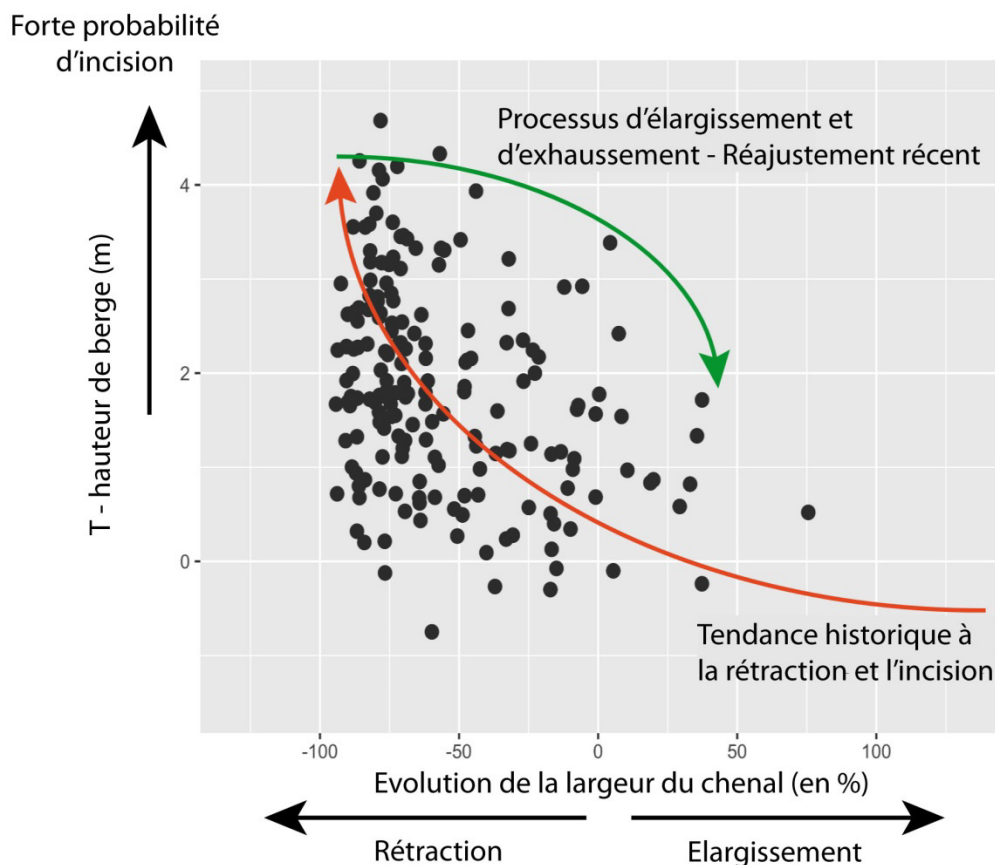


Figure 69 : distribution des tronçons fluviaux de la région du Piémont en Italie en fonction de la rétraction et de l'incision de leur bande active au cours du XX^e siècle. D'après Bizzi et al., 2018

5.2 COMMENT EVALUER LA DIVERSITE ECOLOGIQUE DES HABITATS AQUATIQUES ET TERRESTRES ?

Quelques indicateurs simples sont proposés dans cette partie pour évaluer **la diversité potentielle des habitats aquatiques et terrestres** d'une tresse comme proxy de la diversité des biocénoses.

Il est notamment possible d'utiliser un indicateur classique de diversité, comme l'indice de Shannon. En fonction des unités choisies, cet indice peut être un bon indicateur d'une diversité des habitats aquatiques ou terrestres d'une tresse.

L'indice de Shannon (H') permettant de caractériser la diversité d'unités est calculé de la façon suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^R P_i \times \ln(P_i)$$

Où P_i est la proportion d'une unité i et R le nombre d'unités.

A noter que **la valeur de cet indice dépend du nombre d'unités**. De fait, toute comparaison entre les cours d'eau doit tenir compte de ce nombre d'unités. Il est donc difficile de l'interpréter si on le calcule sur un nombre d'unités différent. Il est possible de calculer éventuellement un "Shannon normalisé" en considérant un écart entre l'indice H' max pour un nombre d'unités donné et le H' calculé (voir l'abaque ci-après).

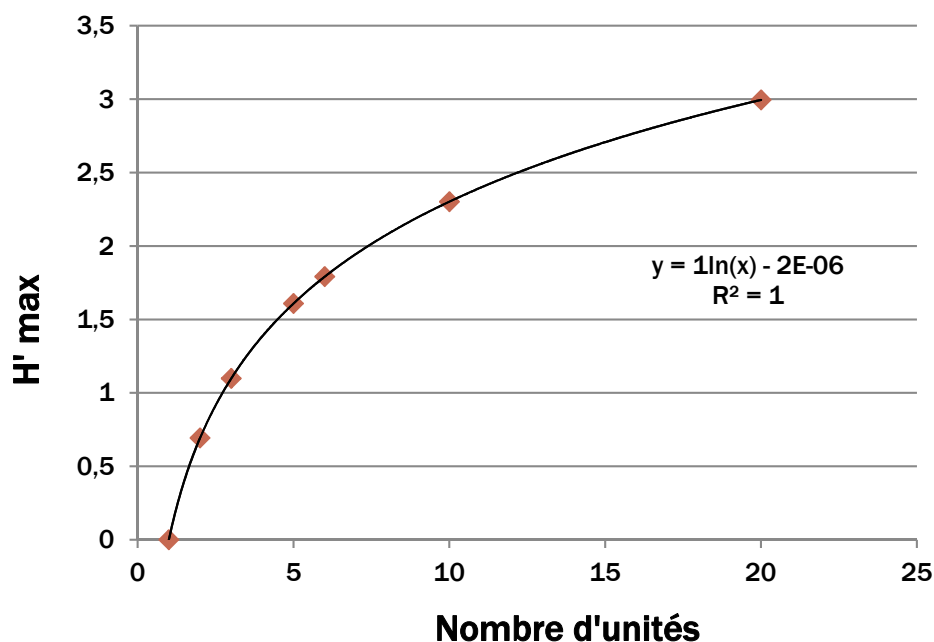


Figure 70 : abaque de détermination de H' max en fonction du nombre d'unités pris en compte dans son calcul.

5.2.1 Indicateurs de diversité des habitats aquatiques

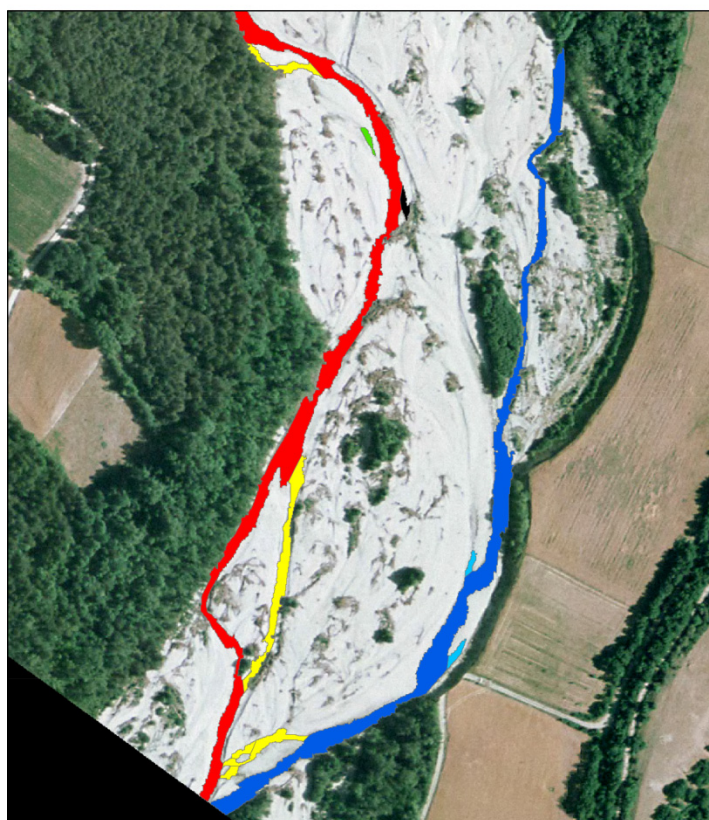
5.2.1.1 La diversité H' des linéaires aquatiques

Cet indicateur peut se calculer à partir de l'indice de Shannon. L'indicateur de diversité des linéaires aquatiques est simple à calculer sur une photographie aérienne mais il faut bien identifier les différents types de linéaires aquatiques. L'indicateur repose sur les proportions des linéaires de chacun des types.

En reprenant l'indice de Shannon, **Pi est la proportion en longueur de chaque type de linéaire aquatique i et R le nombre de types (6 pour les sites où ils sont tous présents avec un H' max de 1.79).**

La méthode est basée sur l'analyse de photographies aériennes. Elle est fondée sur les travaux de Belletti et al. (2013). Des éléments supplémentaires peuvent également être trouvés dans Couturier (2013) ou Wawrzyniak et al. (2014). Pour rappel, **les linéaires aquatiques sont digitalisés à partir des images** et sont classés selon la typologie suivante (Figure 71) :

- **Chenal principal (MC)** : plus large chenal en eau. Il est courant.
- **Chenaux secondaires (SC)** : connectés à l'aval et à l'amont au chenal principal. Ils sont courants.
- **Chenaux mixtes (MIX)** : connectés uniquement à l'amont avec le réseau courant.
- **Chenaux alluviaux (AL)** : connectés uniquement à l'aval avec le réseau courant. Ils naissent dans la bande active et sont théoriquement alimentés par des eaux souterraines hyporhéiques.
- **Chenaux phréatiques (GW)** : connectés uniquement à l'aval avec le réseau courant. Contrairement aux chenaux alluviaux, ils naissent hors de la bande active et sont plutôt alimentés par des eaux souterraines phréatiques.
- **Mares (P)** : masses d'eau déconnectées du réseau et situées dans la bande active.



Typologie

- | | |
|--|--|
| ■ Canal principal | ■ Canal alluvial |
| ■ Canal secondaire | ■ Canal phréatique |
| ■ Canal mixte | ■ Mares |

50
m



Figure 71 : les différents types de linéaires aquatiques dans la plaine alluviale.

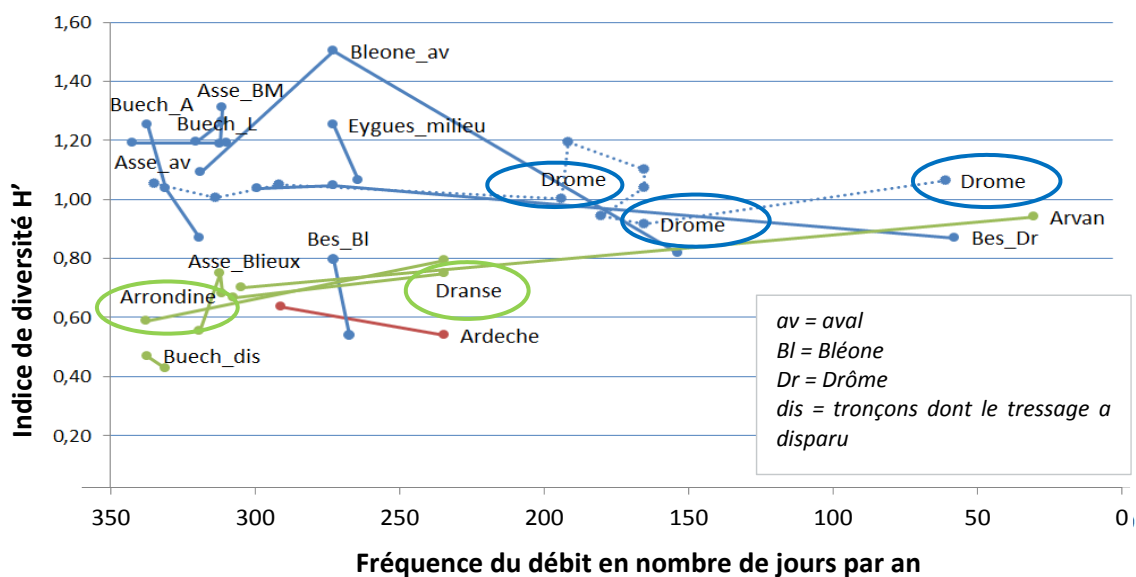


Figure 72 : indicateur de diversité des linéaires aquatiques H' en fonction de la fréquence du débit au moment de l'observation (en nombre de jours par an) – d'après la Figure 70, H'max est de 1,79 puisque l'on considère 6 types de linéaires aquatiques (comme illustré dans la Figure 71)

L'analyse de l'état du tressage pour différents débits sur différentes rivières permet ainsi de **montrer que cette distinction entre rivières connectées à la nappe et rivières déconnectées était vérifiée à différentes dates**. C'est ainsi que la Drôme par exemple dans le secteur des Ramières présente un indice de diversité H' toujours proche de 1, se distinguant significativement de la Dranse ou de l'Arrondine par une forte alimentation phréatique (Figure 72).

5.2.1.2 Le taux de tressage en basses eaux (Pttw), le rapport entre le taux de tressage total et le taux de tressage coulant ou la largeur de bande active normalisée

Cet indice est plus facile à calculer que l'indice H' de diversité des linéaires aquatiques mais il faut le manier avec prudence. Il existe plusieurs façons de calculer un indice de tressage. Dans le cas présent, il s'agit du **rapport entre la longueur cumulée de tous les chenaux en eau d'un tronçon (y compris les zones en eau isolées) et la longueur de ce tronçon**. Cet indice est **sensible au débit**. Il faut donc le mesurer (*in situ* ou sur des images) en conditions de basses eaux et plus spécifiquement **pour un débit inférieur ou égal au débit atteint 70 % du temps (255 jours par an) sur le tronçon**. Par ailleurs, cet indice peut varier très significativement sur un linéaire donné, permettant de localiser visuellement les zones de résurgence de la nappe.

Une simple observation des photographies aériennes permet déjà de pré-identifier les secteurs concernés lorsqu'ils existent et d'évaluer de manière experte le potentiel de diversité des habitats aquatiques d'un tronçon. Il est important cependant de **bien connaître le débit de la rivière lors de la prise de vue** et de **travailler en conditions d'étiage**.

Il est également possible de faire **le rapport entre l'indice de tressage total (calculé en basse eau) et l'indice de tressage actif** qui ne prend en compte que le linéaire du chenal principal et des chenaux connectés amont/aval. C'est alors **un bon indicateur de la présence potentielle d'une nappe superficielle** et donc **d'une bonne diversité potentielle des habitats aquatiques**.

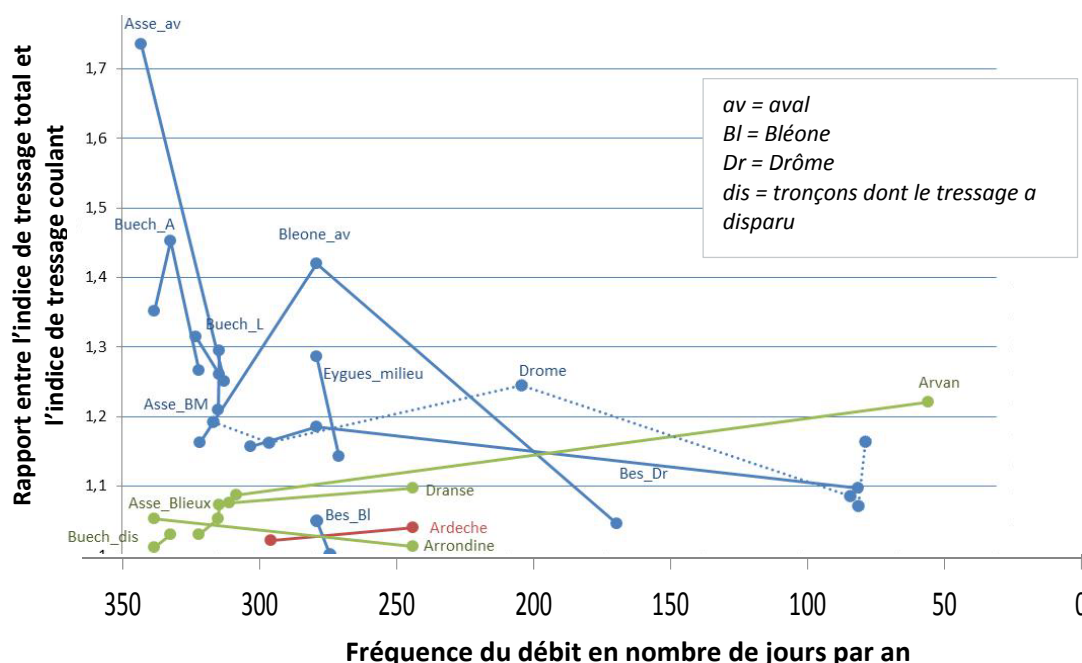


Figure 73 : rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant (Rtt-tc) en fonction de la fréquence du débit observé (exprimé ici en nombre de jours par an dépassé). Ce rapport est un bon indicateur de la présence potentielle d'une nappe superficielle et d'une bonne diversité potentielle des habitats aquatiques. Les sites avec un rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant supérieur à 1,15 correspondent à des sites potentiellement connectés à une nappe.

Les sites avec un rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant supérieur à 1,15 correspondent à des sites potentiellement connectés à une nappe. L'Asse aval (« Asse_av » sur la Figure 73) présente par exemple un rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant relativement

élevé, supérieur à 1,25. A contrario, ce rapport est inférieur à 1,1 pour l'Arrondine, traduisant une faible connexion potentielle avec la nappe superficielle (Figure 73).

Il existe également une relation positive entre l'**indice de diversité des linéaires en eau (H')** et l'**indice de tressage total (A)**, le rapport entre l'**indice de tressage total et l'indice de tressage coulant (B)** ou encore la **largeur de bande active normalisée W*** (C) (Figure 74) : lorsque la diversité des linéaires en eau augmente ces 3 autres indicateurs (A), (B) et (C) augmentent également. Une tresse bien alimentée en sédiment, avec des différences topographiques peu marquées entre les chenaux en eau et les bancs a tendance à être également une tresse où les liens entre la nappe et l'écoulement superficiel sont ainsi bien marqués. C'est ce que souligne la figure (C).

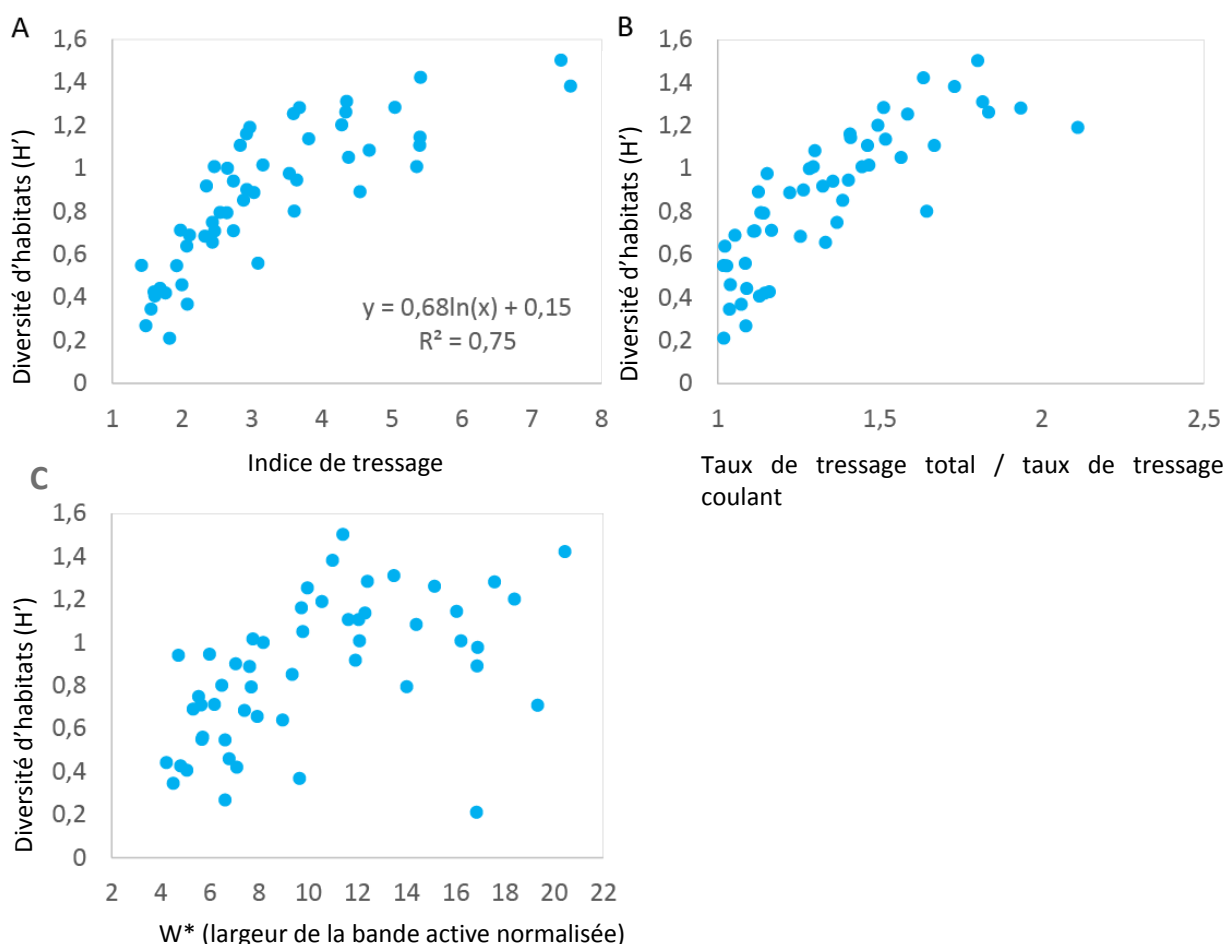


Figure 74 : relation entre l'indicateur de diversité des linéaires en eau (H') et l'indice de tressage I_t (A), le rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant R_{tt-tc} (B) ou encore la largeur normalisée de bande active W^* (C)

5.2.2 Indicateurs de pression potentielle sur la diversité des habitats aquatiques

La pression potentielle exercée par certaines activités humaines sur la diversité des habitats aquatiques peut être identifiée à partir de ces différents indicateurs généralement comparés entre eux ou avec le débit. Cette analyse peut se faire en comparant un cas avec les autres tronçons de la région sur les Figure 72 à Figure 74 ou en analysant l'évolution d'un cas au cours du temps. Cette seconde situation devrait être de plus en plus courante en termes de suivi dans la mesure où l'on dispose d'acquisitions aériennes de plus en plus fréquentes mais elle nécessite de disposer d'observations pour des débits voisins.

Au-delà d'un seuil de 1 pour H' , de 1,15 pour R_{tt-tc} , de 3 pour I_t (dans les 3 cas avec un débit au moins dépassé 200 j/an) ou de 10 pour W^* , la probabilité d'avoir une bonne diversité des habitats aquatiques est forte. Pour W^* , il est judicieux de le comparer à H' pour un débit dépassé au moins 200 j/an. Comme indiqué sur la Figure 75, la position du tronçon d'étude peut nous permettre d'identifier potentiellement l'impact de certaines pressions.

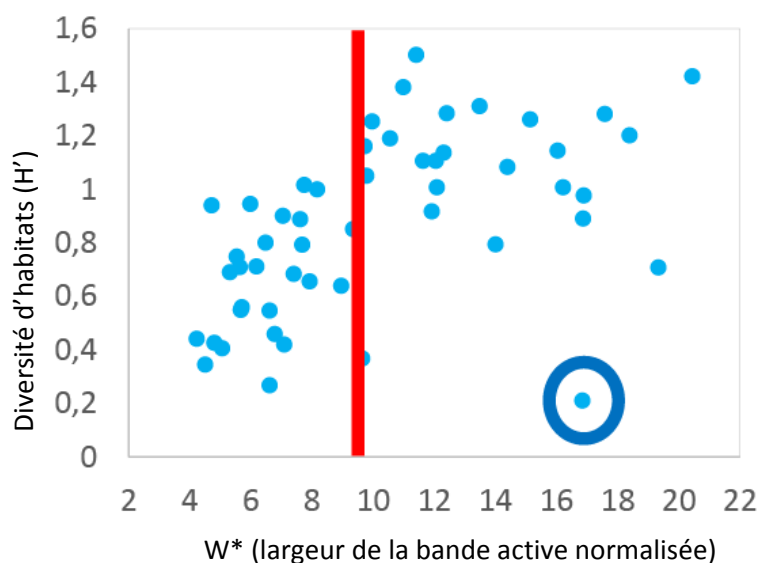


Figure 75 : lien entre la diversité d'habitat (H') et la largeur de bande active normalisée pour détecter des tronçons potentiellement soumis à des pressions anthropiques affectant cette diversité

L'interprétation de la Figure 75 peut se faire de la manière suivante :

- pour des valeurs entre 0 et 10, schématiquement la diversité d'habitat aquatique augmente proportionnellement avec la largeur ;
- au-delà de 10, un palier est atteint et la diversité est constante quelle que soit la valeur de l'indice. Attention, cet indice donne une idée d'un potentiel de diversité des linéaires en eau et dans certains cas (par exemple lors de pompages dans la nappe) la diversité des linéaires en eau est faible malgré une largeur importante (cas de l'exemple dans le cercle bleu sur la Figure 75). Il convient donc si possible de le combiner à d'autres indices.

5.2.3 Indicateurs de diversité des habitats terrestres

5.2.3.1 La largeur du corridor naturel riverain et sa fragmentation

En première analyse, il est possible de calculer quelle est la largeur moyenne du corridor naturel riverain (bande de terrain riveraine de la bande fluviale et occupée par une végétation spontanée – communautés herbacées, arbustives ou arborées) afin de déterminer l'importance de celui-ci, voire d'analyser la distribution de ces largeurs afin de mieux caractériser l'état global de ce corridor naturel (Figure 76). Il est possible de distinguer les deux rives si l'on souhaite affiner le diagnostic. La largeur médiane est ainsi autour de 50 m, soit 25 m par rive. 50% des tronçons retenus ont une largeur de la bande naturelle riveraine qui varie entre 40 m et 80 m.

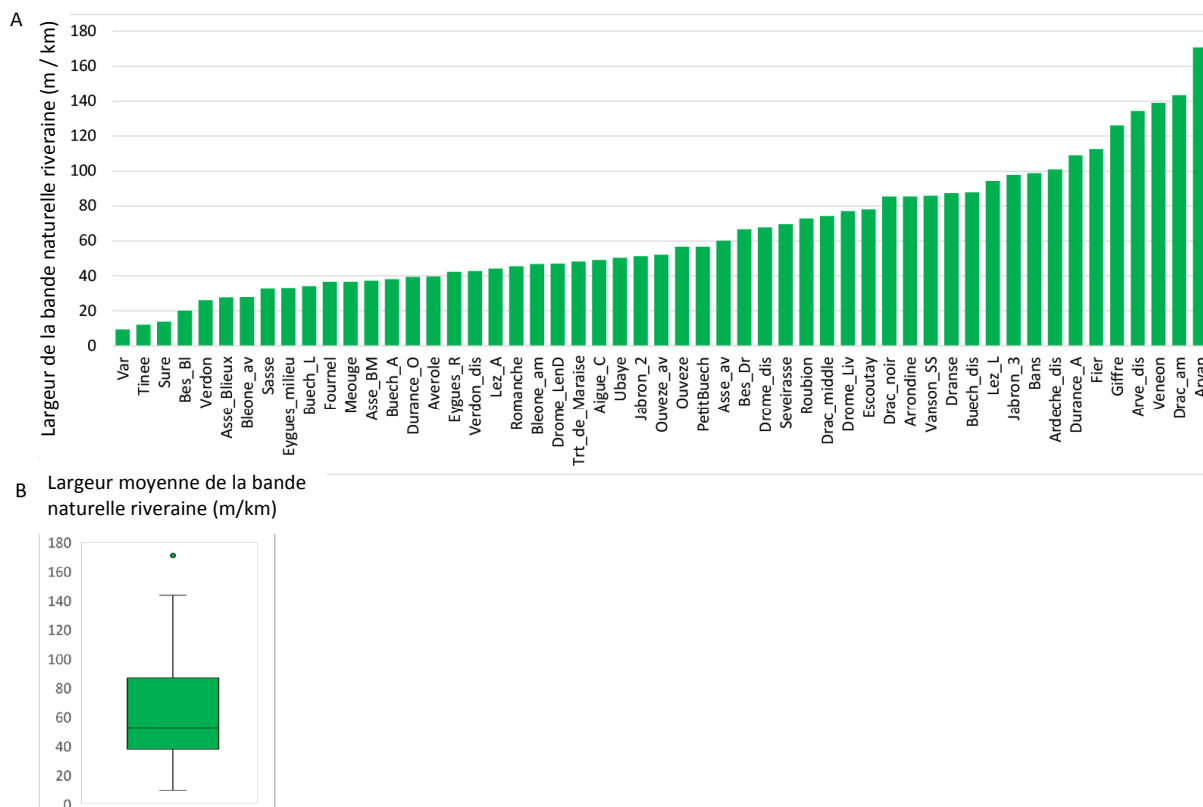


Figure 76 : répartition des tronçons de rivières en tresses en fonction de la largeur de la bande naturelle riveraine : (A) classement ordonné des tronçons d'eau et (B) distribution des valeurs intégrant les principaux centiles.

5.2.3.2 La diversité de la mosaïque des habitats terrestres

L'indice de Shannon (H') peut aussi être utilisé pour calculer **un indice de diversité des habitats terrestres**. Plusieurs possibilités existent en fonction de la question posée. On peut ainsi calculer :

- **un indice de diversité de la mosaïque d'âge des habitats terrestres ;**
- **un indice de diversité des unités physiologiques du corridor fluvial naturel :**

Le calcul des proportions de chaque type est effectué en surface occupée par chaque entité (classes d'unités de végétation ou classes d'âge) et non en linéaire à partir d'une cartographie de la mosaïque des unités de végétation présentes ou des classes d'âge des habitats terrestres présents.

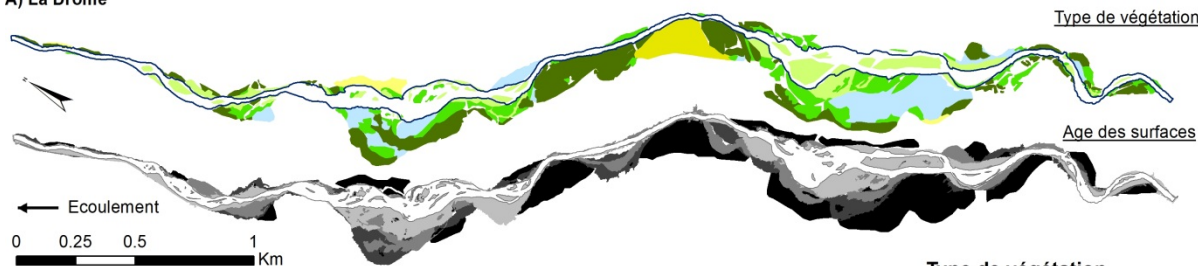
La détermination des classes d'âge résulte de l'analyse des positions successives de la bande active au cours du temps par une analyse sous SIG. On utilise les **photographies aériennes archivées de l'IGN** afin de **déterminer les changements paysagers à une échelle décennale**. Il s'agit d'évaluer ici la dynamique de renouvellement des peuplements forestiers. C'est une démarche facile à conduire si l'on n'a pas de compétences pour réaliser une carte de la végétation, assez robuste (peu de variabilité inter-observateur), qui rend compte du renouvellement des habitats et indirectement de la mosaïque végétale proprement dite.

L'indice de diversité des unités physiologiques du corridor fluvial naturel est calculé à partir **d'une cartographie des unités physiologiques**. Celle-ci peut se faire classiquement **par photo-interprétation** (voir à ce propos Dufour 2005). Elle peut se faire également **de manière automatisée par télédétection** si l'on dispose d'une couverture LiDAR permettant de construire un modèle numérique de terrain (MNT) et un modèle numérique de surface (MNS, qui comprend les éléments de terrain naturel mais aussi le sur-sol, c'est-à-dire la végétation et le bâti), et disposer ainsi de la hauteur de la végétation et de sa densité (Lallias-Tacon et al., 2017, Figure 77).

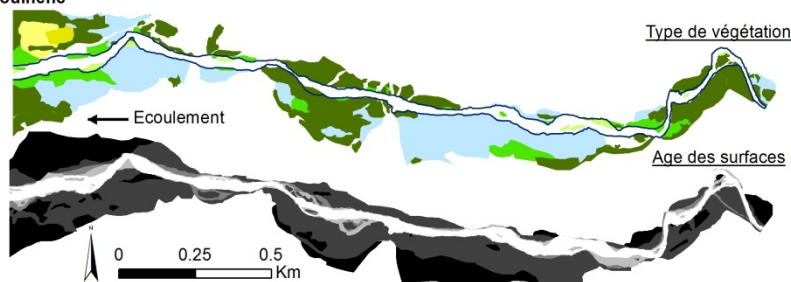
La démarche peut également être conduite dans le cadre d'un suivi avec une cartographie plus fine et rendre compte du lien existant entre diversité des habitats et diversité des communautés. Il s'agit ici d'apprécier surtout le potentiel de diversité d'habitats pour les communautés d'arthropodes à la suite des travaux de Datry et al. (2014) (voir l'exemple en Figure 78).

Dans ce cas, l'indice est calculé à partir de **missions aériennes programmées**, idéalement annuelles afin de **déterminer une mosaïque de végétation** au sein de la bande active.

A) La Drôme



B) Le Bouinenc



Type de végétation

- Landes arbustives
- Prairie
- Prairie embroussaillée
- Végétation pionnière éparse
- Végétation pionnière dense
- Végétation post-pionnière
- Bande de tressage

Age des surfaces

- Bande active de 2010
- < 20 ans
- 20-40 ans
- 40-62 ans
- > 62 ans

C) Distribution des surfaces en fonction des types de végétation et de l'âge

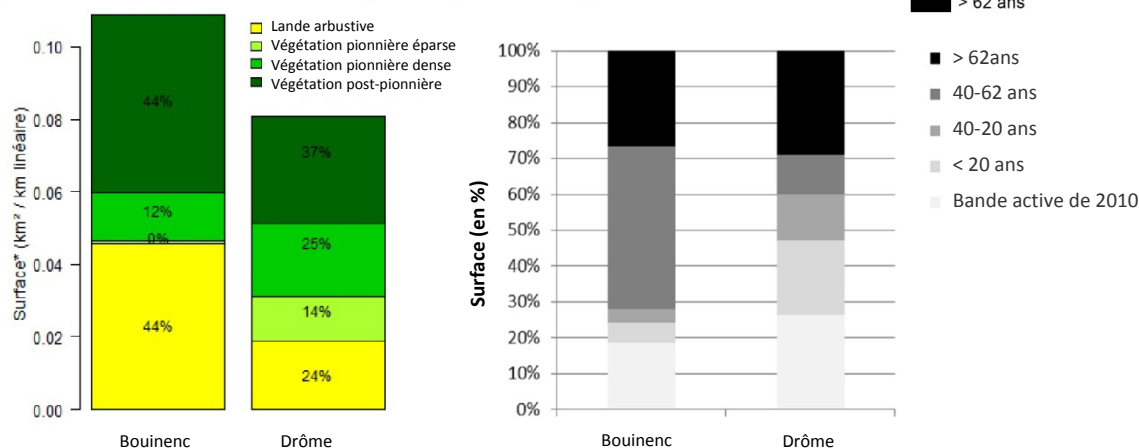


Figure 77 : analyse comparée de la diversité de la mosaïque d'habitats entre la Drôme et le Bouinenc à partir de deux indices : la diversité des unités physiologiques du corridor fluvial naturel ($H' = 1,01$ sur le Bouinenc et $1,33$ sur la Drôme avec $H'_{max} = 1,39$) et la diversité de la mosaïque d'âge des habitats terrestres ($H' = 1,32$ sur le Bouinenc et $1,54$ sur la Drôme avec $H'_{max} = 1,60$) (d'après Lallias-Tacon et al., 2017)

L'indice est centré sur les unités de recolonisation de la bande active. Il permet de mesurer indirectement une diversité des communautés d'arthropodes en termes de composition et de richesse taxonomique: les habitats jeunes (<2 ans avec végétation pionnière) sont caractérisés par une richesse taxonomique plus faible et par une composition différente par rapport aux habitats ayant plus de 2 ans, à végétation post-pionnière (environ entre 2 et 6 ans) et mature (plus de 11 ans). **Un tronçon diversifié en habitats terrestres colonisés par des végétaux à différents stades de développement (pionnier, post-pionnier et mature) peut donc abriter une communauté d'arthropodes bien diversifiée.**

Ces indicateurs sont encore **qualitatifs** car il n'existe pas de valeurs seuils de diversité pour les communautés terrestres associées aux différents habitats. Il n'existe pas encore une gamme de cas à l'échelle régionale permettant de pouvoir établir des comparaisons et de disposer d'un référentiel. Utilisés dans **un cadre comparatif inter-tronçon**, ces indicateurs permettent cependant de pouvoir **situer un tronçon faisant l'objet d'un intérêt particulier par rapport à d'autres tronçons.**

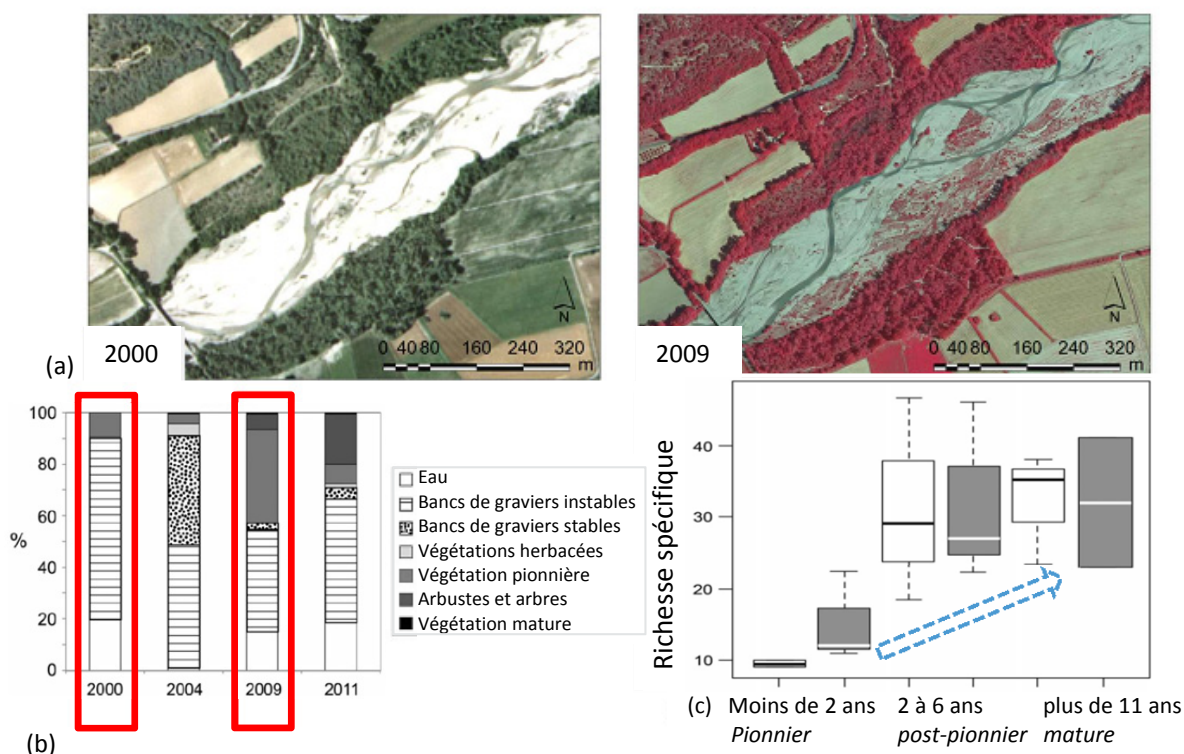


Figure 78 : (a) illustration de l'évolution d'une mosaïque de végétation dans le cadre du corridor fluvial de l'Asse à partir de deux photographies aériennes. (b) L'indice de diversité des habitats terrestres H' augmente significativement entre 2000 ($H'=0.82$), 2004 ($H'=1.05$), 2009 ($H'=1.30$) et 2011 ($H'=1.41$). (c) La diversité spécifique attendue varie selon les stades successionnels de végétation (en blanc au centre de la bande active, en gris dans les marges de la bande active, connectées à la forêt riveraine) (Datry et al. 2014)

5.2.4 Indicateurs de pression potentielle sur la diversité des habitats terrestres

Une première démarche est d'analyser la part de la bande naturelle riveraine dans le corridor fluvial. Ce dernier correspond à la bande fluviale et à la bande naturelle riveraine réunies. Les résultats d'une telle analyse sont présentés Figure 79. Sur l'Arvan par exemple, la bande naturelle riveraine est extrêmement large (170 m en moyenne) et atteint 73% de la largeur de la bande fluviale, constituant ainsi un espace tampon pertinent pour permettre à la rivière une certaine mobilité latérale (Figure 79 (a)). Sur le Var ou la Tinée, cette bande naturelle riveraine n'est plus que de 20% du corridor fluvial. Cette faible largeur s'explique par le fait que le corridor fluvial peut occuper tout le fond de vallée (exemple de la Tinée) ou que la pression humaine dans la plaine alluviale est importante. C'est par exemple le cas de l'Ardèche (tronçon « *Ardèche_dis* »), où le corridor fluvial ne représente que 50% du fond de vallée.

La largeur de la bande naturelle riveraine et du corridor fluvial sont très bien corrélées. Les tronçons au-dessus de la loi en Figure 79 (b) présentent pour une taille donnée de rivière une bande naturelle riveraine bien développée alors que ceux situés en dessous peuvent être soumis à des pressions externes réduisant la bande naturelle riveraine. Dans certains cas comme le Bans, la tresse est tellement active qu'elle occupe tout le fond de vallée et ne permet pas le développement d'une bande riveraine naturelle.

Ces indicateurs de pression potentielle sur les habitats terrestres doivent être examinés de manière combinée avec l'analyse de la tresse elle-même, car une bonne extension des milieux riverains ne signifie pas que la tresse est elle-même en bon état.

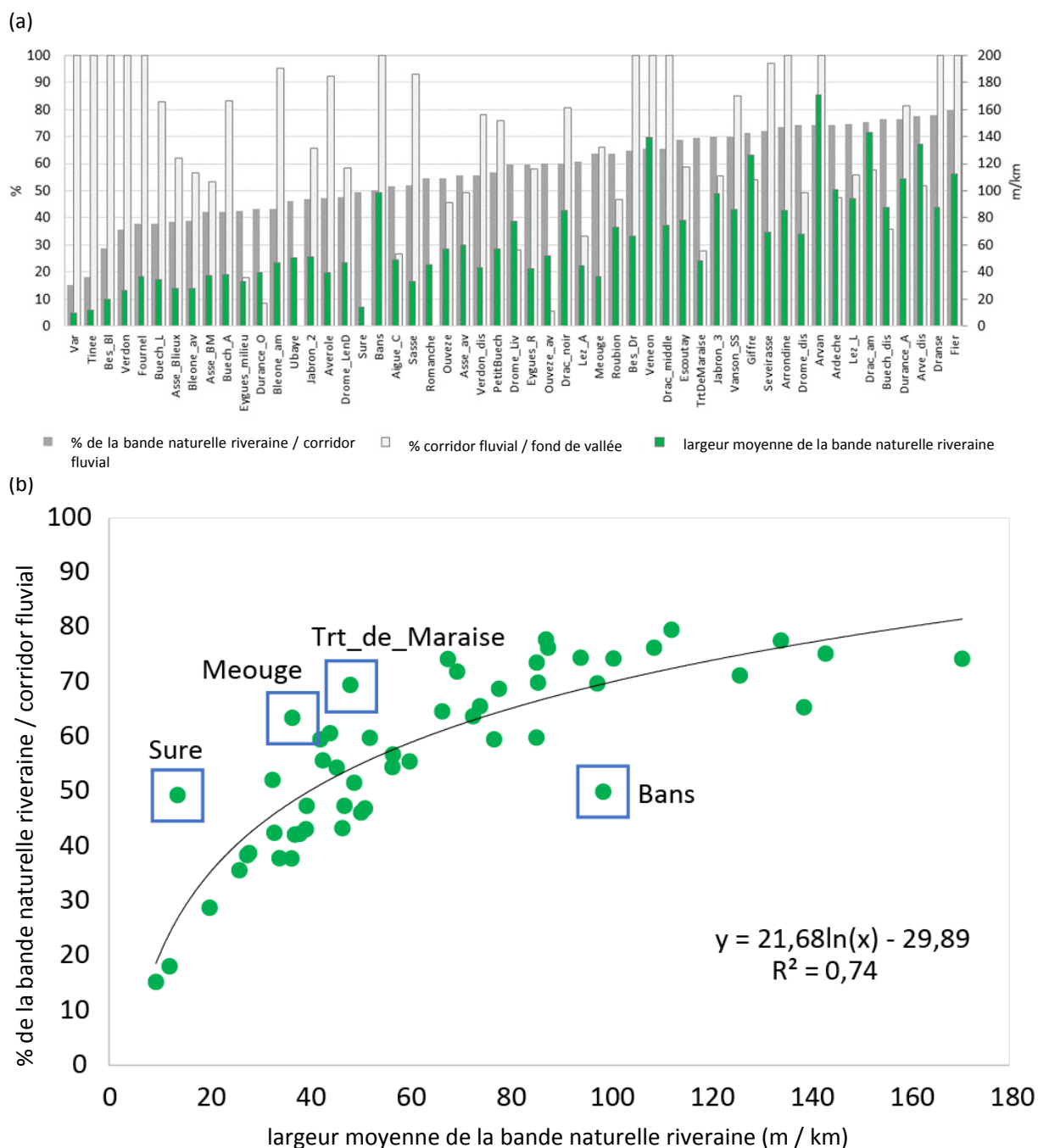


Figure 79 : (a) classement ordonné des tronçons en tresses en fonction de la part de la bande naturelle riveraine dans le corridor fluvial (bande naturelle riveraine + bande fluviale) et comparaison avec la largeur de la bande naturelle riveraine. (b) lien entre les deux variables permettant d'identifier les pressions potentielles sur la bande naturelle riveraine.

L'un des enjeux en matière de gestion de ce corridor est également d'évaluer sa fragmentation sous l'effet des pressions humaines externes. Dans ce cadre, il est possible de calculer la part du linéaire de rive présentant un contact direct entre la bande active et les zones occupées par des activités humaines (agriculture, tissu urbain, voies de circulation...) (Figure 80). Il est aussi possible de dénombrer le nombre de ces contacts et de les rapporter par km de rive. Quelques tronçons ressortent avec des pressions potentiellement plus fortes (Drac Noir, Petit Buech, Sure).

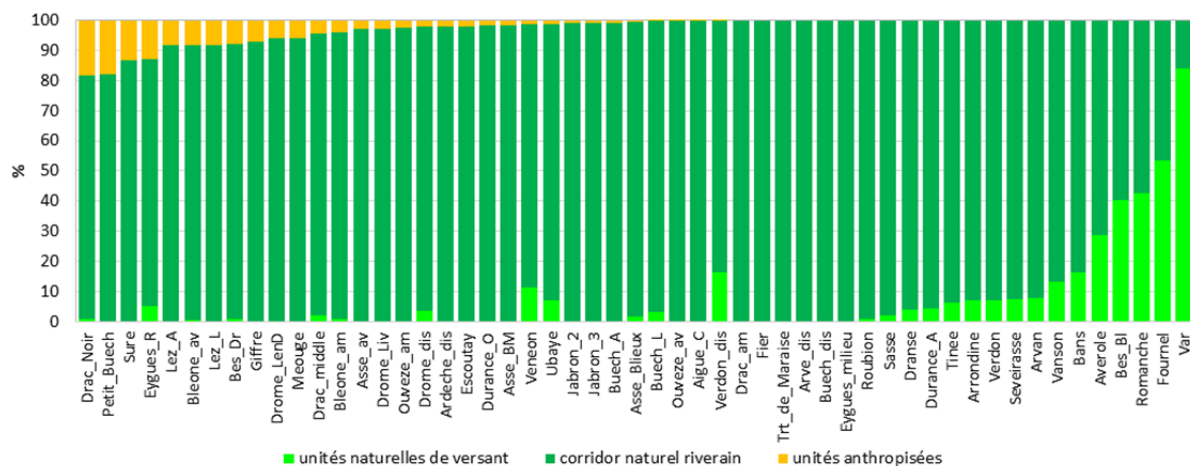


Figure 80 : part du linéaire de contact de la bande active avec les unités paysagères adjacentes. Unités naturelles de versant, corridor naturel riverain, unités anthropisées (zone agricole, urbaine ou infrastructures)

5.3 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 5

Les éléments clefs :

- Etablir un diagnostic sur une rivière en tresses nécessite **l'utilisation d'indicateurs adaptés**. Ces indicateurs doivent permettre de caractériser la tresse à un moment donné mais aussi de suivre son évolution dans le temps afin d'évaluer l'effet des actions de gestion, d'aider à la prise de décision ou d'informer le public.
- 5 indicateurs permettent **d'évaluer l'activité hydromorphologique du tressage**
 - Le type de tresses
 - La largeur normalisée de la bande active (W^*)
 - La rugosité du lit (BRI et BRI*)
 - Les apports sédimentaires potentiels
 - L'encaissement dans la plaine alluviale récente (T)
- Ces indicateurs sont **complémentaires** et ils sont **relativement simples à calculer ou à évaluer**. L'utilisation de l'ensemble de ces indicateurs, comme illustré dans l'encadré page 94, peut par exemple **éclairer ou conforter les gestionnaires de ces milieux sur les stratégies de restauration éventuelle à adopter**.
- Des indicateurs permettant **d'évaluer la diversité écologique potentielle des habitats aquatiques** sont également proposés. Il s'agit de la diversité H' des linéaires aquatiques, du taux de tressage en basses eaux (Pttw) et du rapport entre le taux de tressage total et le taux de tressage coulant ou de la largeur de bande active normalisée.
- La **pression potentielle exercée par certaines activités humaines sur la diversité des habitats aquatiques** peut être identifiée à partir de ces différents indicateurs généralement comparés entre eux ou avec le débit.
- La largeur de la bande naturelle riveraine et sa fragmentation ainsi qu'un indice de diversité de la mosaïque d'âge des habitats terrestres et un indice de diversité des unités physiologiques du corridor fluvial naturel (au travers de l'indice de Shannon) permettent **d'évaluer la diversité des habitats terrestres**.
- Plusieurs méthodes existent pour **évaluer la pression potentielle sur la diversité des habitats terrestres**. Une première démarche peut être d'analyser la part de la bande naturelle riveraine dans le corridor fluvial. Il est également possible de calculer la part du linéaire de rive présentant un contact direct entre la bande active et les zones occupées par des activités humaines (agriculture, tissu urbain, voies de circulation...) et de comparer le cas observé avec les autres cas présents dans la région.

6. POURQUOI ET COMMENT LES GERER ?

Connaître **l'histoire géomorphologique, sociale et économique** des territoires façonnés par les rivières en tresses est indispensable pour **définir des objectifs de gestions réalistes et cohérents** avec la trajectoire et les besoins des acteurs des territoires.



6.1 APPRENDRE A CONNAITRE LA RIVIERE EN TRESSES, SA PLACE DANS LE TERRITOIRE ET SON EVOLUTION

6.1.1 Ces tresses ont une histoire

Les rivières en tresses évoluent dans l'espace et dans le temps. Pour bien les gérer, il est nécessaire d'apprendre à **repérer où elles se situent dans leur trajectoire géomorphologique**. En fonction de l'évolution des apports en sédiments grossiers, des contraintes sur l'espace de bon fonctionnement, de l'effet des aménagements ou de l'intensité des extractions en matériaux, **la rivière en tresses peut se trouver dans une phase d'expansion ou de contraction**.

En phase d'expansion, lorsque les apports sédimentaires grossiers sont importants, une rivière en tresses va avoir tendance à s'exhausser et à s'élargir. En l'absence de contraintes sur les berges (enrochements, endiguements etc.), la bande active va s'élargir soit par érosion latérale, soit par avulsion (voir définition page 5). Une rivière en tresses en phase d'expansion va ainsi progressivement occuper de plus en plus de place dans le fond de vallée. **Ce cas de figure est devenu relativement rare sur le bassin Rhône-Méditerranée**.

Au contraire, lorsque les apports sédimentaires se trouvent réduits, ou en l'absence de crues, la rivière en tresses va se trouver dans **une phase de contraction** pendant laquelle **son lit va s'inciser et la bande active va se contracter**.

Connaitre l'histoire géomorphologique de la rivière en tresses et la mettre en regard de l'histoire du bassin versant, des usages (extractions de matériaux, hydroélectricité, navigation etc.), de l'occupation du sol, des aménagements (chenalisation, seuils, barrages etc.) **est indispensable** pour en comprendre le fonctionnement actuel et choisir les mesures de gestion les plus pertinentes.

Porter un regard historique sur la rivière en tresses et raconter son histoire permet aussi de légitimer la préservation d'un espace de bon fonctionnement ou les travaux nécessaires à la restauration de ces cours d'eau.

Les indicateurs présentés dans le chapitre 5 peuvent aider à poser le bon diagnostic hydromorphologique et à positionner une tresse sur une trajectoire géomorphologique, comme illustré dans l'encadré suivant.

Positionner une rivière en tresses sur sa trajectoire géomorphologique

Le croisement de l'indicateur de rugosité de la bande active (BRI*, section 5.1.1.3) avec l'indicateur d'encaissement de la bande active dans la plaine alluviale récente (T, section 5.1.1.5) a mis en évidence une boucle qui permet de **positionner la rivière en tresses sur une trajectoire géomorphologique**. Cette trajectoire correspond à l'évolution pluri-décennale des rivières en tresses observées dans le sud-est de la France (Figure 81).

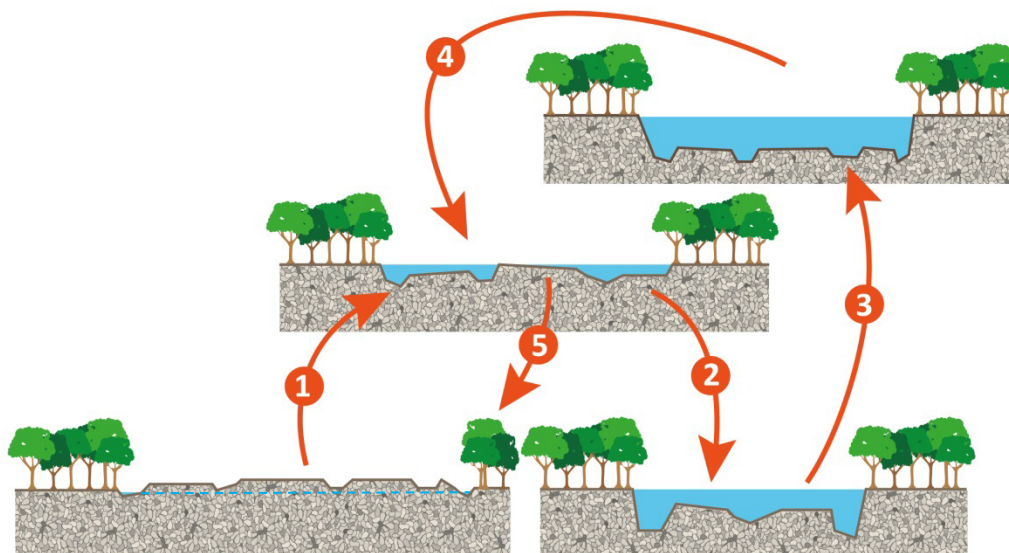


Figure 81 : modèle conceptuel des signatures morphologiques des rivières en tresses dans le sud-est de la France



Figure 82 : vues d'une tresse en expansion et en exhaussement (la Bléone amont) à gauche et d'une tresse en contraction et en incision (la Drôme) à droite

Une tresse en exhaussement va typiquement présenter une faible rugosité de la bande active (BRI*) avec un très faible voire une absence d'encaissement et une bande active positionnée au-dessus de la plaine alluviale récente (T) (cas de la Bléone amont en Figure 82). Les évolutions des flèches (1) et (2) illustrent les étapes de contraction et d'incision de la tresse, qui se traduisent par **une augmentation simultanée de l'encaissement (T) et de la rugosité (BRI*) de la bande active** (exemple de la Drôme en Figure 82). Les évolutions (3) et (4) signent **une trajectoire de restauration d'un lit en tresses sous l'effet d'une recharge sédimentaire du lit**. Dans l'étape (3) le niveau de la bande active se situe encore très en dessous de la terrasse alluviale récente. Ce niveau va ensuite remonter progressivement et le lit de la rivière va s'exhausser (étapes 4 et 5).

Les **indicateurs de la diversité des habitats aquatiques et terrestres d'un tronçon en tresses**, présentés en 5.2, permettent quant à eux **d'appréhender une diversité écologique potentielle**.

6.1.2 Prévoir des temps d'écoute et des temps d'information sur le fonctionnement des rivières en tresses

Prévoir des temps d'écoute des acteurs du territoire

« Je ne comprends pas l'interdiction d'aller chercher des graviers dans le lit de la rivière. Des graviers, il y en a toujours eu et il y en aura toujours. Le lit de la rivière est toujours aussi haut. »

Un riverain de la Bléone

Prévoir **des temps d'écoutes ciblés des acteurs du territoire de la rivière en tresses** permet de comprendre la manière dont la tresse est perçue et de voir la place qu'elle occupe dans le territoire. Ce travail d'écoute est essentiel pour apporter **une dimension territoriale** aux éventuels projets de restauration physique à conduire. Ces écoutes peuvent être conduites **sous forme d'entretiens individuels en bilatéral ou d'entretiens collectifs**.

Les retours d'expérience montrent que **le degré d'appropriation des rivières en tresses** peut être très variable au sein des territoires qu'elles traversent. Ainsi, il a par exemple été observé que (note d'AScA et Artelia, 2014, non publiée) :

- La rivière en tresses peut être quasiment **absente du territoire vécu**, « secrète » et préservée. La rivière est peu appropriée socialement. Un des enjeux stratégiques est de **faire exister une vision globale de la rivière dans son territoire**, en montrant en quoi elle peut être un atout, pour susciter son appropriation et pérenniser sa préservation.
- Elle peut faire l'objet d'une **appropriation monofonctionnelle par un usage fort** (hydroélectricité, irrigation, etc.), avec un certain nombre d'aménagements pouvant altérer à des degrés divers son fonctionnement hydromorphologique. Il s'agit ici de **rivières généralement plus ou moins écologiquement altérées et dont la gestion est dominée par une ou deux filières économiques historiques**. Un des enjeux peut être de faire reconnaître par le territoire et les usages historiques de **nouveaux usages émergents en lien avec le bon fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau**.
- Certaines rivières en tresses font l'objet d'une **appropriation multifonctionnelle, sociale et participant à l'identité du territoire**, avec **différents degrés d'artificialisation**. Il est important de pouvoir retracer l'histoire des évolutions subies par la rivière et la perte de fonctionnalité éventuelle en découlant. L'histoire doit permettre de donner à voir les marges de manœuvre qui peuvent encore être saisies et leur sens dans le territoire, au regard de l'évolution de l'appropriation sociale souhaitée. Plus qu'une rupture, il s'agit d'**inscrire un éventuel projet de restauration des milieux aquatiques dans la continuité d'un attachement à la rivière**.

Prévoir des temps d'information

Les retours d'expérience sur la mise en place de mesures de préservation ou de restauration physique mettent en évidence l'intérêt de **sensibiliser les élus, les riverains et les acteurs de l'eau au fonctionnement des cours d'eau**. Un temps d'information pour **poser les bases de connaissances essentielles sur les rivières en tresses** peut permettre **d'éclairer les analyses et le choix des mesures de gestion à mettre en œuvre**.

Ces temps d'information peuvent se faire en salle mais aussi **sur le terrain, au bord de la rivière en tresses**. Un travail cartographique préparatoire est nécessaire pour illustrer l'évolution du cours d'eau à partir de photographies aériennes anciennes (Figure 83) et présenter l'historique des usages et aménagements.

Ce travail pourra être organisé sous la forme d'un atelier au cours duquel les participants peuvent être questionnés sur ce qu'ils observent sur les photographies anciennes (rétraction/élargissement de la bande active ? végétalisation ? etc.) et tenteront de **comprendre les phénomènes observés**. On fera remarquer les effets visibles (ou non) sur les photographies aériennes de tel endiguement, seuil ou barrage, les effets d'extractions ou l'ajustement du cours d'eau suite à une crue importante. On pourra chercher à présenter

l'évolution des profils en long du cours d'eau et les conséquences de cette évolution sur les aménagements présents, la nappe d'accompagnement etc.

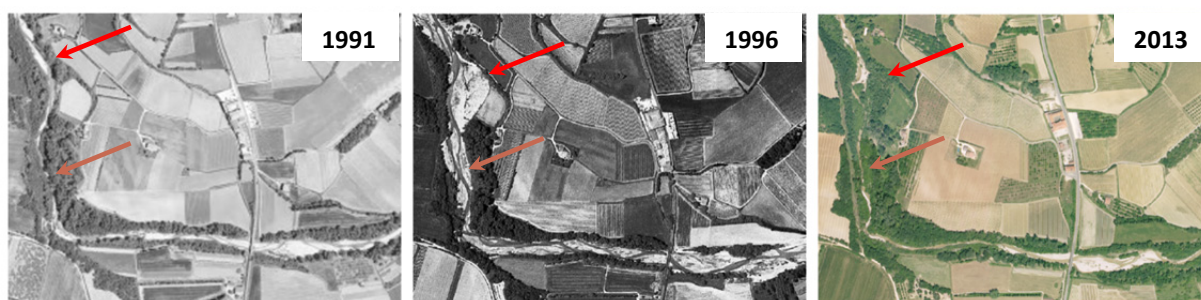


Figure 83 : exemple de photographies aériennes utilisées pour un atelier sur les évolutions historiques dans le cadre d'une étude sur l'espace de bon fonctionnement. Les flèches rouges montrent deux zones avec un élargissement marqué de la bande active entre les photographies de 1991 et 1996 puis une rétraction avec un reboisement visible en 2013 (source : © Geopeka)

6.2 JUSQU'OU ALLER DANS LA GESTION DES RIVIERES EN TRESSES?

6.2.1 Faut-il maintenir le tressage de ces rivières à tout prix ?

Ces rivières représentent **un patrimoine naturel remarquable**. Pourtant, du fait de la réduction « naturelle » des apports solides grossiers observée sur certains bassins versants (fin du Petit Âge Glaciaire, revégétalisation des versants suite à la déprise agro-pastorale contemporaine, etc.), certaines rivières en tresses sont en train de se rétracter et d'évoluer progressivement vers un style à chenal unique. Pour ces rivières, **il n'est pas pertinent de vouloir restaurer ou maintenir un tressage « à tout prix » sur le long terme alors que les processus géomorphologiques à l'origine de ce tressage ne sont plus là.**

Par contre, il est nécessaire **d'accompagner cette transition** de style fluvial et de prévoir des mesures permettant de **limiter les effets négatifs de l'enfoncement du lit de ces cours d'eau**. En outre, même si le tressage est très peu développé ou n'est plus actif, **une crue majeure peut entraîner un élargissement temporaire et localisé du lit**. Il convient alors de préserver ou de restaurer des zones de régulation du transport solide, notamment la bande naturelle riveraine du cours d'eau qui constitue un espace essentiel à son bon fonctionnement.

Faut-il recréer les tresses disparues ? L'exemple du Drac

Les indicateurs présentés au chapitre 5 peuvent être mobilisés pour juger de la pertinence de **la restauration d'une tresse par recharge sédimentaire sur un tronçon**. Sur le secteur incisé du Drac ayant fait l'objet d'une restauration, le tronçon amont encore en tresses dans la plaine de Chabottes (05) pouvait être utilisé comme une référence.

En appliquant les **indicateurs d'activité hydromorphologique** (voir partie 5.1.1) sur ce tronçon, on obtient :

- **Indicateur « type de tresses »** : l'analyse de photographies aériennes à différentes dates montre que le tronçon est de type « **tresses à bancs nus** » (majoritairement non végétalisés)



Figure 84 : le Drac dans la plaine de Chabottes – un tronçon en tresses de tresse à bancs nus

- **Indicateur « largeur normalisée de la bande active » (W^*)** : 7,4 ce qui correspond à une valeur proche de la tendance centrale des tresses alpines (Liébault, 2013).
- **Indicateur « rugosité de la bande active » (BRI^*)** : 0,0045 (Lallias-Tacon, 2015). Cette valeur calculée à partir de données LiDAR de 2011 est **proche de la tendance centrale des tresses alpines** et donc plutôt le signe de conditions d'équilibre entre la capacité de transport et la fourniture sédimentaire. En 2011 des extractions étaient encore actives sur ce site, ce qui peut expliquer une valeur de rugosité plus forte qu'attendue. Un BRI^* de 0,0032 a été recalculé en 2017 à partir de profils en travers (*Guillaume Brousse, communication personnelle*).
- **Indicateur « potentiel d'apports sédimentaires »** : les conditions de recharge sédimentaire par les torrents sont peu favorables (seulement 1 affluent actif sur les 10 km en amont de la tresse: le Drac Noir) En revanche, les processus de sapement de berges sont favorables (plus de la moitié du linéaire de berges est non contraint) et la continuité sédimentaire depuis la branche du Drac de Champoléon est bonne, de même que les conditions d'alimentation solide de ce sous-bassin (nombre de torrents actifs connectés au Drac).
- **Indicateur « encaissement de la bande active dans la plaine alluviale récente » (T)** : l'encaissement moyen dans les terrasses récentes est de l'ordre de 1 m, ce qui est modéré (Lallias-Tacon, 2015).

Les résultats des différents indicateurs reflètent donc **un tressage encore actif** dans la plaine de Chabottes. Cette analyse ne peut pas remplacer une étude approfondie du transport solide. Mais elle suggère que la restauration de la tresse par recharge sédimentaire d'un secteur incisé à l'aval de ce secteur de référence est pertinente, comme cela a été fait sur le secteur de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05).

6.2.2 Quelles sont les rivières en tresses à préserver ? A restaurer ? Et quelles actions de restauration mener ?

Sur quelles rivières en tresses prévoir des actions de restauration en lien avec la dynamique sédimentaire ?

L'indicateur de **largeur de bande active normalisée par la surface du bassin versant (W^*)** traduit le caractère actif/non actif des tresses (voir 5.1.1.2). Une **valeur seuil de W^* de l'ordre de $10 \text{ m/km}^{0,44}$** peut être retenue pour scinder l'activité des tronçons en tresses. Cet indicateur, croisé avec **la tendance à**

l'élargissement/rétraction ou à l'exhaussement/incision au cours des dernières décennies permet de faire ressortir **4 classes de tronçons en tresses pour lesquels on peut préconiser différentes stratégies de gestion**. Ces résultats sont **indicatifs**. **Avant d'engager des mesures de gestion sur les masses d'eau citées par la suite, des analyses géomorphologiques plus détaillées sont nécessaires.**

- **Classe 1 : secteurs en tresses encore actifs ($W^* > 10 \text{ m/km}^{0,44}$) et avec des tronçons exhaussés ou élargis (ou stables dans les deux sens)**

Pour les tronçons en tresses dans ces secteurs on cherchera surtout à mettre en œuvre **des mesures de préservation**, voire de restauration morphologique des tresses en fonction des pressions présentes sur l'hydromorphologie. Ces mesures sont en lien avec la gestion sédimentaire (préservation ou restauration de l'espace de bon fonctionnement, restauration de la continuité sédimentaire, etc.).

Une vigilance particulière est à apporter sur le risque d'inondation pour les tronçons exhaussés.

Les secteurs concernés sont le Verdon du Riou du Trou au plan d'eau, l'Asse du seuil de Norante à la Durance, le Torrent le Bes, la Bléone en amont du Bès, le Jabron, l'aval du Buech, le Petit Buech, le Beoux, et le torrent de Maraise, la Gyronde, le Roubion de la Rimandoule à l'Ancelle, le Giffre de l'aval de Samoens-Morillon au Foron de Taninges et la Tinée de sa source au vallon de Bramafam.

- **Classe 2 : secteurs encore actifs ($W^* > 10 \text{ m/km}^{0,44}$) mais avec des tronçons rétrécis/incisés**

Pour ces tronçons, **les processus géomorphologiques à l'origine du tressage sont encore présents**. Des opérations de restauration physique du tronçon en tresses sont à étudier dès lors qu'il y a un risque significatif d'altération du fonctionnement hydromorphologique causé par des pressions ou des altérations sur la morphologie (chenalisation, extractions etc.) ou la continuité écologique (seuils, barrage).

Les mesures de restauration concerneront le rétablissement de la continuité sédimentaire, la restauration de l'espace de bon fonctionnement, des travaux sur la morphologie (géométrie du profil en travers / profil en long) avec réinjection éventuelle de sédiments, etc.

Les tronçons de classe 2 se trouvent sur la Bléone du Bès à la confluence avec la Durance, la Sasse, l'Ubaye, le Bachelard et le Grand Riou de la Blanche, le Vénéon, le Drac blanc et le Drac noir, Le Drac du Drac de Champoléon à l'amont de St Bonnet, l'Aigue de la limite du département de la Drôme au Rhône, la Drôme de l'amont de Die, Bès et Gourzine inclus et le Var de sa source au Coulomp.

- **Classe 3 : secteurs qui ne sont plus actifs ($W^* < 10 \text{ m/km}^{0,44}$), avec des tronçons exhaussés ou élargis (ou stables dans les deux sens).**

Ces secteurs demandent une vigilance et un suivi particuliers, le tressage étant susceptible de disparaître à plus ou moins long terme.

Sur ces secteurs, on veillera à **gérer au mieux le matelas alluvial présent** en préservant ou en restaurant l'espace de bon fonctionnement par exemple. Lorsqu'il y a une pression hydromorphologique, les mesures de restauration doivent permettre **d'accompagner l'évolution géomorphologique de ces tronçons**.

Une vigilance particulière est à apporter sur le risque d'inondation pour les tronçons exhaussés.

Les tronçons de classe 3 se situent sur la Sure, le Drac de l'aval de St Bonnet à la retenue du Sautet, l'Asse de la source au seuil de Norante, le Jabron, le Verdon de sa source au Riou du Trou, la Méouge, le Buech de sa source au Petit Buech, le Petit Buech, le Béoux, et le torrent de Maraise, la Durance de la Gyronde à la confluence avec le Guil, la Romanche à l'amont de la retenue du Chambon, l'Arc de la source au Rau d'Ambin et Doron de Termignon, l'Ouvèze du ruisseau de Toulourenc à la Sorgue, l'Aigue de la Sauve à la limite du département de la Drôme, le Lez de sa source au ruisseau des Jaillels, l'Escoutay de sa source au Rhône, la Nègue, le Fier du Nom à la Fillière incluse et l'Arve de l'aval de Bonneville à la Ménoge.

- **Classe 4 : secteurs qui ne sont plus actifs ($W^* < 10 \text{ m/km}^{0,44}$) avec tronçon rétréci/incisé**

Il s'agit de secteurs pour lesquels **le tressage est déliquescant**, les processus géomorphologiques de genèse et de maintien du tressage n'étant plus présents.

Une restauration d'envergure pour recréer un tressage par exemple n'est donc a priori pas pertinente. Les mesures types de restauration pourront viser à **accompagner la période de transition** entre la rivière en tresses et la rivière à chenal unique, qui risque de se traduire par un enfoncement du lit. Les mesures de restauration pourront concerner le rétablissement de la continuité sédimentaire ou la restauration d'un espace de bon fonctionnement pour limiter l'incision du lit et son impact sur les usages, la pose de seuils de fond dans les cas extrêmes pour préserver certains enjeux, la recharge sédimentaire locale pour améliorer les habitats aquatiques ou protéger la base des ouvrages.

Les tronçons de classe 4 se trouvent l'Auzon de Saint Sernin, la Durance de l'aval de Mallemort au Coulon, le Vanson, la Seveiraiss, l'Arvan, l'Arrondine et la Dranse de la Morzine de sa source à l'amont du lac du barrage du Jotty.

La carte suivante (Figure 85) présente la répartition des tronçons étudiés au sein de ces quatre classes.

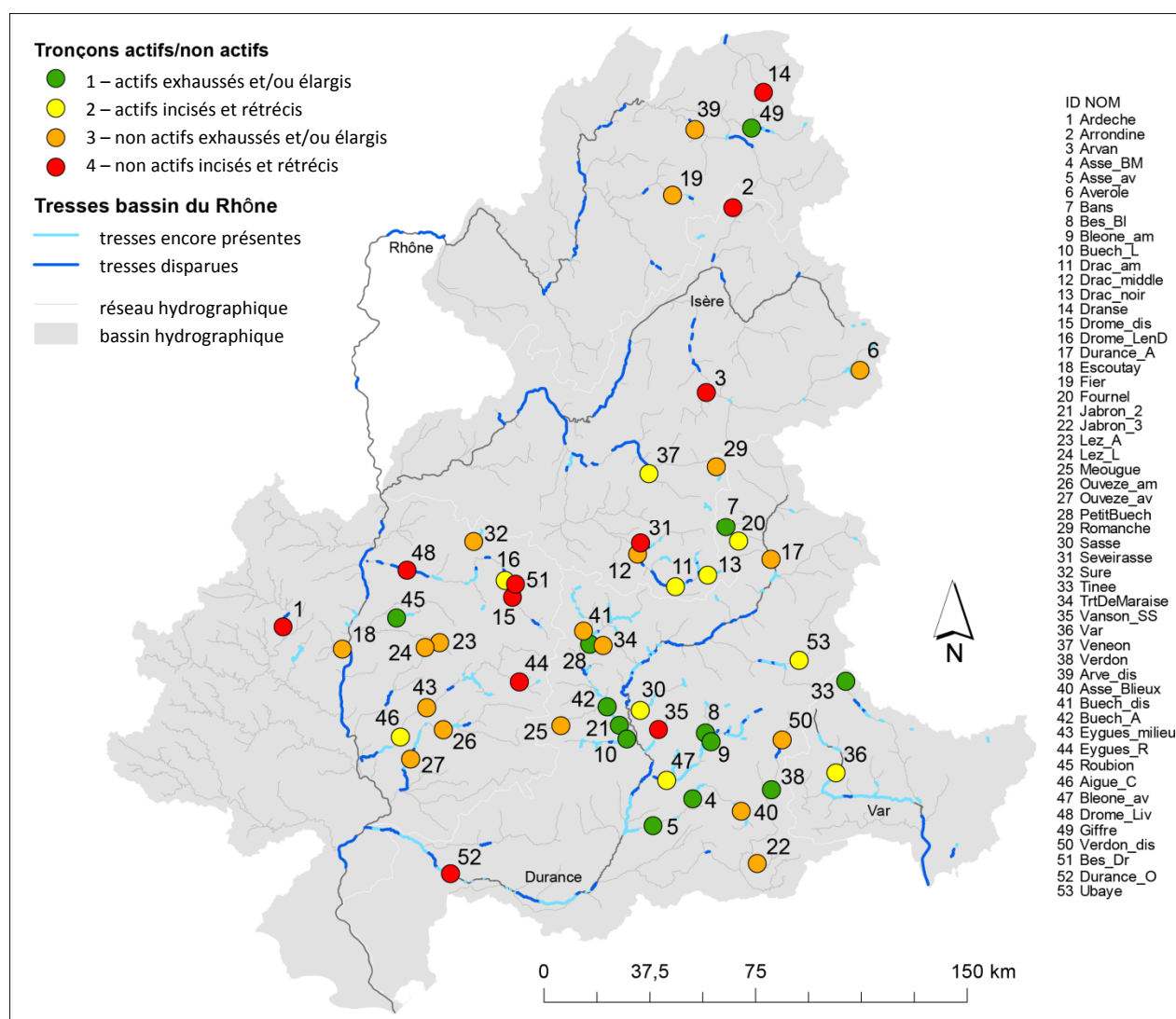


Figure 85 : carte des tronçons en tresses actifs/non actifs, exhausés/élargis ou incisés/rétrécis

Sur quelles rivières en tresses prévoir des mesures de restauration de l'hydrologie, en lien avec les prélèvements d'eau ou les dérivations ?

L'indicateur de diversité des habitats aquatiques H' (voir section 5.2.1) permet de définir **3 classes de richesse potentielle en habitats aquatiques** (carte en Figure 86) :

- **Classe 1** : tronçons avec une **forte diversité d'habitats** (indice de diversité $H' > 0,8$ et tronçons en étiage avec une fréquence des débits observés $\leq 0,3$)

- **Classe 2** : tronçons de **tresses de montagne** avec une **diversité modérée d'habitats** (en général situés à une altitude > 1400 m et avec de fortes pentes > 16 m/km), avec une fréquence des débits observés > 0,3
- **Classe 3** : tronçons dont l'habitat est potentiellement affecté (les autres tronçons)

Un lien peut être fait entre l'indicateur de diversité des habitats aquatiques (voir 5.2.1) et la sensibilité à la pression exercée sur la ressource en eau. En effet, les tronçons **en classe 1 (forte diversité d'habitats H' > 0,8 et en étiage avec une fréquence des débits observés ≤ 0,3)** sont susceptibles de présenter **une plus grande sensibilité pour les faibles débits**. Pour les masses d'eau contenant ces tronçons et présentant un **risque de non atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) à cause d'une pression causée par des prélèvements, la réduction de cette pression doit être un objectif majeur**.

Toutes les masses d'eau avec des tronçons en classe 1 sont touchées par une altération de l'hydrologie susceptible d'empêcher l'atteinte du bon état écologique, à l'exception de la Bléone en amont du Bes (FRDR277a)(Etat des lieux DCE du bassin Rhône-Méditerranée 2019, à paraître).

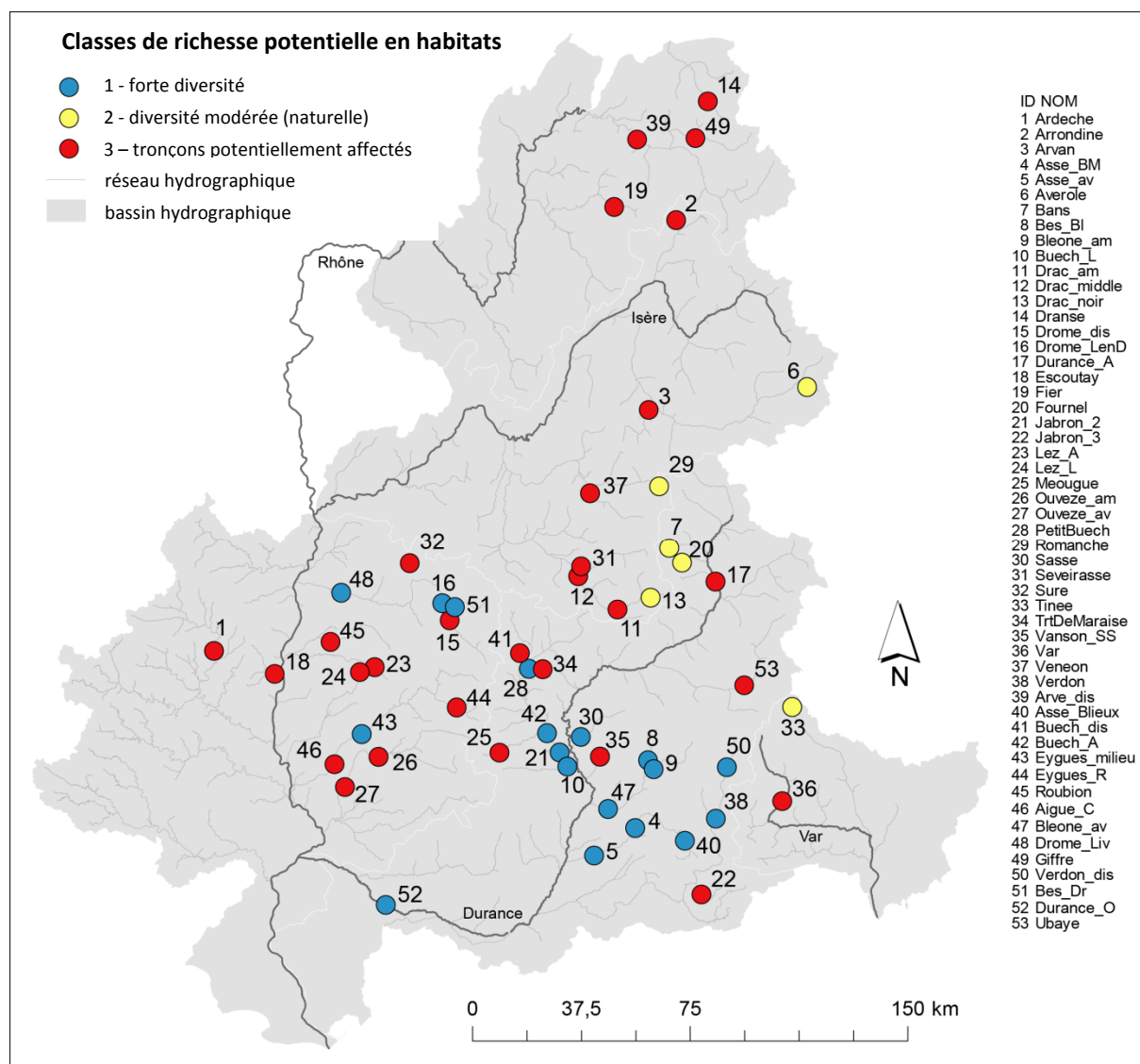


Figure 86 : carte de sensibilité des tronçons étudiés à la pression prélèvement

Les masses d'eau avec des tronçons présentant **une grande sensibilité à la pression prélèvement** du point de vue de la **diversité des milieux aquatiques** (en classe 1) sont les suivantes : le Verdon de sa source au Riou du Trou, le Verdon du Riou du Trou au plan d'eau, l'Asse de la source au seuil de Norante, l'Asse du seuil de Norante à la confluence avec la Durance, la Durance de l'aval de Mallemort au Coulon, la Bléone du Blès à la confluence avec la Durance, le torrent le Bes, le Jabron, le Buech aval, le Petit Buech, le Béoux, et le torrent de

Maraise, la Sasse, l'Aigue de la Sauve (aval Nyons) à la limite du département de la Drôme, la Drôme de Crest au Rhône et la Drôme de l'amont de Die, Bès et Gourzine inclus.

6.3 COMMENT MAINTENIR UN EQUILIBRE ENTRE PROTECTION DES POPULATIONS ET PRESERVATION DU PATRIMOINE NATUREL ?

6.3.1 Délimiter, préserver et restaurer l'espace de bon fonctionnement d'une rivière en tresses

Délimiter l'espace de bon fonctionnement d'une rivière en tresses

Par le passé, des politiques d'aménagement ont conduit à corseter les cours d'eau (chenalisation, endiguement,...) pour réduire l'emprise de certaines tresses et se protéger des inondations afin d'évacuer plus rapidement les eaux vers l'aval. Ce confinement des rivières en tresses au sein d'ouvrages de protection tels que les digues **empêche le développement du tressage** (Figure 87) et **supprime toute possibilité d'expansion des crues au sein du lit majeur**.



Figure 87 : effet d'un endiguement resserré sur un tronçon en tresses, rivière Drôme (source : GoogleEarth)

Le guide du SDAGE Rhône-Méditerranée « Délimiter l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau » (2016), présente les méthodes pour délimiter l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau et pour organiser la concertation avec les acteurs du territoire.

Ce guide rappelle que la délimitation d'un espace de bon fonctionnement est bien souvent motivée « **par le besoin d'apporter une solution durable à des dysfonctionnements du cours d'eau** constatés de manière récurrente par les riverains ou usagers. En effet, il s'agit de **réfléchir et d'agir sur l'occupation de l'espace de fond de vallée pour conduire des politiques moins interventionnistes et moins coûteuses** à moyen-long terme. La préservation d'espaces de bon fonctionnement permet de diminuer les risques pour les populations, par exemple en réduisant la fréquence des inondations dommageables. Elle permet aussi de préserver la qualité de l'eau dans les milieux aquatiques, de manière à assurer durablement les services que ceux-ci offrent pour les usages de l'eau et des ressources aquatiques ainsi que pour l'utilisation des espaces alluviaux. »

L'espace de bon fonctionnement permet l'expression durable au sein de l'hydrosystème des fonctions liées à **l'hydraulique** (débordement dans les zones d'expansion de crue, connectivité des milieux annexes, etc.), à **la morphologie** (par exemple la mobilité latérale, l'érosion/le dépôt des matériaux alluvionnaires, la respiration du profil en long, la diversité et le renouvellement des habitats aquatiques, humides et terrestres, etc.), **l'hydrogéologie** (relations nappe - rivière, autoépuration, etc.), **la biogéochimie** (rôle « tampon » des milieux rivulaires, etc) et **la biologie** (support de biodiversité, etc.).

La méthode du guide amène à définir deux espaces techniques qui constituent une étape pour alimenter la concertation et motiver le choix de l'espace de bon fonctionnement :

- **l'espace de fonctionnement optimal** : « correspond à l'espace laissé au cours d'eau pour la réalisation de ses fonctions écologiques la plus proche possible de la situation de référence. La notion d'optimal doit être comprise dans le sens où un surplus d'espace, par rapport à l'espace optimal, n'octroierait pas de gain significatif dans le fonctionnement du cours d'eau » ;
- **l'espace de fonctionnement nécessaire** : « déterminé à partir de l'espace minimal nécessaire à l'expression durable de ses fonctions écologiques pour soutenir les services que ce cours d'eau peut apporter, à moindre coût, dans les domaines sociaux et économiques. Des niveaux de satisfaction de ces fonctions dépendront la possibilité d'atteindre le bon état écologique du milieu. »

Tableau 2 : synthèse des principes de délimitation des espaces de fonctionnement optimal et nécessaire (AERMC, 2016)

Style fluvial de référence	Périmètre	Optimal	Nécessaire
TRESSSES	morphologique	Espace permettant l'équilibre longitudinal et la continuité latérale au niveau sédimentaire, et intégrant une mobilité et la régulation du transport solide à long terme	Espace permettant la continuité longitudinale et latérale au niveau sédimentaire
	hydraulique	Espace permettant l'écoulement et l'expansion des crues : zones inondables par les plus fortes crues, hors influence des aménagements	Espace des zones de grand écoulement. Intégration des zones d'expansion des crues si efficaces
	contexte biologique	Compris dans les périmètres de fonctionnement optimal hydraulique et morphologique	Intégrer à l'espace nécessaire les annexes fluviales
	contexte hydrogéologique	Compris dans les périmètres de fonctionnement optimal hydraulique et morphologique	Caractériser les échanges nappe – rivière, si possible spatialement
	contexte biogéochimique	Compris dans les périmètres de fonctionnement optimal hydraulique et morphologique	Adapter la fonction de limitation des transferts de pollution aux usages du lit majeur

Préserver et restaurer l'espace de bon fonctionnement d'une rivière en tresses

Au-delà de son intérêt environnemental, la préservation d'un espace de bon fonctionnement pour les rivières en tresses présente **un enjeu fort de sécurité des populations**. La photographie suivante a été prise à Luz-Saint-Sauveur (65) après la crue de juin 2013. Cette photographie montre les effets spectaculaires de cette crue sur la morphologie du Bastan. Elle donne l'illustration **d'une avulsion sur un cône de déjections** (voir définition page 5).

Une telle photographie peut être utilisée dans le cadre d'ateliers avec des élus ou des acteurs du territoire pour sensibiliser à la nécessité de préserver un espace de bon fonctionnement (voir 6.1.2).

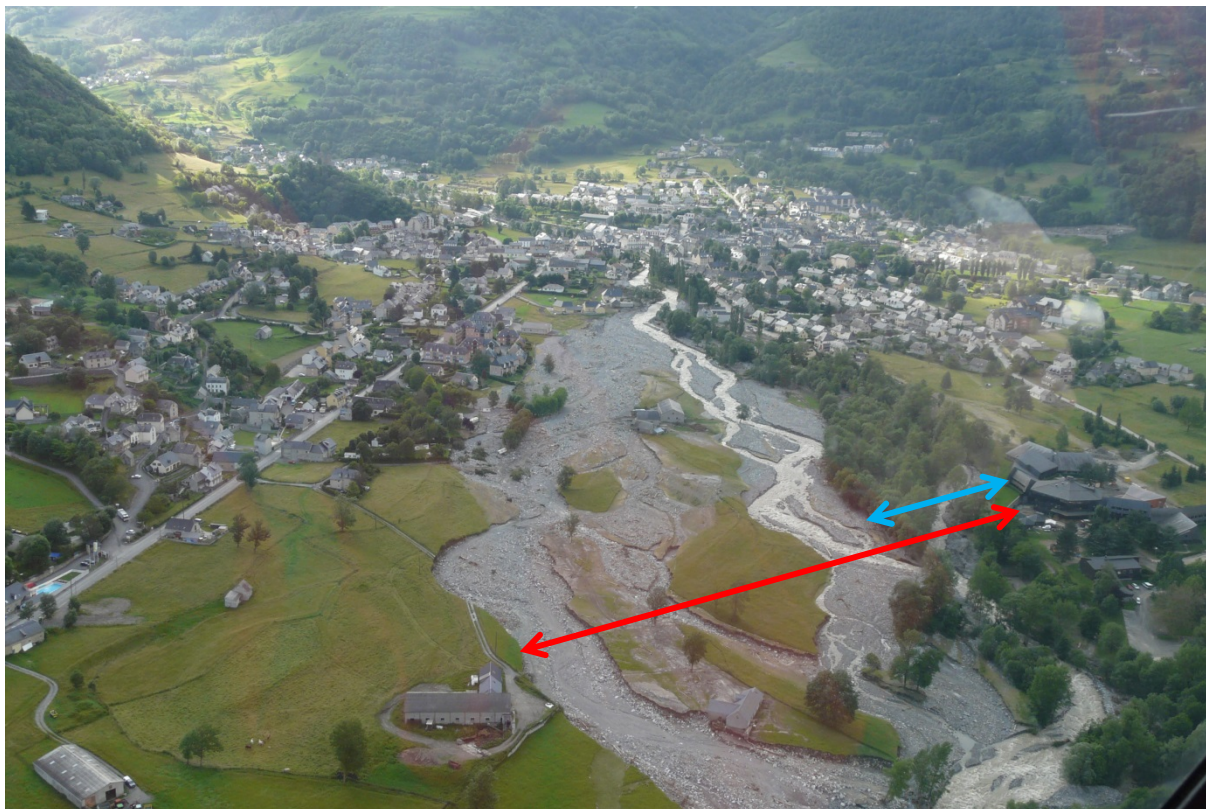


Figure 88 : effets de la crue de juin 2013 sur la morphologie du Bastan à Luz-Saint-Sauveur (65) (source : Sécurité Civile des Hautes-Pyrénées). La flèche bleue montre la largeur du corridor boisé au sein duquel coulait le Bastan avant la crue alors que celle en rouge illustre la largeur du lit après la crue.

« La restauration d'un bon fonctionnement hydrologique et morphologique doit être génératrice **de bénéfices durables**, tant pour les milieux, quelle que soit la dimension des masses d'eau et leur localisation, que pour les activités humaines au travers des services rendus par les écosystèmes » (SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021)

Sur une rivière en tresses, lorsque les enjeux le permettent, la restauration d'un espace de bon fonctionnement peut être initiée par **la suppression de digues** et **l'enlèvement d'enrochements**. Ces opérations peuvent ainsi permettre à la rivière de retrouver une mobilité latérale et un meilleur équilibre sédimentaire.

Afin de mieux protéger des secteurs à enjeux forts comme les zones urbanisées, **le recul de digue sur les secteurs où il est possible de le faire, est une alternative pertinente qui permet l'expansion des eaux et diminue les contraintes sur les ouvrages protégeant les populations.**

Les digues, lorsqu'elles sont construites trop proches du lit de la rivière en tresses, sont très fortement soumises à l'érosion. Elles nécessitent donc **une surveillance et un entretien souvent coûteux** compte tenu du **risque de brèche et de rupture, qui est exacerbé lorsque la rivière est amenée à s'inciser**. Le coût d'entretien d'une digue est ainsi estimé de 2000 € à 5000 € du km par an (estimations CEPRI, 2011). Ramené à une entité territoriale de gestion comme le département, le **coût annuel** serait de 600 000€ à 1,5M€ pour un département comptant 300km de digue. Ce coût est sans doute bien supérieur pour les rivières en tresses.

Lorsque les **digues sont éloignées par rapport à la rivière**, elles ne sont plus **sollicitées qu'en période de crue débordante** et avec des contraintes amoindries. Leur **durée de vie augmente** et les **coûts d'entretien diminuent**.

Reculer la digue ou la consolider : exemple d'étude sur le Giffre

A Taninges (Haute-Savoie), le coût de la réfection de la digue des Thézières a été estimé à 3 M€ contre 1,2 M€ pour un recul de l'ouvrage, **soit une économie de 1,8 M€.**

L'exemple du projet de restauration de l'Orbigo en Espagne, finaliste du prix européen de la restauration écologique en 2013

La rivière Orbigo est un affluent de la rivière Esla, dans le bassin du Duero au Nord Ouest de l'Espagne. Sa longueur est de 162 km et son bassin versant mesure 4995 km². Cette rivière a fait l'objet d'importants travaux de chenalisation (endiguement resserré, protection de berges) qui ont eu pour effet de modifier profondément la morphologie de cette rivière, qui est passée d'un style en tresses (visible sur la Figure 89 en 1956) à un lit à chenal unique.

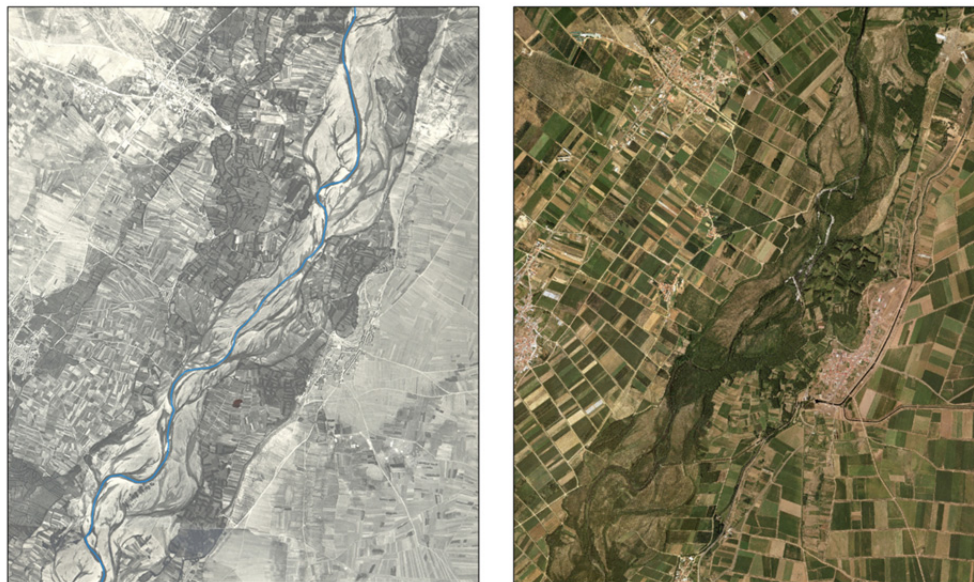


Figure 89 : comparaison des photographies aériennes d'un tronçon de 5 km sur la rivière Orbigo entre 1956 et 2006 – le chenal de 2006 est représenté en bleu sur la photographie de 1956

Cette chenalisation a aggravé les risques d'inondation. Suite aux crues dévastatrices de 1995 et 2000, le ministère de l'agriculture et de l'environnement a initié un projet de restauration écologique de grande ampleur sur 108 km. **Les premiers travaux ont été réalisés en 2012 sur un premier tronçon de 24 km pour un budget de 3,1 M€** : suppression d'enrochements et de digues, recul de digues et restauration de **480 ha de zones inondables**. En Espagne, la restauration écologique de la rivière Orbigo est considérée comme l'un des projets les plus ambitieux de la Stratégie Nationale de Restauration des Rivières élaborée suite à l'adoption de la DCE.

Dès l'hiver 2013, ces aménagements ont prouvé leur efficacité : **aucun dommage n'a été enregistré suite à une crue équivalente aux crues de 1995 et 2000 qui avaient occasionné de nombreux dégâts**. Les maires concernés par les travaux ont constaté que la violence de la crue a été bien moindre que lors des crues précédentes. Cette première réussite a été suivie d'autres projets similaires et **57 km de digues ont été supprimés sur les rivières du bassin du Duero**.

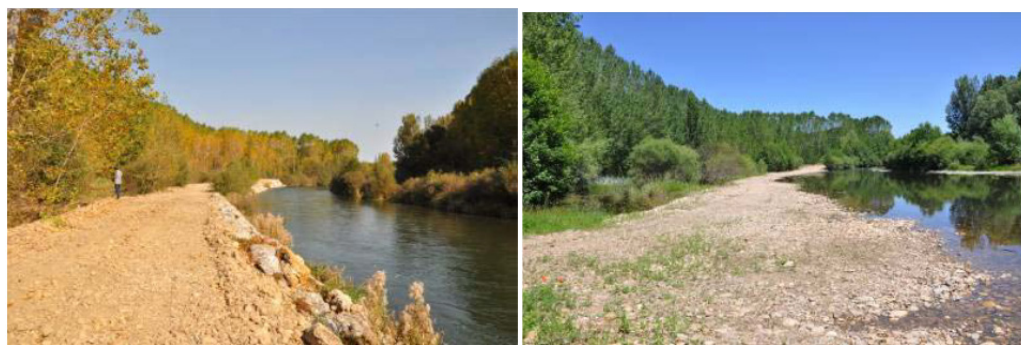


Figure 90 : la rivière Orbigo avant les travaux (à gauche) et 6 mois après (à droite)

Pour protéger des inondations les enjeux qui le justifient, **on privilégiera l'implantation d'ouvrages de protection rapprochée**, c'est-à-dire **au plus proche des enjeux et au plus loin de la rivière**. Un tel positionnement permet d'économiser des coûts de construction, d'entretien voire de reconstruction très significatifs. Ces ouvrages doivent laisser un maximum d'espace pour que la rivière en tresses puisse assurer ses fonctions morphologiques et hydrauliques particulièrement dynamiques. **La réflexion sur l'implantation de tels ouvrages doit être menée à l'échelle du bassin versant.**

Une opération emblématique sur la Durance (13) : retour d'expérience 20 ans après l'effacement et l'arasement d'épis

La Durance présente plusieurs tronçons en tresses avec une mobilité latérale importante. Sur les communes de La Roque d'Anthéron, Charleval et Mallemort (13), la divagation du cours d'eau était entravée par une série d'épis transversaux conçus pour la protection des terres agricoles. Ce système d'épis s'est avéré inefficace lors des grandes crues de 1994, avec de nombreuses surverses dans les parcelles riveraines et de brutales ruptures d'épis.

Dès 1997, le Syndicat Mixte d'Aménagement de la Vallée de la Durance met en œuvre **un programme de restauration avec le recul de 100 m à 200 m et l'arasement de plus d'une dizaine d'épis, tout en conservant une ligne de protection contre les inondations en retrait**. La largeur de la bande essartée pour maintenir le libre écoulement des eaux a été portée de 250 m à 350 m (Figure 91).

Entre 1997 et 2013, **la largeur du lit actif de la Durance a augmenté de 40 % sur 4 km**, soit un gain effectif en espace de mobilité de 50 ha. Ces aménagements ont permis **d'abaisser les lignes d'eau en crue et d'assurer un niveau de protection cinquantennal** pour les secteurs habités situés en arrière de la ligne de défense. On a également observé le retour d'espèces typiques des rivières en tresses, comme le Corisperme de France, plante protégée sur le territoire national (liste rouge UICN de la flore menacée).

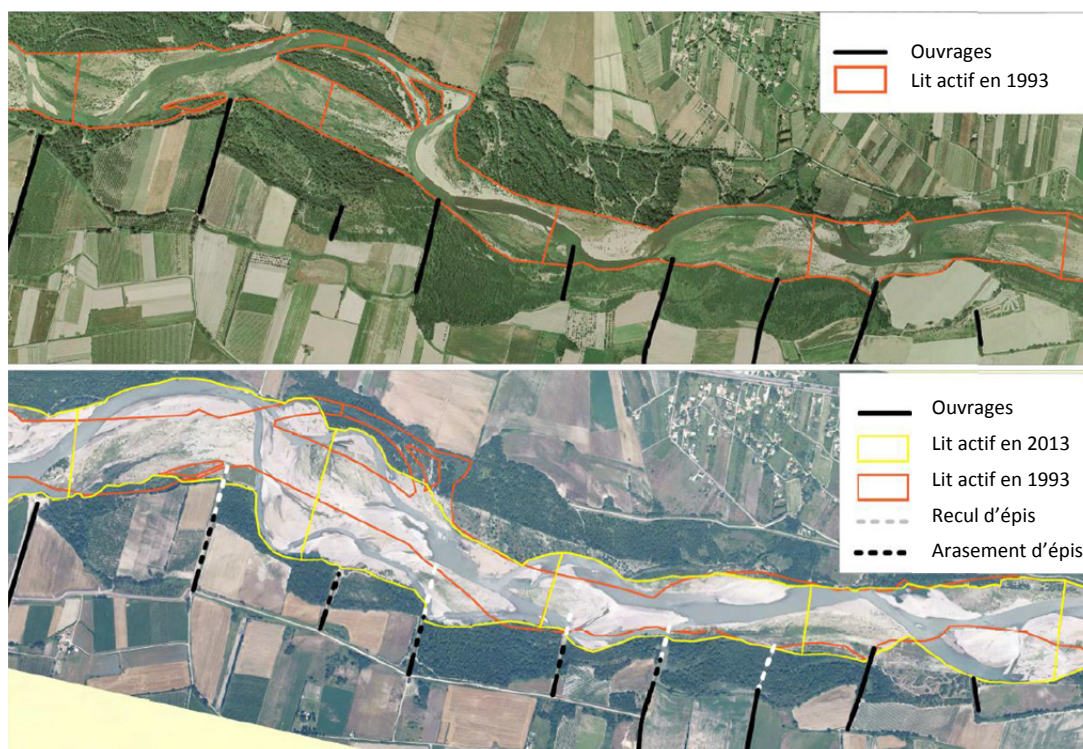


Figure 91 : évolution du lit de la Durance après recul des épis. Le nouveau lit de la Durance (jaune) permet un retour des tresses et une meilleure gestion des crues suite au recul ou à la suppression des épis (noir) Source : SMAVD

6.3.2 Restaurer la continuité sédimentaire dans une vision à long terme

Les érosions et les atterrissements sont des manifestations naturelles du bon fonctionnement de la rivière en tresses. Le transport des sédiments permet à la rivière de dissiper de l'énergie. En outre, les flux sédimentaires (reprise/dépôt) sont à l'origine de milieux renouvelés. L'hétérogénéité des habitats permet une

plus grande diversité des espèces aquatiques et terrestres. La continuité sédimentaire améliore la résilience de ces milieux pour lutter contre les bouleversements (pollutions, changement climatique, crues, etc.).

La restauration de la continuité sédimentaire sur la rivière et sur les affluents est à privilégier pour garantir un équilibre sédimentaire de l'hydrosystème. Ce type de restauration est **d'autant plus essentiel pour les rivières en tresses en déficit sédimentaire**.

Une étude globale du fonctionnement sédimentaire est indispensable pour définir les secteurs sur lesquels des opérations de restauration sont nécessaires. Cette étude doit s'inscrire dans **un plan de gestion sédimentaire intégré à l'échelle du bassin versant avec une vision stratégique à long terme**. On identifiera par exemple lorsque c'est pertinent les possibilités de mises en transparence d'ouvrages bloquant le transport solide, d'arasement de seuils, de restauration d'espace de bon fonctionnement avec la remobilisation de berges hautes ou de terrasses alluviales etc.

Abaissement des seuils de la basse vallée du Var (06)

En 40 ans, l'**extraction de 50 millions de m³ de sédiments** sur le fleuve Var a entraîné un **creusement du lit, la baisse du niveau de la nappe souterraine et l'assèchement de nombreux puits** (Chapuis, 2012). Onze seuils ont alors été aménagés entre 1971 et 1986 pour arrêter l'enfoncement. Depuis, les alluvions s'accumulent dans les retenues des seuils, augmentant ainsi la ligne d'eau à l'origine de débordements. Ces seuils ont transformé la morphologie du Var provoquant la disparition du tressage et entraînant une succession de plans d'eau favorisant le développement de forêts alluviales et augmentant les risques d'inondation.

La première phase de travaux portée en 2011 et 2012 par le Conseil départemental des Alpes Maritimes concerne l'abaissement d'environ 2 m des 2 seuils amont pour un montant de 3,6 M€ (Figure 92). L'opération préservera la zone industrielle de Carros-Le Broc (600 entreprises) d'une crue centennale.



Figure 92 : seuil sur le Var avant travaux d'abaissement (à gauche) et après travaux d'abaissement (à droite) (CD 06)

Aujourd'hui, le Var a rétabli son profil d'équilibre et le transit des alluvions vers l'aval s'est accéléré (Figure 93). Ce nouvel équilibre permet de restaurer un fonctionnement proche d'une rivière en tresses dans un milieu qui reste très contraint. Le Var retrouve une mosaïque d'habitats naturels (bancs de galets, milieux ouverts, roselières) propice à la biodiversité et notamment aux oiseaux. **Cette nouvelle dynamique fluviale réduit en outre les interventions humaines pour entretenir la végétation.**



Figure 93 : photo aérienne d'un tronçon du Var de 1999 (à gauche) et de 2014 après abaissement des seuils

6.3.3 Restaurer une dynamique hydrologique

La diminution voire la quasi-disparition de crues morphogènes en raison d'ouvrages hydroélectriques peut conduire à une diminution de l'activité morphodynamique des rivières en tresses et à une disparition du tressage. L'absence de crues de faible intensité peut favoriser le développement de la végétation sur des bancs de galets ainsi que le colmatage du lit du cours d'eau, les sédiments fins n'étant plus remis en mouvement. On parle parfois de **dynamique de lit amoindri** pour ces cours d'eau pour lesquels le « **moteur** » hydrologique des crues est en panne.

Des actions de gestion hydrologique peuvent être entreprises, telles que des lâchers d'eau pour recréer artificiellement des événements morphogènes ou des opérations de transparence de crue. Ces actions peuvent permettre de **limiter la fermeture de la bande active par la fixation des bancs** et leur exhaussement en raison du développement de la végétation. Elles peuvent également permettre de **limiter les opérations d'essartement de bancs à grande échelle**.

6.3.4 Vers une gestion adaptative des rivières en tresses

La **gestion adaptative** est une façon d'aborder la gestion des cours d'eau **particulièrement pertinente pour les rivières en tresses**. Il s'agit d'**adapter au fil du temps** les pratiques **en fonction de la trajectoire géomorphologique** de la rivière, **des aléas naturels** et en fonction du suivi et de l'évaluation des projets au regard des objectifs fixés (Figure 94). Ce type de gestion est approprié dans un **contexte naturellement incertain** sur la durée et pour lequel il manque encore des connaissances pour prévoir de manière très fiable l'évolution des cours d'eau au regard des pratiques de gestion (Dany 2016). La gestion adaptative implique donc d'accepter une part d'**incertitude** sur les moyens les plus efficaces à mettre en œuvre en fonction du contexte du cours d'eau et sur l'évolution des milieux au cours du temps (Allen et Garmestani, 2015).

Il est important que ce **mode de gestion de projet soit structuré dès le démarrage du projet**. Il s'agit de s'inscrire dans la durée en mettant en relief les incertitudes, pour adapter les pratiques en fonction des objectifs fixés et des crues et des apports solides (Allen et Garmestani, 2015).

Cela suppose la **mise en place d'un suivi** pour lequel **l'acquisition de chaque donnée est réfléchie avec des objectifs clairement formulés** (vérification de l'efficacité du projet, meilleure compréhension des processus, définition de seuils éventuels d'intervention sur la rivière, etc.).

Cela implique notamment une **organisation du projet** qui permet de s'adapter, comme la présence d'un **comité de suivi** voire d'un observatoire et l'allocation d'un budget de suivi.

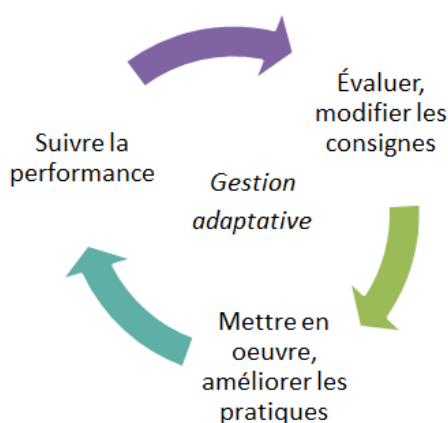


Figure 94 : principes de la gestion adaptative (Dany, 2016)

6.4 UN EXEMPLE A L'ETRANGER : LA RESTAURATION DE L'ISAR, EN ALLEMAGNE

6.4.1 Historique

La rivière Isar prend sa source dans les Alpes tyroliennes et se jette dans le Danube après un parcours de plus de 260 km. Son bassin versant couvre une superficie d'environ 8000 km². Le débit moyen annuel dans la ville de Munich est d'environ 90 m³/s et la crue centennale est estimée à environ 1200 m³/s.

Jusqu'à la fin du XIX^e siècle, la rivière Isar était une rivière très peu aménagée avec des tronçons en tresses, une large plaine alluviale et des forêts alluviales denses. En période de crue, la rivière inondait de vastes secteurs boisés, et transportait gravier, sable, souches d'arbres et d'autres débris de bois. Dans ces conditions naturelles, la rivière Isar offre **un large éventail d'habitats pour la faune et la flore caractéristiques des rivières en tresses**. La qualité de ces habitats est le fruit du **bon fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau**, qui en garantit le renouvellement au grès des crues et du transport des sédiments.

Au milieu du XIX^e siècle d'importants aménagements ont été entrepris afin de mieux contrôler les inondations, d'améliorer le transport du bois et l'exploitation des terres le long de l'Isar.

Ensuite, dans la première moitié du XX^e siècle, de nombreuses sections du cours moyen et inférieur de l'Isar ont été modifiées. En parallèle, les premiers **aménagements hydroélectriques** ont été construits dans le cours supérieur et médian de la rivière. Entre les villes de Landshut et Plattling, la rivière qui s'écoulait autrefois librement est transformée en **une cascade de barrages avec canaux de dérivation et centrales hydroélectriques**.

Un des aménagements les plus célèbres est le barrage de Sylvenstein situé à la porte des Alpes. Il a été construit en 1959 avec pour objectif principal la protection contre les inondations de la vallée de l'Isar et de la ville de Munich. Sa capacité est de 124,3 millions de m³. Il piège l'intégralité du transport solide grossier. La rivière Isar est aujourd'hui l'une des rivières les plus intensivement utilisées pour la production d'hydroélectricité en Bavière. Mais un siècle d'aménagement continu ont entraîné **une dégradation régulière des habitats et de la biodiversité** dans la rivière et sa plaine d'inondation.

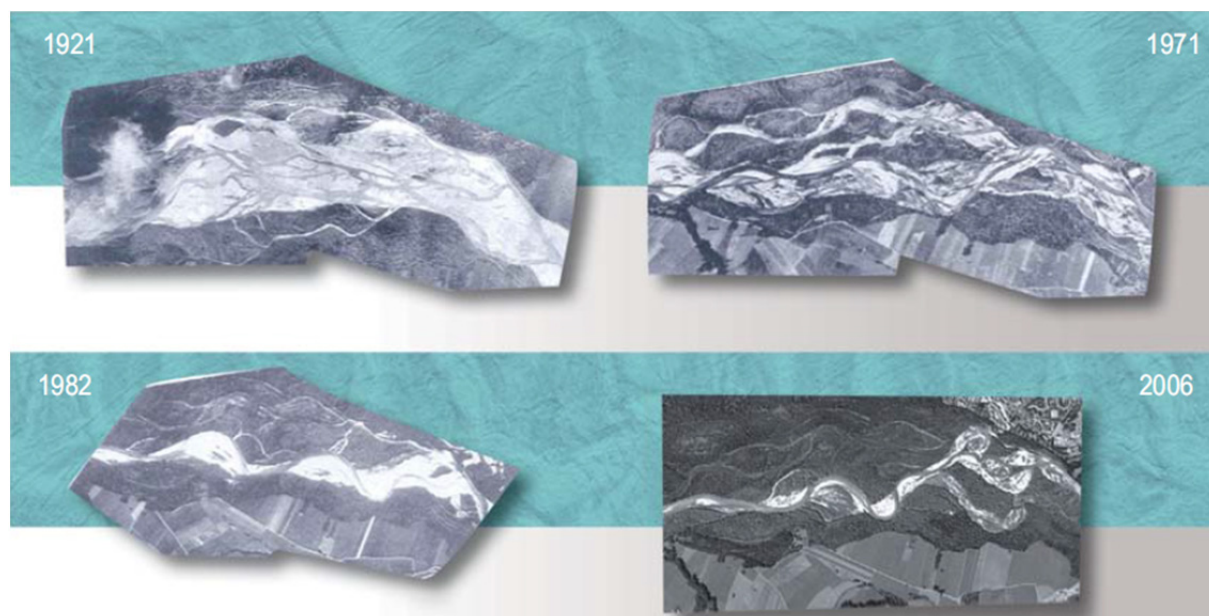


Figure 95 : Evolution de l'Isar à Gerestried suite à la construction de barrages hydroélectriques à l'amont du secteur représenté (Wagner et Wagner, 2002, Malavoi et Bravard, 2010)

Le lit de tressage qui mesurait 600 m de large s'est rapidement incisé pour devenir un lit à chenal unique de moins de 100 m de large. Dans la traversée de Munich, l'enfoncement de l'Isar devenait critique et menaçait des infrastructures essentielles pour la capitale bavaroise.

6.4.2 Redonner de l'espace à l'Isar et restaurer la continuité sédimentaire

Il y a environ 30 ans ont débuté les premiers projets de restauration le long de la rivière Isar. Le principal objectif de ces projets fut **d'améliorer l'efficacité de la lutte contre les inondations, d'augmenter les capacités de rétention naturelle dans la plaine inondable, d'améliorer le fonctionnement écologique de la rivière et de développer les loisirs de plein air**. Les projets de restauration se sont concrétisés dans des plans directeurs pour la restauration de la rivière, qui sont élaborés par des équipes d'ingénieurs, d'architectes et d'écologues en contact étroit avec les parties prenantes, les ONG et les riverains. Les responsables de ces projets sont les autorités de l'État pour l'eau en Bavière.

Les principaux projets de restauration de l'Isar à Munich se sont déroulés de 2000 à 2011. La rivière, alors chenalisée depuis le XIX^e siècle, a été **reconnectée à sa plaine inondable**. Des enrochements ont été enlevés, des seuils ont été effacés ou équipés de passes à poisson, des accès à la rivière ont été recréés et le lit de la rivière a été restauré, permettant de retrouver des bancs de galets. La rivière attire maintenant des milliers de visiteurs chaque année.

La plus grande partie de la restauration de la rivière Isar est faite par...la rivière elle-même. Lorsque les protections de berges ont été retirées le long de la rivière, sur les secteurs de forêts alluviales, la rivière s'est élargie au grès des crues et des processus naturels d'érosion et de dépôt qui ont été réactivés.

Afin de rétablir la continuité sédimentaire sur l'Isar, **des prélèvements de sédiments grossiers sont effectués chaque année dans la retenue de plusieurs aménagements et réinjectés directement à l'aval**. Cela permet de restaurer le transit sédimentaire et de **limiter l'enfoncement du lit, qui était devenu critique et menaçait d'importantes infrastructures, notamment dans l'agglomération de Munich**.

La dernière section de l'Isar, à proximité de la confluence avec le Danube, présente encore une grande dynamique naturelle. **Les digues des deux côtés de la rivière ont été éloignées**, de sorte que des bras morts et les forêts alluviales peuvent être inondés fréquemment. Cela se traduit par un secteur qui offre une grande valeur écologique.

6.5 LES ELEMENTS CLES DU CHAPITRE 6

Les éléments clefs :

- Pour gérer les rivières en tresses, il est nécessaire d'apprendre à repérer où elles se situent dans **leur trajectoire géomorphologique** et si elles se situent plutôt dans **une phase d'expansion ou de contraction**.
- **Connaitre l'histoire géomorphologique** de la rivière en tresses est indispensable pour en comprendre le fonctionnement actuel et choisir les mesures de gestion les plus pertinentes.
- **Porter un regard historique sur la rivière en tresses et raconter son histoire permet aussi de légitimer la préservation d'un espace de bon fonctionnement ou les travaux nécessaires à la restauration de ces cours d'eau.**
- Avant de vouloir restaurer un tressage par recharge sédimentaire (comme sur le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur, 05), il est indispensable de **vérifier que les processus géomorphologiques à l'origine de ce tressage sont toujours présents**. Dans le cas contraire où la rivière en tresses est en train d'évoluer vers un style fluvial à chenal unique, il convient de **voir comment accompagner cette transition** en limitant les impacts de l'enfoncement du lit de la rivière.
- Prévoir **des temps d'écoutes ciblés des acteurs du territoire de la rivière en tresses** permet de comprendre la manière dont la tresse est perçue et de voir la place qu'elle occupe dans le territoire. Ce travail d'écoute est essentiel pour apporter **une dimension territoriale** aux éventuels projets de restauration physique à conduire.
- **Préserver ou restaurer l'espace de bon fonctionnement d'une rivière en tresses et en restaurer la continuité sédimentaire** ainsi que sur ses affluents sont des mesures indispensables à son équilibre morphodynamique.
- Lorsque c'est possible, la création de **crues artificielles** ou les **opérations de transparence par rapport aux crues** peuvent permettre de **recréer une certaine dynamique hydrologique** sur les rivières en tresses dont l'hydrologie est influencée par des grands barrages.
- **La gestion adaptative** est particulièrement adaptée aux rivières en tresses. Elle a pour principe **d'adapter les pratiques au fil du temps** en fonction de la trajectoire géomorphologique de la rivière, des aléas naturels et **en fonction du suivi et de l'évaluation des projets au regard des objectifs fixés**.

BIBLIOGRAPHIE ET REFERENCES

- ALLEN C.R. et GARMESTANI A.S., 2015. Adaptive management of socio-ecological systems. 264 p.
- ARSCOTT DB., 2001. Habitat heterogeneity and aquatic invertebrates along an Alpine floodplain river [dissertation]. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (ETH/EAWAG). 238 p.
- BELLETTI B., DUFOUR S., PIEGAY H., 2013. Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhône basin). *Hydrobiologia*, 712, p. 25–41.
- BELLETTI B., DUFOUR S., PIEGAY H., 2015. What is the Relative Effect of Space and Time to Explain the Braided River Width and Island Patterns at a Regional Scale? *River Research and Applications*. 31, p. 1–15.
- BENCE S., GUIMIER H., DUSACQ M. et GURCEL K., 2018. Suivi des insectes indicateurs de la dynamique alluviale naturelle du bassin de la Durance. CEN PACA SMAVD. 60p.
- BERTOLDI W., ZANONI L. et TUBINO M., 2010. Assessment of morphological changes induced by flow and flood pulses in a gravel bed braided river: The Tagliamento River (Italy), *Geomorphology*, 114, p. 348–360.
- BIZZI S., PIEGAY H., DEMARCHI L., VAN DE BUND W., WEISSTEINER C. J., GOB. F., 2018. LiDAR-based fluvial remote sensing to assess 50–100-year human-driven channel changes at a regional level: The case of the Piedmont Region, Italy ». *Earth Surface Processes and Landforms*.
- BOURDIN L., 2004. Les rivières en tresses sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, bilan et perspective de gestion. Mémoire de Mastère ENGREF, 60 p.
- BRAVARD J.-P., PETIT F., 2000, Les cours d'eau: dynamique du système fluvial, Paris, A. Colin. 222 p.
- BRAVARD J.-P., 1998. Deux dimensions spécifiques de l'approche géomorphologique: le temps et l'espace dans les systèmes fluviaux. *Annales de Géographie*, 599, p. 3-15.
- BRAVARD J.-P. et PEIRY J.-L., 1993. La disparition du tressage fluvial dans les Alpes françaises sous l'effet de l'aménagement des cours d'eau (19-20^{ème} siècles). *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplement Band*, 88, p. 67-79.
- CAPDERREY C., DATRY T., FOULQUIER A., CLARET C. et MALARD F., 2013. Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscape. *Freshwater Science*, 32: 1188-1204.
- CHAPUIS M., 2012. Mobilité des sédiments fluviaux grossiers dans les systèmes fortement anthropisés : éléments pour la gestion de la basse vallée de la Durance. Thèse de doctorat de Géographie, Aix-Marseille Université. 252p
- CHAPUIS M. et COLLOMB D., 2012. La cicatrisation des rivières méditerranéennes françaises après les grandes perturbations de la seconde moitié du xxe siècle : réponses des systèmes fluviaux et stratégies de gestion Exemples de la Durance, du Var, de la Cèze. *Revue géographique des pays méditerranéens*. p. 65-74.
- CHURCH M., 1983. Pattern of instability in a wandering gravel bed channel, in: Collinson, J.D., Lewin, J. (Eds.), *Modern and ancient fluvial systems*. Blackwell, Oxford, p. 169-180.
- CHURCH M., 2006. Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 34, p. 325-54.
- CLÉMENT P. et PIÉGAY H., 2003. Statistics and Fluvial Geomorphology. In *Tools in Fluvial Geomorphology.*, eds. M.G. Kondolf & H. Piégay, J. Wiley and Sons, Chichester, p. 597-630.
- COMBY E. et LE LAY Y.-F., 2014. Communiquer sur le patrimoine naturel. Discours de presse locale dans les Ramières de la Drôme, Rhône-Alpes (1981-2008), *Développement durable et territoires*, vol. 5, n°2. Consultable : <http://developpementdurable.revues.org/10254>.
- COUTURIER A., 2013. Suivi diachronique des réseaux de chenaux dans les rivières en tresses : Évaluation du potentiel écologique et formulation de recommandations dans le cadre de la DCE (Licence). Université J. Moulin - Lyon III, Lyon.
- COUVERT B., PIGNOLY H. et DODDOLI C., 2008. Contrat de Rivière du Val de Durance – rapport de présentation. Rapport technique, Syndicat Mixte d'Aménagement du Val de Durance.
- DANY A., 2016. Accompagner la politique de restauration physique des cours d'eau : éléments de connaissance. Collection « eau & connaissance ». Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- DATRY T., CORTI R., BELLETTI B. et PIÉGAY H., 2014. Ground-dwelling arthropod communities across braided river landscape mosaics: a Mediterranean perspective. *Freshwater biology*, 59(6), p. 1308-1322.

- DOLE OLIVIER M.-J., MALARD F., 2010. Faune stygobie : émergence d'un monde inconnu. Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, hors-série numéro 2. Évaluation de la biodiversité rhônalpine, p. 145-152
- DUFOUR S., 2005. Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines, Exemples de différents hydrosystèmes rhodaniens. Univ. Lyon 3, 243 p. https://scd-resnum.univ-lyon3.fr/out/theses/2005_out_dufour_s.pdf.
- EGOZI R. et ASHMORE PE., 2008. Defining and measuring braiding intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 33(14), p. 2121-2138.
- EME D., MALARD F., KONECNY-DU PRE L., LEFEBURE T. et DOUADY C., 2013. Bayesian phylogeographic inferences reveal contrasting colonization dynamics among European groundwater isopods. *Molecular Ecology*, 22, p. 5685-5699.
- FAVET C., 1981. Communauté ripicole de la basse Durance, Thèse de zooécologie, Uni. Aix-Marseille III, 377p.
- GIRARD S., 2012. La territorialisation de la politique de l'eau est-elle gage d'efficacité environnementale ? Analyse diachronique de dispositifs de gestion des eaux dans la vallée de la Drôme (1970-2011). Thèse de doctorat de Géographie, ENS de Lyon, Université de Lyon, 651 p.
- GRAY D. et HARDING J.S., 2007: Braided river ecology: a literature review of physical habitats and aquatic invertebrate communities. *Science for Conservation*, 279. 50p.
- HADIBI SAADI A., 2005. Etude de l'impact des aménagements sur la disparition du tressage dans le bassin-versant du Rhône, Mémoire de Master 1, Université Lyon 3.
- HADIBI SAADI A., 2006. L'évolution Contemporaine du Bassin Versant de la Drôme : le Banc de Galet, un Indicateur du Tassement de la Charge de Fond. Mémoire de Master 2, Université Lyon 3.
- HOUSE M. et FORDHAM M., 1997. Public perceptions of river corridors and attitudes towards river works, *Landscape Research*, 22, p. 25-44.
- HOWARD A.D., KEETCH M.E., VINCENT C.L., 1970. Topological and geometrical properties of braided streams. In Egozi R, Ashmore P., 2008. Defining and measuring braiding intensity. *Earth surface processes and landforms*, 33, p. 2121-2138.
- KARAUS U., 2004. The ecology of lateral aquatic habitats along river corridors. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (ETH/EAWAG). 179 p.
- LALLIAS-TACON S., LIEBAULT F., PIEGAY H., 2014. Step by step error assessment in braided river sediment budget using airborne LiDAR data. *Geomorphology*, 214, p. 307-323.
- LALLIAS-TACON S., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie des rivières en tresses par LiDAR aéroporté. Thèse de Géographie, Univ. Lyon 2, http://theses.univ-lyon2.fr/documents/lyon2/2015/tacon_s#p=0&a=top
- LALLIAS-TACON S., LIEBAULT F., PIEGAY H., 2017. Use of airborne LiDAR and historical aerial photos for characterising the history of braided river floodplain morphology and vegetation responses. *Catena* 149, part 3, p. 742-759.
- LANDON N., 1999: L'évolution contemporaine du profil en long des affluents du Rhône moyen, Constat régional et analyse d'un hydrosystème complexe : la Drôme, Thèse, Université Paris IV- Sorbonne.
- LANGHANS S.D., 2007. Riverine floodplain heterogeneity as a controller of organic matter dynamics and terrestrial invertebrate distribution. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (ETH/EAWAG). 165 p.
- LE LAY Y.-F., COTTET M., PIEGAY H. et RIVIERE-HONEGGER A., 2012. Ground imagery and environmental perception: Using photo-questionnaires to evaluate river management strategies, dans Carbonneau P. et Piégay H. (dir.), *Fluvial remote sensing for science and management*, Chichester, Wiley-Blackwell, p. 405-429.
- LE LAY Y.-F., PIEGAY H. et RIVIERE-HONEGGER A., 2013. Perception of braided river landscapes: Implications for public participation and sustainable management, *Journal of Environmental Management*, 119, p. 1-12.
- LEFORT P. et CHAPUIS M., 2012. Incidence des aménagements hydro-électriques sur la morphologie des tronçons court-circuités de la Durance et du Verdon - impact of hydroelectric installations on the morphology's short-circuited reaches of the Durance and the Verdon rivers. *La Houille Blanche*
- LEOPOLD L.B. et WOLMAN M.G., 1957. River Channel Patterns, Braided, Meandering and Straight. *U.S. Geol. Surv. Paper*. 282-B.
- LIEBAULT F. et PIEGAY H., 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, p. 425-444
- LIEBAULT F., GOMEZ B., PAGE M., MARDEN M., PEACOCK D., RICHARD D., TROTTER C.M., 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications*, 21, p. 739-756

- LIÉBAULT F., PIÉGAY H., FREY P., LANDON N., 2008. Tributaries and the management of main-stem geomorphology. In: S.P. Rice, A. Roy and B.L. Rhoads (Editeurs), *River Confluences, Tributaries and the Fluvial Network*. John Wiley and Sons, Chichester, p. 243-270.
- LIÉBAULT F., LALLIAS-TACON S., CASSEL M., TALASKA N., 2013. Long profile responses of alpine braided rivers in SE France. *River Research and Applications*, 29: 1253-1266. DOI: 10.1002/rra.2615
- LOOMIS J.B. et WALSH R.G., 1986: Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis: state-of-the-art. *Journal of Environmental Management* 22, p. 125–131.
- LORIMER J., 2007. Nonhuman Charisma, *Environment and Planning D*, vol. 25, n°5, p. 911-932.
- MALARD F., UEHLINGER U., ZAH R. et TOCKNER C., 2006. Flood-pulse and riverscape dynamics in a braided glacial river. *Ecology*, 87, p. 704-716.
- MALAVOI J.R. et BRAVARD J.P., 2010. Éléments d'hydromorphologie fluviale, Collection « Comprendre pour agir ». ONEMA.
- MARMONIER P. et DOLE M.J., 1986. Les Amphipodes des sédiments d'un bras court-circuité du Rhône. Logique de répartition et réaction aux crues. *Scie. Eau*, 5, p. 461-486.
- MARTEAU B. et PIEGAY H., 2018. Relevés thermiques aéroportés sur les rivières Buëch et Drac – Rapport de synthèse pour le département des Hautes-Alpes, 30p.
- NICHOLAS A.P., ASHWORTH P.J., KIRKBY M.J., MACKLIN M.G., MURRAY T., 1995. Sediment slugs: large scale fluctuations in fluvial sediment transport rates and storage volumes. *Progress in Physical Geography* 19, p. 500-519.
- PARAN F., ARTHAUD F., NOVEL M., GRAILLOT D., BORNETTE G., PISCART C., MARMONIER P., LAVASTRE V., TRAVI Y. et CADILHAC L., 2015. Caractérisation des échanges nappes/rivières en milieu alluvionnaire – Guide méthodologique. Eau & connaissance, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 180 p.
- PEIRY J.L., 1988. Approche géographique de la dynamique spatio-temporelle des sédiments sur un cours d'eau intramontagnard ; l'exemple de la plaine alluviale de l'Arve (Haute-Savoie). Thèse de Doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3, 376 p.
- PIÉGAY H., 1995. Dynamique et gestion de la ripisylve de cinq cours d'eau à charge grossière du bassin du Rhône (l'Ain, l'Ardèche, le Giffre, l'Ouvèze et l'Ubaye), XIX^{ème}-XX^{ème} siècles. Université Paris IV-Sorbonne: Paris; 529.
- PIÉGAY H., ALBER A., SLATER L., BOURDIN L., 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences*, 71, p. 371–388.
- RÄPPEL B., PIÉGAY H., STELLA J.C., MERCIER D., n.d. What drives riparian vegetation encroachment in braided river channels at patch to reach scales? Insights from annual airborne surveys (Drôme River, SE France, 2005–2011). *Ecohydrology*.
- SAULNIER, D., 1999. Analyses comparées de l'instabilité latérale de six secteurs en tresses : Giffre, Drôme, Roubion, Aigues, Bléone, Asse. Université lumière Lyon II, 62 p.
- SCHUMM S.A., 1977. *The fluvial system*, New-York, Wiley & sons. 338 p.
- SERGIO F., NEWTON I., MARCHESI L., PEDRINI P., 2006. Ecologically justified charisma : preservation of top predators delivers biodiversity conservation, *Journal of Applied Ecology*, vol. 43, n° 6, p. 1049-1055.
- SLATER L., 2007. Caractérisation des rivières en tresses françaises. Unpublished MSc Thesis, ENS Lyon, 57 p.
- SOGREAH, CESAME et TELEOS, 2001. Moyenne et basse Durance – schéma d'aménagement et de gestion. Rapport technique, Syndicat Mixte d'Aménagement de la Vallée de la Durance.
- TACON S., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie des rivières en tresses par LiDAR aéroporté, Thèse de doctorat en Géographie, Aménagement et Urbanisme.
- TOONE J., RICE S.P., PIÉGAY H., 2014. Spatial discontinuity and temporal evolution of channel morphology along a mixed bedrock-alluvial river, upper Drôme River, southeast France: contingent responses to external and internal controls. *Geomorphology*, 205, p. 5–16.
- UICN France et Museum National d'Histoire Naturelle, 2012. La liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Crustacés d'eau douce de France métropolitaine. Dossier électronique, 25 p.
- VANDER VORSTE R., CORTI R., SAGOUIS A., DATRY T., 2015. Invertebrate communities in gravel-bed, braided rivers are highly resilient to flow intermittence. *Freshwater Science*.
- WAGNER A., WAGNER I., 2002. *Flusslandschaft Isar*, Bayerische Landesamt für Umweltschutz.

- WAWRZYNIAK V., PIÉGAY H., ALLEMAND P., VAUDOR L., GRANDJEAN P., 2013. Prediction of water temperature heterogeneity of braided rivers using very high resolution thermal infrared (TIR) images. *International Journal of Remote Sensing*, 34, p. 4812–4831.
- WAWRZYNIAK V., RÄPPLE B., PIEGAY H., MICHEL K., PARMENTIER H., COUTURIER A., 2014. Analyse multi-temporelle des marges fluviales fréquemment inondées à partir d’image satellite pleiades. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, p. 69–75.

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

1 LISTE DES FIGURES

Figure 1 : exemple d'article scientifique publié dans le journal <i>Aquatic Sciences</i> sur la rivière Tagliamento en Italie. « Une rivière en tresses emblématique des Alpes et un écosystème d'importance européenne »	5
Figure 2 : la rivière Rakaia en Nouvelle-Zélande (source : Google earth)	8
Figure 3 : la Bléone, dans les Alpes du Sud en France (© SMAVD)	8
Figure 4 : clé de détermination des différents styles fluviaux (Church 2006) et identification des cinq principaux styles fluviaux.....	9
Figure 5 : rivière anastomosée – le fleuve Columbia dans sa partie amont (Canada) (source : Google earth)	10
Figure 6 : rivière en anabranchement - le Rhône dans le secteur de Brégnier-Cordon, 01-38, en 1970 (source : Géoportail)	10
Figure 7 : éléments composant le paysage typique d'une rivière en tresses	10
Figure 8 : A) schéma illustrant les unités morphologiques caractéristiques d'une rivière en tresses avec la bande active de tressage (Ba) et la bande fluviale (Bt) ; B) profil en travers de la section AA' - source : Lallias-Tacon, 2015	11
Figure 9 : faciès et écoulement dans les chenaux en tresses (D'après Ferguson, 1993)	12
Figure 10 : cartes des tronçons en tresses sur le bassin Rhône-Méditerranée (Bourdin, 2004)	13
Figure 11 : répartition des masses d'eau en tresses sur le bassin Rhône-Méditerranée par sous-unité territoriale du SDAGE	14
Figure 12 : distribution statistique de six indicateurs évalués sur 49 tronçons en tresses du bassin Rhône-Méditerranée (Piégay et al. 2009 modifié)	15
Figure 13 : répartition des sept types de rivières en tresses dans le sud-est de la France (Piégay et al. 2009 modifié).....	16
Figure 14 : le paysage du Buëch et du massif du Dévoluy (© Smigiba)	17
Figure 15 : tresses sur le Buëch (© Smigiba)	17
Figure 16 : un style en voie de disparition ? (Piégay et al. 2009 modifié).....	18
Figure 17 : évolution du tressage dans les Alpes françaises depuis le XIV ^e siècle (rapport ZABR action B12, 2013)	19
Figure 18 : réduction brutale de la largeur de bande active de tressage d'environ 300 m à 110 m par endiguement à Allex (26) (© Google earth).....	20
Figure 19 : perte de mobilité latérale sur la Durance à l'aval d'une souille - réduction de la largeur de bande active – avant extractions (à gauche) et après extractions (à droite) (© Chapuis et Collomb, 2012)	20
Figure 20 : l'influence de la proportion et de la taille des dépôts alluviaux sur l'évaluation de l'esthétique, de l'utilité et du besoin d'intervention mesurée à partir de dix photographies de paysages fluviaux de la rivière Magra en Toscane. D'après Le Lay et al., 2013	22
Figure 21 : dessin de la « vallée de la Drôme » montrant l'importance du tressage de la rivière comme un des éléments symboliques de cet espace (enquête Girard, 2009).....	22
Figure 22 : illustration d'espèces animales et végétale typiques des rivières en tresses	23
Figure 23 : exemple d'activités récréatives et touristiques sur des rivières en tresses	25
Figure 24 : un panneau à l'entrée de la Gare des Ramières dans la Drôme (Comby 2015).....	26
Figure 25 : évolution du taux de tressage des bras en eau avec l'augmentation du débit sur la rivière Sunwapta, Canada	30
Figure 26 : types de chenaux observés dans un système en tresses alimenté par des écoulements superficiels et souterrains	31
Figure 27 : cycle d'expansion-contraction du réseau de chenaux en eaux. Les chenaux en bleu correspondent aux branches phréatiques, les gris aux chenaux turbides connectés aux sources sédimentaires amont. Les points noirs avec deux, un, ou sans anneaux correspondent respectivement aux sites échantillonnés pour les invertébrés benthiques, la matière organique benthique et les invertébrés de la zone hyporhéique.	31
Figure 28 : typologie des rivières en tresses en fonction des types de chenaux en eau en conditions d'étiage d'après Belletti et al. (2013) a) Répartition géographique des types de tresses dans les Alpes françaises et (b) Relation entre la diversité des types de chenaux H' (calculé avec l'indice de Shannon appliqué à la longueur de	

chacun des types) et la fréquence du débit (exprimée en nombre de jours par an) lors de l'observation. Cette analyse permet d'identifier les tresses phréatiques (type 2) parmi l'ensemble des tresses.	32
Figure 29 : en haut : tracé en plan de la tresse de la Drôme entre Luc-en-Diois et Recoubeau (26) entre 1948 et 2006. Les 6 tronçons indiqués permettent de se localiser sur la figure du bas. En bas : cumul par période et de l'amont vers l'aval des différences de largeur. Quand le cumul est négatif, le lit se rétracte, quand il est positif, il s'élargit (d'après Toone et al., 2014)	33
Figure 30 : cartographie annuelle de la végétation sur la Drôme entre 2005 et 2011 (Raepple et al. 2017)	34
Figure 31 : relation entre l'élargissement de la bande active rapportée à sa largeur initiale (en log) et la sinuosité initiale de la bande de tressage (année 1 de l'observation, valeurs données en log) (Piégay et al. 2009)	35
Figure 32 : basculement du chenal en eau principal du Bès au sein du corridor graveleux lors de la crue de décembre 2009, d'après le croisement de levés LiDAR aéroportés (Lallias-Tacon et al., 2014) - cette figure illustre en bleu les zones de dépôt sédimentaire et en jaune, orange et rouge les zones qui se sont creusées. Avant la crue de 2009, le chenal principal était dans la zone bleue la plus foncée, alors qu'il a basculé dans la zone jaune et orange à la faveur de cette crue.	36
Figure 33 : exemple de structure en perles d'un lit en tresses : la Bléone à La Javie (Google Earth)	37
Figure 34 : vue aérienne de la Bléone (04) (source : M. Colin)	40
Figure 35 : richesse en espèces végétales des milieux pionniers dans le secteur des Ramières de la Drôme où la bande de tressage est très large (en haut) et un secteur où elle est figée par un endiguement (en bas) (relevés effectués sur des placettes de 2m de côté) (d'après Dufour et al. 2007)	41
Figure 36 : un Arachnide Lycosidae des bancs de galets des rivières en tresses : <i>Pardosa hortensis</i> (collection B. Kaufmann, Université Lyon 1, photographie P. Marmonier)	42
Figure 37 : deux vues aériennes d'un même secteur des Ramières de la Drôme. La photo de gauche a été prise lors de la crue de novembre 2016. Sur la photo de droite on peut observer au centre la bande active de tressage, sur chaque bord la forêt alluviale (ligne rose : limite entre forêt de bois tendre, près des chenaux, et de bois dur, à l'extérieur). (Sources : IGN - géoportail.gouv.fr et J.M. Faton, Réserve des Ramières de la Drôme)	43
Figure 38 : tridactyle panaché (Photo V. Deuremaux) seul (à gauche) et avec une abeille domestique (à droite, photo F. Boca)	44
Figure 39 : localisation des cortèges entomologiques de 118 placettes sur le plan factoriel (analyse inter-classe en présence-absence) selon l'état morphologique de la rivière (noté par trois ellipses avec 54 placettes en tresses, 29 en méandres et 35 chenalisées). Etude réalisée en 2016-2017 regroupant 211 espèces (conservatoire d'Espaces Naturels de PACA, CNRS/CEFE en SMAVD)	44
Figure 40 : des invertébrés de surface des rivières en tresses : une larve d'Ephéméroptère du chenal courant (<i>Rithrogana</i> sp.), une larve de libellule Anisoptère (<i>Cordulegaster boltoni</i>) et une jeune larve d'Hétéroptère (<i>Nepa cinerea</i>) appelé aussi scorpion d'eau, ces deux derniers vivent dans les bras secondaires déconnectés du chenal courant (Photo P. Marmonier).	46
Figure 41 : la rivière Tagliamento au nord de l'Italie. Carte de localisation (source rivernet.org) et vue aérienne de la plaine de tressage (source Salviamo il Paesaggio.it).	47
Figure 42 : taux de décomposition des feuilles de peuplier noir dans les chenaux et la plaine alluviale de la rivière Tagliamento. 1 : chenal actif ; 2 : chenal connecté en aval ; 3 : chenal isolé en amont et en aval ; 4 : bancs de galets nus ; 5 : bancs protégés par un embâcle ; 6 : îles dans le chenal ; 7 : forêt riveraine (valeurs recalculées d'après Langhans 2007).	47
Figure 43 : trois espèces hypogées ou stygobies : (a) une larve de coléoptère Dyticidae <i>Sierrititia cf. avenionensis</i> , (b) le Crustacé Ostracode <i>Fabaeformiscandona breuili</i> , (c) un Crustacé Amphipode <i>Niphargus kochianus</i> . (Photo M.J. Dole-Olivier et P. Marmonier)	48
Figure 44 : les zones d'échange d'eau entre la rivière et les interstices des sédiments de la zone hyporhéique : (a) à l'échelle d'une plaine entre deux défilés, (b) à l'échelle d'un banc de galets entre la tête et la queue du banc (modifié d'après Capderrey et al., 2013, par P. Marmonier)	48
Figure 45 : distribution des organismes dans les sédiments de rivières en tresses. (a) Densité des organismes épigés du groupe des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères et (b) densité des organismes stygobies. Amont (entrée, E) et aval (sortie, S) des plaines de tressage. Amont (tête, t) et aval (queue, q) des bancs de galets (moyennes pour 12 rivières et 3 répliqués, d'après Capderrey et al., 2013)	49
Figure 46 : exemple de résultats obtenus par imagerie thermique aéroportée. A gauche on distingue le refroidissement des eaux observé sur le Buëch en exfiltration de banc. A droite l'imagerie met en évidence les	

variations latérales de température observées sur un secteur du Drac. Le chenal central est plus chaud que les bras secondaires externes qui enregistrent des exfiltrations.	50
Figure 47 : cours d'eau en tresses soumis à une forte pression de prélèvements en eau	54
Figure 48 : débits mensuels minimaux naturels (QMNA, en m ³ /s) de deux rivières dont le corridor alluvial fait l'objet d'importants prélèvements d'eau dans la nappe d'accompagnement.	55
Figure 49 : illustration de la différence entre une période de hautes eaux mettant en eau tout le réseau de bras (février 2013) et une situation d'étiage (juillet 2012) au sein d'une tresse déconnectée de sa nappe (Asse, 04).	56
Figure 50 : gravière le long de la Durance, témoin d'une exploitation de granulats	56
Figure 51 : sur le torrent de la Béoux (26), l'ancien lit en tresses (flèche bleue) est devenu corridor forestier sous l'effet du tarissement des apports sédimentaires (© Rodolphe Montagnon)	57
Figure 52 : le tressage de la Bléone (04) en rétraction, d'après les archives photographiques de l'IGN.....	57
Figure 53 : (A) évolutions altimétrique et planimétrique des tronçons en tresses au cours du XX ^e siècle ; évolution altimétrique en fonction (B) du nombre de sites d'extractions de granulats, (C) du nombre de torrents actifs et (D) de la présence de berges érodables. D'après Liébault et al., 2013.	58
Figure 54 : exemples de conséquence de l'enfoncement du lit : à gauche, l'effondrement du pont de Mirabel-et-Blacons suite à la crue de janvier 1994 (©Syndicat Mixte Rivière Drôme) - à droite, le basculement de la culée du Pont de Chaînes suite à la crue de novembre 2003 à Die (26) (©F. Liébault).....	59
Figure 55 : incision du lit (à gauche) et dépérissement de la forêt alluviale (à droite).....	60
Figure 56 : déconnexion des affluents (à gauche) et assèchement des bras morts (à droite)	60
Figure 57 : vue aérienne du Drac en 1961 (à gauche) et en 2013 (à droite).....	60
Figure 58 : vue aérienne du Drac en 2015 après les travaux de reconstitution du matelas alluvial ; source des photographies : ©CLEDA, Burgeap et IGN	60
Figure 59 : cartographie des rivières en tresses qui subissent des pressions sur la morphologie.....	61
Figure 60 : cartographie des rivières en tresses qui subissent des pressions sur la continuité écologique	62
Figure 61 : illustration des 3 types de tronçon en tresses – 1) à bancs nus 2) à îles multiples 3) à grandes îles (modifiée d'après Belletti et al., 2015).....	68
Figure 62 : illustration du principe de calcul de W*. La rétraction des tresses incisées est marquée par des valeurs de W* faibles alors que les tresses en exhaussement ont des valeurs de W* plus importantes.	69
Figure 63 : relation entre la largeur de la bande active (m) et la taille du bassin versant.....	70
Figure 64 : calcul de la rugosité de la bande active, BRI et BRI*	71
Figure 65 : exemple de rugosité de la bande active normalisée pour l'Asse amont et le Vançon, sur deux tronçons présentant des signatures morphologiques très différentes	72
Figure 66 : exemple de la haute vallée de la Tinée, où le tressage apparaît en aval immédiat de la confluence avec un torrent actif, le Salso Moreno (Liébault et al., 2013).....	73
Figure 67 : détermination de l'altitude relative (T) des unités du lit majeur en fonction de leur âge et des unités végétales associées. La variation de l'altitude relative des unités de lit majeur ne peut se calculer que si le lit en tresses enregistre en même temps une incision et une rétraction. A et B : les couches d'information nécessaires pour le calcul de cet indicateur : A) l'altitude relative à la ligne de basse eau, B) l'âge des unités du lit majeur. A et B, permettent ainsi d'observer C) le processus d'incision en fonction de la rétraction et de la date du début de la végétalisation.	74
Figure 68 : répartition des tronçons en tresses du sud-est de la France en fonction de la largeur de leur bande active et de la taille de leur bassin versant. Les deux droites indiquent l'enveloppe de tressage observée dans ce contexte régional. D'après Piégay et al. 2009, modifié.	75
Figure 69 : distribution des tronçons fluviaux de la région du Piémont en Italie en fonction de la rétraction et de l'incision de leur bande active au cours du XX ^e siècle. D'après Bizzi et al., 2018.....	76
Figure 70 : abaque de détermination de H' max en fonction du nombre d'unités pris en compte dans son calcul.	77
Figure 71 : les différents types de linéaires aquatiques dans la plaine alluviale.	78
Figure 72 : indicateur de diversité des linéaires aquatiques H' en fonction de la fréquence du débit au moment de l'observation (en nombre de jours par an) – d'après la Figure 70, H'max est de 1,79 puisque l'on considère 6 types de linéaires aquatiques (comme illustré dans la Figure 71)	78
Figure 73 : rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant (Rtt-tc) en fonction de la fréquence du débit observé (exprimé ici en nombre de jours par an dépassé). Ce rapport est un bon indicateur de la présence potentielle d'une nappe superficielle et d'une bonne diversité potentielle des habitats	

aquatiques. Les sites avec un rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant supérieur à 1,15 correspondent à des sites potentiellement connectés à une nappe.....	79
Figure 74 : relation entre l'indicateur de diversité des linéaires en eau (H') et l'indice de tressage I_t (A), le rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant R_{tt-tc} (B) ou encore la largeur normalisée de bande active W^* (C)	80
Figure 75 : lien entre la diversité d'habitat (H') et la largeur de bande active normalisée pour détecter des tronçons potentiellement soumis à des pressions anthropiques affectant cette diversité	81
Figure 76 : répartition des tronçons de rivières en tresses en fonction de la largeur de la bande naturelle riveraine : (A) classement ordonné des tronçons d'eau et (B) distribution des valeurs intégrant les principaux centiles.....	82
Figure 77 : analyse comparée de la diversité de la mosaïque d'habitats entre la Drôme et le Bouinenc à partir de deux indices : la diversité des unités physiologiques du corridor fluvial naturel ($H' = 1,01$ sur le Bouinenc et 1,33 sur la Drôme avec $H'_{max} = 1,39$) et la diversité de la mosaïque d'âge des habitats terrestres ($H' = 1,32$ sur le Bouinenc et 1,54 sur la Drôme avec $H'_{max} = 1,60$) (d'après Lallias-Tacon et al., 2017).....	83
Figure 78 : (a) illustration de l'évolution d'une mosaïque de végétation dans le cadre du corridor fluvial de l'Asse à partir de deux photographies aériennes. (b) L'indice de diversité des habitats terrestres H' augmente significativement entre 2000 ($H'=0.82$), 2004 ($H'=1.05$), 2009 ($H'=1.30$) et 2011 ($H'=1.41$). (c) La diversité spécifique attendue varie selon les stades successionnels de végétation (en blanc au centre de la bande active, en gris dans les marges de la bande active, connectées à la forêt riveraine) (Datry et al. 2014).....	84
Figure 79 : (a) classement ordonné des tronçons en tresses en fonction de la part de la bande naturelle riveraine dans le corridor fluvial (bande naturelle riveraine + bande fluviale) et comparaison avec la largeur de la bande naturelle riveraine. (b) lien entre les deux variables permettant d'identifier les pressions potentielles sur la bande naturelle riveraine.....	85
Figure 80 : part du linéaire de contact de la bande active avec les unités paysagères adjacentes. Unités naturelles de versant, corridor naturel riverain, unités anthropisées (zone agricole, urbaine ou infrastructures)	86
Figure 81 : modèle conceptuel des signatures morphologiques des rivières en tresses dans le sud-est de la France.....	91
Figure 82 : vues d'une tresse en expansion et en exhaussement (la Bléone amont) à gauche et d'une tresse en contraction et en incision (la Drôme) à droite	91
Figure 83 : exemple de photographies aériennes utilisées pour un atelier sur les évolutions historiques dans le cadre d'une étude sur l'espace de bon fonctionnement. Les flèches rouges montrent deux zones avec un élargissement marqué de la bande active entre les photographies de 1991 et 1996 puis une rétraction avec un reboisement visible en 2013 (source : © Geopeka).....	93
Figure 84 : le Drac dans la plaine de Chabottes – un tronçon en tresses de type tresse à bancs nus	94
Figure 85 : carte des tronçons en tresses actifs/non actifs, exhausés/élargis ou incisés/rétrécis	96
Figure 86 : carte de sensibilité des tronçons étudiés à la pression prélèvement	97
Figure 87 : effet d'un endiguement resserré sur un tronçon en tresses, rivière Drôme (source : GoogleEarth) .	98
Figure 88 : effets de la crue de juin 2013 sur la morphologie du Bastan à Luz-Saint-Sauveur (65) (source : Sécurité Civile des Hautes-Pyrénées). La flèche bleue montre la largeur du corridor boisé au sein duquel coulait le Bastan avant la crue alors que celle en rouge illustre la largeur du lit après la crue.	100
Figure 89 : comparaison des photographies aériennes d'un tronçon de 5 km sur la rivière Orbigo entre 1956 et 2006 – le chenal de 2006 est représenté en bleu sur la photographie de 1956.....	101
Figure 90 : la rivière Orbigo avant les travaux (à gauche) et 6 mois après (à droite)	101
Figure 91 : évolution du lit de la Durance après recul des épis. Le nouveau lit de la Durance (jaune) permet un retour des tresses et une meilleure gestion des crues suite au recul ou à la suppression des épis (noir) Source : SMAVD	102
Figure 92 : seuil sur le Var avant travaux d'abaissement (à gauche) et après travaux d'abaissement (à droite) (CD 06).....	103
Figure 93 : photo aérienne d'un tronçon du Var de 1999 (à gauche) et de 2014 après abaissement des seuils	103
Figure 94 : principes de la gestion adaptative (Dany, 2016)	104
Figure 95 : Evolution de l'Isar à Gerestried suite à la construction de barrages hydroélectriques à l'amont du secteur représenté (Wagner et Wagner, 2002, Malavoi et Bravard, 2010).....	105

2 LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : synthèse des indicateurs d'activité morphologique et de diversité d'habitats et sous-indicateurs de risque ou de pression potentielle	66
Tableau 2 : synthèse des principes de délimitation des espaces de fonctionnement optimal et nécessaire (AERMC, 2016)	99

Téléchargez ce rapport sur
www.eaurmc.fr/Médiathèque

Mai 2019

Crédit photo page de couverture : La Bléone (04) – Matthieu Colin



LES RIVIERES EN TRESSSES

Éléments de connaissance

Méconnues du grand public, les rivières en tresses présentent pourtant un patrimoine naturel tout à fait exceptionnel. Leur présence et l'étendue de leur linéaire sont une des spécificités du bassin Rhône-Méditerranée.

Ce rapport valorise les connaissances sur les rivières en tresses du bassin acquises dans le cadre d'un projet de recherche multidisciplinaire de la zone atelier du bassin du Rhône (ZABR). Il constitue un document ressource unique. La réalisation a été coordonnée par l'agence de l'eau et le CNRS.

L'objectif de ce document est d'apporter des éléments sur le fonctionnement des rivières en tresses et de mettre à disposition des outils pour évaluer « leur santé » et mieux les gérer. Une meilleure connaissance de ces rivières permettra de faciliter la prise de compétence « gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations » (GEMAPI) par les collectivités. Elle aidera aussi la mise en œuvre du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) du bassin Rhône-Méditerranée 2016-2021 pour les territoires abritant des rivières en tresses.